



MÁSTER UNIVERSITARIO EN INGENIERÍA INDUSTRIAL

TRABAJO FIN DE MÁSTER

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (ACV) DE UNA PLANTA DE CODIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS EN EL SUR DE ESPAÑA

Autor: Pablo Gómez Sánchez de Rojas

Directores: María del Mar Cledera Castro, Javier Victoria Rodríguez

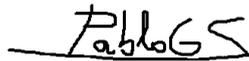
Madrid

Agosto 2023

Declaro, bajo mi responsabilidad, que el Proyecto presentado con el título
Análisis de Ciclo de Vida (ACV) de una planta de codigestión anaerobia de residuos en
el sur de España

en la ETS de Ingeniería - ICAI de la Universidad Pontificia Comillas en el
curso académico 2022/23 es de mi autoría, original e inédito y
no ha sido presentado con anterioridad a otros efectos.

El Proyecto no es plagio de otro, ni total ni parcialmente y la información que ha sido
tomada de otros documentos está debidamente referenciada.



Fdo.: Pablo Gómez Sánchez de Rojas

Fecha: 28/08/2023

Autorizada la entrega del proyecto
EL DIRECTOR DEL PROYECTO

Fdo.: María del Mar Cledera Castro, Javier Victoria Rodríguez Fecha: 28/08/2023





MÁSTER UNIVERSITARIO EN INGENIERÍA INDUSTRIAL

TRABAJO FIN DE MÁSTER

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (ACV) DE UNA PLANTA DE CODIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS EN EL SUR DE ESPAÑA

Autor: Pablo Gómez Sánchez de Rojas

Directores: María del Mar Cledera Castro, Javier Victoria Rodríguez

Madrid

Agosto 2023

ANÁLISIS DE CICLO DE VIDA (ACV) DE UNA PLANTA DE CODIGESTIÓN ANAEROBIA DE RESIDUOS EN EL SUR DE ESPAÑA

Autor: Gómez Sánchez de Rojas, Pablo.

Directores: María del Mar Cledera Castro, Javier Victoria Rodríguez

RESUMEN DEL PROYECTO

Palabras clave: Digestión Anaerobia, Análisis de Ciclo de Vida, Comunidad Energética

1. Introducción

El cambio climático es un desafío global urgente impulsado principalmente por las emisiones de gases de efecto invernadero de los combustibles fósiles, lo que ha llevado a los gobiernos a buscar soluciones a través de acuerdos internacionales como el Acuerdo de París y el Pacto Verde Europeo. La transición energética juega un papel clave en esta lucha al adoptar sistemas de energía renovable y bajas en carbono. En este contexto, las comunidades energéticas se presentan como una herramienta crucial para empoderar a los ciudadanos como prosumidores y promover la generación de energía renovable.

En línea con el enfoque de economía circular, la tecnología de digestión anaerobia (DA) surge como una solución eficiente para tratar los residuos orgánicos y reducir la cantidad de desechos enviados a vertederos. Al aprovechar los recursos de manera más eficiente y generar biogás, la DA contribuye significativamente a la mitigación del cambio climático y la protección del medio ambiente. La DA produce biogás, una valiosa fuente de energía renovable que puede utilizarse mediante sistemas de calor y electricidad combinados (CHP). Además, el digestato generado en el proceso puede sustituir los fertilizantes minerales y contribuir a la captura de carbono en suelos agrícolas.

2. Planteamiento del problema

Este proyecto se centra en la evaluación medioambiental de una planta de biometano ubicada en Alhama de Murcia, la cual es parte integral de un proyecto de comunidad energética impulsado por el ayuntamiento y la localidad. También se lleva a cabo un estudio de viabilidad económica para esta comunidad energética.

La planta tiene como objetivo aprovechar diversos residuos de la comarca, entre los que se incluyen la FORSU (fracción orgánica de los residuos municipales), residuos de frutas y verduras del mercadillo semanal, lodos de la Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR), purines de cerdo del grupo Cefu S.A. y restos cárnicos del grupo El Pozo. Este proyecto consta de diferentes etapas, comenzando con el pretratamiento de los residuos, seguido del proceso de digestión y finalmente el postratamiento del digestato y el biogás obtenido.

- Pretratamientos: abarca varias etapas esenciales para el procesamiento eficiente de los residuos. En primer lugar, se lleva a cabo la separación y prensado de la fracción resto, seguido de la trituración de la fracción orgánica (FORSU).

Además, se incluye el proceso de separación sólido-líquido del purín de cerdo. La FORSU, conjuntamente con la fracción líquida del purín, los restos de carne, y de frutas y verduras trituradas, así como los lodos de depuradora, son conducidos hacia un tanque de homogeneización antes de ingresar al digestor.

- Tratamiento del digestato: El residuo resultante de la digestión o digestato se deshidrata. La fracción líquida se drena a la planta EDAR de Alhama, y la fracción sólida del digestato y del purín se envían a compostaje para su estabilización.
- Tratamiento del biogás: se han establecido dos alternativas para el uso del biogás generado en el proyecto. La primera opción es la purificación del biogás para obtener biometano, que se inyecta en la red de gas para su consumo doméstico por los habitantes de Alhama. La segunda opción consiste en convertir el biogás simultáneamente en electricidad y calor mediante un ciclo de cogeneración. En esta opción, la planta se autoabastece de calor para el digestor y electricidad, y la electricidad sobrante se inyecta en la red, mientras que el calor sobrante se destina a consumo industrial.

Para desarrollar cada una de las etapas se ha partido de datos de inventario de otros Análisis de Ciclo de Vida y estudios medioambientales de años recientes en la literatura. La metodología utilizada para este análisis medioambiental es la de Análisis de Ciclo de Vida.

3. Estado del arte

3.1 Análisis de ciclo de vida (ACV)

Esta técnica atribuye a los productos todos los efectos ambientales derivados del consumo de materias primas y energías necesarias para su manufactura, transporte y distribución, las emisiones y residuos generados en el proceso de producción, así como los efectos ambientales que surgen del fin de vida del producto como desecho. De acuerdo con la normativa ISO 14040 y 14044 (International Organization for Standardization, 2006), la cual especifica los principios, el marco general y necesidades básicas para la elaboración de un estudio ACV, un proyecto de este tipo puede dividirse en cuatro fases no secuenciales: objetivo y alcance, análisis de inventario, análisis de impacto e interpretación de los resultados.

- Objetivo y alcance del estudio: se establece el problema a estudiar y se determina la unidad funcional del sistema. Se definen los límites del estudio y se seleccionan las categorías de impacto que se incluirán.
- Análisis de inventario: se recopilan datos y se cuantifican los efectos ambientales negativos asociados a la unidad funcional. Estos efectos se consideran como una "carga ambiental" que incluye emisiones de gases contaminantes, consumo de recursos naturales, residuos sólidos, entre otros.
- Análisis del impacto: se evalúa el impacto ambiental del producto o sistema teniendo en cuenta las cargas ambientales identificadas en el inventario. Esto se hace mediante la selección de categorías de impacto, clasificación de datos y caracterización mediante indicadores de categoría.
- Interpretación de los resultados: se clarifican los objetivos del ACV y se evalúan los impactos más significativos de acuerdo con estos objetivos. Se establecen conclusiones, limitaciones y recomendaciones que serán útiles para otros estudios.

En el ACV se han considerado las siguientes categorías de impacto: agotamiento abiótico, calentamiento global, destrucción de la capa de ozono, toxicidad humana, ecotoxicidad,

oxidación fotoquímica, acidificación y eutrofización. La unidad funcional elegida para cuantificar estos impactos es un metro cúbico de biogás, por lo que el inventario irá referido a esta unidad funcional. Con respecto a los impactos medioambientales, se han cuantificado a través de un método de cálculo conocido como CML-IA baseline disponible en el software utilizado, SimaPro, herramienta líder a nivel mundial para la elaboración de estudios medioambientales y ACVs. Este software incluye la base de datos empleada en este proyecto, Ecoinvent 3, la fuente de ACV más transparente y consistente a día de hoy. Los flujos de entrada y salida del sistema que conforman el inventario se han hecho corresponder con materias primas, recursos energéticos y procesos de la base de datos de Ecoinvent 3 en SimaPro.

3.2 Incentivos a comunidades energéticas

El marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR) ha aprobado convocatorias de incentivos para proyectos únicos de comunidades energéticas bajo el programa CE Implementa y para Oficinas de Transformación Comunitaria para promover y dinamizar comunidades energéticas bajo el programa CE Oficinas (IDAE, 2022a). La implementación de estos pilotos únicos, desarrollados a través del programa CE Implementa, demuestra la viabilidad de estas iniciativas mediante la validación de modelos de negocio e innovaciones técnicas y sociales asociadas a ellas. Para ser elegibles en estas convocatorias, se deben cumplir los siguientes requisitos: un mínimo de 5 socios, con socios o miembros ubicados en un radio de 25 kilómetros. La participación debe ser abierta y voluntaria, y debe ejercerse un control efectivo por parte de los socios o miembros.

4. Objetivos del proyecto

En este proyecto de fin de máster se han planteado los siguientes objetivos a alcanzar:

- Evaluar el potencial de generación renovable en localidades pequeñas que se enfrentan a desafíos en la gestión adecuada de residuos y carecen de sistemas eficientes para su eliminación. Estas localidades se caracterizan por tener una presencia significativa de residuos generados por diversas actividades, como la agricultura, la ganadería o la industria.
- Comprobar si existe un beneficio medioambiental con la implementación de este proyecto. Para ello se debe cuantificar el impacto que genera este proyecto y compararlo con lo situación previa, es decir, analizar el impacto actual del tratamiento de los residuos considerados, así como el impacto de generación de los outputs producidos en la planta (compostaje, calor y electricidad, o biometano).
- Analizar la viabilidad económica del proyecto, teniendo en consideración la falta de financiación propia de una comunidad energética.

5. Interpretación de resultados y resultados

Resultados del calentamiento global total desglosados por subprocesos principales se presentan en la Figura 1, donde se compara la huella de carbono para el caso de inyección de biometano a red, con el caso de cogeneración y sus casos base correspondientes. Se observa que en caso de cogeneración deja de existir consumo eléctrico en media tensión

para el calentamiento del digestor y que el impacto es inferior en las etapas de compostaje y pretratamiento, pues en este caso no se precisa de electricidad del exterior gracias al autoabastecimiento de la electricidad de cogeneración. También se observa que la etapa de cogeneración y consumo de calor genera una menor huella de carbono pues a pesar de haber emisiones asociadas al ciclo de cogeneración el calor de cogeneración es destinado a consumo final y no precisa de transformaciones adicionales, luego en su uso para calentamiento industrial no se considera que produzca impacto. Sin embargo, para uso en calderas domésticas el biometano aún no ha alcanzado su transformación final en forma de calor, con lo cual el impacto producido para generar calor es notorio. Además, también se incluye el efecto ambiental negativo que tiene la etapa purificación.

Respecto a los casos base se observa el fuerte impacto evitado en no generar calor en calderas de gas (doméstica e industrial) debido a las considerables emisiones directas al aire durante la combustión, de 1,12 kg CO₂. También es notable el impacto de generación eléctrica por parte de una CCGT, emitiendo 0,96 kg CO₂. Se debe destacar el impacto notable en el tratamiento previo de purines, que suponen un impacto de 1,01 kg CO₂, debido a las considerables emisiones al aire por largos periodos de almacenamiento para estabilización y durante el esparcimiento en los terrenos, además de emisiones al agua y suelo. También es destacable la producción evitada de urea, derivado del amoniaco, considerado como una de las industrias más intensivas en energía y emisiones, y en el foco de la descarbonización. Por último, y no menos significativo, el impacto producido durante el tratamiento previo de lodos EDAR y restos de fruta y verdura, debido a las emisiones durante la deshidratación y esparcimiento a la tierra, y compostaje.

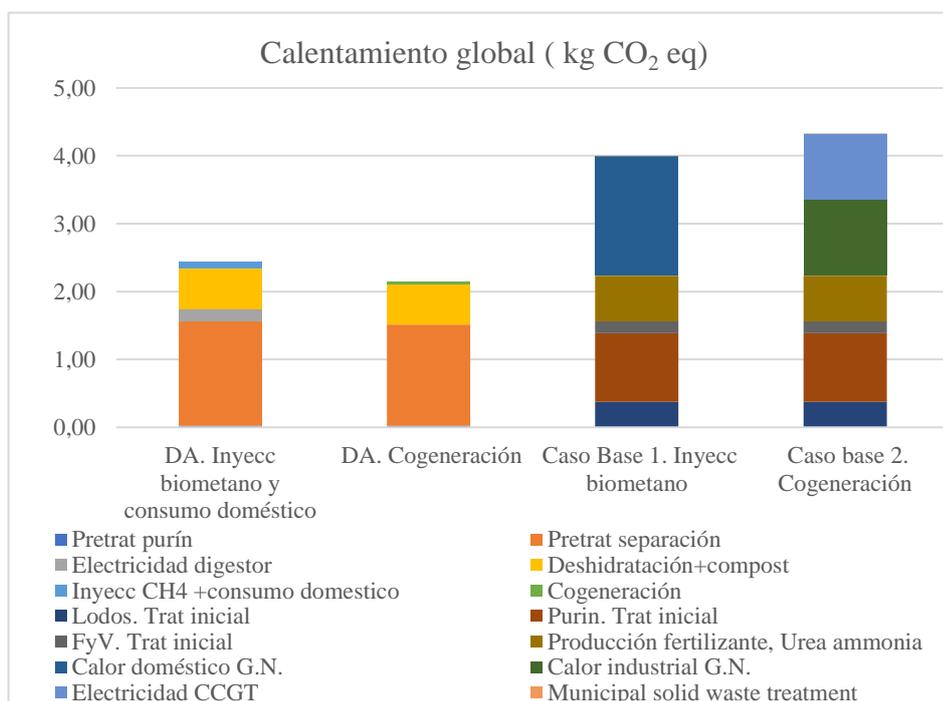


Figura 1 Comparativa de impactos sobre el calentamiento global para cada escenario (Elaboración Propia)

El estudio del impacto ambiental del proyecto de digestión anaerobia comparado con casos base previos ha demostrado que la implementación de un sistema de cogeneración y la inyección de biometano a la red son opciones altamente favorables en términos de reducción de emisiones y mitigación del calentamiento global. La combinación de la digestión anaerobia, pretratamientos y compostaje con cogeneración ha mostrado los

mejores resultados en todas las categorías de impacto ambiental, lo que indica su viabilidad y contribución positiva a la sostenibilidad.

Es importante destacar que el impacto ambiental de los casos base, especialmente en la generación de calor en calderas de gas y en la producción de urea a partir de amoníaco, es considerable. La adopción de la digestión anaerobia con la comunidad energética ha permitido evitar estos impactos significativos, demostrando el potencial de esta tecnología para reducir la huella de carbono y contribuir a la descarbonización.

En cuanto a la comunidad energética del proyecto, la creación de una cooperativa se presenta como una opción adecuada y exitosa para llevar a cabo los objetivos propuestos. Las cooperativas han demostrado ser entidades estables y efectivas para proyectos de comunidades energéticas, y su funcionamiento democrático y transparente asegura la participación y beneficios para todos los socios. La colaboración con las autoridades locales es esencial para el éxito de la comunidad energética. La participación de los gobiernos municipales puede proporcionar apoyo institucional, facilitar los trámites administrativos y asegurar la estabilidad y viabilidad del proyecto. Además, promover la contratación de la comunidad energética para abastecer instalaciones públicas y facilitar espacios comunitarios para la instalación de la tecnología son medidas que optimizan el uso de recursos y fortalecen la colaboración.

El análisis financiero ha demostrado la viabilidad económica del proyecto de digestión anaerobia con comunidad energética. Aunque el primer año muestra pérdidas debido a la construcción, los años subsiguientes presentan flujos positivos de efectivo y una tasa interna de retorno favorable del 17%. La viabilidad del proyecto para los aportantes de equity, es decir, la comunidad energética, está asegurada con un costo del equity inferior a la tasa interna de retorno. El ratio de cobertura del servicio de la deuda es mayor a 1,25, lo que indica que la comunidad energética puede hacer frente a sus obligaciones financieras y resulta atractivo para los bancos en términos de préstamos.

LIFE CYCLE ASSESSMENT (LCA) OF AN ANAEROBIC CO-DIGESTION PLANT FOR WASTE IN SOUTHERN SPAIN

Author: Gómez Sánchez de Rojas, Pablo.

Supervisors: María del Mar Cledera Castro, Javier Victoria Rodríguez

ABSTRACT

Keywords: Anaerobic digestion, Life Cycle Assessment, Energy community

1. Introduction

Climate change is an urgent global challenge primarily driven by greenhouse gas emissions from fossil fuels, leading governments to seek solutions through international agreements like the Paris Agreement and the European Green Deal. Energy transition plays a pivotal role in this endeavor by adopting renewable and low-carbon energy systems. In this context, energy communities emerge as a crucial tool to empower citizens as prosumers and promote renewable energy generation.

Aligned with the circular economy approach, anaerobic digestion (AD) technology emerges as an efficient solution to treat organic waste and reduce landfill disposal. By optimizing resource utilization and producing biogas, AD significantly contributes to climate change mitigation and environmental protection. AD generates biogas, a valuable source of renewable energy that can be utilized through combined heat and power (CHP) systems. Additionally, the digestate generated in the process can replace mineral fertilizers and enhance carbon capture in agricultural soils.

2. Problem planning

This project focuses on the environmental assessment of a biogas plant located in Alhama de Murcia, which is an integral part of a community energy project driven by the municipality and the local community. A feasibility study for this community energy initiative is also conducted.

The plant's objective is to utilize various types of waste from the region, including the organic fraction of municipal waste (OFMSW), fruit and vegetable waste from the weekly market, sludge from the Wastewater Treatment Plant (WWTP), pig manure from Cefu S.A., and meat residues from El Pozo Group. This project encompasses different stages, beginning with the pre-treatment of the waste, followed by the digestion process, and ultimately the post-treatment of the obtained digestate and biogas.

- **Pre-treatments:** This phase covers several essential stages for efficient waste processing. It starts with the separation and pressing of the residual fraction, followed by the crushing of the organic fraction (OFMSW). Additionally, the solid-liquid separation process of pig manure is included. The OFMSW, along with the liquid fraction of pig manure, meat residues, crushed fruits and vegetables, and WWTP sludge, are directed to a homogenization tank before entering the digester.

- Digestate treatment: The residue resulting from digestion, or digestate, undergoes dehydration. The liquid fraction is directed to the Alhama WWTP, while the solid fraction of the digestate and pig manure is sent for composting to ensure stabilization.
- Biogas treatment: Two alternatives for biogas utilization have been established. The first option involves purifying the biogas to obtain biomethane, which is injected into the gas grid for domestic consumption by Alhama residents. The second option entails simultaneously converting biogas into electricity and heat through a cogeneration cycle. In this option, the plant self-sustains the heat required for the digester and electricity generation, with surplus electricity injected into the grid and excess heat directed towards industrial consumption.

To develop each stage, inventory data from previous Life Cycle Assessments and recent environmental studies in the literature have been utilized. The methodology employed for this environmental analysis is the Life Cycle Assessment.

3. State of art

3.1 Life Cycle Assessment (LCA)

This technique attributes to products all the environmental impacts stemming from the consumption of raw materials and energy necessary for their manufacturing, transportation, and distribution, as well as the emissions and waste generated in the production process, and the environmental effects arising from the end-of-life disposal of the product. According to ISO 14040 and 14044 standards (International Organization for Standardization, 2006), which outline principles, the general framework, and basic requirements for conducting a Life Cycle Assessment (LCA), a project of this kind can be divided into four non-sequential phases: goal and scope definition, inventory analysis, impact assessment, and interpretation of results.

- Goal and scope definition: The problem to be studied is established, and the functional unit of the system is determined. The study boundaries are set, and the impact categories to be included are selected.
- Inventory analysis: Data is collected and the negative environmental effects associated with the functional unit are quantified. These effects are considered as "environmental burdens," encompassing emissions of pollutants, consumption of natural resources, solid waste, among others.
- Impact assessment: The environmental impact of the product or system is evaluated, taking into account the environmental burdens identified in the inventory. This is done by selecting impact categories, classifying data, and characterizing using category indicators.
- Interpretation of results: The objectives of the LCA are clarified, and the most significant impacts are assessed in accordance with these objectives. Conclusions, limitations, and recommendations are established that will be useful for other studies.

In the LCA, the following impact categories have been considered: abiotic depletion, global warming, ozone depletion, human toxicity, ecotoxicity, photochemical oxidation, acidification, and eutrophication. The chosen functional unit for quantifying these impacts is one cubic meter of biogas, so the inventory will be referenced to this functional unit. Concerning environmental impacts, they have been quantified using a calculation method known as CML-IA baseline, available in the software used, SimaPro. SimaPro is

a world-leading tool for conducting environmental studies and LCAs. This software includes the database used in this project, Ecoinvent 3, the most transparent and consistent LCA database available today. The input and output flows of the system that comprise the inventory are aligned with raw materials, energy resources, and processes from the Ecoinvent 3 database in SimaPro.

3.2 Energy communities' incentives

The framework of the Recovery, Transformation, and Resilience Plan (PRTR) has approved incentive calls for unique energy community projects under the CE Implementa program and for Community Transformation Offices to promote and invigorate energy communities under the CE Oficinas program (IDAE, 2022a). The implementation of these unique pilots, developed through the CE Implementa program, demonstrates the feasibility of these initiatives by validating business models and technical and social innovations associated with them. To be eligible for these calls, the following requirements must be met: a minimum of 5 partners, with partners or members located within a 25-kilometer radius. Participation must be open and voluntary, and effective control must be exercised by the partners or members.

4. Objectives of the project

In this master's thesis project, the following objectives have been outlined to achieve:

- Evaluate the renewable generation potential in small communities facing challenges in proper waste management and lacking efficient disposal systems. These communities are characterized by a significant presence of waste generated from various activities such as agriculture, livestock, or industry.
- Determine if there is an environmental benefit from the implementation of this project. To achieve this, the impact generated by this project must be quantified and compared to the previous situation. This involves analyzing the current impact of waste treatment and assessing the impact of the outputs produced by the plant (composting, heat and electricity, or biogas).
- Analyze the economic viability of the project, considering the lack of self-funding within an energy community.

5. Results interpretation and conclusions

The results of the total global warming potential, broken down by main subprocesses, are presented in Figure 1, comparing the carbon footprint for the case of biogas injection into the grid with the cogeneration case and their respective baseline scenarios. It can be observed that in the cogeneration case, there is no longer a need for medium-voltage electrical consumption for digester heating, and the impact is lower in the composting and pretreatment stages. This is due to the self-supply of electricity from cogeneration. Additionally, the cogeneration and heat consumption stage generates a lower carbon footprint, as the heat produced by cogeneration is directly used for final consumption, eliminating the need for additional transformations. However, for use in domestic boilers, biogas has not yet been fully transformed into heat, resulting in a

noticeable impact in heat generation. Furthermore, the negative environmental effect of the purification stage is also included.

Compared to the baseline cases, a significant impact reduction is observed by not generating heat in gas boilers (both domestic and industrial), avoiding substantial direct emissions to the air during combustion, equivalent to 1.12 kg CO₂. The impact of electricity generation by a Combined Cycle Gas Turbine (CCGT) is also noteworthy, emitting 0.96 kg CO₂. A considerable impact is highlighted in the pre-treatment of slurry, resulting in an impact of 1.01 kg CO₂. This is due to significant emissions into the air during prolonged storage for stabilization and during land spreading, in addition to emissions into water and soil. The avoided production of urea, a derivative of ammonia, is also remarkable. The ammonia industry is energy-intensive and emission-intensive, making it a focal point for decarbonization efforts. Lastly, the impact during the pretreatment of wastewater sludge and fruit and vegetable residues is significant, stemming from emissions during dehydration, spreading on land, and composting processes.

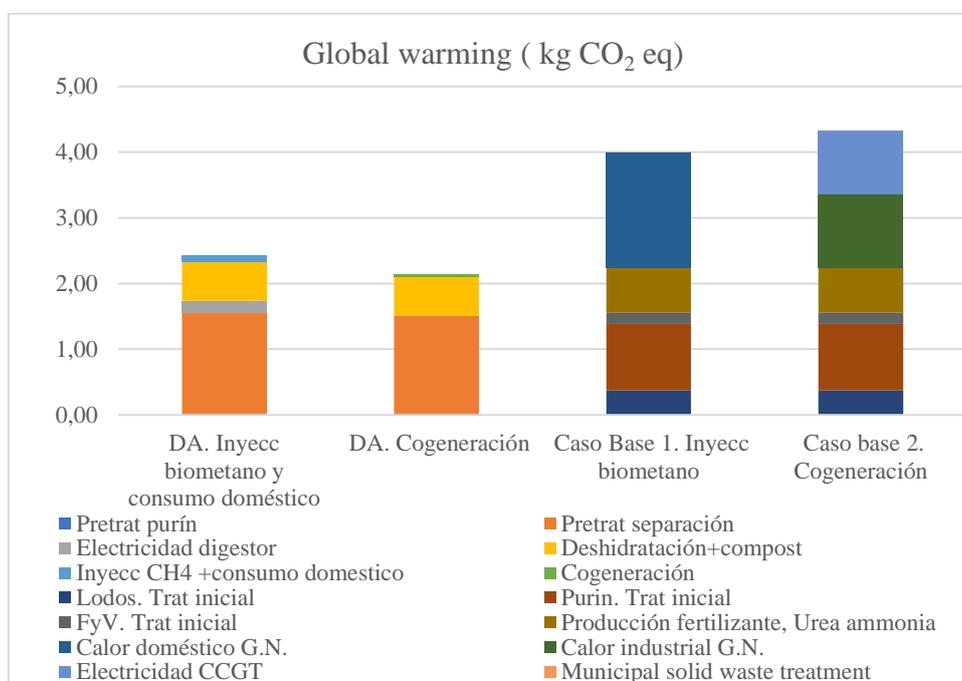


Figure 1 Comparison of Global Warming Impacts for Each Scenario (Own elaboration)

The environmental impact assessment of the anaerobic digestion project compared to previous baseline cases has demonstrated that the implementation of a cogeneration system and the injection of biogas into the grid are highly favorable options in terms of emission reduction and mitigation of global warming. The combination of anaerobic digestion, pre-treatments, and composting with cogeneration has shown the best results across all environmental impact categories, indicating its viability and positive contribution to sustainability.

It is important to highlight that the environmental impact of the baseline cases, especially in heat generation in gas boilers and the production of urea from ammonia, is considerable. The adoption of anaerobic digestion with the community energy initiative has allowed avoiding these significant impacts, showcasing the potential of this technology to reduce carbon footprint and contribute to decarbonization.

Regarding the community energy aspect of the project, establishing a cooperative has proven to be a suitable and successful option to achieve the proposed objectives. Cooperatives have demonstrated stability and effectiveness in community energy projects, and their democratic and transparent operation ensures participation and benefits for all members. Collaboration with local authorities is essential for the success of the community energy initiative. Involvement of municipal governments can provide institutional support, streamline administrative processes, and ensure project stability and viability. Furthermore, promoting contracts between the community energy initiative and public facilities, as well as providing community spaces for technology installation, are measures that optimize resource utilization and strengthen collaboration.

The financial analysis has shown the economic viability of the anaerobic digestion project with the community energy initiative. While the first year indicates losses due to construction, subsequent years present positive cash flows and a favorable internal rate of return (IRR) of 17%. The project's viability for equity contributors, i.e., the community energy initiative, is ensured with an equity cost lower than the IRR. The debt service coverage ratio exceeds 1.25, indicating that the community energy initiative can meet its financial obligations and is attractive to banks in terms of loans.

Contenido de la Memoria

1. Introducción	9
2. Estado del arte	13
2.1. Metodología ACV	13
2.2. Gestión de los residuos	15
2.2.1. Residuos de fruta y verdura	15
2.2.2. Purines de cerdo	16
2.2.3. Lodos de depuradora	17
2.2.4. Fracción resto y FORSU	18
2.3. Digestión anaerobia	19
2.3.1. Etapas digestión anaerobia	19
2.3.1.1. Hidrólisis	20
2.3.1.2. Acidogénesis.....	21
2.3.1.3. Acetogénesis.....	21
2.3.1.4. Metanogénesis	22
2.3.2. Parámetros de control de la digestión	23
2.3.2.1 Temperatura.....	23
2.3.2.2. pH y AGVs	23
2.3.2.3. Demanda química de oxígeno	24
2.3.2.4. Carbono orgánico total	25
2.3.2.5. Nitrógeno total	25
2.3.2.6. C/N ratio	25
2.3.3. Codigestión anaerobia	26
2.3.4. Codigestión de lodos EDAR y purines con residuos orgánicos	27
2.3.5. Influencia del tipo de sustrato en la producción de biogás	28

2.3.6.	Expresiones de producción de biogás por sustrato	29
2.4.	<i>Comunidades energéticas. Regulación en España</i>	30
3.	Caso de estudio y objetivos del proyecto	37
4.	Herramientas para la elaboración del ACV	39
5.	Pretratamiento de residuos	41
5.1.	<i>Pretratamiento Fracción resto</i>	41
5.1.1.	Clasificación de la línea de entrada	41
5.1.2.	Acondicionamiento de la alimentación al digestor	46
5.2.	<i>Pretratamiento de purines</i>	49
5.2.1.	Almacenamiento de purines	50
5.2.2.	Separación sólido-líquido (SLS)	50
5.2.3.	Efectos de SLS en el potencial de producción de metano	53
6.	Postratamiento de residuos	55
6.2.	<i>Tratamiento del digestato</i>	55
6.3.	<i>Tratamiento del biogás</i>	56
7.	Análisis de Ciclo de Vida del caso de estudio	59
7.2.	<i>Objetivo y definición del alcance</i>	59
7.2.1.	Potencial de residuos de entrada	61
7.3.	<i>Límites del sistema</i>	64
7.4.	<i>Inventario de ciclo de vida (ICV)</i>	65
7.4.1.	ICV escenario base	65
7.4.1.1.	Tratamiento inicial purines	65
7.4.1.2.	Tratamiento inicial lodos de depuradora	67
7.4.1.3.	Tratamiento inicial restos de fruta y verdura	70
7.4.1.4.	Tratamiento inicial fracción resto	70
7.4.1.5.	Producción evitada outputs	70

7.4.2. ICV Escenario proyecto DA	71
7.5. <i>Análisis de impacto de ciclo de vida (AICV)</i>	79
7.5.1. Resultados	80
8. Estructuración de la comunidad energética	87
9. Estudio económico de la comunidad energética	89
9.1. <i>Perfiles de generación y consumo</i>	89
9.2. <i>Viabilidad económica</i>	90
10. Alineación con los ODS	99
11. Conclusiones	101
12. Referencias	103
ANEXO I	109

Índice de Figuras

Figura 1 Etapas del ACV	13
Figura 2 Generación de lodos en EDAR	17
Figura 3 Esquema con las principales fases del metabolismo anaerobio y los compuestos más representativos.....	20
Figura 4 Producción de biogás por rango de temperatura	23
Figura 5 Biodegradabilidad según ratio DBO ₅ /DQO	24
Figura 6 Composición porcentual de metano. Método NMOC.....	29
Figura 7 Foso de descarga y cinta transportadora de alimentación	42
Figura 8 Trómel	42
Figura 9 Separador balístico	43
Figura 10 Electroimán y separador de Foucault	44
Figura 11 Separador óptico.....	45
Figura 12 Esquema clasificación de residuos de la fracción resto	46
Figura 13 Separador de inertes por decantación (pesados) y por flotabilidad (ligeros) .	47
Figura 14 Esquema DA y postratamientos	56
Figura 15 Diagrama de procesos y flujo principal del sistema. Escenario de inyección de biometano a red	72
Figura 16 Diagrama de procesos y flujo principal del sistema. Escenario de cogeneración	72
Figura 17 Esquema del proceso principal “Digestor” en SimaPro.....	73
Figura 18 Comparativa normalizada a unidades de energía (MJ) para las categorías de impacto por etapas	81
Figura 19 Comparativa de impactos sobre el calentamiento global para cada escenario	82
Figura 20 Comparativa de impactos sobre la eutrofización para cada escenario	84
Figura 21 Comparativa de impactos sobre la ecotoxicidad en agua marina para cada escenario	85

Figura 22 Curva monótona de carga de consumo eléctrico (kW) en Alhama.....	89
Figura 23 Curva monótona de carga de consumo de gas natural (kW) en Alhama	90
Figura 24 Inputs modelo económico Comunidad Energética.....	91
Figura 25 Precios TTF futuros gas natural	92

Índice de Tablas

Tabla 1 Inconvenientes mono-digestión de residuos.....	26
Tabla 2 Parámetros químicos para el cálculo de la producción de metano y biogás.....	29
Tabla 3 Parámetros de la exponencial de biogás producido en función del tiempo.....	30
Tabla 4 Emisiones etapa de clasificación y pretratamiento mecánica fracción resto.....	48
Tabla 5 Composición de los residuos separados y no separados.....	49
Tabla 6 Balance volumétrico para cada fracción post SLS y fracción másica de los parámetros fisicoquímicos respecto al purín inicial pre-SLS. Purín inicial bruto: COT: 3,95 g/L NAT: 1,12 g/L ST: 12,45 mg/L SV: 8,45 mg/L	52
Tabla 7 Emisiones al aire durante el almacenamiento de la fracción líquida del purín .	52
Tabla 8 Emisiones por quema en antorcha de biogás.....	57
Tabla 9 Cantidad anual producida por residuo en la localidad de Alhama Murcia.....	62
Tabla 10 Emisiones caso base tratamiento de purines.....	67
Tabla 11 Inputs fracción del lodo a deshidratación y esparcimiento en campo	67
Tabla 12 Outputs. fracción del lodo a deshidratación y esparcimiento en campo	68
Tabla 13 Emisiones fracción del lodo a deshidratación y esparcimiento en campo	69
Tabla 14 Inputs fracción del lodo a compostaje	69
Tabla 15 Outputs. fracción del lodo a compostaje	69
Tabla 16 Emisiones fracción del lodo a compostaje	70
Tabla 17 Inputs digestor	74
Tabla 18 Inputs pretratamiento separación, prensado, trituración y homogeneización .	75
Tabla 19 Input y emisiones por almacenamiento 3 días, línea de purines	75
Tabla 20 Outputs residuos separación fracción resto y tratamiento posterior.....	76
Tabla 21 Inputs compostaje	77
Tabla 22 Emisiones compostaje	77
Tabla 23 Outputs. Fracción líquida deshidratación (lixiviados) a Tratamiento de aguas	77

Tabla 24 Impacto ambiental por categoría y por escenario. Referido a 1 m ³ de biogás	81
Tabla 25 Parámetros cálculo del WACC.....	95
Tabla 26 RCSD del proyecto.....	96

1. Introducción

El cambio climático es un desafío global urgente, principalmente causado por las emisiones de gases de efecto invernadero derivadas de los combustibles fósiles, que siguen siendo la fuente de energía predominante. Los gobiernos están buscando orientación para adoptar políticas y planes que mitiguen el cambio climático a través de acuerdos internacionales como el Acuerdo de París, el Pacto Europeo por el Clima y el Pacto Verde Europeo. El objetivo es lograr cero emisiones netas de gases de efecto invernadero en Europa para 2050 (European Commission, 2021). La transición energética desempeña un papel crucial en abordar el cambio climático al transitar hacia un sistema energético global con emisiones de carbono cero. Esta transición incluye el cambio hacia una economía y sociedad baja en carbono, con sistemas de energía renovable desempeñando un papel vital. Las áreas clave de enfoque en la transición energética incluyen sistemas de energía inteligente, mecanismos de mercado y apoyo político.

Abordar el cambio climático y alcanzar los objetivos de transición energética no es solo responsabilidad de los gobiernos. Se espera que las industrias que contribuyen a las emisiones de carbono tomen medidas para reducir su impacto, mientras que se anima a las personas a adoptar estilos de vida más respetuosos con el medio ambiente. En España, en 2021 se instalaron 1.203 MW de nueva capacidad de energía solar fotovoltaica para autoconsumo, lo que representa un aumento del 101,84% con respecto a 2020, y gran parte de esta capacidad corresponde al sector industrial. Como parte de la transición energética, los ciudadanos están empoderados para pasar de roles de consumidores pasivos a roles activos como "prosumidores". Se proyecta que para 2050, más de 260 millones de ciudadanos participarán activamente en el mercado energético como prosumidores, representando el 45% de la generación de energía renovable (Euroelectric, 2019). Este importante involucramiento de los ciudadanos como prosumidores es un componente crucial de la transición energética y los esfuerzos para mitigar el cambio climático.

En este contexto, las comunidades energéticas desempeñan un papel crucial al permitir la participación ciudadana en el sistema energético. Estas comunidades reúnen a individuos y empresas para colaborar en proyectos energéticos colectivos, principalmente enfocados en generar energía renovable para satisfacer las necesidades de los miembros. El

establecimiento, operación y crecimiento de las comunidades energéticas son facilitados por factores como la estructura del mercado energético, marcos legales, apoyo administrativo e infraestructura social (Biresselioglu et al., 2021).

Las comunidades energéticas no solo contribuyen a la transición hacia energías limpias, sino que también empoderan a individuos y comunidades para participar activamente en el sistema energético. A través de las comunidades energéticas, las personas y las comunidades pueden organizarse y participar en iniciativas energéticas, fomentando el autoconsumo de energía renovable. Además, las comunidades energéticas fomentan la aceptación social de proyectos de energía renovable. Los participantes en las comunidades energéticas disfrutan de beneficios directos e indirectos, que incluyen menores costos de energía, incentivos, tarifas de suministro favorables, mejora de la eficiencia energética y reducción del consumo.

La estructura formal de las comunidades energéticas permite la participación de la comunidad en actividades comerciales junto con los actores establecidos en el mercado energético. Además, las comunidades energéticas facilitan la implementación de programas de respuesta a la demanda y tecnologías de almacenamiento de energía, lo que mejora la flexibilidad de los sistemas energéticos y reduce la capacidad requerida.

La tecnología de digestión anaerobia (DA) es considerada uno de los tratamientos biológicos más eficientes para los residuos orgánicos, alineándose con el objetivo de lograr una economía circular (Arhoun, 2017). En esta visión, se busca minimizar el desperdicio y aprovechar al máximo los recursos, evitando la contaminación ambiental derivada del manejo inadecuado de los residuos.

En línea con esta perspectiva, la Unión Europea establece metas ambiciosas, entre las que se incluye reducir a la mitad los residuos biodegradables enviados a vertederos para el año 2030, así como aumentar la recuperación de recursos y la valorización de residuos (MITECO, 2018).

En el contexto específico de España, la situación en el año 2021 muestra que se depositaron 120 kg de residuos per cápita en vertederos, lo que representa aproximadamente el 24% del total de residuos. Esta realidad generó una considerable emisión de gases de efecto invernadero, alcanzando más de 50,4 millones de toneladas de CO₂ equivalente (EUROSTAT, 2021). Dicho esto queda claro que, gracias a la implementación de tecnologías como la digestión anaerobia, se consigue reducir la

cantidad de residuos enviados a vertederos y al aprovechar los recursos de manera más eficiente, podemos contribuir significativamente a la mitigación del cambio climático y la preservación del entorno natural.

La DA de residuos produce biogás, compuesto por metano (CH_4), entre el 50-70%, dióxido de carbono (CO_2), entre 30-45%, y trazas de hidrógeno, nitrógeno, oxígeno y ácido sulfhídrico inferiores al 5%. El biogás también puede quemarse directamente a través de un sistema combinado de calor y electricidad (CHP) y generar energía renovable (electricidad y/o calor). El subproducto de la DA, que es rico en nutrientes y materia orgánica, se conoce como digestato, y se puede utilizar en tierras agrícolas para reemplazar los fertilizantes minerales y evitar el agotamiento de recursos como el fósforo y el potasio. El digestato también contribuye a la captura de carbono, ya que la materia orgánica no digerible puede incorporarse a los suelos agrícolas.

2. Estado del arte

2.1. Metodología ACV

En las últimas décadas, se ha utilizado ampliamente la metodología de Evaluación del Ciclo de Vida (ACV) para evaluar los beneficios y desventajas ambientales de la gestión de residuos, incluyendo tecnologías de recuperación de energía. Hoy en día, se considera uno de los métodos más aplicados para evaluar el rendimiento ambiental de productos, procesos o sistemas durante todo su ciclo de vida. ACV también puede encontrar puntos críticos para la elaboración de políticas para mejorar el rendimiento de un producto/servicio actuando en los procesos más gravosos y evitando el traslado de los impactos ambientales de una fase del ciclo de vida a otra. Además, la disponibilidad de varias categorías de impacto permite un análisis multiobjetivo que se puede adaptar a las necesidades y elecciones del usuario y cubrir impactos ambientales globales, regionales y locales (Bruno et al., 2022). El ACV se realizó de acuerdo con las normas internacionales ISO 14040-14044 (International Organization for Standardization, 2006) y siguiendo las cuatro fases: definición del objetivo y alcance, inventario del ciclo de vida, análisis del impacto del ciclo de vida e interpretación de los resultados.

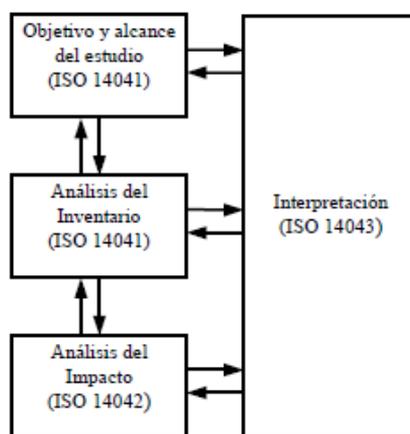


Figura 1 Etapas del ACV (M. A. Vallejo, 2016)

- *Objetivo y alcance del estudio:* se plantea el problema y los motivos por los que se realiza el estudio. Se establece la unidad funcional, es decir la función principal del sistema. Todas las entradas y salidas del sistema irán normalizadas en base a dicha unidad funcional. Se establecen unos límites de estudio. Varios factores determinan estos límites como son la aplicación prevista del estudio, las hipótesis

planteadas o los datos de los que se dispone. Otro aspecto de especial relevancia es definir las categorías de impacto que se van a incluir en el estudio.

- *Análisis de inventario*: en esta fase se lleva a cabo la recopilación de datos y los procedimientos de cálculo para identificar y cuantificar todos los efectos ambientales negativos asociados a la unidad funcional. Estos efectos suponen una “carga ambiental”, que viene a ser flujos de entrada y salida de materia o energía del sistema causando un efecto nocivo en el ambiente. Como ejemplo podrían ser las emisiones de gases contaminantes, consumo de recursos naturales, residuos sólidos, radiaciones, efluentes de aguas, etc.
- *Análisis del Impacto*: se determinará la evaluación del impacto ambiental del producto específico teniendo en cuenta el impacto total de cada proceso en el ciclo de vida. La evaluación del impacto del ciclo de vida (IACV) se utiliza para caracterizar y evaluar los efectos del consumo de recursos y las cargas ambientales identificadas en la etapa de inventario. La evaluación del impacto se lleva a cabo en tres fases diferentes:
 - Selección de las categorías de impacto, indicadores de categoría y modelos.
 - Clasificación: asignación de los datos procedentes del inventario a cada categoría de impacto según el tipo de efecto ambiental esperado. Una categoría de impacto es una clase que representa las consecuencias ambientales ocasionadas por los procesos.
 - Caracterización: consiste en la modelización, mediante los factores de caracterización, de los datos del inventario para cada categoría de impacto.

Cada categoría de impacto, *ej. acidificación*, precisa de una representación cuantitativa denominada indicador de categoría, *ej. emisión de ácido equivalente*. La suma de diferentes intervenciones ambientales para una misma categoría se hará en la unidad del indicador de categoría. Para ello las intervenciones ambientales, como la emisión de gases, se tienen que convertir a la unidad del indicador de la categoría mediante factores de caracterización o equivalencia. La expresión que cuantifica el indicador de categoría es la siguiente:

$$\text{Indicador de Categoría} = \sum_s \text{Factor de caracterización (s)} \times \text{Inventario de emisiones (s)}$$

donde el subíndice "s" representa el químico o material/componente.

- *Interpretación de los resultados:* trata de clarificar los objetivos planteados al comienzo del ACV. Se interpretan los resultados del análisis de inventario y de impacto, evaluando los impactos más significativos de acuerdo con el objetivo y alcance del ACV.

Por último, se establecen las conclusiones, limitaciones y recomendaciones del análisis que serán de gran utilidad para otros estudios.

2.2. *Gestión de los residuos*

2.2.1. Residuos de fruta y verdura

La Región de Murcia exporta más de 2,5 millones de toneladas de frutas y verduras frescas por año y es conocida como "el huerto de Europa" ya que el 70% de la producción de vegetales y el 30% de la producción de frutas se venden a Europa. Alrededor de la mitad del área de la región (11.313 km²) está dedicada a la producción agrícola. Es una región semiárida con veranos calurosos y secos, lluvias intensas esporádicas en otoño e inviernos de temperatura suave. Aproximadamente el 40% de los campos agrícolas están irrigados y el 66% de la tierra irrigada está dedicada a la producción de frutas y verduras (Martin-Gorriz et al., 2020).

De acuerdo con datos obtenidos de empresas del sector en Murcia, entre el 10 y el 20% de la producción hortofrutícola se convierte en residuo (Centro Tecnológico Nacional de la Conserva y Alimentación, 2015). Los residuos de fruta y verdura se generan en todas las etapas de la cadena de producción y distribución, incluyendo mercados de venta y empresas de envasado de conservas, donde los productos no aptos generan grandes cantidades de residuos con un potencial impacto ambiental significativo.

El residuo de fruta y verdura considerado proviene principalmente de productos descartados en el mercado de los martes en Alhama de Murcia, incluyendo frutas y verduras estropeadas y peladuras. La variedad de estos residuos es amplia, dependiendo de los gustos del comprador y la temporada. Para mantener la consistencia, se ha optado por utilizar un vector de residuo constante, específicamente calabaza, siguiendo el enfoque presentado en (Morales Polo, 2019).

Según un estudio estadístico realizado por el Ministerio de Industria, Turismo y Comercio, junto con la Fundación Institut Cerdà de Barcelona (Institut Cerdà, 2005), que tomó muestras en mercados de toda España, incluidos los mercados de Lorca, Fortuna, Jumilla, Abanilla y Blanca en Murcia, se concluyó que más del 85% de los mercados no realiza una recogida selectiva de la fracción orgánica de frutas y verduras.

Los residuos de frutas y verduras (FVW) presentan un contenido de sólidos totales (ST) entre el 8 y el 18% en peso, donde los sólidos volátiles (SV) representan casi el 90% de ellos. En cuanto a la composición, por encima del 90% de estos residuos son de fracción orgánica, compuesta por azúcares y hemicelulosa, mientras que el resto es celulosa y lignina. Es precisamente debido al alto contenido de materia orgánica oxidable (cerca del 50%), y a su elevada humedad (superior a 85%) que aumenta su biodegradabilidad y que estos residuos sean una fuente importante de problemas ambientales, como la generación de lixiviados y emisiones de gases de efecto invernadero en los lugares donde se depositan (Centro Tecnológico Nacional de la Conserva y Alimentación, 2015). Sin embargo, estas características le confieren de un alto potencial valorizable para generación de energía.

2.2.2. Purines de cerdo

España es el segundo mayor productor de cerdos en la Unión Europea, con casi 26,6 millones de cabezas de ganado, lo que ha llevado a una alta concentración de granjas porcinas en algunas áreas. Cada año se producen alrededor de 50 millones de toneladas de purines de cerdo, que deben ser gestionados adecuadamente para evitar graves impactos ambientales. Estos purines contienen agua residual con un alto nivel de contaminantes, y su composición química varía dependiendo de factores como la especie, la edad de los animales, el tipo de granja y la estación del año (Arhoun, 2017).

La industria porcina es una importante fuente de emisiones de gases de efecto invernadero, como el dióxido de carbono, el metano y el óxido nitroso, así como de generación de residuos como los purines. La gestión convencional de los purines de cerdo en España implica el almacenamiento en balsas y su posterior aplicación como abono, pero esto puede ser problemático en áreas donde el suelo no puede aceptarlos y puede provocar la saturación de los suelos con efluentes, la contaminación de las aguas subterráneas y superficiales por nitratos y fósforo, y una alta concentración de metales pesados como el cobre y el zinc en los suelos.

El almacenamiento de purines para su posterior aplicación como abono líquido es la principal fuente de emisiones de metano, que representa el 90,2% de las emisiones de gases de efecto invernadero y supone una emisión de 8,8 millones de toneladas de CO₂eq. La aplicación al suelo también puede provocar emisiones de óxido nítrico, que representan el 4,0% de las emisiones de gases de efecto invernadero y suponen una emisión de 0,12 millones de toneladas de CO₂ eq (Arhoun, 2017).

2.2.3. Lodos de depuradora

Las actividades humanas generan aguas residuales de manera inevitable, las cuales, si son vertidas sin tratar, causan daños al medio ambiente y a los recursos hídricos, incluyendo ríos, lagos, aguas costeras y subterráneas. Además, las aguas residuales sin tratar presentan riesgos para la salud pública. Para tratar estas aguas, se emplean procesos físicos, químicos y biológicos para lograr los niveles necesarios para su destino final. Sin embargo, el tratamiento de aguas residuales también produce lodos como residuos (Arhoun, 2017). La Figura 2 muestra un esquema del proceso de generación y tratamiento de lodos en una planta depuradora.

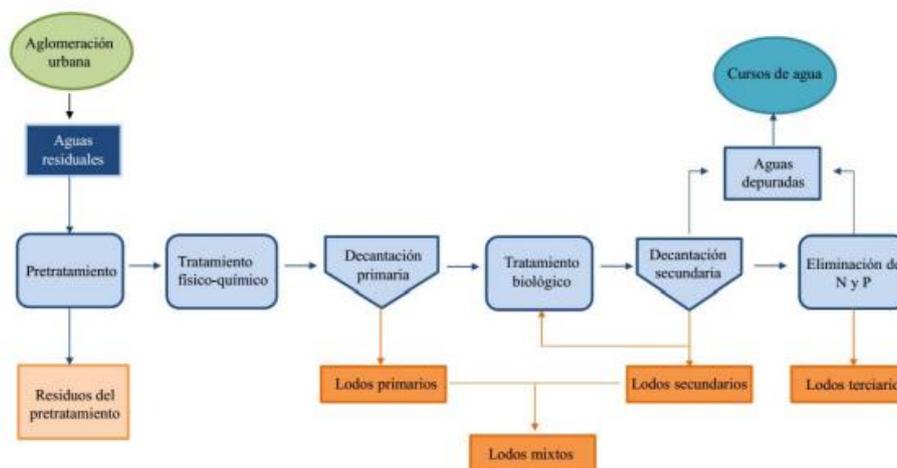


Figura 2 Generación de lodos en EDAR (Arhoun, 2017)

Los lodos se caracterizan por presentar un alto contenido de agua, superior al 95%, y su composición varía según la cantidad de contaminación presente en el agua residual original y los tratamientos a los que se somete. Contienen diversas sustancias como materiales suspendidos o disueltos, nutrientes, metales pesados, patógenos y contaminantes orgánicos. Generalmente, los lodos se tratan en la planta depuradora mediante técnicas de estabilización biológica como la digestión anaerobia, la

estabilización aerobia o el compostaje. El uso más común del lodo tratado es la aplicación en suelos agrícolas, aunque también se puede incinerar o depositar en vertederos. El lodo producido por las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) en la Región de Murcia ha sido íntegramente utilizado en suelos agrícolas. Durante el año 2022, el 61,1% de los residuos de EDAR fueron deshidratados y aplicados directamente en el campo como fertilizante, mientras que el 38,9% restante fue recolectado y enviado para compostaje antes de ser utilizado en actividades agrícolas (Esamur, 2022).

2.2.4. Fracción resto y FORSU

En España, las Comunidades Autónomas (CCAA) tienen un papel crucial en la consecución de los objetivos establecidos a nivel nacional, ya que son responsables de los servicios de recogida y tratamiento de los residuos municipales. En este contexto, la implementación de impuestos progresivos sobre el vertido e incineración en Cataluña, así como la obligatoriedad de la recogida selectiva de biorresiduos en todos los municipios catalanes desde 2008, ha tenido un impacto significativo en el aumento de la gestión adecuada de residuos (RETEMA, 2021).

Es importante destacar que la recogida selectiva no está generalizada en todo el país. De hecho, en el año 2018, solo se recogió el 12% de la fracción orgánica generada, y existían seis CCAA (Cantabria, Ceuta, Extremadura, La Rioja, Melilla y Región de Murcia) donde aún no se había implementado la recogida selectiva de la fracción orgánica. Además, la mayoría de las instalaciones de tratamiento biológico de la fracción resto se encuentran ubicadas en Andalucía, Comunidad Valenciana, Castilla y León y Cataluña (RETEMA, 2021).

En cuanto a la gestión de residuos en el año 2018, aproximadamente el 54% de los Residuos Sólidos Urbanos (RSU) generados en España fueron enviados a vertederos, mientras que el 12% se destinó a incineradoras, ya sea con o sin valorización energética. El resto de la fracción se envió para compostaje o digestión anaerobia. Dadas estas circunstancias, no es sorprendente entender por qué en la comarca de Alhama la fracción resto no esté siendo tratada y valorizada adecuadamente (RETEMA, 2021).

La fracción orgánica de residuos sólidos urbanos (FORSU) se caracteriza por presentar un alto contenido orgánico y una alta biodegradabilidad, pero carece de compuestos que se puedan utilizar como amortiguador para la acidificación. Otro problema que enfrenta

es la presencia de residuos inorgánicos o inertes que no pueden ser digeridos, lo que requiere separación y cribado antes de la digestión (Lampaya Nasarre, 2022).

2.3. Digestión anaerobia

La DA es un proceso natural en el cual la materia orgánica compleja se descompone en un ambiente anaerobio, produciendo una mezcla de gas homogénea conocida como biogás, así como una mezcla de nutrientes mineralizados y materia no digerida conocida como digestato (Morales Polo, 2022).

La digestión de la materia orgánica ocurre en cuatro etapas distintas, realizadas por cuatro familias microbianas diferentes con diferentes necesidades ambientales. Esto hace que los procesos de DA sean inestables, especialmente si se emplean en reactores continuos, tradicionalmente utilizados en procesos de tratamiento de residuos con alta contaminación orgánica en forma sólida o líquida (Lampaya Nasarre, 2022).

También es importante señalar que los productos obtenidos (biogás y digestato) presentarán composiciones diferentes y, por lo tanto, usos distintos dependiendo de la naturaleza y origen de los residuos tratados. Como resultado, tanto el biogás como especialmente el digestato requieren un control estricto al determinar sus usos finales, ya que pueden requerir técnicas de procesamiento y limpieza.

2.3.1. Etapas digestión anaerobia

Como se mencionó anteriormente, el proceso de digestión consta de cuatro etapas distintas. Estas etapas ocurren simultáneamente, aunque la fase dominante varía durante los procesos por lotes. Sin embargo, en los procesos continuos, las cuatro etapas ocurren en equilibrio durante la operación. Estas etapas, junto con los productos, se muestran a continuación en la Figura 3. Además, se proporciona detalle de las etapas a continuación.

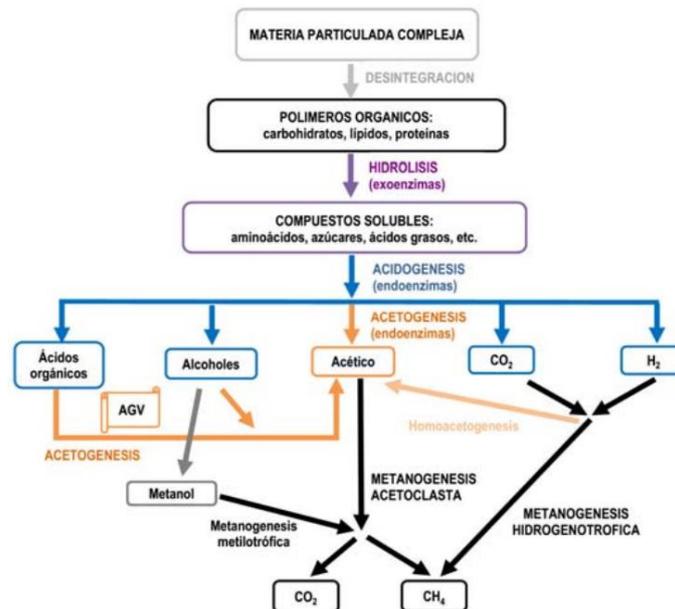
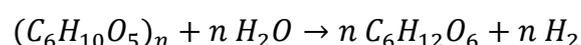


Figura 3 Esquema con las principales fases del metabolismo anaerobio y los compuestos más representativos (Arhoun, 2017)

2.3.1.1. Hidrólisis

Es el primer paso en el proceso de DA y representa la etapa crítica de la digestión, además de ser la única fase extracelular que utiliza enzimas liberadas al medio de digestión. Las tres etapas siguientes ocurren dentro de los diferentes microbios. Durante la hidrólisis, los compuestos orgánicos de cadena larga, como los carbohidratos y las proteínas, se descomponen en compuestos más simples, como acetato, dióxido de carbono y gas hidrógeno (Arhoun, 2017).

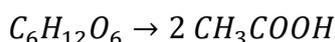
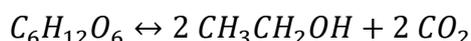
Estos compuestos más simples pueden ser absorbidos por bacterias acidogénicas, responsables de la siguiente etapa del proceso. Cabe mencionar que diferentes compuestos tendrán una tasa de descomposición menor durante la hidrólisis, según su complejidad y los elementos presentes en los monómeros, siendo los azúcares y carbohidratos procesados más rápido que los lípidos y proteínas. Por último, el pH ideal en el cual ocurre esta fase también es importante, identificándose en un rango entre 5 y 6 (Menzel, 2020). A continuación, se muestra una ecuación de ejemplo para la descomposición de un polímero de glucano.



2.3.1.2. Acidogénesis

Una vez que los compuestos orgánicos complejos han sido descompuestos, las bacterias acidogénicas absorben dichos compuestos a través de sus membranas celulares y liberan Ácidos Grasos Volátiles (AGV). Estos ácidos intermedios incluyen compuestos como el ácido acético, que es el compuesto principal a partir del cual se produce eventualmente el metano después de una mayor digestión. También es importante mencionar que los AGVs pueden acidificar el lodo, reduciendo drásticamente el pH e inhibiendo una mayor digestión al matar las bacterias responsables de la acidogénesis y la metanogénesis (Zhang et al., 2014). El rango de pH en el cual ocurre la acidogénesis es entre 5 y 8.

Esto ha llevado a desarrollos en el diseño de reactores, que ahora proponen el uso de recipientes separados para los procesos de DA (Morales Polo, 2022), conectados a través de válvulas controladas digitalmente, de modo que las primeras 2 etapas ocurran en un recipiente ácido, en sus condiciones ideales, mientras que los pasos restantes, que requieren un pH básico, pueden tener lugar en el segundo recipiente. Sin embargo, esto actualmente está siendo investigado para evaluar la viabilidad y la complejidad requerida para diseñar el sistema de control de la válvula de flujo. A continuación, se muestra el proceso de descomposición acidogénica que puede ocurrir a través de diversas reacciones reversibles.



Por último, también es importante mencionar que la descomposición de las proteínas libera nitrógeno en forma de amoníaco, lo que presenta un amortiguador para evitar la acidificación del medio de reacción. Sin embargo, una concentración elevada de amoníaco también puede suprimir la metanogénesis, requiriendo un equilibrio con el contenido de carbono para maximizar la producción.

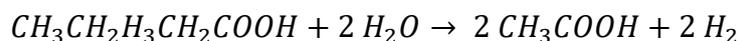
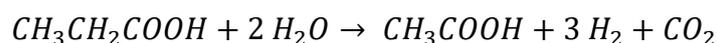
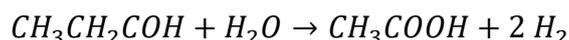
2.3.1.3. Acetogénesis

El ácido acético es el compuesto principal a partir del cual se produce el metano. El mecanismo utilizado depende de la temperatura a la que se lleve a cabo la reacción. A temperaturas termofílicas (65-70 °C), el mecanismo dominante es la metanogénesis

hidrogenotrófica, que omite la etapa que se está detallando actualmente y produce metano directamente a partir del acetato (Dong et al., 2018).

Sin embargo, la mayoría de los procesos utilizados ocurren a temperaturas mesofílicas (30-40 °C) o psicrófilas (2-25 °C) (Morales Polo, 2022). En estos rangos de temperatura, el proceso dominante de metanogénesis es la metanogénesis acetoclástica, que requiere la producción de ácido acético durante la fase de acetogénesis, con un pH ideal similar al de la acidogénesis, considerando la producción de ácido acético como un proceso de dos etapas.

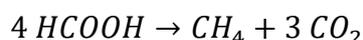
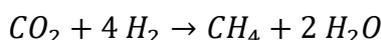
Durante dicha fase, los AGVs y compuestos más ligeros como alcoholes, producidos previamente, se convierten en ácido acético mediante la deshidrogenación del acetato. Otra reacción que produce ácido acético es la homoacetogénesis del H₂ y CH₄ liberados previamente (Rabii et al., 2019). Como en los procesos anteriores, la descomposición del acetato en ácido acético se muestra a continuación.

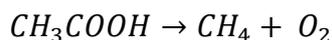


2.3.1.4. Metanogénesis

Una vez que se ha producido el ácido acético, este puede convertirse en metano y dióxido de carbono a través de la metanogénesis acetoclástica, como se explicó anteriormente. La temperatura tiene un efecto tan profundo en el mecanismo dominante que en condiciones termofílicas, se produce un 90% de metano a través del proceso hidrogenotrófico, mientras que en condiciones mesofílicas, alrededor del 66% del metano se produce mediante la metanogénesis acetoclástica (Arhoun, 2017).

Estas bacterias, a diferencia de las digestoras anteriores, requieren un pH más elevado, entre 6,5 y 7,6. Además, son extremadamente sensibles a los cambios de pH, lo que puede inhibir el proceso cuando alcanza un rango de 5,5 a 6,25 (Staley et al., 2011). Por último, las ecuaciones para la metanogénesis hidrogenotrófica se muestran a continuación. La cuarta ecuación representa la metanogénesis acetoclástica.





2.3.2. Parámetros de control de la digestión

Ciertos parámetros han sido mencionados de manera breve en las secciones anteriores, como la relación C/N o los AGVs. Debido a su importancia, serán discutidos en esta sección, ya que representan las métricas clave utilizadas para controlar y determinar el estado del digestor.

2.3.2.1 Temperatura

Al igual que en todos los procesos biológicos, la temperatura juega un papel clave en las reacciones de DA, promoviendo o inhibiendo el crecimiento de ciertas familias microbianas que resultan en diferentes tasas de descomposición de compuestos y, por lo tanto, en tasas de producción de metano, al cambiar el mecanismo dominante de metanogénesis de la metanogénesis acetoclástica a la metanogénesis hidrogenotrófica, como se revisó en la sección 2.3.1.4.

El control de la temperatura es también un elemento clave al realizar experimentos de DA, ya que se ha demostrado que una variación de 1 °C/día puede resultar en un fallo del proceso (Zhang et al., 2014). Por último, los rangos de temperatura para la DA: psicrófilo (2-25°C), mesófilo (20-40°C) y termófilo (65-70°C) se muestran a continuación, junto con su producción relativa de metano en la Figura 4 (Morales Polo, 2022).

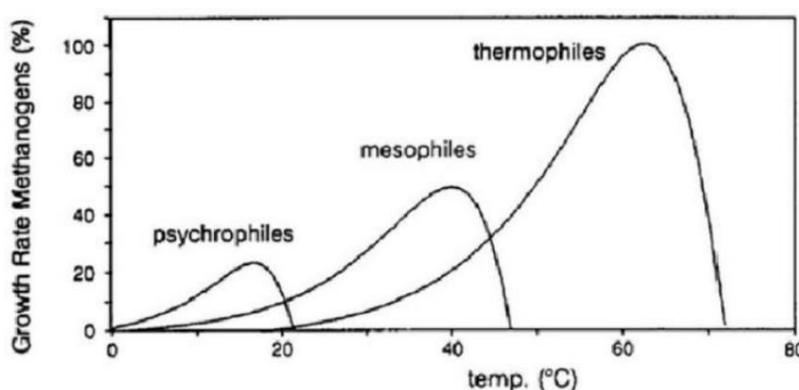


Figura 4 Producción de biogás por rango de temperatura (Morales Polo, 2022)

2.3.2.2. pH y AGVs

El pH es un parámetro esencial que puede tener impactos severos en el proceso de DA debido a los niveles de acidez o alcalinidad requeridos para cada fase de la digestión.

Varios estudios, como el de (Zhang et al., 2014), han encontrado que el nivel de pH ideal es un valor intermedio entre el óptimo para cada fase, resultando en un valor final de 7.

Dentro del control del pH, los AGVs representan el factor más significativo. Estos son compuestos intermedios simples que se encuentran en el proceso de DA, como el ácido acético, butírico, propiónico y valérico (Morales Polo, 2019).

2.3.2.3. Demanda química de oxígeno

Hay dos parámetros principales que se utilizan para medir la contaminación en las aguas residuales, así como la biodegradabilidad de dicha contaminación. La Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) se utiliza para medir la cantidad de oxígeno requerida por las bacterias para digerir y descomponer contaminantes biodegradables.

Del mismo modo, la Demanda Química de Oxígeno (DQO) mide la demanda total de oxígeno necesaria para oxidar completamente todos los contaminantes orgánicos presentes en la muestra. Además, el cociente DBO_5/DQO se utiliza para determinar la biodegradabilidad, con categorías cualitativas que se muestran a continuación en la Figura 5 (Cledera Castro, 2022).

DBO₅/DQO	Biodegradabilidad del agua residual
0,4	Alta
0,2-0,4	Normal
0,2	Baja

Figura 5 Biodegradabilidad según ratio DBO_5/DQO (Cledera Castro, 2022)

Este cociente proporciona información sobre la proporción de contaminantes que son biodegradables en relación con la cantidad total de materia orgánica presente. Cuanto mayor sea el cociente DBO_5/DQO , mayor será la biodegradabilidad y, por lo tanto, más fácil será que los contaminantes se descompongan naturalmente en el agua. Por otro lado, un cociente más bajo indica que la materia orgánica presente en el agua puede ser más resistente a la descomposición y, por lo tanto, puede requerir tratamientos más intensivos antes de liberar el agua tratada al medio ambiente.

2.3.2.4. Carbono orgánico total

El Carbono Orgánico Total (COT) representa el método más ampliamente utilizado para determinar el carbono total presente en compuestos orgánicos en una muestra (Whitehead, 2021). Por lo tanto, representa el carbono susceptible de ser digerido en el proceso de DA, lo que permite el cálculo de la relación C/N. Además, su uso en el análisis de aguas residuales es favorable debido a su menor impacto ambiental y la eliminación del uso de compuestos tóxicos como el cromo, lo que lo convierte en una herramienta útil en la evaluación y control de la calidad del agua en diversos contextos industriales y de tratamiento de aguas.

2.3.2.5. Nitrógeno total

Como se mencionó anteriormente, el nitrógeno juega un papel clave en el proceso de DA, específicamente el nitrógeno que se encuentra en forma de amoníaco. El amoníaco disuelto en el medio de digestión puede tener un efecto positivo o negativo dependiendo de los niveles de concentración. A bajas concentraciones, el amoníaco actúa como un amortiguador contra la acidificación causada por los AGVs y promueve el crecimiento bacteriano (Zhang et al., 2014). Sin embargo, concentraciones más altas de amoníaco pueden resultar en la inhibición de la metanogénesis acetoclástica debido a su mayor sensibilidad.

El nitrógeno restante puede encontrarse en varios compuestos orgánicos como proteínas y aminoácidos, y se le conoce como nitrógeno orgánico. Para facilitar la medición, se utiliza el nitrógeno total (NTK), suma del nitrógeno amoniacal y nitrógeno orgánico, y se incorpora como parte de la relación C/N que regula el proceso de DA (Morales Polo, 2019).

El equilibrio adecuado de nitrógeno es fundamental para un funcionamiento óptimo del proceso de DA, ya que afecta tanto la capacidad de amortiguar la acidificación como la eficiencia de la metanogénesis. Mantener una relación C/N adecuada es esencial para garantizar una digestión eficiente y estable, y para maximizar la producción de biogás en la planta de biometano.

2.3.2.6. C/N ratio

Comprobado como el parámetro clave en la digestión anaerobia, es el cociente entre el COT y el NTK. Este cociente representa el equilibrio necesario para promover el crecimiento bacteriano y, por lo tanto, la generación de biogás. El valor óptimo varía

según el sustrato y la alimentación utilizada, aunque el consenso es que el rango óptimo es [20-30] (Zhang et al., 2014) o [25-35] (Akratos et al., 2017).

2.3.3. Codigestión anaerobia

La digestión anaerobia es una técnica adecuada para procesar residuos orgánicos, y presenta varios beneficios, como la reducción de la producción de malos olores y emisiones de gases de efecto invernadero. Además, este proceso mejora la gestión de nutrientes, ya que se puede usar el biogás resultante para generar energía renovable y el digestato como abono. También ayuda a disminuir los costes asociados con la gestión de residuos orgánicos. Aunque la digestión anaerobia puede tratar múltiples tipos de residuos de manera separada, la mono-digestión (tratamiento de un solo tipo de residuo) puede tener algunos inconvenientes dependiendo de las propiedades del residuo. En la Tabla 1 se detalla los inconvenientes que presentan cada tipo de residuo empleado.

Tipo de residuos	Inconveniente en mono-digestión
Lodos de depuradora	Baja carga orgánica
Purín de cerdo	Baja carga orgánica y altas concentraciones de amonio
Residuos de fruta y verdura	Estacionalidad de productos Carencia de amonio
FORSU	Concentración alta en metales pesados

Tabla 1 Inconvenientes mono-digestión de residuos (Arhoun, 2017)

Una alternativa interesante para resolver la mayoría de estos problemas es la codigestión anaerobia, que implica la combinación de diferentes sustratos para mejorar la producción de biogás. La mezcla de dos o más sustratos con características complementarias permite mejorar el equilibrio de nutrientes y la relación C/N, así como reducir la toxicidad a través de la dilución. Además, la producción de metano se mejora gracias a una mayor eficiencia cinética en comparación con la mono-digestión (Hagos et al., 2017).

Cuando se considera la opción de la codigestión, es crucial seleccionar cuidadosamente las proporciones óptimas de la mezcla basadas en las interacciones positivas entre los diferentes sustratos, como los sinergismos y los nutrientes, así como el equilibrio adecuado de la humedad, para evitar la inhibición de los procesos de digestión y la acumulación de productos no deseados como los AGV, amoníaco y productos degradados de lípidos. También es importante establecer un rango apropiado de parámetros como el pH y la alcalinidad para lograr una producción óptima de metano. La codigestión ofrece numerosas ventajas ecológicas, tecnológicas y económicas, lo que conduce a una mejor gestión de los residuos orgánicos. En particular, puede mejorar significativamente la viabilidad económica de las plantas al aumentar la producción de biogás a partir de una mezcla de sustratos en comparación con su digestión por separado. Además, facilita la gestión centralizada de los residuos mediante el uso compartido de instalaciones de tratamiento, lo que reduce tanto los costos de inversión como de operación (Arhoun, 2017).

2.3.4. Codigestión de lodos EDAR y purines con residuos orgánicos

El purín de cerdo puede ser un excelente sustrato para la digestión anaerobia, debido a su alta capacidad amortiguadora y a su alto contenido de una amplia gama de nutrientes necesarios para el desarrollo de microorganismos anaerobios. Sin embargo, la monodigestión del purín presenta algunas desventajas como los bajos rendimientos de biogás, principalmente debido a su reducido contenido en materia orgánica y a su baja relación C/N, junto con un elevado contenido en agua (por encima de 90%) y una alta fracción de fibras. Además, la alta concentración de amonio presente en este tipo de residuos puede producir toxicidad e inhibición del proceso (Arhoun, 2017).

Algunos estudios han informado que la codigestión de purín con otros sustratos con alta concentración de materia orgánica puede ser la mejor alternativa, como lo son residuos agroalimentarios o FORSU. Los cosustratos adecuados para los purines de cerdo son ricos en carbono y, con grandes cantidades de materia orgánica biodegradable. Estos cosustratos se caracterizan por una elevada relación C/N, baja capacidad amortiguadora, y dependiendo de su biodegradabilidad, pueden producir concentraciones altas en AGV durante el proceso. Por lo tanto, la codigestión de los purines de cerdo con estos cosustratos puede superar estos problemas manteniendo un pH estable, dentro del intervalo adecuado, debido a la alta capacidad amortiguadora de los purines y reduciendo

la concentración de amoníaco mediante su dilución, mejorando asimismo la producción de metano (Arhoun, 2017).

La digestión anaerobia de los lodos ha sido universalmente utilizada como uno de los métodos más adecuados para la estabilización de los lodos de EDAR. La gestión de los lodos de EDAR por la digestión anaerobia, presenta un bajo rendimiento en metano y escasa biodegradabilidad debido a las características del lodo. Además, los lodos de depuradora se caracterizan por su baja relación C/N y por su alta capacidad amortiguadora. Una opción interesante para aprovechar la capacidad extra de los digestores anaerobios de lodo de EDAR es la codigestión con residuos orgánicos con características adecuadas y/o complementarias a los mismos. En el estudio (Mata-Alvarez et al., 2014) llevaron a cabo una revisión exhaustiva de varios trabajos publicados en la literatura científica que abordaron con éxito el tratamiento de lodos de EDAR utilizando diversos tipos de residuos orgánicos, incluyendo FORSU, grasas y aceites, así como residuos de frutas y verduras.

Los estudios de codigestión anaerobia entre lodos de depuradora y residuos de matadero han mostrado que son ventajosos para mejorar el rendimiento de la monodigestión de los lodos de depuradora (Arhoun, 2017). Sin embargo, cuando se supera la ratio adecuada puede producir inhibición del proceso a causa de la elevada concentración de amonio y/o ácidos grasos de cadena larga (AGCL).

2.3.5. Influencia del tipo de sustrato en la producción de biogás

La composición del sustrato a digerir afecta de manera significativa en el proceso de digestión, en la cantidad de biogás producido, así como en la calidad de este. La calidad del biogás producido se ha estimado mediante el método NMOC (Lettinga et al., 1997), que emplea la relación DQO/COT. La expresión que representa la proporción de metano producido puede verse en la siguiente expresión y en la Figura 6.

$$CH_4(\%) = 18,55 * \frac{DQO}{COT}$$

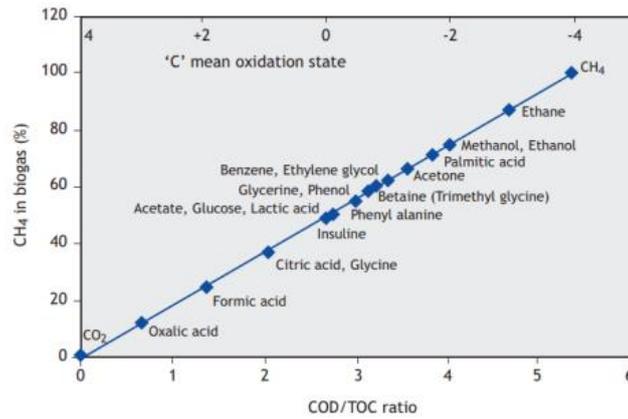


Figura 6 Composición porcentual de metano. Método NMOC (Lettinga et al., 1997)

En la siguiente tabla se recogen los parámetros DQO y COT necesarios para estimar la proporción de metano en el biogás producido. Además, se ha incluido el ratio C/N de cada residuo considerado dada la importancia que tiene durante la digestión, tal y como se ha mencionado anteriormente.

	COT (g/l)	DQO(g/l)	C/N	Referencia
Lodos EDAR	10,08	101,65	5,04	(Morales Polo, 2019)
Purín de cerdo	1,792	5,970	1,48	(Blanco Redondo, 2016) (Hollas et al., 2021)
FORSU	4,82	47,19	37,04	(Fernández Guelfo, 2008)
Residuos de fruta y verdura	82,5	173,64	20,43	(Morales Polo, 2019)
Restos cárnicos	789,52	842,15	74,17	(Morales Polo, 2019)

Tabla 2 Parámetros químicos para el cálculo de la producción de metano y biogás (Elaboración Propia)

2.3.6. Expresiones de producción de biogás por sustrato

La expresión de producción de biogás, de acuerdo con lo descrito por (Veeken and Hamelers, 1999), las reacciones de degradación anaerobia de materia particulada se

ajustan a una cinética de primer orden. A partir de datos experimentales se puede ajustar el biogás y metano producido conforme a la siguiente expresión:

$$B = B_{max}(1 - e^{-k*t})$$

	Bmax	k	Uds de Biogás (B)	Referencia
Purín (fracción líquida)	2898,76	0,07	Litros/ m ³ purín líquido	(Hollas et al., 2021)
Residuo de fruta y verdura	1074,95	0,18	ml/100 g FVW	(Morales Polo, 2019)
Lodos EDAR	399,53	0,25	ml/100 g lodos EDAR	(Morales Polo, 2019)
FORSU	330,78	0,13	ml/g FORSU	(Abad et al., 2019)
Restos cárnicos	2002,53	0,06	ml/100 g residuos de carne	(Morales Polo, 2019)

Tabla 3 Parámetros de la exponencial de biogás producido en función del tiempo (Elaboración Propia)

Por último, cabe mencionar que no se ha tenido en cuenta el efecto de sinergias por codigestión por la dificultad de determinarlo a nivel teórico al ser una mezcla de varios residuos diferentes.

2.4. Comunidades energéticas. Regulación en España

En paralelo con la mencionada regulación europea, se han adoptado diversas medidas y disposiciones a nivel nacional en los últimos años para aumentar la participación pública en la transición energética, especialmente en el sector eléctrico. De hecho, el Plan Nacional Integrado de Energía y Clima 2021-2030 (PNIEC) incluye expresamente mecanismos de participación ciudadana en diversas medidas. La Medida 1.1 implica la participación local en proyectos de generación de electricidad renovable. Las Medidas 1.2, relacionadas con la gestión de la demanda, almacenamiento y flexibilidad, y 1.4, centradas en el desarrollo del autoconsumo renovable y la generación distribuida, fomentan la participación ciudadana. La "Medida 1.6: Marco para el Desarrollo de

Energía Térmica Renovable" promueve el desarrollo de Comunidades Energéticas Renovables vinculadas a redes de calefacción urbana. La Medida 1.14 impulsa el papel proactivo de los ciudadanos en la descarbonización al involucrarlos en la definición de políticas energéticas locales, regionales y nacionales. Por último, la Medida 1.13 tiene como objetivo facilitar la participación de ciudadanos, pymes y entidades locales en la transición energética a través de Comunidades Energéticas Locales (MITECO, 2023a).

El Real Decreto 900/2015, de 9 de octubre, que regula las condiciones administrativas, técnicas y económicas de las modalidades de suministro de energía eléctrica con autoconsumo y autogeneración, implementó por primera vez las disposiciones de la Ley 24/2013, de 26 de diciembre, sobre el Sector Eléctrico, que regula el autoconsumo eléctrico en el Artículo 9. Los proyectos de energías renovables estaban exentos de todos los cargos; sin embargo, las tarifas de acceso a la red seguían siendo aplicables, lo que dificultaba el despliegue del autoconsumo (MITECO, 2023a).

Posteriormente, el Real Decreto-ley 15/2018, de 5 de octubre, de medidas urgentes para la transición energética y la protección del consumidor, proporcionó un impulso significativo al autoconsumo mediante cambios profundos en su regulación en España. Estos cambios tenían como objetivo garantizar que los consumidores, productores y la sociedad en su conjunto pudieran beneficiarse de las ventajas del autoconsumo. Al simplificar los procedimientos administrativos y permitir beneficios adicionales de la generación, se eliminaron importantes barreras regulatorias para el despliegue del autoconsumo. Como resultado, se aprobó el Real Decreto 244/2019, de 5 de abril, que regula las condiciones administrativas, técnicas y económicas para el autoconsumo de energía eléctrica, derogando casi por completo el Real Decreto 900/2015, de 9 de octubre, e introduciendo modificaciones significativas (MITECO, 2023a).

Se introdujo el concepto de autoconsumo colectivo, que permite que varios consumidores sean abastecidos con energía eléctrica de instalaciones de producción cercanas asociadas a su consumo. También se introdujeron diferentes modalidades de autoconsumo, permitiendo el suministro de energía excedente cuando las instalaciones de generación pueden inyectar energía adicional en las redes de transmisión y distribución además de abastecerse de energía para autoconsumo. Además, se desarrolló un Registro Administrativo de Autoconsumo para permitir a las autoridades supervisar y regular eficazmente las actividades de autoconsumo, asegurar el cumplimiento de las regulaciones aplicables y apoyar la integración eficiente del autoconsumo en el sistema

energético. Este registro proporciona una fuente transparente y confiable de información para las partes interesadas. Además, se facilita el acceso a las instalaciones fotovoltaicas solares de menos de 15 kW, ya que están exentas de solicitar permisos de acceso y conexión (MITECO, 2023a) (MITECO, 2021).

La aprobación de regulaciones sucesivas sobre el autoconsumo ha permitido su implementación en nuestro país, generando un impacto positivo en diversas áreas: contribución al logro de objetivos comunitarios en el campo de las energías renovables, aumento de la participación local en la transición energética y un papel activo de los consumidores finales en su suministro de energía, reducción de los costos de electricidad en un contexto de aumento de los precios del mercado debido a la situación actual, entre otros. Además, en el contexto de la transposición de la Directiva (UE) 2018/2001 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 11 de diciembre de 2018, el artículo 4 del Real Decreto-ley 23/2020, de 23 de junio, por el que se aprueban medidas en materia de energía y en otros ámbitos para la reactivación económica, modifica el artículo 6 de la Ley 24/2013, de 26 de diciembre, introduciendo las Comunidades Energéticas Renovables como un nuevo sujeto en el sector eléctrico. Además, se definen y regulan nuevos actores en el autoconsumo, como los agregadores independientes y los sistemas de almacenamiento (MITECO, 2023a) (MITECO, 2021).

En julio de 2021, se dio un paso significativo hacia la simplificación de los procedimientos administrativos relacionados con la energía solar distribuida en comunidades residenciales con la implementación del Real Decreto 19/2021. Este decreto buscaba agilizar los procesos burocráticos involucrados en la instalación de paneles solares en dichos entornos. Al reducir las cargas administrativas, el gobierno pretendía fomentar la adopción de la energía solar en comunidades residenciales, contribuyendo a los objetivos generales de sostenibilidad del país (MITECO, 2023a).

Otro desarrollo notable ocurrió en diciembre de 2021 a través de la promulgación del Real Decreto 29/2021. Este decreto facilitó el autoconsumo de energía solar a través de la red eléctrica, permitiendo a los individuos utilizar la energía solar generada dentro de sus instalaciones. Es importante destacar que se eliminó la exigencia de garantías bancarias para instalaciones inferiores a 100 kW, lo que incentivó aún más a las personas a adoptar soluciones de energía solar. Además, este decreto ordenó a los Operadores de Sistemas de Distribución (DSO) establecer centros de atención telefónica para ayudar a los

usuarios de energía solar distribuida, garantizando un funcionamiento fluido y brindando apoyo (MITECO, 2023a) (MITECO, 2021).

En mayo de 2022, el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) publicó pautas con el objetivo de promover y apoyar la energía solar distribuida a nivel de administración local. Estas pautas abarcaban dos aspectos esenciales: la simplificación de los procedimientos administrativos y la abolición de impuestos de construcción. Al agilizar los procesos administrativos, el gobierno buscó eliminar barreras y facilitar la instalación de sistemas de energía solar para individuos y empresas. La eliminación de impuestos de construcción redujo aún más las cargas financieras, haciendo que la energía solar fuera más accesible y asequible (MITECO, 2023a).

Además, se introdujeron cambios significativos en cuanto a la distancia a la que los usuarios pueden conectarse a las instalaciones de autoconsumo. La distancia máxima aumentó de 500 metros a 1 kilómetro, ampliando el alcance de las fuentes de energía renovable para los consumidores. MITECO también presentó una propuesta de Real Decreto para regular las comunidades energéticas, permitiendo que los individuos participen en proyectos colectivos de energía renovable. Estas comunidades tendrán una cuota específica en las subastas del Régimen Retributivo Específico para Energías Renovables (REER) y una capacidad reservada en los puntos de conexión de la red eléctrica, sujeta a procesos competitivos, para garantizar la evacuación de su producción. En municipios pequeños o aquellos que enfrenten riesgos de despoblación, se extendió el radio de operación de estas comunidades hasta 5 kilómetros, asegurando que incluso las comunidades remotas puedan beneficiarse de iniciativas de energías renovables. Además, el gobierno decidió liberar el 5% de la capacidad en los nodos de la red eléctrica, específicamente reservado para licitaciones de acceso y conexión. Esta medida tenía como objetivo mejorar la competencia y promover el desarrollo de proyectos de energía renovable. Por último, se introdujo la amortización flexible para las instalaciones solares distribuidas que entraron en funcionamiento en 2023, según lo establecido en el Real Decreto 18/2022. Esta medida permitió plazos de reembolso más flexibles, facilitando la viabilidad financiera de los proyectos de energía solar distribuida y fomentando su implementación (MITECO, 2023a) (MITECO, 2021).

Además, se han adoptado otras medidas para fomentar la participación local en el desarrollo de nuevas instalaciones de generación de electricidad a partir de fuentes de

energía renovable. Desde la segunda subasta del régimen económico de energías renovables celebrada el 19 de octubre de 2021, se han incluido cuotas específicas para nuevas instalaciones fotovoltaicas de generación distribuida a nivel local. Su principal objetivo es integrar instalaciones de producción a menor escala en el sistema eléctrico, fomentando la generación distribuida y la participación local. Esto tiene como objetivo involucrar activamente a los ciudadanos, así como a otros actores como pequeñas y medianas empresas (pymes) y entidades locales, en el despliegue de tecnologías renovables.

Finalmente, en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia (PRTR), se han aprobado convocatorias de incentivos para proyectos únicos de comunidades energéticas bajo el programa CE Implementa y para Oficinas de Transformación Comunitaria para promover y dinamizar comunidades energéticas bajo el programa CE Oficinas (IDAE, 2022a). La implementación de estos pilotos únicos, desarrollados a través del programa CE Implementa, demuestra la viabilidad de estas iniciativas mediante la validación de modelos de negocio e innovaciones técnicas y sociales asociadas a ellas. Para ser elegibles en estas convocatorias, se deben cumplir los siguientes requisitos: un mínimo de 5 socios, con socios o miembros ubicados en un radio de 25 kilómetros. La participación debe ser abierta y voluntaria, y debe ejercerse un control efectivo por parte de los socios o miembros.

Además, estos proyectos únicos, respaldados por los esfuerzos de difusión, asesoramiento y apoyo de la red de Oficinas de Transformación Comunitaria, servirán como historias de éxito y puntos de referencia para guiar futuras iniciativas. Además, recientemente, el Proyecto Estratégico para la Recuperación y Transformación Económica de Energías Renovables, Hidrógeno Renovable y Almacenamiento (PERTE ERHA) incluye una línea específica de apoyo a comunidades energéticas (MITECO, 2023a).

El creciente interés de los ciudadanos, las administraciones, la sociedad civil y las pequeñas y medianas empresas (pymes) de involucrarse directamente en el sector energético ha llevado a la aparición de nuevos modelos de negocio y formas de participación ciudadana. Estos nuevos modelos de negocio se han desarrollado en base a innovaciones técnicas y económicas, como la disminución del costo de los módulos fotovoltaicos, que permite la participación ciudadana en la generación de energía renovable. Las plataformas de crowdfunding y crowdlending ofrecen acceso a rendimientos de inversión en energía renovable, mientras que las plataformas de software

optimizan el sistema energético con la participación directa de ciudadanos y otras partes interesadas a través de medidas de gestión de la demanda o participación en mercados energéticos. Paralelamente, se observa una tendencia creciente de actores no tradicionales que participan en el sector energético, facilitada por el modelo de autoconsumo colectivo y otras entidades con una presencia histórica en el territorio y alineadas con las Comunidades Energéticas Renovables (RECs) y Comunidades Energéticas Colaborativas (CECs).

Para apoyar el desarrollo de estos modelos, el papel de las administraciones públicas en facilitar y promover medidas, el sector privado en su desarrollo, y los ciudadanos y la sociedad civil en actividades de difusión y promoción es crucial. Este creciente interés y desarrollo de nuevos modelos, particularmente en el contexto de la participación ciudadana y las RECs, requerirá un marco legal adecuado para proporcionar certeza jurídica, identificar y eliminar barreras y garantizar medidas necesarias para su sostenibilidad a largo plazo. En este contexto, es necesario seguir promoviendo las figuras recientemente establecidas en las regulaciones europeas, siendo un ejemplo destacado las CECs.

Según la Directiva 2019/944 del 5 de junio de 2019, "debido a su estructura organizativa, requisitos de gobernanza y propósito, las CECs constituyen un nuevo tipo de entidad. Se les debe permitir operar en el mercado en igualdad de condiciones sin distorsionar la competencia, y los derechos y obligaciones aplicables a otras empresas eléctricas en el mercado deben aplicarse a las CECs de manera proporcional y no discriminatoria." Por lo tanto, uno de los elementos principales que las regulaciones nacionales deben abordar es preservar el acceso igualitario a los mercados eléctricos para estas comunidades, asegurando que su establecimiento no socave los derechos de los participantes, como el acceso de terceros a la red, la posibilidad de implementar soluciones de autoconsumo proporcionadas por regulaciones específicas del sector y los derechos inherentes de los consumidores finales de electricidad (por ejemplo, cambio de proveedor, transparencia en la facturación).

Sin embargo, como anticipa la propia directiva, la regulación debe preservar la naturaleza participativa y colaborativa de estas comunidades, evitando la posible creación de entidades instrumentales por parte de empresas incumbentes con fines diferentes a los que motivaron inicialmente su creación. La directiva establece que "la afiliación a las CECs debe estar abierta a todas las categorías de entidades. Sin embargo, los poderes de

toma de decisiones dentro de una CEC deben reservarse para miembros o socios que no participen en actividades económicas a gran escala y para quienes el sector energético no sea un área principal de actividad económica".

Además, estas comunidades deben poder adoptar cualquier forma legal, como asociaciones, cooperativas, empresas, organizaciones sin fines de lucro o pymes, siempre que estas entidades puedan ejercer sus derechos y cumplir con las obligaciones a su propio nombre y cumplir con los requisitos establecidos en este real decreto y otras regulaciones aplicables.

3. Caso de estudio y objetivos del proyecto

Este proyecto se centra en la evaluación medioambiental de una planta de biometano ubicada en Alhama de Murcia, la cual es parte integral de un proyecto de comunidad energética impulsado por el ayuntamiento y la localidad. También se lleva a cabo un estudio de viabilidad económica para esta comunidad energética.

La planta tiene como objetivo aprovechar diversos residuos de la comarca, entre los que se incluyen la FORSU, residuos de frutas y verduras del mercadillo semanal, lodos de EDAR, purines de cerdo del grupo Cefu S.A. y restos cárnicos del grupo El Pozo. Este proyecto consta de diferentes etapas, comenzando con el pretratamiento de los residuos, seguido del proceso de digestión y finalmente el postratamiento del digestato y el biogás obtenido. En este proyecto de fin de máster se han planteado los siguientes objetivos a alcanzar:

- Evaluar el potencial de generación renovable en localidades pequeñas que se enfrentan a desafíos en la gestión adecuada de residuos y carecen de sistemas eficientes para su eliminación. Estas localidades se caracterizan por tener una presencia significativa de residuos generados por diversas actividades, como la agricultura, la ganadería o la industria.
- Comprobar si existe un beneficio medioambiental con la implementación de este proyecto. Para ello se debe cuantificar el impacto que genera este proyecto y compararlo con lo situación previa, es decir, analizar el impacto actual del tratamiento de los residuos considerados, así como el impacto de generación de los outputs producidos en la planta (compostaje, calor y electricidad, o biometano).
- Analizar la viabilidad económica del proyecto a través de un modelo económico desarrollado en Excel. Para ello se evalúan los flujos de caja del proyecto y se toman decisiones sobre su viabilidad, junto con la perspectiva de la comunidad energética como aportante de *equity* (teniendo en consideración la falta de financiación propia de una comunidad energética) y se analiza la factibilidad para el banco prestamista de recuperar el dinero prestado.

4. Herramientas para la elaboración del ACV

Se han desarrollado numerosas herramientas informáticas para facilitar la elaboración del ACV. *Gabi*, *SimaPro*, *LCAiT*, *TEAM* o *Umberto* son algunos de los softwares de uso frecuente a nivel profesional, idóneas para desarrollar planes de acción que favorezcan el logro de las metas de sostenibilidad de entidades o empresas. La herramienta que se ha empleado para el caso de estudio es *SimaPro* (“*SimaPro* | The world’s leading LCA software,” n.d.), desarrollado por la empresa PRé Consultants y líder en el mundo profesional.

Simapro es utilizado para medir la huella ambiental de productos y servicios. Cuenta con fundamento científico, proporciona un alto nivel de transparencia y cuenta con las bases de datos más importantes (Ecoinvent, ILCD, ...). La base de datos elegida para el estudio de ACV es Ecoinvent 3 (“*Ecoinvent 3-allocation, default-unit*”), versión más actualizada y unificada en 2015, que contiene alrededor de 2800 procesos de diferentes sectores: agricultura, transporte, productos químicos, recursos energéticos, materiales de construcción, metales, madera, papel y tratamiento de residuos.

En este software se modelizan los procesos que ocurren en la planta de biometano. Para ello se selecciona en Ecoinvent los procesos que más se ajusten a los que ocurren en el proceso o se crean nuevos procesos que se adapten a las particularidades del proyecto. Una vez establecidos los procesos se utilizan los datos de los que se dispone para parametrizar correctamente dichos procesos. Una vez el software realiza los cálculos propios se obtienen los resultados medioambientales para las diferentes categorías de impacto. En cuanto a las categorías de impacto, el software también incluye los métodos de cálculo más utilizados como ReCiPe 2016, MidPoint+ o ILCD 2011. En este estudio se utilizará el método CML-IA baseline, al que se hará mención con más detalle en el ACV.

5. Pretratamiento de residuos

Una instalación de biometanización debe no solo producir biogás, sino también gestionar adecuadamente la totalidad de los residuos que se le suministran. Estas plantas reciben una amplia gama de residuos procedentes de diversos focos cercanos a la planta, incluyendo residuos orgánicos procedente de industrias agroalimentarias, residuos urbanos de localidades próximas, lodos de depuradoras municipales y estiércol de ganadería, principalmente. Debido a la diversidad de los residuos que se procesan en estas instalaciones, se requiere una línea de pretratamiento para separar la fracción orgánica de los residuos y evitar la entrada de materiales que puedan interferir en el proceso de producción de biogás, como vidrios, plásticos o metales. Los residuos no orgánicos se clasifican y procesan posteriormente para su posible reciclaje o su eliminación en vertederos. Es importante destacar que, en los digestores, la materia orgánica debe introducirse en condiciones óptimas para permitir una digestión eficiente, lo que incluye una temperatura adecuada, una distribución granulométrica apropiada y la menor cantidad posible de materiales no deseados, como vidrio, piedras, etc.

5.1. *Pretratamiento Fracción resto*

5.1.1. **Clasificación de la línea de entrada**

Los residuos son transportados a la planta en camiones y, al llegar, son pesados en una báscula y se verifica su origen. A continuación, se dirigen a una zona de descarga cerrada equipada con un sistema de aspiración de aire para evitar la propagación de malos olores. Esta zona de descarga consta de un foso que puede albergar la producción de residuos 2-3 días, una grúa puente con un pulpo de garras que se encarga de homogeneizar los residuos y trasladar los residuos libres de voluminosos a una tolva que descarga sobre una cinta transportadora.



Figura 7 Foso de descarga y cinta transportadora de alimentación (Martín Gómez, 2013)

La cinta transportadora traslada los residuos a una zona de clasificación manual, con el fin de eliminar cartón, vidrio u otros objetos voluminosos que el pulpo no pudo descartar y que podrían llegar a dañar otros equipos. Los elementos recogidos manualmente son depositados en contenedores a través de tolvas para su posterior gestión.

El flujo de residuos se somete a un proceso de separación en el trómel “abrebolsas” para desgarrar las bolsas y facilitar los procesos siguientes. Los siguientes equipos utilizados son los trómeles, que son cribas giratorias que separan y clasifican los residuos según su granulometría. Un trómel es un tambor perforado giratorio de gran tamaño, con un diámetro de hasta 3.5 metros, colocado en una posición casi horizontal. Los residuos se introducen por un lado del tambor, y debido al movimiento giratorio y la pendiente del tambor, avanzan hacia la salida mientras son volteados. Los residuos con una granulometría inferior a las perforaciones del tambor (40-100 mm) pasan a través de estas perforaciones y salen del tambor, mientras que los de mayor tamaño permanecen en su interior hasta ser expulsados por la salida. En las plantas de tratamiento de residuos, se utilizan trómeles con diferentes tamaños de orificios para mejorar la eficiencia de la criba. Esto se logra mediante la implementación de dos o más secciones con diferentes aberturas de orificios en un solo trómel, o utilizando varios trómeles en serie.

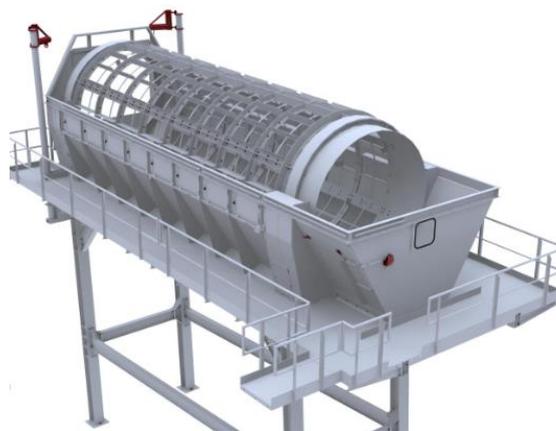


Figura 8 Trómel (Martín Gómez, 2013)

La fracción fina que se cuela por los orificios está compuesta principalmente por materia orgánica, mientras que la fracción gruesa está formada por residuos de envases.

Después de que la fracción de rechazo ha sido separada en el último trómel, la fracción de gruesos es direccionada hacia un separador balístico. Durante la operación de separación, se generan tres fracciones distintas:

- Fracción ligera o plana (FLP): separa papeles, cartones, plásticos, textiles, ...
- Fracción pesada o rodante (FPR): separa latas, botellas, piedras, madera, ...
- Fracción fina: separa vidrios, restos orgánicas, arenas, ...



Figura 9 Separador balístico (Martín Gómez, 2013)

El proceso de separación comienza con la alimentación de residuos a través de una cinta vibrante inclinada que se agita alternando dirección horizontal y vertical. Estos movimientos provocan que los residuos rueden hacia atrás y caigan por la pendiente, mientras que los materiales planos son impulsados hacia la parte delantera y elevada de la máquina. Al mismo tiempo, la fracción fina pasa a través de los orificios del tapiz y se combina con la fracción proveniente del último tromel. Es importante destacar que los orificios del tapiz deben tener una luz de malla mínima igual o menor al tamaño de los orificios de los tromels, que por lo general oscilan entre 35-40 mm. De esta manera, se asegura la separación adecuada de los materiales en función de su tamaño y forma, lo que permite una mayor eficiencia en el proceso de separación de residuos.

Después de pasar por el separador balístico, la fracción ligera o plana (FLP) se dirige hacia un dispositivo automático de aspiración de plástico film. Este dispositivo utiliza la fuerza neumática para separar y dirigir los films hacia un ciclón, donde se recogen y prensan para su gestión posterior. Una vez que se ha realizado la separación de los films, los residuos avanzan en la cinta transportadora hacia una unidad de triaje manual

secundario. En esta unidad, se clasifican los residuos para su reciclaje en diferentes corrientes, incluyendo plásticos (PET y PEAD), cartón y briks. Cabe destacar que los residuos que no pueden ser reciclados son clasificados como rechazo y se dirigen hacia una corriente final de rechazo. Esta corriente es almacenada, compactada y posteriormente enviada a vertedero para su disposición final.

La fracción pesada o rodante (FPR) se dirige hacia una cinta para separar los materiales férricos de la corriente. Este equipo se conoce como cinta magnética colgante u overband, y se trata de una cinta transportadora que contiene un imán fijo en su parte central. Estas cintas magnéticas se colocan paralelas a las cintas transportadoras que conducen el flujo de residuos a tratar, y suelen situarse transversalmente al avance de los residuos. De esta manera, los materiales férricos son atraídos hacia la cinta magnética, separándose del resto de los residuos y siendo dirigidos hacia una corriente separada para su posterior gestión.

Los residuos férricos que pasan por debajo de la cinta magnética colgante son atraídos por el imán que contiene en su interior, separándose de la línea principal de residuos y pegándose a la cinta. Al llegar a uno de los extremos de la cinta, donde ya no actúa la fuerza de atracción, los residuos férricos caen a un contenedor donde son almacenados para su gestión adecuada y posterior reutilización.

Después de usar un electroimán para recoger los residuos, se utiliza un separador de Foucault para separar los materiales no férricos, como el aluminio, cobre o latón, del resto de la corriente de residuos. El proceso de separación se realiza mediante la utilización de un rotor giratorio de alta velocidad, que genera un campo magnético en el interior de un tambor. Debido a esto, los materiales no férricos salen despedidos de la cinta.



Figura 10 Electroimán y separador de Foucault (Martín Gómez, 2013)

La línea de residuos llega, por último, a una serie de separadores ópticos. El separador óptico utiliza las propiedades ópticas de los materiales, como la reflexión de la luz, opacidad y fluorescencia excitada por rayos X o ultravioletas para separar los residuos. Los residuos son analizados por un sistema emisor y un procesador compara la información con los parámetros preestablecidos para identificar los materiales y separarlos mediante chorros o impulsos de aire comprimido de alta precisión. El primer separador óptico clasifica los plásticos presentes en la línea de residuos, mientras que el segundo separa los vidrios. Los plásticos seleccionados son llevados al tercer separador óptico, que separa los PET y el cuarto separador óptico separa los PEAD, almacenándolos para su posterior gestión. La línea de rechazo del cuarto separador óptico contiene una mezcla variada de plásticos.



Figura 11 Separador óptico (Martín Gómez, 2013)

Los residuos que quedan después de pasar por el segundo separador óptico se considerarán como rechazo. Estos residuos se almacenarán y compactarán para reducir su volumen antes de ser vertidos de manera controlada.

La línea de finos, que contiene materiales orgánicos y que ha pasado por los orificios de los trómeles y por el separador balístico, se somete a un tratamiento similar al resto de residuos para eliminar impurezas no orgánicas. En primer lugar, se dirige la línea de finos hacia un electroimán de cinta magnética colgante para eliminar cualquier posible residuo férrico. Los materiales férricos separados se enviarán junto con los previamente eliminados para ser gestionados de manera conjunta. Después la línea de finos se somete a un separador de Foucault para separar los metales no férricos. Estos se almacenan y se gestionan conjuntamente con los residuos no férricos de la línea de gruesos.

Al finalizar los procesos de clasificación, la línea de finos se somete a un tratamiento adicional para eliminar cualquier impureza no orgánica restante. Finalmente, se acondiciona para poder utilizarse como alimentación de los digestores.

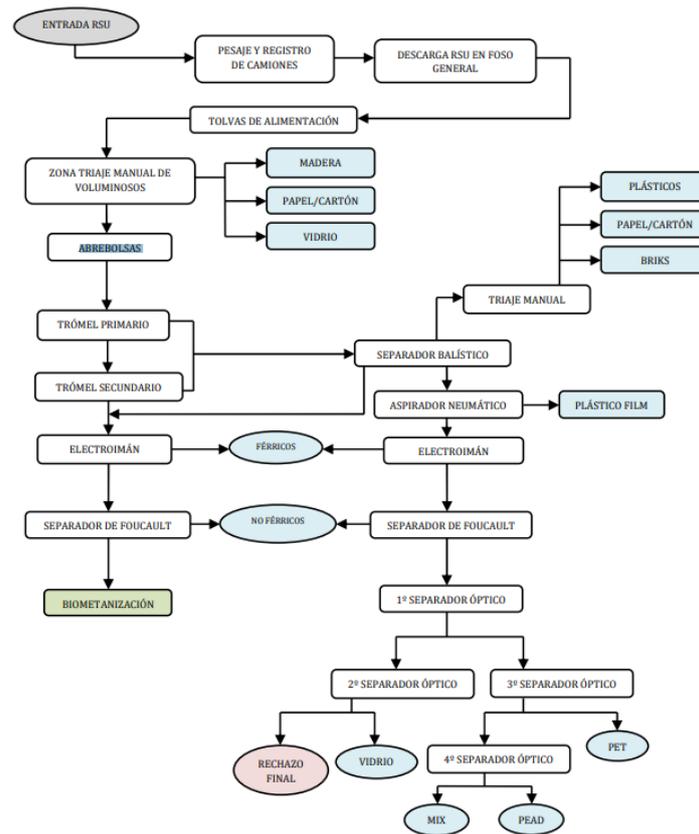


Figura 12 Esquema clasificación de residuos de la fracción resto (Martín Gómez, 2013)

5.1.2. Acondicionamiento de la alimentación al digester

Una vez separados y prensados todos los residuos en las operaciones mencionadas, cada una de las fracciones recuperadas es compactada y embalada para su posterior transporte a plantas recicladoras, o para su disposición en vertederos de la fracción no aprovechable.

La corriente de finos, que contiene principalmente material orgánico (FORSU), se somete en primer lugar a un proceso de trituración para reducir su tamaño de partícula, hasta que quede por debajo de los 30-35 mm. Aquí es donde además se incorporan los residuos agroalimentarios de frutas y verduras. Este pretratamiento físico favorece que el tamaño de partículas disminuya, la superficie total disponible para la adsorción de enzimas aumente y se favorezca el contacto entre el inoculo y el sustrato. Es importante tener un buen contacto ya que los procesos enzimáticos se benefician de una mayor superficie disponible. Sin embargo, una reducción excesiva del tamaño de partícula puede llevar a una sobreestimulación de la hidrólisis y la acidogénesis, lo que produciría una acumulación excesiva de AGV y NH₃, ambos inhibidores del proceso anaerobio.

La materia orgánica triturada fluye hacia un depósito temporal que tiene la capacidad de almacenar la materia producida durante 2-3 días de trabajo. Desde allí, un transportador de banda dirige el material hacia los pulpers o tanques homogeneizadores. En estos tanques se incorpora además los lodos de depuradora y la fracción líquida de los purines, y los residuos se diluirán con agua para ajustar la cantidad de sólidos totales y preparar la alimentación de los digestores. Además, en algunos casos, se utiliza la aportación de calor para elevar la temperatura necesaria y así poder llevar a cabo la digestión anaerobia.

La cantidad de agua que se añade dependerá de la cantidad de sólidos totales máxima admisible. Por lo general, gran parte de esta agua se recicla del agua obtenida después de centrifugar el digesto una vez que se ha completado la digestión.

Para elevar la temperatura de la mezcla, se puede utilizar un intercambiador de calor que caliente el agua recirculada del proceso antes de ser reintroducida en el pulper. También se puede introducir vapor de una caldera auxiliar.

El pulper es un recipiente de acero equipado con agitadores helicoidales para asegurar una homogeneización adecuada de la mezcla. Los residuos inertes que se depositan en el fondo del pulper se eliminan por medio de una rasqueta de fondo y una purga.

Una vez que los residuos quedan bien homogeneizados, salen del pulper y pasan por un sedimentador. En este sedimentador, piedras y otros materiales inertes decantan y son eliminados mediante un sinfín en la parte inferior, mientras que el material flotante (principalmente plásticos) se elimina en la superficie mediante un sistema de palas. Estas impurezas se retiran y envían junto con el rechazo de la planta para su prensado y posterior depósito en vertedero.

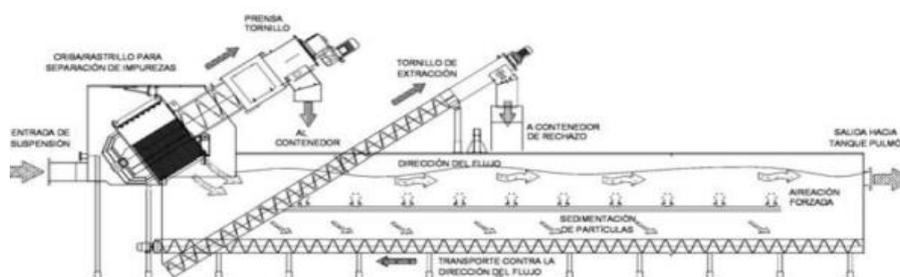


Figura 13 Separador de inertes por decantación (pesados) y por flotabilidad (ligeros) (Martín Gómez, 2013)

La mezcla orgánica ya depurada es trasladada a un depósito pulmón donde se almacena para garantizar la alimentación y el rendimiento del digestor. Antes de ser introducida en

el digestor, si la temperatura no ha sido elevada en el pulper, la mezcla pasa a través de un intercambiador de calor. En este tipo de plantas, suele utilizarse un intercambiador de carcasa y tubos para ajustar completamente la temperatura de operación. Una vez calentada la mezcla ya está lista para ser introducida en el digestor.

Existen emisiones asociadas a la descomposición de los residuos durante su manipulación en la etapa de recepción, clasificación y pretratamiento mecánico, que de acuerdo con (European Commission, 2018) se han establecido en la tabla siguiente.

Emisiones al aire	Cantidad
NH ₃	83 mg/ m ³ residuos
CH ₄	895 mg/ m ³ residuos
Olor	12,967 g/ m ³ residuos

Tabla 4 Emisiones etapa de clasificación y pretratamiento mecánica fracción resto (European Commission, 2018)

En cuanto a las fracciones separadas mencionadas se incluye en la siguiente tabla la composición de residuos de cada fracción del resto, y tanto la parte que ha sido posible separar en la línea de pretratamiento como la que no.

Material	Recogida selectiva (%)	Resto no separado (%)
Fracción resto	73,2%	26,8%
Orgánico (FORSU)	57,3	30,1
Aluminio	0,7	0,8
Acero	5	5,8
Vidrio	9,9	10,3
Papel y cartón	15,6	32
Plástico HDPE	1,1	2,1
Plástico PET	5,7	10,5
Mix plásticos	4,6	8,4

Tabla 5 Composición de los residuos separados y no separados (Montejo et al., 2013)

5.2. Pretratamiento de purines

Debido al contenido sólido del estiércol de cerdo, la separación sólido-líquido (SLS) es un tratamiento previo ampliamente aplicado a estos efluentes antes de los procesos biológicos (excepto para biodigestores con una alta tasa de sólidos). La SLS como tratamiento previo para la digestión anaerobia puede ser utilizada para la optimización del proceso, aumentando el rendimiento de biogás/metano, debido a una mejor utilización de la fracción altamente biodegradable (fracción líquida). Además, también puede reducir los costos y problemas operativos en el sistema de tratamiento, como la sedimentación y su posterior sobrecarga del proceso debido a la deposición de sólidos dentro del reactor, reduciendo el tiempo de retención hidráulico (Hollas et al., 2021).

La SLS se puede realizar utilizando una amplia gama de tecnologías. Entre las estrategias comúnmente aplicadas para el tratamiento previo del estiércol de cerdo, el tamizado, la decantación y la floculación química son métodos comerciales. A pesar de la eficiencia establecida de estos tratamientos previos, sus costos siguen siendo un factor limitante en la gestión de purines. Por lo tanto, la decantación se ha convertido en una alternativa atractiva debido a su bajo costo y operación sencilla. Sin embargo, dado que la materia orgánica del estiércol se degrada fácilmente y las partículas suspendidas se desestabilizan, el tiempo de almacenamiento de biomasa debe ser lo más corto posible para evitar comprometer la eficiencia de las tecnologías SLS y, posteriormente, la DA. Además, un tiempo de almacenamiento de estiércol reducido minimiza las emisiones de gases de efecto invernadero (Hollas et al., 2021).

Para el caso del proyecto se ha considerado despreciable el tiempo de almacenamiento en la instalación en tanque abierto, que dependerá de la frecuencia de recogida del purín, así como la cantidad producida por ellos. Las etapas y tecnologías de separación del purín como el inventario considerado en este proyecto se han tomado del ACV (Hollas et al., 2021). Además, los parámetros químicos necesarios considerados en la sección 2.3.5 han sido tomados de este ACV. Una vez llegado el purín a la planta se optó por estrategias de separación simplificadas de bajo coste basadas en el cribado (con un tamiz de 2 mm para la separación de partículas gruesas) y decantación. El proceso de decantación consta de un tanque continuamente removido por un agitador mecánico, por dos bombas para

alimentación del tanque, un decantador cónico alimentado de forma continua por la parte superior y eliminación intermitente de lodos en la parte inferior (13,5 % del volumen de alimentación), y 30 min de tiempo de retención hidráulica (TRH). Tras la decantación el tiempo de almacenamiento de la fracción líquida previa a DA se considerará de 3 días.

5.2.1. Almacenamiento de purines

En general, según el Real Decreto 324/2000 sobre subproductos animales no destinados al consumo humano, el estiércol porcino debe almacenarse durante un mínimo de seis meses antes de poder utilizarse como abono en tierras agrícolas (BOE, n.d.). El tipo de GEIs y la magnitud de las emisiones generadas durante el almacenamiento de estiércol dependen de la duración, el sistema de almacenamiento utilizado, la temperatura y la composición del purín (Dennehy et al., 2017)

La temperatura desempeña un papel determinante en la aceleración del proceso de degradación de los residuos porque favorece el crecimiento de los microorganismos. Según (Browne et al., 2015), los países con climas tropicales tienen un almacenamiento de efluentes limitado a las condiciones ambientales porque pueden promover pérdidas significativas de nutrientes y gases de efecto invernadero y, en consecuencia, comprometer la eficacia del tratamiento posterior. El inventario de emisiones en la Tabla 19 (sección 7.4.2) se ha obtenido de una planta en una ciudad de Brasil, donde la temperatura media anual es aproximadamente 20°C de igual manera que en Murcia, con lo cual no se ha realizado ninguna modificación adicional (Integra, 2021).

El almacenamiento del purín tiene una influencia directa sobre la biodegradabilidad de la materia orgánica y, en consecuencia, sobre las emisiones de gases. De acuerdo con (Shin et al., 2019) los sólidos totales resulta ser el parámetro más afectado por el tiempo de almacenamiento, alcanzando una disminución del 20% tras 40 días de almacenamiento, y aproximadamente el 1-3% de esta reducción estaba relacionada con la emisión de metano. Además del metano emitido, los residuos almacenados liberan cantidades considerables de nitrógeno (en forma de óxido nitroso o amoníaco) a la atmósfera, que posteriormente se deposita en los medios acuáticos, provocando la eutrofización y la acidificación (Hollas et al., 2021).

5.2.2. Separación sólido-líquido (SLS)

Debido a su alto contenido en nitrógeno, el purín líquido no debe aplicarse en emplazamientos que se aproximen al límite de nitrógeno impuesto por las Directivas de

la UE sobre nitratos (91/676/CEE). Además, en zonas con un elevado contenido de fósforo en el suelo, el purín sin separar puede limitar su esparcimiento por el suelo. Por lo tanto, los agricultores pueden verse obligados a recorrer distancias considerables para eliminarlo, aumentando el coste total y las emisiones de GEI (Dennehy et al., 2017). Empleando SLS, la fracción sólida rica en nutrientes (especialmente fósforo) puede esparcirse más lejos de la explotación, en tierras que tienen una necesidad de fósforo, y la fracción líquida cerca de la explotación sin riesgo a superar el límite de fósforo. Otras ventajas asociadas al empleo de la separación son que el estiércol resulta más adecuado para un tratamiento posterior (como compostaje o tratamiento biológico) y una reducción de las emisiones de olores.

Las técnicas basadas en el cribado mecánico suelen tener una baja eficacia en la eliminación de sólidos. Además, el almacenamiento previo del purín compromete seriamente el cribado. De acuerdo con (Hollas et al., 2021), los primeros 5 días, la eficacia de los ST retenidos por cribado es de aproximadamente un 30%. Después de este periodo, la eficacia disminuye considerablemente a un 2-6% en algunas ocasiones. Por otro lado, la eficiencia de eliminación por decantación después de 19 días es de aproximadamente 60%, de media. En la Tabla 6 se muestran las eficiencias de eliminación de algunos de los parámetros fisicoquímicos mediante la acción conjunta de cribado y decantación. Además, se observa que para mayores tiempos de retención las concentraciones de estos parámetros en la fracción líquida se ven notablemente más disminuidas, sin comprometer apenas al caudal volumétrico obtenido de cada fracción.

Balance volumétrico (%)					
	Sobrenadante cribado	tras tamiz	Sólido retenido en en	Sobrenadante decantado	Lodo decantado
100%	96,5 %		3,5%	86,5 %	13,5%
Fracción másica (masa/ masa estiércol bruto)					
	COT		NAT	ST	SV
Fracción líquida de cribado	0,93		1	0,94	0,90

Fracción líquida de decantación (TRH 5 min)	0,83	0,92	0,67	0,67
Fracción líquida de decantación (TRH 10 min)	0,78	0,91	0,49	0,46
Fracción líquida de decantación (TRH 30 min)	0,61	0,89	0,40	0,36

Tabla 6 Balance volumétrico para cada fracción post SLS y fracción másica de los parámetros fisicoquímicos respecto al purín inicial pre-SLS. Purín inicial bruto: COT: 3,95 g/L NAT: 1,12 g/L ST: 12,45 mg/L SV: 8,45 mg/L (Hollas et al., 2021)

Al igual que ocurre durante el almacenamiento del purín en la explotación, durante el almacenamiento post SLS se incrementa el contenido de COT en la fracción líquida de SLS como consecuencia de la degradación del estiércol, lo que resulta en la solubilidad de la materia orgánica, mientras que una parte de ella podría perderse como metano emitido. La degradación de la materia orgánica también conduce a un aumento en la concentración de NAT debido al proceso de amonificación que ocurre en los residuos con nitrógeno, como el estiércol de cerdo, causado por la degradación del nitrógeno orgánico (Hollas et al., 2021). En cuanto a emisiones se dan mayores emisiones respecto al almacenamiento de la fracción sólida, dada la mayor concentración de nutrientes. Sin embargo, las emisiones netas resultan inferiores por una gran reducción de GEI de la fracción líquida, lo que puede atribuirse a las menores concentraciones de carbono y nitrógeno en la fracción líquida. Las emisiones asociadas a la fracción líquida se han considerado las siguientes (Ramírez-Islas et al., 2020):

Emisiones al aire	Cantidad
CO ₂	41,9 g/m ³ purín*días
CH ₄	49,8 g/m ³ purín*días
N ₂ O	1,2E-3 kg/kg nitrógeno total
NH ₃	0,31 kg/kg nitrógeno total

Tabla 7 Emisiones al aire durante el almacenamiento de la fracción líquida del purín (Ramírez-Islas et al., 2020)

5.2.3. Efectos de SLS en el potencial de producción de metano

El TRH se ha tomado en 30 minutos, ya que de acuerdo con (Hollas et al., 2021)₂ observó para este caso el máximo potencial de producción de metano. A medida que se incrementaba el TRH en esta etapa, el potencial también aumentó, incluso reduciendo la concentración de sólidos. Distintos tiempos de sedimentación afectan la composición de las fracciones presentes en el sustrato, no solo en términos de la materia orgánica volátil, sino también en relación con su biodegradabilidad, lo que resulta en cambios en la relación C/N y potencialmente inhibiendo el proceso por la concentración de inhibidores en una fracción particular. Por ello, resulta importante no excederse en el tiempo de retención.

En comparación con el valor del estiércol crudo, se considera un aumento de hasta 1,2 veces en el potencial de producción de metano. Además, la materia orgánica de estas fracciones tiene una mayor disponibilidad biológica para la digestión anaerobia, lo que reduce el TRH de los biodigestores (Hollas et al., 2021).

Por otro lado, la fracción sólida presenta un mayor rendimiento en cuanto a producción de metano debido a su alta concentración de sólidos (1-12%) en comparación con la de los sobrenadantes (0,3-0,8%); sin embargo, solo consigue aumentar en un 14% la producción de metano con respecto al estiércol crudo. Además, otra información relevante son los cambios en los tiempos de degradación de las fracciones. Aunque la fracción líquida tardó 21 días en alcanzar el 90% de recuperación de biogás la fracción sólida y el estiércol crudo tardaron 48 y 52 días, respectivamente, en alcanzar ese porcentaje de recuperación. Esto refuerza el debate sobre el efecto beneficioso del SLS en la DA de residuos animales, lo que resulta en mayores producciones de biogás y metano, lo que da una mayor capacidad de carga en reactores de digestión con tiempos de retención más cortos (Hollas et al., 2021).

6. Postratamiento de residuos

6.2. Tratamiento del digestato

Después de la digestión, el residuo sólido resultante, conocido como digestato, se bombea hacia el sistema de deshidratación. Este sistema está compuesto por un tanque a presión donde se acondiciona el fango y, posteriormente, un tornillo deshidratador.

En el tanque de acondicionamiento, se realiza la floculación del fango mediante la adición de un polielectrolito y agitación, favoreciendo que los sólidos se agrupen en partículas más grandes y pesadas, lo que facilita su separación posterior.

A continuación, el digestato se somete a un proceso de separación sólido-líquido en el tornillo prensa. En este proceso, el material se comprime y se somete a una fuerza de corte, lo que permite separar los sólidos del líquido. Por otra parte, la fracción sólida deshidratada cae por gravedad a una tolva y se bombea hacia la zona de compostaje.

Parte de la fracción líquida se recircula al depósito de almacenamiento previo a la digestión y el resto se estabiliza mediante la adición de cal y se drena a la planta de tratamiento de aguas residuales (EDAR) de la comarca de Alhama. La proporción líquido-sólido del digestato se ha supuesto conforme al inventario de (Righi et al., 2013), donde de 0,49 toneladas de digestato resultantes, 0,21 toneladas son fracción líquida y el restante de sólidos.

El tratamiento de compostaje consta de cuatro fases. En primer lugar, el digestato y la fracción sólida del purín se mezclan, se reducen de tamaño y se tamizan magnéticamente. A continuación, la mezcla se somete a la fase de descomposición mediante aireación forzada y sistemas de riego durante 28 días. En el siguiente paso, el material descompuesto se dispone en montones durante 62 días para la fase de curado. Las pilas se voltean semanalmente para facilitar la aireación natural. Por último, el material procesado se tamiza para separar la fracción útil o compost maduro de las partes que no están totalmente descompuestas junto con otras impurezas. Las impurezas (principalmente plásticos) se eliminan en vertedero.

La estación de compostaje está provista de biofiltros para tratar los gases de escape durante el proceso. El compost resultante es una fuente importante de aprovechamiento como abono para cultivos debido a su alto contenido orgánico y valor nutricional, y evitando un gran impacto ambiental que supondría la producción de fertilizantes de forma

industrial a partir de amoniaco (la industria química de producción de amoniaco es considerada industria intensiva en energía y emisiones (Fraunhofer ISI and ICF, 2019)). Todo el inventario de recursos consumidos se han obtenido de (Righi et al., 2013) y (Fernández-Nava et al., 2014)

6.3. Tratamiento del biogás

Después de extraer el biogás del digestor, éste es transportado a través de una red de tuberías mediante compresores hasta llegar al interior de un gasómetro. Este último actúa como depósito, donde el biogás producido es almacenado bajo una doble membrana que se encuentra presurizada a la presión de diseño correspondiente.

Para mantener una presión uniforme en la membrana interior del gasómetro, entre el biogás proveniente de los digestores y el que se requiere para las instalaciones de reutilización o aprovechamiento de biogás, se utiliza un soplante que aporta aire del exterior. La conducción de aire se realiza mediante mangueras flexibles que están unidas a la membrana exterior del gasómetro. El aire se dirige hacia la parte superior de la membrana exterior, donde se encuentra ubicado el medidor de nivel de carga. La membrana exterior cumple la función de protección contra las inclemencias meteorológicas y actúa como cámara de presurización.

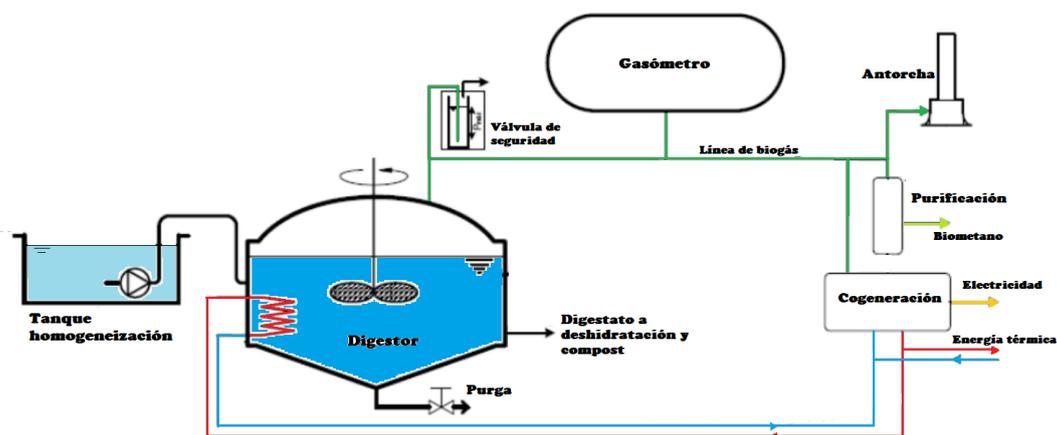


Figura 14 Esquema DA y postratamientos (Elaboración Propia)

En determinadas ocasiones se genera un exceso en la producción de biogás en la planta de biometanización, y los sistemas de almacenamiento alcanzan su capacidad máxima,

se instala una antorcha en la planta. La antorcha se encarga de quemar el exceso de biogás de manera controlada, reduciendo su impacto ambiental. Entre otras de las partes principales de las que se componen las antorchas, cabe destacar: el quemador, un separador de condensados, dispositivos de parada y emergencia. De acuerdo al estudio (Singh et al., 2020) las emisiones durante el quemado en antorcha por m^3 de biogás producido es:

Emisiones al aire	Cantidad por volumen de biogás (kg/m^3)
CO ₂	5,44E-4
NO _x	6E-8
SO _x	1,5E-7

Tabla 8 Emisiones por quema en antorcha de biogás (Singh et al., 2020)

En función del uso que se vaya a dar al biogás generado, este se someterá a un proceso de depuración/tratamiento determinado. Para el caso de estudio de este proyecto se han planteado dos alternativas:

- La **purificación** del biogás para conseguir metano al 95-98% de pureza e inyección a la red de gas de la comunidad energética para ser utilizado por sus usuarios. Además, se tiene en cuenta el impacto de final de vida del biogás utilizado por los usuarios, en calderas de combustión domésticas.

La purificación del biogás a biometano implica varios procesos interconectados. La eliminación del sulfuro de hidrógeno es un paso crucial, ya que elimina esta impureza corrosiva y tóxica. Se utiliza el lavado con aminoácidos, donde una solución de aminoácidos, como la monoetanolamina (MEA), se usa para absorber selectivamente el H₂S del biogás. El acondicionamiento del gas se realiza para optimizar el biogás para la purificación posterior. Este proceso implica ajustar la temperatura, presión y contenido de humedad del biogás. Se aplica enfriamiento o calentamiento para llevar el biogás al rango de temperatura deseado, mientras

que el exceso de humedad se elimina mediante técnicas como condensación o secado.

El paso final es el enriquecimiento de metano, que tiene como objetivo aumentar el contenido de metano en el biogás. Se pueden emplear diversas técnicas, como la adsorción por cambio de presión (PSA), la separación de membranas o los procesos criogénicos. El PSA implica hacer pasar el biogás a través de materiales adsorbentes que selectivamente adsorben impurezas como el CO₂, permitiendo que el metano purificado pase a través de ellos. La separación de membranas utiliza membranas especializadas que permiten la permeación preferencial del metano, mientras que las impurezas se retienen. Los procesos criogénicos implican enfriar el biogás a bajas temperaturas (-150 a -100 °C), lo que hace que las impurezas se condensen y se separen del metano.

- La utilización del biogás a través de su combustión directa en una turbina de gas permite generar electricidad para autoabastecerse y suministrar el excedente a la comunidad. Además, se aprovecha el calor de los gases de escape para calentar el digestor y proporcionar calor industrial. Este enfoque de convertir simultáneamente la energía del biogás en dos formas útiles: calor y trabajo a través de un alternador para generar electricidad, se conoce como **ciclo de cogeneración** (CHP). Este ciclo de cogeneración no solo permite producir electricidad a partir de biomasa sin emisiones fósiles, sino que también elimina las pérdidas durante el transporte de energía a través de la red, ya que la generación y el consumo se encuentran en proximidad.

7. Análisis de Ciclo de Vida del caso de estudio

Una vez contextualizado todo el proyecto se procede plantear el estudio ambiental de la planta de producción de biogás. Siguiendo la metodología ACV explicada anteriormente se procede a desarrollar cada uno de los apartados que debe incorporar: objetivo y alcance, inventario, análisis de impacto y conclusiones.

7.2. *Objetivo y definición del alcance*

El objetivo de estudio se centra en la evaluación del impacto ambiental que genera el proceso de producción de biogás y su posterior tratamiento hasta llegar a manos de la demanda, transformado en forma de calor y/o electricidad. Como ya se ha comentado en la sección 3 se trata de una planta de biometanización localizada en la región de Murcia, en concreto en la localidad de Alhama con una población de alrededor de 21700 habitantes. La zona cuenta con varias granjas de cría de cerdos, una planta EDAR a varios kilómetros de distancia y la mayor planta industrial de la empresa El Pozo S.A, que genera residuos de origen cárnico y lodos de depuradora. El estudio abarca diversas etapas, que incluyen el pretratamiento de los residuos, la etapa de digestión anaerobia, tratamiento del digestato y los postratamientos del biogás. Estos postratamientos, como se ha mencionado anteriormente, comprenden la purificación del biogás, que posteriormente se inyecta en la red de gas de la comunidad energética para uso doméstico; y consumo del biogás en CHP, donde el calor producido se destina a calentar el digestor y, además, se utiliza el excedente de calor para el calentamiento de los procesos industriales de El Pozo S.A. Asimismo, la electricidad producida se utiliza en los procesos de pretratamiento, deshidratación del digestato y compostaje, y el excedente se inyecta a la red de distribución. El digestato resultante se utiliza como fertilizante en el suelo, brindando beneficios agrícolas. Además, se tiene en cuenta un tratamiento adecuado al final de su vida útil para los residuos generados durante la clasificación de la fracción resto, así como los residuos de lixiviados no aprovechables del digestato.

Se ha determinado la unidad funcional del sistema a un metro cúbico de biogás en condiciones de salida del digestor, a la temperatura de digestión de 35°C y 1 atm. Esto implica que todo el análisis de inventario y resultados de impacto vienen normalizados a un metro cúbico de biogás. Las tecnologías y procesos que lleva a cabo la planta de biometanización han sido expuestos a lo largo de las secciones 5 y 6, con lo cual en este

análisis ACV se recogerá de manera organizada todo el inventario de ciclo de vida de todos esos procesos y cuantificados con los datos de entrada y salida de flujo de materia. Se ha modelizado en SimaPro todo el proceso de la planta de digestión, utilizando subprocesos de la base de datos de Ecoinvent, modificando alguno de ellos y adaptándolos a las condiciones del proyecto, y en otras ocasiones se han creado desde cero procesos concretos.

Varios estudios de ACV recientes han sido empleados para la obtención de los datos de entrada al modelo, tomando los datos oportunos de cada estudio que mejor se adaptan a las condiciones de este proyecto y normalizando estos datos a la unidad funcional. Para el pretratamiento y la digestión los datos de entrada y salida tomados son referidos a cada tipo de residuo de entrada. Adicionalmente, se ha tomado información de emisiones al aire a partir de la guía MTD (European Commission, 2018) para el proceso de separación, trituración y homogeneización de residuos en el pretratamiento, dado que estos datos los depreciaban en los estudios de ACV previamente mencionados.

Para las etapas de postratamiento de deshidratación y compostaje se ha referenciado los datos de (Righi et al., 2013) a la cantidad de digestato resultante en lugar de a la cantidad de residuos de entrada al digestor tal y como aparecía en dichos estudios. De esta forma, puede hacerse un uso coherente de estos datos.

El enfoque de este estudio cobra sentido al compararlo con la situación previa a la construcción y utilización de la planta. De esta forma, se evalúa la huella de carbono producida por la misma cantidad de residuos de entrada para el tratamiento actual que reciben dichos residuos sin que exista la planta, así como el impacto de los recursos de salida (calor, electricidad, compost) considerando que son producidos de la forma convencional. Así, por ejemplo, si en el postratamiento se produce electricidad se considera la huella de carbono producida por la tecnología marginal, la central de ciclo combinado (CCGT), pues es aquella por la que sería sustituida al ser la más cara (establece el precio de mercado) y con mayores emisiones. Si directamente se inyecta el biometano a red se considera el impacto de producción de la misma cantidad equivalente en potencial energético de gas natural (cuyo potencial es similar dado que está compuesto mayoritariamente por metano), cuyo mix en España procede de importación de varios países (según datos de Ecoinvent para 2021 procede el 75,1% de Argelia, 20,8% de Noruega y el 4,1% de Rusia) , y además las emisiones producidas en el proceso de generación de calor en caldera doméstica con la cantidad de gas natural equivalente.

También se evalúa el impacto de la producción de fertilizante, procedente de la industria química, equivalente al compost resultante del proyecto.

7.2.1. Potencial de residuos de entrada

Según los datos recogidos en el estudio (Grupo Tragsa, 2019) para las localidades de la Región de Murcia, en Alhama se produjeron 7.196,48 toneladas de fracción resto en el año 2019.

En la región de Murcia, los lodos de depuradora se destinan en un 61,1% directamente a la agricultura después de un proceso de deshidratación, mientras que el resto pasa por compostaje antes de su uso agrícola (Esamur, 2022). Se ha considerado la cantidad anual de lodos producida por la EDAR de Alhama y los lodos generados en el Pozo Alimentación S.A. Para la producción de purines, se han tenido en cuenta todas las granjas porcinas de Cefu S.A (filial de El Pozo) en la comarca de Alhama. Los datos se han obtenido del PRTR (MITECO, 2023b).

En cuanto a los purines de cerdo, se han considerado los residuos generados en las granjas porcinas de Cefu S.A, filial de El Pozo, en toda la comarca. Los datos se han obtenido del PRTR (MITECO, 2023b)..

Los residuos de frutas y verduras considerados en el proyecto son los generados todos los martes del año en el mercadillo de Alhama, y se ha estimado la cantidad de residuos producidos. Según un estudio estadístico realizado por el Ministerio de Industria, Turismo y Comercio, junto con la Fundación Institut Cerdà de Barcelona (Institut Cerdà, 2005), que tomó muestras en mercados de toda España, incluidos los mercados de Lorca, Fortuna, Jumilla, Abanilla y Blanca en Murcia, se concluyó que más del 85% de los mercados no realiza una recogida selectiva de la fracción orgánica de frutas y verduras. Por lo tanto, se estima que el 85% se considera fracción resto y se envía en su mayoría a vertederos, y una parte se destina a incineración (según el mix de tratamientos de residuos municipales en España), mientras que el 15% restante se utiliza para compostaje. Este informe también estima que la producción de residuos de frutas y verduras sigue la siguiente expresión:

$$G = 1,18 \left[\frac{t}{m^2 \text{año}} \right] * \text{Superficie total de establecimientos}$$

Hay 150 puestos de venta de diverso productos, donde se ha supuesto que hay en el mercadillo 10 establecimientos de venta de fruta y verdura de la zona y que cada

establecimiento tiene unas dimensiones de 4 x 10 m (“Mercadillo de Alhama de Murcia,” n.d.), y se toma que hay 52 martes en el año.

Residuos	Cantidad anual producida en Alhama
Fracción resto RSU	7.196,48 toneladas para el total de habitantes (Grupo Tragsa, 2019) 5.703,17 toneladas en el Pozo Alimentación (MITECO, 2023b) [41,94% de FORSU]
Lodos depuradora	1.937,97 toneladas al año en EDAR Alhama (FACSA, 2018) 16.812,77 toneladas en el Pozo Alimentación (MITECO, 2023b)
Purines	154.483,04 m ³ de purines de Cefu SA Halama (MITECO, 2023b) [86,5% de fracción líquida]
Restos de fruta y verdura	24.544 toneladas anuales en el mercadillo de los martes de Alhama
Residuo cárnico	7.104 toneladas anuales (MITECO, 2023b)

Tabla 9 Cantidad anual producida por residuo en la localidad de Alhama Murcia (Elaboración Propia)

Con estos datos, la proporción resultante de C/N es de 21,72 (Apartado 1 Anexo). Esta se ha calculado como el cociente entre cantidad de NTK y COT ponderado por masa de residuo, respectivamente. La proporción de C/N entra dentro del intervalo habitual óptimo considerado anteriormente, sin embargo, la riqueza en biometano es del 34%. Para conseguir un buen equilibrio en ratio C/N y riqueza superior al 70% con la cantidad de residuos que se dispone se requeriría no consumir prácticamente nada de carne, pues a pesar de que aporta un buen ratio C/N la riqueza que aporta es inferior al 20% en proporción a la masa de residuos. Además, también sería útil consumir el mínimo de purines pues tanto la riqueza (ratios DQO/COT) como ratio C/N poseen valores muy por debajo del rango adecuado. La solución, sin tener que dejar de consumir gran parte de

estos residuos, que al fin y al cabo interesa eliminar su impacto base y generar la mayor cantidad de biometano, sería incrementar considerablemente la cantidad de FORSU. En el apartado 2 del Anexo se observa que para conseguir una riqueza de al menos el 70% y de ratio C/N igual a 20 se requeriría cerca de 100 veces más de FORSU. El municipio de Alhama no forma parte de ninguna mancomunidad con otros municipios, lo que implica que no existe un acuerdo o asociación formal para gestionar los residuos urbanos de manera conjunta con otras localidades. Debido a esta situación, no resulta factible tomar residuos urbanos de otras mancomunidades, ya que cada municipio tiene sus propias regulaciones y sistemas de gestión de residuos. Además, la logística y el transporte de residuos pueden ser complejos y costosos, especialmente si se intenta trasladar desechos desde otras localidades. La distancia y los recursos requeridos para realizar esta operación podrían hacer que el aprovechamiento de residuos de otras mancomunidades no sea viable desde el punto de vista económico y ambiental.

Se plantearon dos escenarios diferentes para el proyecto. En el primer escenario, se priorizó un ratio C/N de 20, mientras que en el segundo escenario se buscó una alta concentración de metano (70% CH₄). En ambos casos, se buscó maximizar la utilización de residuos, con restricciones mínimas en cuanto al consumo de residuo cárnico y fracción líquida de los purines, con cantidades establecidas de 500 y 10.000 toneladas respectivamente. Estos escenarios se detallan en los apartados 3 y 4 del ANEXO I.

Se ha decidido optar por el escenario que favorece una alta concentración de metano (70% biometano), ya que en este escenario se produce una mayor cantidad de biometano utilizando menos de la tercera parte de los residuos en comparación con el otro escenario. Además, se logra un ratio C/N de 16.

No obstante, se ha identificado un problema en relación con la proporción de biogás producido en comparación con la cantidad de residuos de entrada al digestor, lo cual resulta en una gran cantidad de digestato residual. En este caso, los residuos de FORSU y los restos de fruta y verdura se consideran altamente ricos en materia orgánica y fácilmente degradables, lo que los hace adecuados para la producción de biogás. Sin embargo, existe escasez de residuos FORSU y también se presentan limitaciones debido a que la curva de producción de biogás utilizada en la bibliografía se basa en la calabaza como sustrato, y no refleja el potencial de generación de biogás de otros residuos hortofrutícolas. Es importante mencionar que en (Morales Polo, 2019) se utilizó la calabaza como sustrato debido a su homogeneidad y estabilidad en su degradación, lo

que facilitó la obtención de resultados experimentales. La calabaza se caracteriza por tener un alto contenido de carbohidratos, especialmente celulósicos. Si bien los carbohidratos se degradan más rápidamente que los lípidos y las proteínas, su índice de producción de biogás es menor en comparación con estos últimos.

7.3. Límites del sistema

En el apartado anterior se ha mencionado la amplitud del estudio, y a continuación se brinda más detalle sobre lo que no se incluye en el proyecto.

El punto de partida para contabilizar el impacto ambiental de los residuos es cuando estos llegan a la planta. Esto implica que el proceso previo, que incluye la generación de los residuos y su almacenamiento previo, no se tiene en cuenta en el alcance del estudio. Así, por ejemplo, no se consideran las emisiones asociadas al período de almacenamiento de los purines en las granjas de Cefu S.A ni el transporte de los residuos a la planta, pues dependen del plan de logística y gestión de los purines generados, considerados fuera del alcance de este proyecto. El estudio se enfoca en las transformaciones que ocurren con los residuos dentro de la planta, considerando únicamente estas etapas como parte del sistema evaluado. Además, el estudio no contempla el impacto ambiental relacionado con la construcción del digestor ni las instalaciones de pretratamiento y postratamiento, por ser insignificante tal y como se indica en otros ACV.

Se ha considerado que el impacto durante la fase de trituración de los restos de fruta y verdura, residuo cárnico, así como durante su agitación junto con la FORSU, lodos de EDAR y purines en el tanque de homogeneización es despreciable. Esto se debe a que la etapa de clasificación de la fracción resto es la que consume más energía y genera mayores emisiones. Además, los datos de consumo energético tomados de otros ACV no están desglosados según la fase de clasificación, trituración o agitación. Por lo tanto, se ha decidido no tener en cuenta el efecto del pretratamiento de frutas y verduras, residuos cárnicos y lodos de EDAR.

En cuanto al proceso de separación de la fracción resto, se ha incluido el transporte de recogida de cada fracción separada y no separada, así como el tratamiento adecuado al final de su vida útil para cada una de ellas.

Por otro lado, en relación con la etapa de compostaje, no se ha tenido en cuenta la fase de transporte del compost generado y se ha considerado despreciable las emisiones asociadas al esparcimiento del compost en tierra, tal y como ocurre en otros ACV tomados de referencia (Righi et al., 2013). Respecto a la fracción líquida del digestato se ha considerado enviada a tratamiento de aguas residuales, fuera de la planta.

Además, cabe destacar que en cogeneración no se ha incluido el impacto negativo por los subproductos (calor y electricidad) generados, si no que estos subproductos evitados se han tenido en cuenta en el escenario base evaluado, es decir el proceso habitual considerado por Ecoinvent de generación de electricidad y calor.

7.4. Inventario de ciclo de vida (ICV)

7.4.1. ICV escenario base

7.4.1.1. Tratamiento inicial purines

El escenario base comprende el almacenamiento de los residuos en las granjas de Cefu S.A durante aproximadamente 8 días, seguido de la estabilización en un tanque de almacenamiento abierto durante 120 días, cumpliendo con el Real Decreto 324/2000. A continuación, se considera su transporte al campo y aplicación al suelo como fuente de fertilizantes por su riqueza en nitrógeno, fósforo y potasio. El inventario se ha tomado del ACV (Hollas et al., 2021), coincidente con el tiempo de almacenamiento y estabilización del estiércol, y conforme a la normativa comentada en la sección 5.2.1. Además, es importante mencionar que el inventario del ACV de referencia está referido a 1 tonelada de purín. Este inventario ha sido escalado para representar la cantidad de purín (tanto sólido como líquido) equivalente a la producción de 1 m³ de biogás. Dado que la cantidad de purín escalada para obtener 1 m³ de biogás se refiere a la fracción líquida, la fracción total considerada (sólidos y líquidos) corresponde a una proporción másica de 86,5% líquido y el resto sólido, manteniendo la misma relación que se presenta en el ACV original.

Emisiones al aire	Cantidad	Ud
Carbon dioxide	0,04	kg

Methane	0,03	kg
Ammonia	2,81E-3	kg
Dinitrogen monoxide	1,23E-4	kg
Nitrogen, total	3,65E-4	kg
Nitrogen, oxides, ES	8,87E-4	kg
Emisiones al agua	Cantidad	Ud
Nitrogen compounds	3,50E-3	kg
Phosphorus, ES	1,48E-3	kg
Emisiones al suelo	Cantidad	Ud
Copper	0,04	kg
Zinc	0,31	kg
Outputs evitados fertilizante	Cantidad	Ud

Inorganic nitrogen fertiliser, as N {RoW}) nutrient supply from NPK (26-15-15) fertiliser Cut-off, U	-0,02	kg
---	-------	----

Tabla 10 Emisiones caso base tratamiento de purines y fertilizante evitado (Elaboración propia)

7.4.1.2. Tratamiento inicial lodos de depuradora

De acuerdo con lo indicado en el PRTR para la fábrica del Pozo Alimentación son enviados a compostaje. Por otro lado, según se ha comentado en la sección 2.2.3, el 61,1% de los residuos EDAR se deshidratan y se aplican de manera directa en el campo como fertilizante, y el 38,9% restante son recogidos y enviados a compostaje. El inventario de la fracción que es deshidratada y enviada a uso agrícola se ha obtenido directamente de un ACV publicado recientemente (Lombardi et al., 2017). Por otro lado, la fracción enviada a compostaje se ha obtenido de un ACV (Righi et al., 2013), donde los lodos de depuradora y restos orgánicos de comida son mezclados y triturados, y después estabilizados durante el compostaje. Este inventario se ha utilizado también para modelizar la fracción de residuos de fruta y verdura estimados que van a compostaje, y además para la etapa de compostaje en la planta de biometanización, pues en (Righi et al., 2013), emplea el mismo inventario para ambos escenarios.

Inputs	Cantidad	Ud
Aluminium chloride (GLO) aluminium chloride production Cut-off, U	3,05E-3	kg
Diesel (Europe without Switzerland) market for Cut-off, S	1,24E-4	kg
Electricity, low voltage {ES} market for Cut-off, S	0,03	kWh

Tabla 11 Inputs fracción del lodo a deshidratación y esparcimiento en campo (Elaboración propia)

Outputs. Productos evitados	Cantidad	Ud
Ammonium nitrite (GLO) market for Cut-off, U	-1,76E-3	kg
Single superphosphate (RER) market for single superphosphate Cut-off, U	-5,08E-4	kg
Potassium chloride (RER) market for potassium chloride Cut-off, U	-1,64E-4	kg

Outputs. Residuos a tratamiento	Cantidad	Ud
Wastewater, average {CA-QC} treatment of wastewater, average, capacity 1.6E8l/year MIX	4,86E-3	m ³

Tabla 12 Outputs. fracción del lodo a deshidratación y esparcimiento en campo (Elaboración propia)

Emisiones al aire	Cantidad	Ud
Ammonia	7,45E-4	kg
Dinitrogen monoxide	3,39E-5	kg
Emisiones al agua	Cantidad	Ud
Cadmium	3,39E-8	kg
Chromium	3,39E-6	kg
Copper	1,36E-5	kg
Mercury	3,39E-8	kg
Nickel	8,5E-7	kg
Lead	3,39E-6	kg
Zinc	1,69E-5	kg
Phosphorus, ES	1,69E-4	kg
Emisiones al suelo	Cantidad	Ud
Cadmium	1,69E-7	kg
Copper	5,08E-5	kg
Mercury	1,69E-7	kg
Nickel	3,39E-6	kg
Lead	1,19E-5	kg

Zinc	8,64E-5	kg
------	---------	----

Tabla 13 Emisiones fracción del lodo a deshidratación y esparcimiento en campo (Elaboración propia)

Inputs	Cantidad	Ud
Water well, ES	8,81E-4	m ³
Diesel (Europe without Switzerland) market for Cut-off, S	0,07	kg
Electricity, medium voltage {ES} market for Cut-off, S	0,66	kWh

Tabla 14 Inputs fracción del lodo a compostaje (Elaboración propia)

Outputs. Productos evitados	Cantidad	Ud
Urea ammonium nitrate mix (RER) market for urea ammonium nitrate mix Cut-off, U	-0,07	kg
Outputs. Residuos a tratamiento	Cantidad	Ud
Wastewater, average {CA-QC} treatment of wastewater, average, capacity 1.6E8l/year MIX	2,10E-3	m ³

Tabla 15 Outputs. fracción del lodo a compostaje (Elaboración propia)

Emisiones al aire	Cantidad	Ud
Methane	3,67E-4	kg
Ammonia	2,93E-4	kg
Particulates, < 10 um	8,05E-4	kg
Emisiones al agua	Cantidad	Ud
COD (Chemical Oxygen Demand), ES	1,03E-3	kg
TOC, Total Organic Carbon	3,38E-4	kg

Nitrogen, TN	8,05E-5	kg
--------------	---------	----

Tabla 16 Emisiones fracción del lodo a compostaje (Elaboración propia)

7.4.1.3. Tratamiento inicial restos de fruta y verdura

Tal y como se ha comentado en la sección 2.2.1 el 85% se trata como fracción resto que irá directo a vertedero/incineración, y el 15% restante se aprovecha para compostaje. El inventario para compostaje es el que se indica en las Tablas 14,15 y 16, normalizado para la cantidad de fruta y verdura concreta. La fracción restante se ha incorporado al proceso de *Municipal solid waste {ES} | market for municipal solid waste | Cut-off, U* que representa el mix de residuos urbanos no aprovechados en España para el año 2018 donde el 1% corresponde a la quema a cielo abierto, el 32% a vertederos no sanitarios, el 48% a vertederos sanitarios y el 19% a la incineración municipal.

7.4.1.4. Tratamiento inicial fracción resto

En España la fracción de restos es separada y valorada la FORSU en muy pocos lugares, tal y como se indicó en la sección 2.2.4. Se ha supuesto que para los residuos de fracción resto de Alhama acaban de acuerdo con el mix de residuos municipales que aparece en Ecoinvent para España, presentado en el escenario anterior, donde la mayor parte va a vertedero y el restante a incineración.

7.4.1.5. Producción evitada outputs

Se ha establecido como hipótesis que el uso final del gas natural es para calderas destinadas a la producción de calor. En consecuencia, se ha tenido en cuenta el impacto ambiental asociado al uso de la caldera con la cantidad de gas natural que es energéticamente equivalente a la cantidad de biometano producido en la planta. El proceso utilizado es *Heat, central and small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} | heat production, natural gas, at boiler condensing modulating <100 kW | Cut-off, U*.

En el escenario con cogeneración, la electricidad generada se inyecta a la red de distribución. En este caso, no se tiene en cuenta el uso final específico que se le pueda dar a esta electricidad, pero sí se considera el impacto ambiental evitado de producir la misma cantidad de energía eléctrica utilizando una planta de ciclo combinado de gas (CCGT). La razón detrás de esta consideración es que la tecnología CCGT se considera

la tecnología marginal del sistema, lo que implica que, en caso de conectar la generación distribuida a la red, estas plantas verían reducida su producción conforme a la casación en el mercado diario. El proceso utilizado en Ecoinvent para ello es: *Electricity production, natural gas, combined cycle power plant. Electricity, high voltage*. Sin embargo, este proceso no tiene en cuenta las pérdidas por la red, con lo cual se ha supuesto un factor de 1,02; es decir, que para consumir 1 kWh en el punto de demanda de la comunidad se requería 1,02 kWh producidos por la CCGT.

En relación al calor generado neto en la cogeneración (excluyendo el calor recirculado al digestor), se ha decidido enviarlo a la planta de El Pozo a través de una red de distribución. Para determinar la cantidad específica de calor a producir, se considera el equivalente generado por la combustión de gas natural en una caldera destinada al uso industrial. El proceso utilizado es el de *Heat, district or industrial, natural gas {CA-QC} / heat production, natural gas, at boiler modulating >100 kW / Cut-off, U*.

Para ambos subproductos de la cogeneración, es importante tener en cuenta que la cantidad de energía en forma de calor y electricidad considerada en este apartado corresponde a la cantidad neta que queda disponible una vez que se ha cubierto el suministro de energía necesario dentro de la planta de digestión.

En relación al compost generado para su uso como abono, se considera, de acuerdo a (Righi et al., 2013), que una cantidad equivalente de 0,21 toneladas de compost es equiparable a 9 kilogramos de Urea. El proceso utilizado es *Urea ammonium nitrate mix {RER} / market for urea ammonium nitrate mix / Cut-off, U*.

7.4.2. ICV Escenario proyecto DA

En este apartado se presenta el inventario detallado para cada uno de los procesos considerados en el proyecto. Para comprender mejor el conjunto de etapas que conforman el proyecto, se incluye un diagrama que muestra los flujos principales de materia y energía que ingresan y salen de los diferentes procesos que conforman el sistema, para cada uno de los escenarios de postratamiento del biogás planteados. Este diagrama se muestra en las Figura 15 y

Figura 16, correspondientes a cada escenario respectivamente.

Para garantizar una comparación precisa y coherente, todos los inventarios utilizados han sido ajustados en base a los flujos asociados a la unidad funcional del sistema, es decir 1 metro cúbico de biogás.

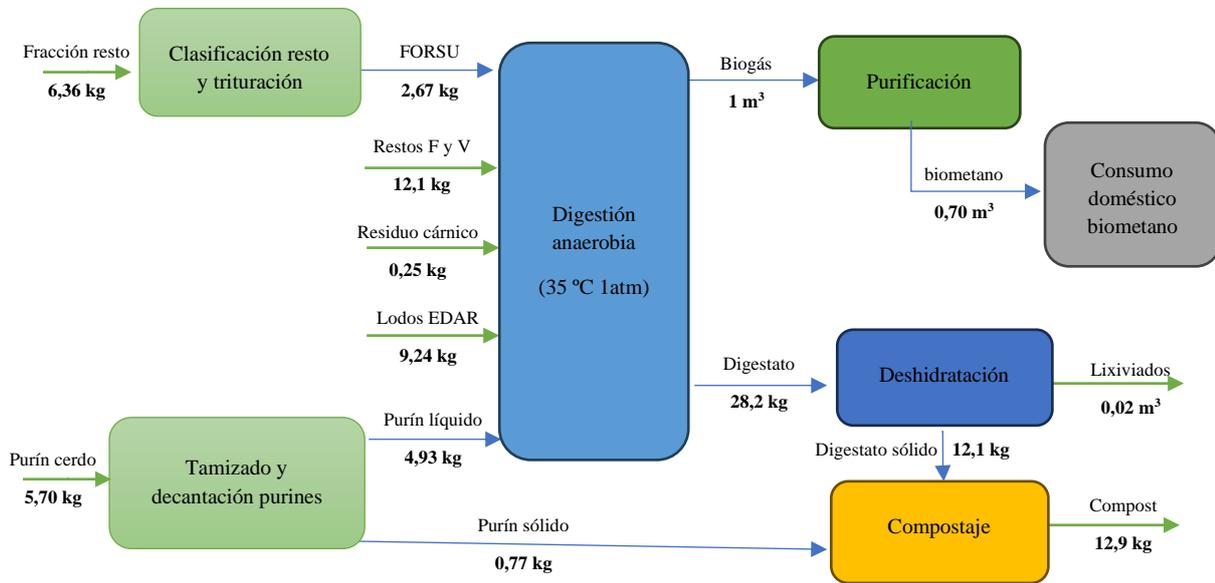


Figura 15 Diagrama de procesos y flujo principal del sistema. Escenario de inyección de biometano a red (Elaboración Propia)

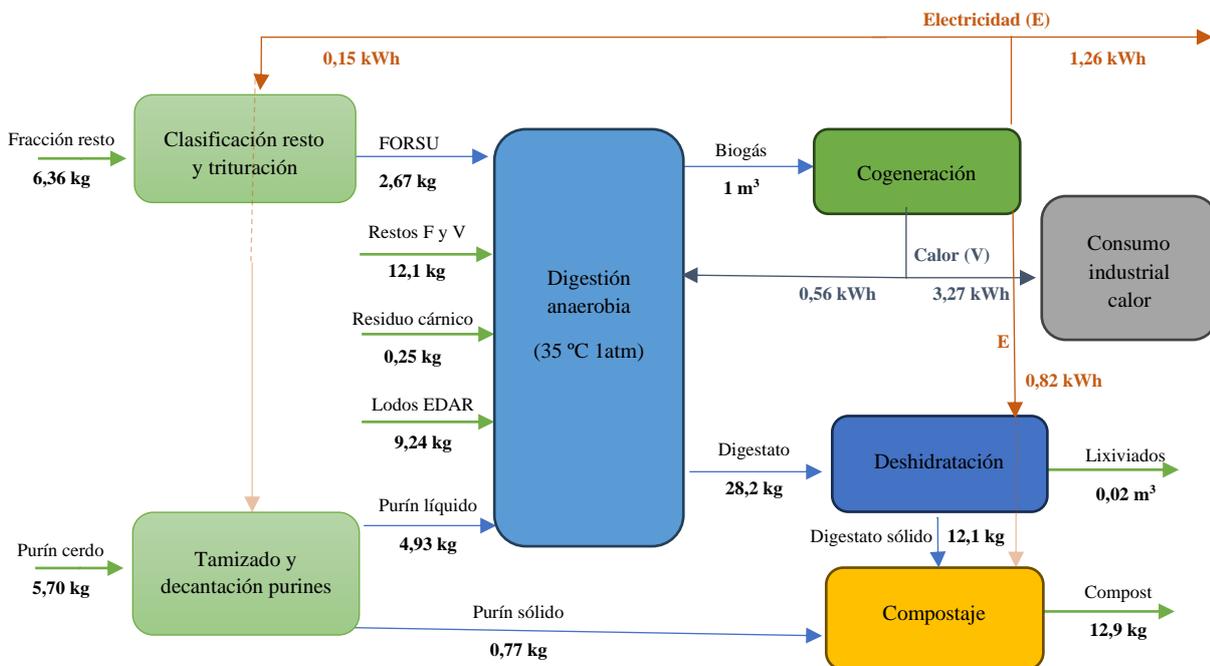


Figura 16 Diagrama de procesos y flujo principal del sistema. Escenario de cogeneración (Elaboración Propia)

A continuación, se detalla en mayor profundidad los procesos concretos escogidos de Ecoinvent, cómo se han modificado para adaptarlos a la situación concreta y cómo se han enlazado unos a otros para construir el ciclo de vida completo del sistema.

- **Digestor**

El proceso nombrado como “digestor”, creado en SimaPro, es el núcleo del análisis en este proyecto. Las fórmulas de producción de biogás se han programado en este proceso, de manera que los procesos de pretratamiento, postratamiento del biogás y compostaje son llamados desde este proceso pues los inventarios se han incorporado como dependientes de los valores de residuos pretratados entrantes al digestor, del biogás y biometano, y del digestato resultante. Los valores de residuos pretratados entrantes al digestor, así como los parámetros de la exponencial de producción de biogás y las características químicas en cuanto a la DBO, COT y NTK se han incluido como parámetros en el proceso “digestor”. Por otro lado, la producción de biogás y biometano se han obtenido mediante sus expresiones comentadas en las secciones 2.3.5 y 2.3.6, y se han incluido en el apartado de “parámetros calculados” de SimaPro. En el ANEXO I se muestra todos estos parámetros definidos y la formulación considerada.

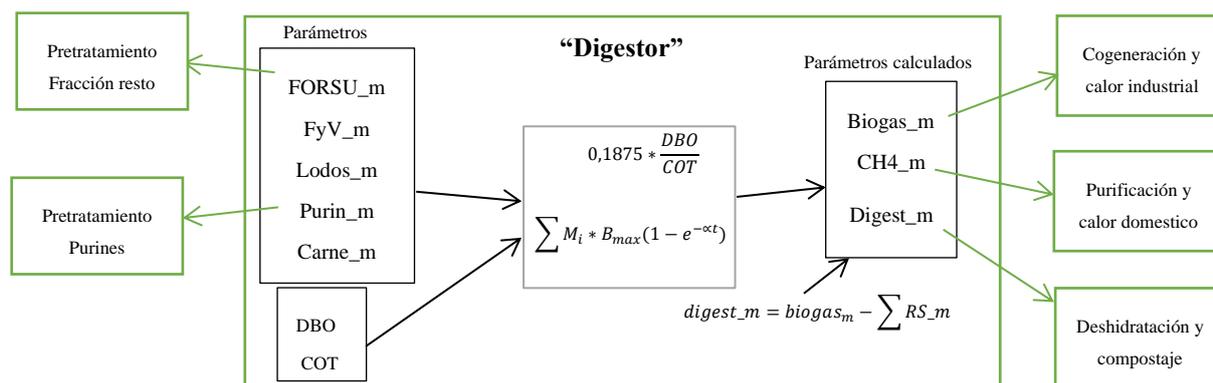


Figura 17 Esquema del proceso principal “Digestor” en SimaPro (Elaboración Propia)

En esta etapa también se incluye el inventario relacionado con el propio digestor, basado en consumo eléctrico para el calentamiento del digestor por caldera eléctrica y consumo de agua, que se mezcla con los residuos triturados en el tanque de homogeneización tal y

como se explicó en la sección 5.1. También se consideran en este proceso las emisiones asociadas a la quema de biogás en antorcha, indicadas anteriormente en la Tabla 8. Para el escenario con cogeneración el consumo de electricidad es nulo pues se autoabastece con una fracción del calor resultante.

Inputs	Cantidad	Ud
Water well, ES	1,93E-3	m ³
Electricity, medium voltage {ES} market for Cut-off, S	0,56	kWh

Tabla 17 Inputs digestor (Elaboración propia)

- **Pretratamiento**

En la fase de pretratamiento se considera el consumo de electricidad y diésel para el proceso de separación y prensado de la fracción resto, y su trituración. El consumo de agua considerado es el que se consume en el tanque de homogeneización de la mezcla, junto a los lodos de depuradora y purines. Estos datos se han obtenido del ACV (Morero et al., 2017). Por otro lado, se consume electricidad para la línea de pretratamiento de purines, en concreto, tal y como se comentó en la sección 5.2, para el proceso de agitación durante la decantación y para el funcionamiento del sistema de bombeo. Además, se suponen 3 días de almacenamiento de la fracción líquida de purines, con lo cual existen emisiones asociadas por ello. Para el escenario con cogeneración el consumo de electricidad es nulo pues se autoabastece con una parte de la electricidad resultante.

Inputs	Cantidad	Ud
Water well, ES	2,04E-4	m ³
Diesel (Europe without Switzerland) market for Cut-off, S	5,53E-3	kg
Electricity, low voltage {ES} market for Cut-off, S	0,14	kWh
Emisiones	Cantidad	Ud
Ammonia	1,51E-3	kg

Methane	0,02	kg
---------	------	----

Tabla 18 Inputs y emisiones pretratamiento separación, prensado, trituración y homogeneización (Elaboración propia)

Inputs	Cantidad	Ud
Electricity, low voltage {ES} market for Cut-off, S	1,48E-3	kWh
Emisiones	Cantidad	Ud
Carbon dioxide	6,21E-4	kg
Methane	7,35E-4	kg
Ammonia	3,76E-4	kg

Tabla 19 Input y emisiones por almacenamiento 3 días, línea de purines (Elaboración propia)

En cuanto a la separación de residuos sólidos, de acuerdo con la Tabla 5, se ha incluido el tratamiento final de reciclado para cada una de las fracciones separadas, mientras que para el mix de componentes no separados se ha introducido el proceso habitual de tratamiento en España por tipo de producto, esto es, vertedero e incineración.

Ouputs residuos	Cantidad	Ud
Waste plastic, mixture {ES} market for waste plastic, mixture Cut-off, U	0,01	kg
Waste polyethylene terephthalate {ES} market for waste polyethylene terephthalate Cut-off, U	0,18	kg
Waste polyethylene {ES} market for waste polyethylene Cut-off, U	0,04	kg
Waste packaging glass, unsorted {GLO} market for Cut-off, U	0,18	kg
Scrap steel {Europe without Switzerland} market for scrap steel Cut-off, U	0,10	kg

Waste aluminium [GLO] market for Cut-off, U	0,01	kg
Waste paperboard {ES} market for waste paperboard Cut-off, U	0,54	kg
Packaging glass, white (waste treatment) {GLO} recycling of packaging glass, white Cut-off, U	0,46	kg
Aluminium (waste treatment) {GLO} recycling of aluminium Cut-off, U	0,03	kg
Steel and iron (waste treatment) {GLO} recycling of steel and iron Cut-off, U	0,23	kg
PET (waste treatment) {GLO} recycling of PET Cut-off, U	0,27	kg
PE (waste treatment) {GLO} recycling of PE Cut-off, U	0,05	kg
Paper (waste treatment) {GLO} recycling of paper Cut-off, U	0,73	kg
Mixed plastics (waste treatment) {GLO} recycling of mixed plastics Cut-off, U	0,21	kg

Tabla 20 Outputs residuos separación fracción resto y tratamiento posterior (Elaboración propia)

- **Deshidratación y compostaje**

Los datos de inventario se han obtenido de (Righi et al., 2013) y se han ponderado para la cantidad de digestato concreta producida realizando balance de masas entre el flujo másico de entrada y el biogás de salida. El biogás de salida calculado viene dado en términos volumétricos, luego para referirlo a términos másicos se ha considerado como gas ideal y condiciones de salida de 1 atm y 35 °C. Además, a la fracción sólida del digestato se ha añadido la cantidad de purines sólidos separados durante la decantación inicial, tal y como se indicó en la sección 5.2.

Para el escenario con cogeneración el consumo de electricidad procedente del mix eléctrico español es nulo pues se autoabastece con parte de la electricidad resultante.

Inputs	Cantidad	Ud
--------	----------	----

Water well, ES	7,10E-3	m ³
Diesel (Europe without Switzerland) market for Cut-off, S	0,03	kg
Electricity, medium voltage {ES} market for Cut-off, S	0,82	kWh
Lime, hydraulic {ROW} production Cut-off, U	2,43E-3	kg
Aluminium chloride {GLO} aluminium chloride production Cut-off, U	0,04	kg

Tabla 21 Inputs compostaje (Elaboración propia)

Emisiones al aire	Cantidad	Ud
Methane	2,96E-3	kg
Ammonia	2,37E-3	kg
Particulates, < 10 um	6,51E-3	kg
NMVOC, non-methane volatile organic compounds	5,92E-4	kg
Emisiones al agua	Cantidad	Ud
COD (Chemical Oxygen Demand), ES	8,29E-3	kg
TOC, Total Organic Carbon	2,72E-3	kg
Nitrogen, TN	6,51E-4	kg

Tabla 22 Emisiones compostaje (Elaboración propia)

Outputs. Residuos a tratamiento	Cantidad	Ud
Wastewater, average {CA-QC} treatment of wastewater, average, capacity 1.6E8l/year MIX	0,02	m ³

Tabla 23 Outputs. Fracción líquida deshidratación (lixiviados) a Tratamiento de aguas (Elaboración propia)

- **Purificación del biogás y consumo doméstico**

De Ecoinvent se ha utilizado el proceso de purificación del biogás *Biomethane, high pressure {RoW} | biogas purification to biomethane by amino washing | Cut-off, U*, pero se ha modificado este eliminando el subproceso del biogás y su impacto de ciclo de vida considerado en el proceso. Igualmente, de Ecoinvent se ha tomado el proceso de producción de calor para el mismo tipo de caldera que la considerada en “Escenario producción evitados output” de la sección 7.4.1. *Heat, central and small-scale, biomethane {Europe without Switzerland} | heat production, biomethane, at boiler condensing modulating <100 kW | Cut-off, U*, y de nuevo eliminando el impacto de ciclo de vida del biometano que considera dicho proceso. Para ambos procesos se necesita el valor de biometano producido como dato de entrada. Además, para el proceso de purificación se necesita modificar el input a las condiciones de salida de 5 atm de presión del biometano (pues el input del proceso de Ecoinvent se refiere a 5 atm), con lo cual el volumen considerado para este proceso es 5 veces menor que el biometano calculado a 1atm.

- **Cogeneración y consumo calor industrial**

De Ecoinvent se ha utilizado el proceso de cogeneración de biogás *Biogas {ES} | heat and powe co-generation, gas engine | Cut-off, U*. Este proceso considera un rendimiento eléctrico del 32% y térmico del 55%. Además, considera un poder calorífico inferior de 22,73 MJ/Nm³, lo cual, partiendo de que el PCI del metano es de 35,784 MJ/Nm³ supone que considera una pureza de biometano del 63,5%. La pureza conseguida en este proyecto es del 70%, luego entonces el PCI en este estudio es de 25,05 MJ/Nm³. De esta forma, se ha modificado la electricidad y calor producidos, resultando que por cada m³ de biogás se producen 13,8 MJ (3,83 kWh) de calor y 2,23 kWh de electricidad. La electricidad consumida durante el compostaje y pretratamientos es de 0,964 kWh, de manera que existe inyección a red de 1,262 kWh. De igual forma ocurre con el calor generado; el digestor requiere un consumo de 0,56 kWh de calor (consumo de 0,56 kWh eléctricos para calentamiento del digestor, según los datos de inventario, y rendimiento de caldera eléctrica de aprox. 100%), con lo cual el calor residual disponible sería de 3,27 kWh. Esto, traducido a los m³ de biogás producidos resulta en 4.614.312,73 kWh. De acuerdo con los datos de consumo de el Pozo S.A, 9.836.060 m³ de gas natural, y estimando un PCI similar al del metano (9,94 kW/Nm³), resulta en un calor demandado por la industria de

97.770.436,4 kWh, de manera que se podría abastecer la veinteava parte de su consumo anual.

Este proceso se ha modificado de tal forma que no se consideran los efectos de impacto negativo de producción de calor y electricidad en cogeneración como forma de expresar el impacto evitado gracias a este proceso pues ya se considera evitado en el caso Base “Escenario producción evitados output” de la sección 7.4.1.

7.5. Análisis de impacto de ciclo de vida (AICV)

El factor de caracterización se determina mediante el método de evaluación de impacto; en este proyecto se utiliza el método CML midpoint. El análisis del sistema incremental se llevó a cabo con la ayuda del software SimaPro. Los impactos de las diferentes partes del sistema en cada categoría de punto medio se caracterizan primero en términos de contribuciones porcentuales. El impacto total (positivo o negativo) en cada categoría se considera 100% y las contribuciones de los componentes del sistema se asignan como un porcentaje del impacto total. La guía CML proporciona una lista de categorías de evaluación de impacto agrupadas en:

- Agotamiento abiótico (kg Sb equivalente). Indicador de impacto: escasez de recursos abióticos.
- Agotamiento abiótico (combustibles fósiles) (MJ). Indicador de impacto: escasez de recursos, combustibles fósiles.
- Calentamiento global (kg CO₂ equivalente). Indicador de impacto: aumento de la temperatura global y fenómenos climáticos.
- Destrucción de la capa de ozono (kg CFC-11 equivalente). Indicador de impacto: aumento de las radiaciones ultravioletas.
- Eutrofización (kg PO₄ equivalente). Indicador de impacto: exceso de nutrientes en ecosistemas acuáticos.
- Acidificación (kg SO₂ equivalente). Indicador de impacto: incremento de la acidez de los ecosistemas.
- Ecotoxicidad terrestre (kg 1,4 DB-equivalente). Indicador de impacto: pérdida de biodiversidad y/o extinción de especies terrestres.

- Ecotoxicidad en agua marina (kg 1,4 DB-equivalente). Indicador de impacto: pérdida de biodiversidad y/o extinción de especies de aguas marinas.
- Ecotoxicidad en agua dulce (kg 1,4 DB-equivalente). Indicador de impacto: pérdida de biodiversidad y/o extinción de especies de aguas dulces.
- Toxicidad humana (kg 1,4 DB-equivalente). Indicador de impacto: aumento de enfermedades en los humanos como enfermedades respiratorias, cáncer, ...
- Oxidación fotoquímica (kg C₂H₄ equivalente). Indicador de impacto: aumento del Smog fotoquímico en la superficie terrestre.

7.5.1. Resultados

Los impactos de los cuatro posibles escenarios se muestran en la Tabla 24. Se ilustra la comparativa entre los dos escenarios principales considerados y sus respectivos casos base. Según los resultados, queda claro que el escenario que combina la digestión anaeróbica, los pretratamientos y compostaje con cogeneración muestra los mejores resultados en cada categoría de impacto.

	Ud (eq)	DA. Inyección biometano y consumo doméstico	DA. Cogeneración	Caso base (hipótesis inyecc.)	Caso base (hipótesis cogen.)
Agot. abiótico	kg Sb	5,19E-06	2,28E-06	2,62E-05	2,43E-05
Agot.Abiot.(comb.fósil)	MJ	11,42	76,66	51,10	57,20
Calentamiento global	kg CO ₂	2,43	2,14	4,00	4,33
Agot. Capa ozono	kgCFC-11	9,13E-08	7,25E-08	3,51E-07	6,48E-07
Toxicidad humana	kg1,4-DB	1,08	8,52E-01	1,69	1,66
Ecotox. Agua dulce	kg1,4-DB	1,65	1,43	42,40	42,40
Ecotox. agua marina	kg1,4-DB	2,99E+03	2,48E+03	1,02E+04	1,01E+04
Ecotox. terrestre	kg1,4-DB	3,48E-03	1,99E-03	8,36	8,36
Oxid. fotoquímica	kgC ₂ H ₄	6,04E-04	5,52E-04	6,41E-04	7,39E-04
Acidificación	kgSO ₂	1,20E-02	1,07E-02	1,56E-02	1,74E-02

Eutrofización	kgPO ₄ ⁻	7,03E-03	6,54E-03	9,13E-03	9,27E-03
---------------	--------------------------------	----------	----------	----------	----------

Tabla 24 Impacto ambiental por categoría y por escenario. Referido a 1 m³ de biogás (Elaboración propia)

En la Figura 18 se ha normalizado cada categoría de impacto a términos de energía equivalente para evaluar las categorías de impacto que más se ven afectadas.

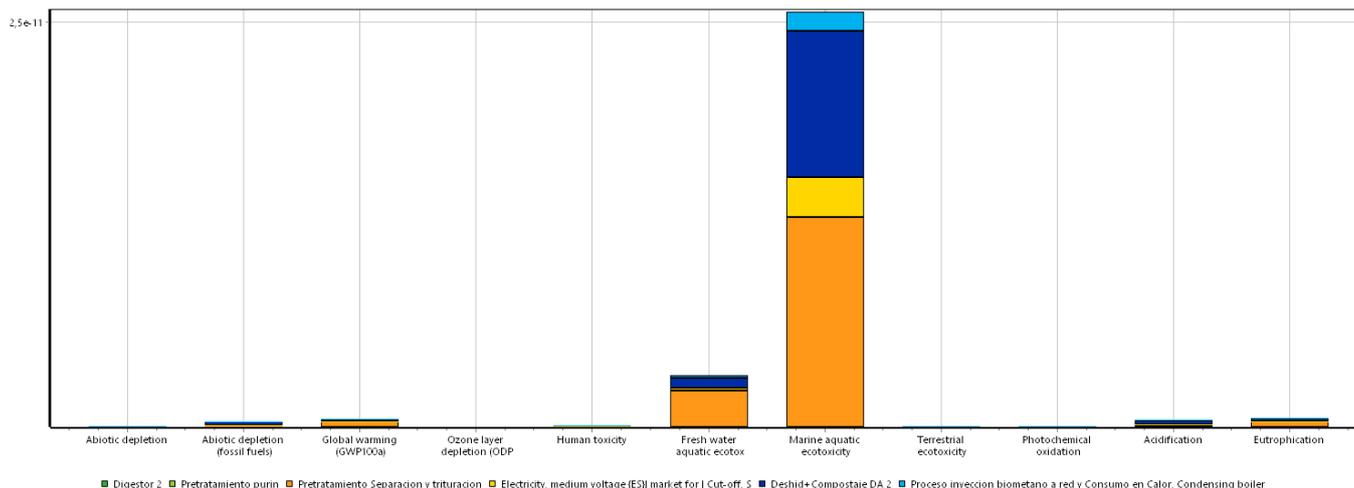


Figura 18 Comparativa normalizada a unidades de energía (MJ) para las categorías de impacto por etapas (Elaboración propia)

Resultados del calentamiento global total desglosados por subprocesos principales se presentan en la Figura 19. Se observa que en caso de cogeneración deja de existir consumo eléctrico en media tensión para el calentamiento del digestor y que el impacto es inferior en las etapas de compostaje y pretratamiento, pues en este caso no se precisa de electricidad del exterior gracias al autoabastecimiento de la electricidad de cogeneración. También se observa que la etapa de cogeneración y consumo de calor genera una menor huella de carbono pues a pesar de haber emisiones asociadas al ciclo de cogeneración el calor de cogeneración es destinado a consumo final y no precisa de transformaciones adicionales, luego en su uso para calentamiento industrial (en este caso) no se considera que produzca impacto. Sin embargo, para uso en calderas domésticas el biometano aún no ha alcanzado su transformación final en forma de calor, con lo cual el impacto producido para generar calor es notorio. Además, también se incluye el efecto ambiental negativo que tiene la etapa de purificación.

Respecto a los casos base se observa el fuerte impacto evitado en no generar calor en calderas de gas (doméstica e industrial) debido a las considerables emisiones directas al

aire durante la combustión, de 1,12 kg CO₂. También es notable el impacto de generación eléctrica por parte de una CCGT, emitiendo 0,96 kg CO₂.

Se debe destacar el impacto notable en el tratamiento previo de purines, que suponen un impacto de 1,01 kg CO₂, debido a las considerables emisiones al aire por largos periodos de almacenamiento para estabilización y durante el esparcimiento en los terrenos, además de emisiones al agua y suelo. También es destacable la producción evitada de urea, derivado del amoniaco, considerado como una de las industrias más intensivas en energía y emisiones, y en el foco de la descarbonización. La principal fuente de emisiones en su proceso de fabricación es la etapa de producción de hidrógeno mediante reformado de metano con vapor de agua. Esta etapa supone más del 70 % del consumo energético del proceso de producción del amoniaco y con emisiones de dióxido y monóxido de carbono en el proceso.

Por último, y no menos significativo, el impacto producido durante el tratamiento previo de lodos EDAR y restos de fruta y verdura, debido a las emisiones consideras en la sección 7.4.1 durante la deshidratación y esparcimiento a la tierra, y compostaje.

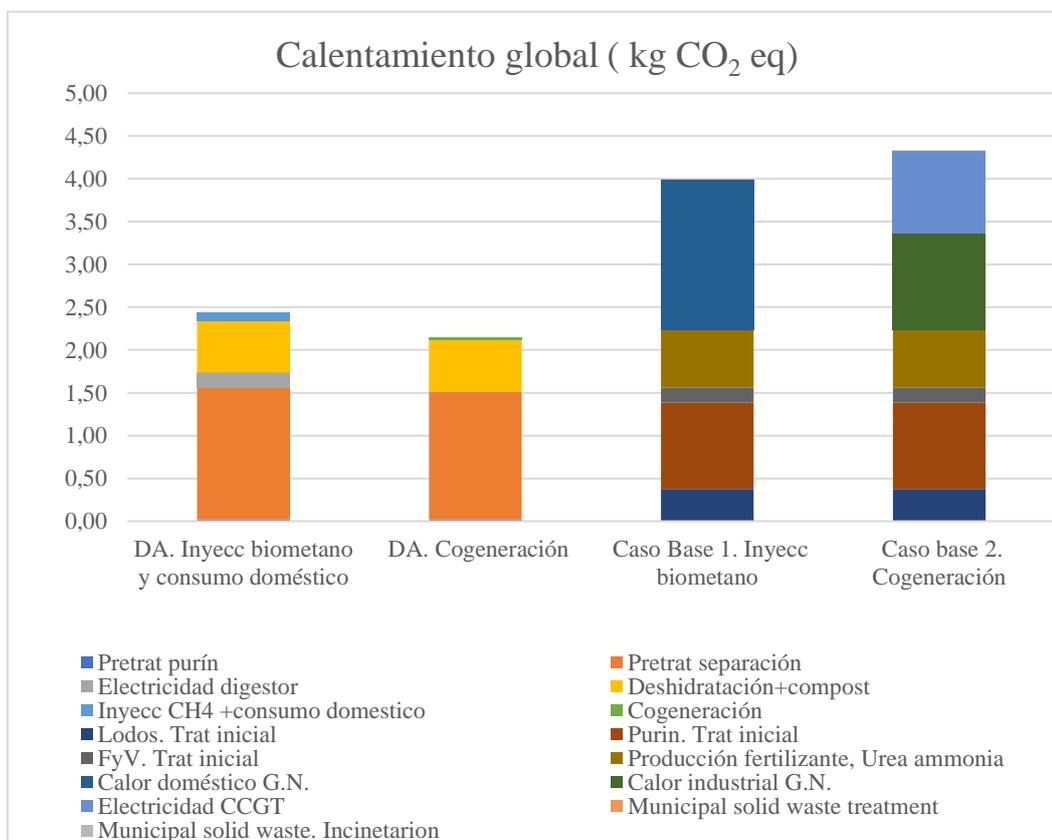


Figura 19 Comparativa de impactos sobre el calentamiento global para cada escenario (Elaboración Propia)

Otra de las categorías que se ven más dañadas, de acuerdo con la Figura 20, es la eutrofización. Esta categoría hace referencia a la emisión de sustancias contribuyentes en la formación de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, que favorecen un desarrollo anormal de algas, afectando a la vida de las especies acuáticas. En cuanto al caso base, según se observa en la Figura 20, el esparcimiento a la tierra de purines y lodos deshidratados son los principales responsables de emisiones (cerca del 85% en eutrofización), afectando al aire, agua y suelo. Fósforo, amoníaco, nitrato, cobre y zinc son los principales factores responsables de la eutrofización. Seguidamente se encuentra el impacto producido durante la producción en la industria química de fertilizante (urea), procedente de la producción de amoníaco y con el mayor factor de caracterización en esta categoría de impacto, y que por tanto más contribuye en la eutrofización.

El impacto asociado con la inyección a la red es algo menor que en el caso base, sin embargo, las emisiones relacionadas con el vertido e incineración de los residuos no separados de la fracción resto, seguido de las emisiones durante el compostaje, especialmente de amoníaco y sus derivados, hacen que sea notable. Se observa que el impacto del caso cogeneración es inferior como consecuencia del mix eléctrico consumido evitado, el prescindir de la etapa de purificación y la combustión de biometano en calderas domésticas.

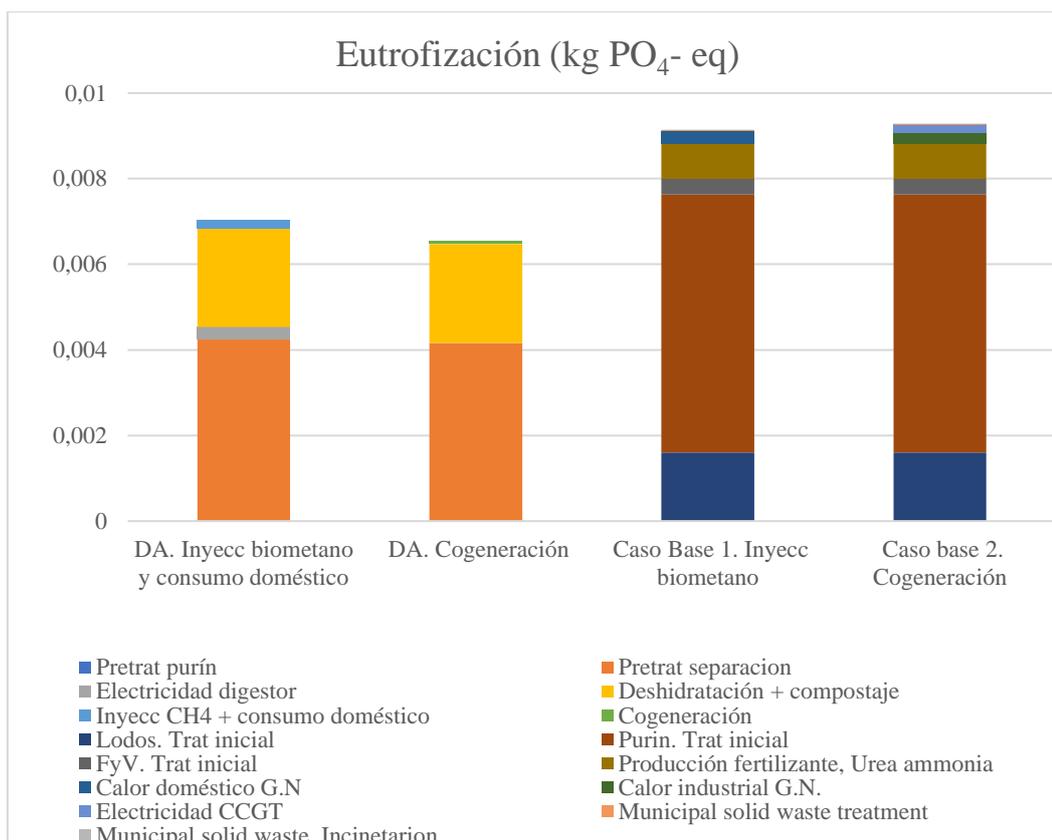


Figura 20 Comparativa de impactos sobre la eutrofización para cada escenario (Elaboración Propia)

La ecotoxicidad en agua marina hace referencia a las emisiones de sustancias tóxicas en ecosistemas de agua marina nocivas para sus especies. En la Figura 18 se puede observar que esta categoría es la más perjudicada. Los ciclos naturales de la tierra llevan la mayoría de los desechos al mar, a través del movimiento generado por el viento, los ríos, las aguas subterráneas y las escorrentías. Por esta razón, muchos materiales llegan al final de su vida útil en el mar, afectando negativamente a este ecosistema.

Como se muestra en la Figura 21, la etapa de separación de la fracción resto es la que causa un mayor impacto, debido principalmente a la gestión de los residuos separados no reciclables de la fracción resto a través de vertederos o incineración. La infiltración de lixiviados en los vertederos y las emisiones al aire por la incineración y el depósito en vertederos, impulsadas por factores como el viento, hacen que estos residuos sean arrastrados y acaben contaminando mares u océanos. De manera similar, la etapa de compostaje también contribuye a la generación de toxicidad marina, debido a las emisiones de sustancias consideradas durante la estabilización.

En comparación con los casos base, el impacto se reduce a menos de la tercera parte. La principal causa de impacto en los casos base proviene de las emisiones durante los cuatro meses de estabilización de los purines y esparcimiento por las tierras, suponiendo un impacto del 77% para esta categoría.

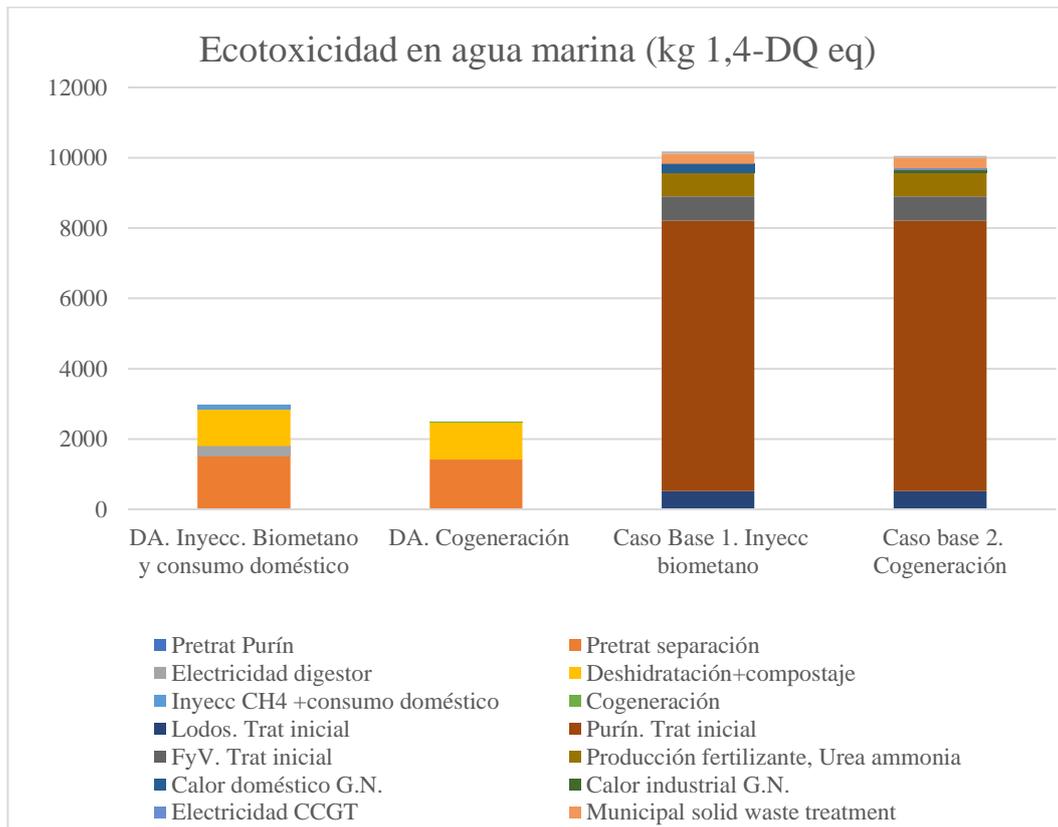


Figura 21 Comparativa de impactos sobre la ecotoxicidad en agua marina para cada escenario (Elaboración Propia)

8. Estructuración de la comunidad energética

El desarrollo de una iniciativa como la creación de una comunidad energética requiere de una entidad jurídica que pueda llevar a cabo los objetivos propuestos. Entre las opciones disponibles, la creación de una cooperativa es una de las más adecuadas y exitosas. Las cooperativas han demostrado su éxito a lo largo del tiempo, ya que su propósito principal es satisfacer las necesidades de sus socios, lo cual no siempre es una prioridad para las empresas privadas. Por esta razón, muchos proyectos de comunidades energéticas implementados en los últimos años se han realizado a través de REScoops (cooperativas de fuentes de energía renovable).

Las cooperativas se caracterizan por dos aspectos principales. En primer lugar, su objetivo principal no es obtener beneficios económicos, sino beneficiar a la comunidad en su conjunto. Las ganancias obtenidas se distribuyen entre todos los socios o se reinvierten en la propia comunidad. En segundo lugar, las cooperativas se rigen por un sistema democrático, transparente y abierto, tanto en las decisiones financieras como en las decisiones internas. Todos los socios de la cooperativa tienen derecho a voto, independientemente de su inversión. Estas características diferencian a las cooperativas de los negocios convencionales.

El funcionamiento democrático de las cooperativas se basa en los siete principios establecidos por la Alianza Cooperativa Internacional. Estos principios incluyen la afiliación voluntaria y abierta, así como la participación económica de los socios. Sin embargo, la participación económica puede plantear desafíos en términos de financiación. A pesar de esto, las cooperativas han demostrado ser la entidad más estable para proyectos de comunidades energéticas.

Independientemente del tamaño de la entidad jurídica, diversos proyectos en Europa han demostrado que el éxito se logra cuando se establece una colaboración con las autoridades locales (Alonso Saavedra and Giovannini, 2021). La participación de los gobiernos municipales puede ser fundamental para el desarrollo de estos proyectos, ya que la cooperación entre el ayuntamiento y la cooperativa conlleva beneficios mutuos.

Como se ha mencionado anteriormente, las comunidades energéticas aportan numerosos beneficios sociales y económicos, lo cual representa una ventaja para el ayuntamiento. Además, contribuyen al cumplimiento de los objetivos energéticos establecidos. Por otro

lado, la participación es especialmente relevante, ya que puede proporcionar apoyo institucional, facilitar los trámites administrativos necesarios y ayudar a asegurar la estabilidad y viabilidad del proyecto. Las autoridades locales pueden promover la contratación de la comunidad energética local para abastecer de energía a las instalaciones públicas, lo que genera ingresos estables. Asimismo, pueden ser de gran utilidad para obtener avales de instituciones financieras.

Además, las autoridades locales pueden facilitar espacios comunitarios para la instalación de la tecnología necesaria. Esto no solo fomenta la colaboración, sino que también optimiza el uso de los recursos disponibles en la comunidad.

En cuanto a la financiación del proyecto, el enfoque del “project financing” (financiación estructurada sin recurso, en español) es una opción adecuada. En el project financing, los fondos necesarios para el proyecto son obtenidos mediante la creación de una estructura financiera específica. En lugar de depender únicamente del balance general de la empresa o los activos existentes, el financiamiento se basa en los flujos de efectivo generados por el proyecto en sí.

Este método de financiación puede involucrar la participación de inversores privados, instituciones financieras y organismos de desarrollo que estén interesados en apoyar proyectos de energía renovable y sostenibilidad. Estos inversores pueden obtener beneficios económicos a través de los flujos de efectivo generados por la venta de la electricidad y el calor producidos por la planta.

9. Estudio económico de la comunidad energética

9.1. Perfiles de generación y consumo

Según los datos del Instituto Nacional de Estadística (INE, 2021) de España correspondientes al año 2021, el municipio de Alhama de Murcia cuenta con un total de 9.939 viviendas; y de acuerdo con el IDAE (IDAE, 2022b) el consumo medio de electricidad por hogar para la zona mediterránea de España es de 3.485 kWh. De la página de REE (REE, 2023) se ha obtenido la curva de demanda doméstica para un consumidor doméstico típico, que suele tener un contrato de acceso a red denominado P2.0TD; y se ha escalado para el consumo doméstico medio mencionado. Este tipo de contrato está diseñado para consumidores con una potencia contratada de hasta 10 kW y un único periodo de facturación. El perfil de esta curva se ha escalado para el consumo global de electricidad en Alhama, donde se ha considerado que de media hay 3 personas por hogar. Por otro lado, partiendo de la producción neta de electricidad inyectada a red mediante cogeneración y suponiendo que el flujo de llegada de residuos y las proporciones por residuo es más o menos constante se puede obtener su curva de generación eléctrica. En la Figura 22 se muestran ambas curvas, y se observa que durante todas las horas del año abastece menos de lo demandado, luego se tienen que comprar electricidad de la red en todo momento.

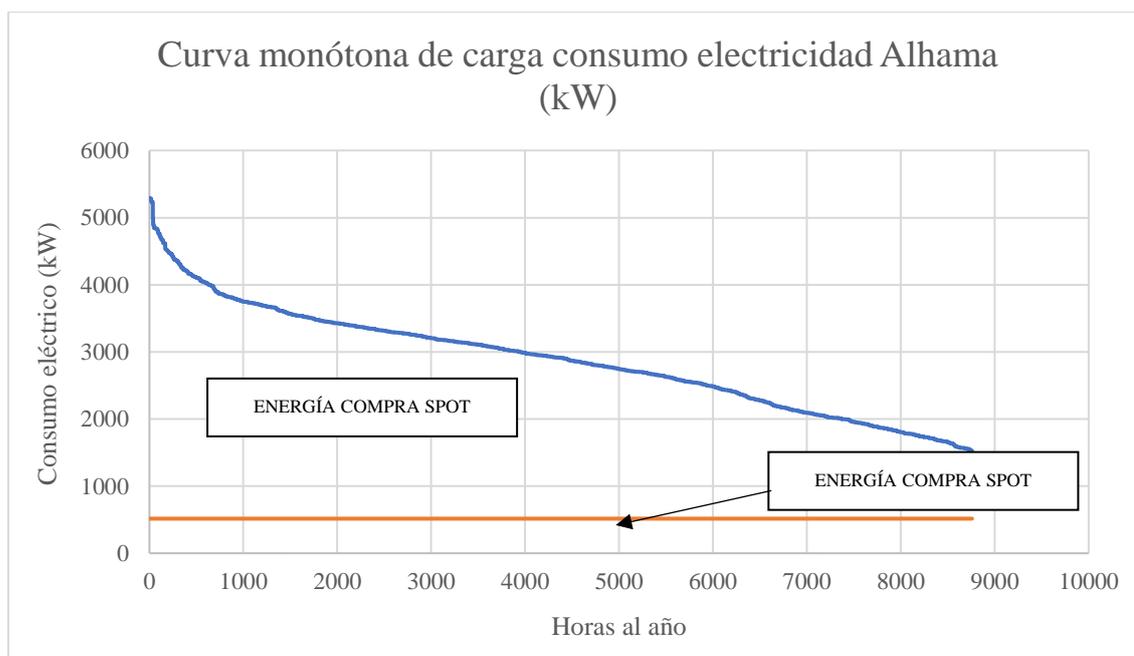


Figura 22 Curva monótona de carga de consumo eléctrico (kW) en Alhama (Elaboración Propia)

De igual forma, para la curva monótona decreciente del consumo de gas, se han tomado datos de la demanda vinculada a una tarifa regulada, que se trata de aquella destinada a consumidores finales en el sector doméstico, comercial e industrial no intensivo con precios acordes al mercado español MIBGAS. Los datos se han obtenido en su página web (MIBGAS, 2022) y se ha escalado para un consumo de 1808 kWh anuales por hogar para el año 2022 (IDAE, 2022b). El perfil de esta curva se ha escalado para el consumo global de gas natural en Alhama, donde se ha considerado que de media hay 3 personas por hogar. Por otro lado, partiendo de la producción de biometano, que 1 m³ de biometano equivale a 35,78 MJ/Nm³, y suponiendo que el flujo de llegada de residuos y las proporciones por residuo es más o menos constante se puede obtener su curva de generación de biometano en términos energéticos. En la Figura 23 se muestran ambas curvas, y en cuyo corte se determina el número de horas que necesita abastecer parte de su suministro de la red.

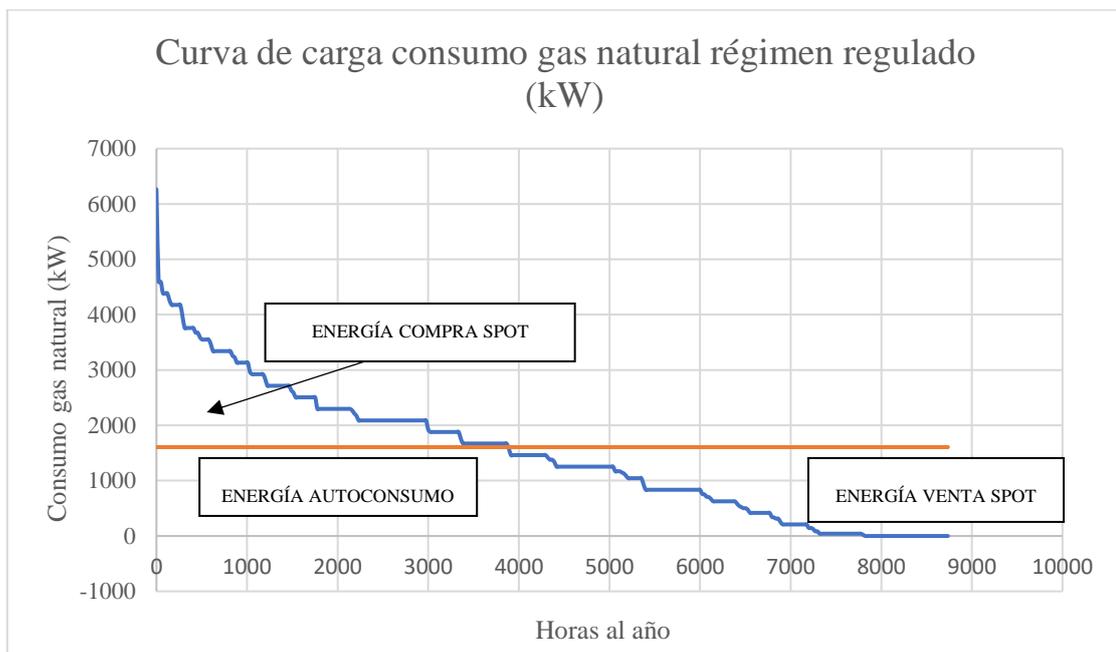


Figura 23 Curva monótona de carga de consumo de gas natural (kW) en Alhama (Elaboración Propia)

9.2. Viabilidad económica

Por simplicidad del trabajo de fin de máster solo se va a evaluar para el escenario de planta de biogás con etapa de purificación e inyección a red de gas.

Los datos de entrada para el modelo de viabilidad económica empleado se muestran en la Figura 24.

Costes	
CAPEX (EUR)	4.014.000,00 €
OPEX (EUR)	160.560,00 €
Vida Útil (años)	30
Amortización anual (EUR)	133.800,00 €
Ingresos	
Potencia FV (MW)	1,6056
HSP (hr/año)	7000
Energía generada (MWh)	11239,2
Precio de venta autoconsumo (EUR/MWh)	50,00 €
Precio de venta Merchant (EUR/MWh)	38,59 €
Asignado a autoconsumo (%)	82%
Asignado a merchant (%)	18%
Degradación Placas FV (%)	1%
Impuestos	
Impuesto de Sociedades (%)	25%
IVA (%)	21%
Financiación	
Subvención Concedida (EUR)	2.408.400,00 €
Adelanto Subvención IDAE (EUR)	1.926.720,00 €
Fondos Propios (EUR)	602.100,00 €
Préstamo Subvención (EUR)	481.680,00 €
Préstamo I/p (EUR)	1.090.612,34 €
Intereses I/p (%)	6%
Plazo I/p (años)	10
Plazo de carencia (años)	1
Intereses subvención (%)	4,50%
Plazo Préstamo subvención (años)	2
Costes financieros primer año	87.112,34 €

Figura 24 Inputs modelo económico Comunidad Energética (Elaboración Propia)

Se han realizado las siguientes consideraciones:

- El valor del CAPEX de la planta y OPEX se han estimado de (Fraunhofer ISE, 2018). El CAPEX se toma de valor 2.500 €/kWh y el OPEX el 4% del CAPEX.
- La planta se amortiza durante los 30 años que se considera su vida útil (Fraunhofer ISE, 2018).
- La potencia de producción de biometano en términos energéticos se ha obtenido tal y como se ha indicado en el apartado anterior. Se ha establecido en 7.000 horas de funcionamiento de la planta. Se ha calculado las horas equivalentes al año para que el área que representa la energía autoconsumida, mostrada en la Figura 24, coincida con la incorporada al modelo, tomando los 1605,6 kW de potencia de gas. De esta forma, la fracción de horas de venta autoconsumo resulta en un 82,42%, y el restante vertido a la red.

- Para el precio de venta a la red gasista, o precio *merchant* se establece un contrato financiero por 10 años. Se ha estimado el precio fijo contratado de venta del gas como el promedio de los precios de cierre mensuales de TTF que han sido negociados a partir del próximo año 2024. En la Figura 25 se muestran estos precios, resultando en un precio medio de 38,59 €/MWh. Si además se quisiera establecer un premium por ser de origen renovable este precio podría ampliarse más, pero se ha decidido no tenerlo en consideración (caso más desfavorable).

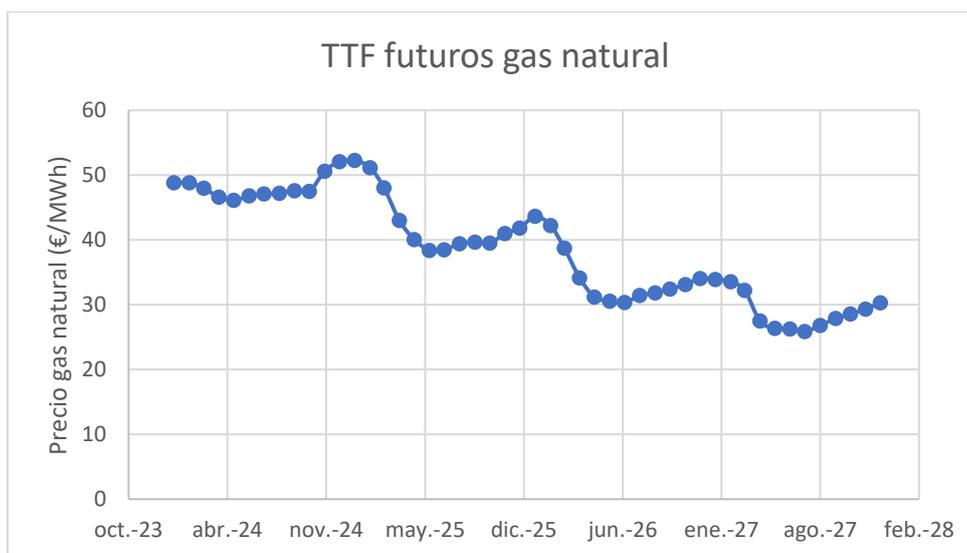


Figura 25 Precios TTF futuros gas natural (ICE, 2023)

- El precio de venta en autoconsumo se ajusta para asegurar la viabilidad del proyecto. Es necesario que el precio que pagarán los cooperativistas sea inferior al precio de compra de gas de la red, que incluye la tarifa por la energía consumida, los márgenes de la comercializadora y los costos regulados. Esto es crucial para obtener el apoyo de los comuneros y garantizar el éxito del proyecto. Actualmente la parte de la tarifa asociada a los costes del gas de mercado libre suponen menos de la mitad del precio tarifario (CNMC, 2022), con lo cual para un precio de 50 €/MWh están pagando los comuneros menos de la mitad del precio de libre mercado al que venden su biometano a la red (precio *merchant*) en el contrato fijo.
- Se ha asumido que la UE aprueba la concesión de ayuda económica correspondiente al programa de incentivos a proyectos piloto singulares de comunidades energéticas (Programa CE IMPLEMENTA), en el marco del Plan

- de Recuperación, Transformación y Resiliencia, donde para proyectos de este tipo se ha subvencionado en torno al 60 % de la inversión del proyecto (IDAE, 2022c).
- Dado que las comunidades energéticas suelen tener restricciones financieras, es común solicitar al Instituto para la Diversificación y Ahorro de la Energía (IDAE) que adelante hasta el 80% de la subvención concedida mediante la presentación de un aval como garantía. Esta medida ayuda a las comunidades a contar con los recursos necesarios para llevar a cabo sus proyectos energéticos sin comprometer su capacidad financiera en el corto plazo. Se establece un plazo de carencia de 1 año, esto es, que como durante el primer año se lleva a cabo la construcción de la planta no existen flujos de caja durante ese primer año. Este primer año solo se paga interés y no principal.
 - Se ha considerado que el préstamo de la subvención restante (no adelantada) es recibida por el IDAE a los dos años del inicio del proyecto.
 - La cantidad aportada por la comunidad como *equity* se ha supuesto del 15% del CAPEX.
 - Se ha asumido un préstamo con un interés basado en el EURIBOR a 10 años, más un margen de 200 pbs. Con los valores actuales del EURIBOR alrededor del 4% (valor de 4,05% a 10 de agosto 2023), el interés resulta en un 6% (Fraunhofer ISE, 2018).
 - Debido a las limitaciones financieras que enfrentan las comunidades energéticas, los bancos ofrecen adelantos de subvenciones con un plazo de 2 años, que coincide con el tiempo que el IDAE tarda en entregar la parte restante de la subvención. Los intereses de la subvención adelantada se han establecido en un 4,5%, más bajos que los intereses habituales de los préstamos bancarios, debido a que los préstamos por adelanto de subvención presentan menos riesgo de incumplimiento. Se asume que, si la comunidad energética ha sido aceptada para recibir la subvención, cuenta con las capacidades necesarias para ejecutar el proyecto correctamente.
 - Para calcular los costes financieros del primer año se aplica el interés del 4,5% a la subvención del IDAE no adelantada y el interés del 6% al préstamo bancario a l/p restante a cargo de la comunidad energética.

Cash Flow del proyecto

Permite calcular el saldo neto de efectivo en durante los 30 años de vida del proyecto. Proporciona una visión clara de la capacidad del proyecto para generar beneficios y cubrir sus obligaciones financieras.

Esto corresponde con los flujos de caja que adquiere directamente la comunidad energética si no fuese financiada por deuda. De esta forma tiene en cuenta los flujos de caja entrantes debido a la venta del biometano y de recepción de la subvención por el IDAE, y salientes debido al pago en el año inicial del CAPEX del proyecto y el pago de OPEX e impuestos cada año. Los flujos de caja resultantes durante los 30 años de proyecto se observan en las Figura 28Figura 29.

Se observa que el primer año resulta en pérdidas puesto que el primer año está el proyecto en construcción y por ello no recibe ingreso alguno, siendo el único flujo monetario entrante el debido al adelanto de subvención. Los años restantes recibe flujos positivos de efectivo, y se obtiene una tasa interna de retorno (TIR) o rentabilidad de 17%. Para comprobar la viabilidad del proyecto se tiene que cumplir:

$$WACC \leq TIR_{proyecto}$$

Se ha estimado el valor del WACC mediante la siguiente expresión:

$$WACC = (1 - impuestos) * \%deuda * I_d + \%equity * E_c$$

Donde I_d es el interés de la deuda y E_c el coste del *equity*.

Parámetro	Valor (%)
Impuesto	25%
Deuda	38%
Equity	62%
Interés de deuda	6%
Coste de equity	8%

WACC	6,7%
-------------	-------------

Tabla 25 Parámetros cálculo del WACC (Fraunhofer ISE, 2018)

Cash Flow de la inversión

Representa los flujos de efectivo disponibles para los comuneros a lo largo de los 30 años de proyecto. Esto es, al flujo de efectivo del año inicial del proyecto se añaden los préstamos asociados a la deuda a l/p y del adelanto de la subvención concedida por el banco, y se sustraen los pagos de servicio de deuda (principal e intereses) durante todos los 10 años al vencimiento del servicio de la deuda. Los flujos de caja de la inversión durante los 30 años de proyecto se observan en las Figura 28 y Figura 29.

- Servicio de la deuda, préstamo subvención: dos años después del inicio del proyecto, al recibir el resto de la subvención que no fue adelantada, se procede a devolver al banco esta cantidad que previamente había sido prestada como adelanto de préstamo en el año inicial. Los intereses pagados durante los dos primeros años se aplican a este préstamo que el banco concedió (Figura 30).
- Servicio de la deuda, préstamo l/p: la deuda restante de pago a l/p de la inversión se amortiza a la francesa, es decir, la cuota que paga la comunidad es constante cada año. Como los pagos de intereses van decreciendo con los años conforme el principal de la deuda se va repagando los pagos anuales referentes al principal son crecientes cada año de tal forma que se consiguen pagos de deuda constantes. El año inicial solo se pagan intereses (plazo carencia de un año), por tanto, es a partir del primer año en operación cuando se asumen pagos constantes de deuda (principal más intereses). Los pagos constantes de deuda resultan ventajosos en el sentido de que se puede facilitar una planificación del presupuesto y flujos de caja anuales del proyecto. El periodo de vencimiento de pago de deuda está establecido en 10 años (Figura 30).

La manera de garantizar la viabilidad del proyecto para los aportantes de *equity*, es decir, la comunidad energética, es asegurarse de que el costo del *equity* sea inferior a la TIR asociada a los flujos de caja de inversión, resultante en un 29%. Se obtiene un valor de TIR notablemente alto en relación con el costo del *equity*, lo que implica ingresos significativos para los comuneros. Esta situación se traduce en la posibilidad de reducir los costos para los comuneros en la adquisición de gas. Como alternativa, podría haberse

disminuido aún más la tarifa de pago por el suministro de gas a los miembros de la comunidad.

Los bancos a la hora de evaluar la rentabilidad en involucrarse en la financiación del proyecto evalúan el ratio de cobertura del servicio de la deuda (RCSD), que se trata de una medida financiera utilizada para evaluar la capacidad de una entidad para cumplir con sus obligaciones de deuda. Este ratio se calcula para cada año, de manera que resulta de interés evaluar los ratios mínimos y el medio de todos los años. Los ratios superiores a un valor de 1 resultan de interés de financiación pues supone que con los flujos de efectivo del proyecto la comunidad energética puede hacer frente a sus obligaciones financieras. Además, cuanto mayor sea este valor más se reduce el riesgo de incumplimiento y pérdida para el banco y, por lo tanto, aumenta la probabilidad de que otorgue préstamos a la entidad. El ratio se calcula de la siguiente forma:

$$RCSD = \frac{\text{flujo de efectivo disponible para servicio de la deuda}}{\text{servicio de la deuda}}$$

RCSD	Valor
Valor mínimo	1,25x
Valor medio	1,96x

Tabla 26 RCSD del proyecto (Elaboración Propia)

Año	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Ingresos													
Energía esperada (MWh)	0	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2
Deterioro (%)	0	100%	99%	98%	97%	96%	95%	94%	93%	92%	91%	90%	89%
Energía generada (MWh)	0	11239,2	11126,808	11014,416	10902,024	10789,632	10677,24	10564,848	10452,456	10340,064	10227,672	10115,28	10002,888
Energía asignada a autoconsumo (%)	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%
Energía asignada a autoconsumo (MWh)	0	9263,34864	9170,715154	9078,081667	8985,448181	8892,814694	8800,181208	8707,547722	8614,914235	8522,280749	8429,647262	8337,013776	8244,380279
Precio Energía Autoconsumo (EUR/MWh)	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €
Ingresos Autoconsumo (EUR)	- €	463.167,43 €	458.535,76 €	453.904,08 €	449.272,41 €	444.640,73 €	440.009,06 €	435.377,39 €	430.745,71 €	426.114,04 €	421.482,36 €	416.850,69 €	412.219,01 €
Energía asignada a merchant (%)	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%
Energía asignada a merchant (MWh)	0	1975,85136	1956,092846	1936,334333	1916,575819	1896,817306	1877,058792	1857,300278	1837,541765	1817,783251	1798,024738	1778,266224	1758,507711
Precio Energía Merchant (EUR/MWh)	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €
Ingresos Merchant (EUR)	- €	76.248,10 €	75.485,62 €	74.723,14 €	73.960,66 €	73.198,18 €	72.435,70 €	71.673,22 €	70.910,74 €	70.148,26 €	69.385,77 €	68.623,29 €	67.860,81 €
Ingresos Totales (EUR)	- €	539.415,54 €	534.021,38 €	528.627,23 €	523.233,07 €	517.838,91 €	512.444,76 €	507.050,60 €	501.656,45 €	496.262,29 €	490.868,14 €	485.473,98 €	480.079,83 €
OPEX (EUR)	- €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €
EBITDA (EUR)	- €	378.855,54 €	373.461,38 €	368.067,23 €	362.673,07 €	357.278,91 €	351.884,76 €	346.490,60 €	341.096,45 €	335.702,29 €	330.308,14 €	324.913,98 €	319.519,83 €
D&A (EUR)	- €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €
EBIT	- €	245.055,54 €	239.661,38 €	234.267,23 €	228.873,07 €	223.478,91 €	218.084,76 €	212.690,60 €	207.296,45 €	201.902,29 €	196.508,14 €	191.113,98 €	185.719,83 €
Intereses (EUR)	87.112,34 €	87.112,34 €	82.147,79 €	55.209,76 €	49.631,59 €	43.718,73 €	37.451,10 €	30.807,41 €	23.765,10 €	16.300,25 €	8.387,51 €	- €	- €
EBT	87.112,34 €	157.943,20 €	157.513,59 €	179.057,46 €	179.241,48 €	179.760,18 €	180.633,66 €	181.883,19 €	183.531,35 €	185.602,05 €	188.120,63 €	191.113,98 €	185.719,83 €
Impuesto de Sociedades (EUR)	- €	39.485,80 €	39.378,40 €	44.764,37 €	44.810,37 €	44.940,05 €	45.158,41 €	45.470,80 €	45.882,84 €	46.400,51 €	47.030,16 €	47.778,50 €	46.429,96 €
Net Income (EUR)	- €	87.112,34 €	118.457,40 €	118.135,19 €	134.293,10 €	134.431,11 €	134.820,14 €	135.475,24 €	136.412,40 €	137.648,51 €	139.201,53 €	141.090,47 €	143.335,49 €

Figura 26 Cuenta de resultados. Años 0-12 (Elaboración Propia)

	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2	11239,2
88%	87%	86%	85%	84%	83%	82%	81%	80%	79%	78%	77%	76%	75%	74%	73%	72%	71%	71%
9890,496	9778,104	9665,712	9553,32	9440,928	9328,536	9216,144	9103,752	8991,36	8878,968	8766,576	8654,184	8541,792	8429,4	8317,008	8204,616	8092,224	7979,832	7979,832
82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%	82%
8151,746803	8059,113317	7966,47983	7873,846344	7781,212858	7688,579371	7595,945885	7503,312398	7410,678912	7318,045426	7225,411939	7132,778453	7040,144966	6947,51148	6854,877994	6762,244507	6669,611021	6576,977534	6576,977534
50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €	50,00 €
407.587,34 €	402.955,67 €	398.323,99 €	393.692,32 €	389.060,64 €	384.428,97 €	379.797,29 €	375.165,62 €	370.533,95 €	365.902,27 €	361.270,60 €	356.638,92 €	352.007,25 €	347.375,57 €	342.743,90 €	338.112,23 €	333.480,55 €	328.848,88 €	328.848,88 €
18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%	18%
1738,749197	1718,990683	1699,23217	1679,473656	1659,715142	1639,956628	1620,198115	1600,439602	1580,681088	1560,922574	1541,164061	1521,405547	1501,647034	1481,88852	1462,130006	1442,371493	1422,612979	1402,854466	1402,854466
38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €	38,59 €
67.098,33 €	66.335,85 €	65.573,37 €	64.810,89 €	64.048,41 €	63.285,93 €	62.523,45 €	61.760,96 €	60.998,48 €	60.236,00 €	59.473,52 €	58.711,04 €	57.948,56 €	57.186,08 €	56.423,60 €	55.661,12 €	54.898,63 €	54.136,15 €	54.136,15 €
474.685,67 €	469.291,52 €	463.897,36 €	458.503,21 €	453.109,05 €	447.714,89 €	442.320,74 €	436.926,58 €	431.532,43 €	426.138,27 €	420.744,12 €	415.349,96 €	409.955,81 €	404.561,65 €	399.167,50 €	393.773,34 €	388.379,19 €	382.985,03 €	382.985,03 €
160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €	160.560,00 €
314.125,67 €	308.731,52 €	303.337,36 €	297.943,21 €	292.549,05 €	287.154,89 €	281.760,74 €	276.366,58 €	270.972,43 €	265.578,27 €	260.184,12 €	254.789,96 €	249.395,81 €	244.001,65 €	238.607,50 €	233.213,34 €	227.819,19 €	222.425,03 €	222.425,03 €
133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €	133.800,00 €
180.325,67 €	174.931,52 €	169.537,36 €	164.143,21 €	158.749,05 €	153.354,89 €	147.960,74 €	142.566,58 €	137.172,43 €	131.778,27 €	126.384,12 €	120.989,96 €	115.595,81 €	110.201,65 €	104.807,50 €	99.413,34 €	94.019,19 €	88.625,03 €	88.625,03 €
- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €
180.325,67 €	174.931,52 €	169.537,36 €	164.143,21 €	158.749,05 €	153.354,89 €	147.960,74 €	142.566,58 €	137.172,43 €	131.778,27 €	126.384,12 €	120.989,96 €	115.595,81 €	110.201,65 €	104.807,50 €	99.413,34 €	94.019,19 €	88.625,03 €	88.625,03 €
45.081,42 €	43.732,88 €	42.384,34 €	41.035,80 €	39.687,26 €	38.338,72 €	36.990,18 €	35.641,65 €	34.293,11 €	32.944,57 €	31.596,03 €	30.247,49 €	28.898,95 €	27.550,41 €	26.201,87 €	24.853,34 €	23.504,80 €	22.156,26 €	22.156,26 €
135.244,25 €	131.198,64 €	127.153,02 €	123.107,40 €	119.061,79 €	115.016,17 €	110.970,55 €	106.924,94 €	102.879,32 €	98.833,71 €	94.788,09 €	90.742,47 €	86.696,86 €	82.651,24 €	78.605,62 €	74.560,01 €	70.514,39 €	66.468,77 €	66.468,77 €

Figura 27 Cuenta de resultados. Años 13-30 (Elaboración Propia)

Flujos de Caja del Proyecto	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
CAPEX	- 4.014.000,00 €	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Recepción de la Subvención	1.926.720,00 €	-	481.680,00 €	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EBITDA	-	378.855,54 €	373.461,38 €	368.067,23 €	362.673,07 €	357.278,91 €	351.884,76 €	346.490,60 €	341.096,45 €	335.702,29 €	330.308,14 €	324.913,98 €	319.519,83 €
Impuestos	-	39.485,80 €	39.378,40 €	44.764,37 €	44.810,37 €	44.940,05 €	45.158,41 €	45.470,80 €	45.882,84 €	46.400,51 €	47.030,16 €	47.778,50 €	46.429,96 €
FCF-P	17%	2.087.280,00 €	339.369,74 €	815.762,98 €	323.302,86 €	317.862,70 €	312.338,87 €	306.726,34 €	301.019,81 €	295.213,61 €	289.301,78 €	283.277,98 €	277.135,49 €
Flujos de Caja de la Inversión	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
CAPEX	- 4.014.000,00 €	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Recepción de la Subvención	1.926.720,00 €	-	481.680,00 €	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EBITDA	-	378.855,54 €	373.461,38 €	368.067,23 €	362.673,07 €	357.278,91 €	351.884,76 €	346.490,60 €	341.096,45 €	335.702,29 €	330.308,14 €	324.913,98 €	319.519,83 €
Impuestos	-	39.485,80 €	39.378,40 €	44.764,37 €									

	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €
314.125,67 €	308.731,52 €	303.337,36 €	297.943,21 €	292.549,05 €	287.154,89 €	281.760,74 €	276.366,58 €	270.972,43 €	265.578,27 €	260.184,12 €	254.789,96 €	249.395,81 €	244.001,65 €	238.607,50 €	233.213,34 €	227.819,19 €	222.425,03 €	
- 45.081,42 €	- 43.732,88 €	- 42.384,34 €	- 41.035,80 €	- 39.687,26 €	- 38.338,72 €	- 36.990,18 €	- 35.641,65 €	- 34.293,11 €	- 32.944,57 €	- 31.596,03 €	- 30.247,49 €	- 28.898,95 €	- 27.550,41 €	- 26.201,87 €	- 24.853,34 €	- 23.504,80 €	- 22.156,26 €	
269.044,25 €	264.998,64 €	260.953,02 €	256.907,40 €	252.861,79 €	248.816,17 €	244.770,55 €	240.724,94 €	236.679,32 €	232.633,71 €	228.588,09 €	224.542,47 €	220.496,86 €	216.451,24 €	212.405,62 €	208.360,01 €	204.314,39 €	200.268,77 €	

	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €
314.125,67 €	308.731,52 €	303.337,36 €	297.943,21 €	292.549,05 €	287.154,89 €	281.760,74 €	276.366,58 €	270.972,43 €	265.578,27 €	260.184,12 €	254.789,96 €	249.395,81 €	244.001,65 €	238.607,50 €	233.213,34 €	227.819,19 €	222.425,03 €	
- 45.081,42 €	- 43.732,88 €	- 42.384,34 €	- 41.035,80 €	- 39.687,26 €	- 38.338,72 €	- 36.990,18 €	- 35.641,65 €	- 34.293,11 €	- 32.944,57 €	- 31.596,03 €	- 30.247,49 €	- 28.898,95 €	- 27.550,41 €	- 26.201,87 €	- 24.853,34 €	- 23.504,80 €	- 22.156,26 €	
- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	
- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	
269.044,25 €	264.998,64 €	260.953,02 €	256.907,40 €	252.861,79 €	248.816,17 €	244.770,55 €	240.724,94 €	236.679,32 €	232.633,71 €	228.588,09 €	224.542,47 €	220.496,86 €	216.451,24 €	212.405,62 €	208.360,01 €	204.314,39 €	200.268,77 €	

Figura 29 Flujos de caja del proyecto y de la inversión. Años 13-30 (Elaboración Propia)

Servicio de la Deuda del Proyecto		0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Repago Servicio de la Deuda														
CF para Servicio de la Deuda (EUR)	3.584.176,67 €	- €	339.369,74 €	815.762,98 €	323.302,86 €	317.862,70 €	312.338,87 €	306.726,34 €	301.019,81 €	295.213,61 €	289.301,78 €	283.277,98 €		
Servicio de la Deuda (EUR)	2.093.936,26 €	87.112,34 €	169.854,87 €	651.534,87 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €		
Ratio de Cobertura del Servicio de la	1,25 x	1,96 x	- x	2,00 x	1,25 x	2,18 x	2,15 x	2,11 x	2,07 x	2,03 x	1,99 x	1,95 x	1,91 x	
Préstamo a largo plazo														
Principal BoP		1.090.612,34 €	1.090.612,34 €	1.007.869,81 €	920.162,73 €	827.193,22 €	728.645,54 €	624.185,00 €	513.456,83 €	396.084,96 €	271.670,79 €	139.791,77 €	- €	- €
Servicio de la Deuda (EUR)		65.436,74 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €	148.179,27 €		
Principal (EUR)		- €	82.742,53 €	87.707,08 €	92.969,51 €	98.547,68 €	104.460,54 €	110.728,17 €	117.371,86 €	124.414,17 €	131.879,02 €	139.791,77 €	- €	- €
Intereses (EUR)		65.436,74 €	65.436,74 €	60.472,19 €	55.209,76 €	49.631,59 €	43.718,73 €	37.451,10 €	30.807,41 €	23.765,10 €	16.300,25 €	8.387,51 €	- €	- €
Principal EoP		1.090.612,34 €	1.007.869,81 €	920.162,73 €	827.193,22 €	728.645,54 €	624.185,00 €	513.456,83 €	396.084,96 €	271.670,79 €	139.791,77 €	- €	- €	- €
Préstamo Subvención														
Principal BoP		481.680,00 €	481.680,00 €	481.680,00 €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €
Servicio de la Deuda (EUR)		21.675,60 €	21.675,60 €	503.355,60 €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €
Principal (EUR)		- €	- €	481.680,00 €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €
Intereses (EUR)		21.675,60 €	21.675,60 €	21.675,60 €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €
Principal EoP		481.680,00 €	481.680,00 €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €	- €

Figura 30 Servicio de la deuda (10 años de préstamo). 0-12 años (Elaboración Propia)

10. Alineación con los ODS

La ONU aprobó en 2015 la Agenda 2030 sobre el Desarrollo Sostenible, una oportunidad para alcanzar la prosperidad de todos. La Agenda consta de 17 objetivos de Desarrollo Sostenible, que incluyen desde la erradicación de la pobreza hasta la lucha contra el cambio climático, la educación, la igualdad o la defensa del medio ambiente.

A continuación, se describen los ODS alineados con este proyecto y las razones por las cuales se relacionan:

Objetivo 7. Energía asequible y no contaminante: El proyecto busca implementar una comunidad energética para el suministro de biometano y electricidad a la localidad, lo que promueve una fuente de energía más limpia y renovable, ayudando a garantizar el acceso a una energía asequible y sostenible para la población.

Objetivo 9. Industria, innovación e infraestructura: La construcción e implementación del digester anaerobio y la comunidad energética requiere infraestructura y tecnologías innovadoras para la gestión de residuos y la generación de energía. Este enfoque fomenta la creación de una infraestructura sostenible y promueve la adopción de tecnologías limpias en la comunidad.

Objetivo 11. Ciudades y comunidades sostenibles: El proyecto se desarrolla en una pequeña localidad de Murcia, lo que contribuye a promover una comunidad sostenible al abordar la gestión de residuos y el suministro de energía de manera más eficiente y respetuosa con el medio ambiente.

Objetivo 12. Producción y consumo responsables: La implementación del digester anaerobio permite una gestión responsable de los residuos, reduciendo su impacto ambiental y promoviendo una economía circular al aprovechar los desechos para la producción de biometano y electricidad.

Objetivo 13. Acción por el clima: La generación de biometano y electricidad a partir de la digestión anaerobia de residuos contribuye a reducir las emisiones de gases de efecto invernadero y, por lo tanto, ayuda a mitigar el cambio climático.

Objetivo 14. Uso sostenible de océanos, mares y recursos marinos: la contaminación marina supone uno de los mayores impactos según se ha analizado en el proyecto, lo cual supone un incentivo a poner en marcha reglamentos que reduzcan estos contaminantes llegados a mar.

Objetivo 15. Vida de ecosistemas terrestres: El proyecto implica una gestión sostenible de los residuos orgánicos mediante la digestión anaerobia, lo que reduce la carga de los vertederos y promueve la protección de los ecosistemas terrestres locales.

Objetivo 17. Alianzas para lograr los objetivos: La implementación de una comunidad energética implica la colaboración entre diferentes actores, como la comunidad local, autoridades, inversores y empresas, lo que fomenta la creación de alianzas para lograr un desarrollo sostenible en la región.

11. Conclusiones

El estudio del impacto ambiental del proyecto de digestión anaerobia comparado con casos base previos ha demostrado que la implementación de un sistema de cogeneración y la inyección de biometano a la red son opciones altamente favorables en términos de reducción de emisiones y mitigación del calentamiento global. La combinación de la digestión anaerobia, pretratamientos y compostaje con cogeneración ha mostrado los mejores resultados en todas las categorías de impacto ambiental, lo que indica su viabilidad y contribución positiva a la sostenibilidad.

Es importante destacar que el impacto ambiental de los casos base, especialmente en la generación de calor en calderas de gas y en la producción de urea a partir de amoníaco, es considerable. La adopción de la digestión anaerobia con la comunidad energética ha permitido evitar estos impactos significativos, demostrando el potencial de esta tecnología para reducir la huella de carbono y contribuir a la descarbonización.

En cuanto a la comunidad energética del proyecto, la creación de una cooperativa se presenta como una opción adecuada y exitosa para llevar a cabo los objetivos propuestos. Las cooperativas han demostrado ser entidades estables y efectivas para proyectos de comunidades energéticas, y su funcionamiento democrático y transparente asegura la participación y beneficios para todos los socios. La colaboración con las autoridades locales es esencial para el éxito de la comunidad energética. La participación de los gobiernos municipales puede proporcionar apoyo institucional, facilitar los trámites administrativos y asegurar la estabilidad y viabilidad del proyecto. Además, promover la contratación de la comunidad energética para abastecer instalaciones públicas y facilitar espacios comunitarios para la instalación de la tecnología son medidas que optimizan el uso de recursos y fortalecen la colaboración.

El análisis financiero ha demostrado la viabilidad económica del proyecto de digestión anaerobia con comunidad energética. Aunque el primer año muestra pérdidas debido a la construcción, los años subsiguientes presentan flujos positivos de efectivo y una tasa interna de retorno favorable del 17%. La viabilidad del proyecto para los aportantes de equity, es decir, la comunidad energética, está asegurada con un costo del equity inferior a la tasa interna de retorno. El ratio de cobertura del servicio de la deuda es mayor a 1,25, lo que indica que la comunidad energética puede hacer frente a sus obligaciones financieras y resulta atractivo para los bancos en términos de préstamos.

En resumen, el proyecto de digestión anaerobia con comunidad energética representa una solución sostenible y ambientalmente responsable para la gestión de residuos y la generación de energía. Su implementación conlleva beneficios significativos en términos de reducción de emisiones y aprovechamiento de recursos, y su viabilidad económica y colaboración con las autoridades locales respaldan su factibilidad y éxito a largo plazo. La adopción de este enfoque puede contribuir de manera significativa a la sostenibilidad y descarbonización en la comunidad de Alhama y en otros contextos similares.

12. Referencias

- Abad, V., Avila, R., Vicent, T., Font, X., 2019. Promoting circular economy in the surroundings of an organic fraction of municipal solid waste anaerobic digestion treatment plant: Biogas production impact and economic factors. *Bioresour. Technol.* 283, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.03.064>
- Akratos, C.S., Tekerlekopoulou, A.G., Vasiliadou, I.A., Vayenas, D.V., 2017. Chapter 8 - Cocomposting of olive mill waste for the production of soil amendments, in: Galanakis, C.M. (Ed.), *Olive Mill Waste*. Academic Press, pp. 161–182. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-805314-0.00008-X>
- Alonso Saavedra, C., Giovannini, S., 2021. Comunidades energéticas: una guía práctica para impulsar la energía comunitaria [WWW Document]. URL <http://www.tierra.orgwww.rescoop.euwww.foeeurope.org>
- Arhoun, : Brahim, 2017. Digestión y codigestión anaerobia de residuos agrícolas, ganaderos y lodos de depuradora. Universidad de Málaga, Málaga, España.
- Biresselioglu, M.E., Limoncuoglu, S.A., Demir, M.H., Reichl, J., Burgstaller, K., Sciallo, A., Ferrero, E., 2021. Legal Provisions and Market Conditions for Energy Communities in Austria, Germany, Greece, Italy, Spain, and Turkey: A Comparative Assessment. *Sustainability* 13, 11212. <https://doi.org/10.3390/su132011212>
- Blanco Redondo, L., 2016. Análisis y caracterización de purines para la obtención de estruvita y biogás (Trabajo Fin de Grado). Universidad Politécnica de Valencia, Valencia, España.
- BOE, n.d. Real Decreto 324/2000, de 3 de marzo, por el que se establecen normas básicas de ordenación de las explotaciones porcinas [WWW Document]. URL <https://www.boe.es/buscar/doc.php?id=BOE-A-2000-4447>
- Browne, J.D., Gilkinson, S.R., Frost, J.P., 2015. The effects of storage time and temperature on biogas production from dairy cow slurry. *Biosyst. Eng.* 129, 48–56. <https://doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2014.09.008>
- Bruno, M., Marini, M., Angouria-Tsorochidou, E., Pulselli, F.M., Thomsen, M., 2022. Ex ante Life Cycle Assessment and Environmental Cost-Benefit Analysis of an anaerobic digester in Italy. *Clean. Waste Syst.* 3, 100021. <https://doi.org/10.1016/j.clwas.2022.100021>
- Centro Tecnológico Nacional de la Conserva y Alimentación, 2015. Evaluación de las oportunidades de valorización de los diferentes residuos orgánicos generados por las empresas asociadas a ASAJA en la zona de CAMPODER. Región de Murcia.
- Cledera Castro, M., 2022. Contaminantes. Introducción. Contaminación del agua y tratamiento de efluentes líquidos Tratamiento (2.1.1-2.1.64). Universidad Pontificia de Comillas, Madrid.
- CNMC, 2022. La nueva factura de gas [WWW Document]. URL <https://www.cnmc.es/consumidores/energia/nueva-factura-de-gas>
- Dennehy, C., Lawlor, P.G., Jiang, Y., Gardiner, G.E., Xie, S., Nghiem, L.D., Zhan, X., 2017. Greenhouse gas emissions from different pig manure management

- techniques: a critical analysis. *Front. Environ. Sci. Eng.* 11, 11. <https://doi.org/10.1007/s11783-017-0942-6>
- Dong, N., Bu, F., Zhou, Q., Khanal, S.K., Xie, L., 2018. Performance and microbial community of hydrogenotrophic methanogenesis under thermophilic and extreme-thermophilic conditions. *Bioresour. Technol.* 266, 454–462. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.05.105>
- Esamur, 2022. Lodos EDAR. Aprovechamiento de los lodos procedentes de depuración en agricultura en la Región de Murcia [WWW Document]. URL <https://www.esamur.com/lodos>
- Euroelectric, 2019. Citizens Energy Communities—Recommendations for a successful decarbonization [WWW Document]. URL <https://www.apren.pt/contents/publicationsothers/euroelectric--citizens-energy-communities.pdf>
- European Commission, 2021. European Climate Pact. 2021 [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/clima/politicas/eu-climate-action/pact_en
- European Commission, 2018. Joint Research Centre Science for Policy Report-Best Available Techniques (BAT). Reference Document for Waste Treatment [WWW Document]. URL <https://ec.europa.eu/jrc>
- EUROSTAT, 2021. Municipal waste statistics [WWW Document]. URL https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Municipal_waste_statistics (accessed 8.1.23).
- FACSA, 2018. Codigestión anaerobia mancomunada de fangos y purines combinada con ozonización y cavitación. LIFE STO3RE [WWW Document]. URL <https://www.epsar.gva.es/sites/default/files/2018-07/Life%20STORE3RE%20%283%2C1MB%29.pdf>
- Fernández Guelfo, L.A., 2008. Caracterización cinética de la degradación anaerobia termofílica seca de la FORSU. Efecto de diferentes pretratamientos sobre la biodegradabilidad del residuo. Universidad de Cádiz, Cádiz.
- Fernández-Nava, Y., del Río, J., Rodríguez-Iglesias, J., Castrillón, L., Marañón, E., 2014. Life cycle assessment of different municipal solid waste management options: a case study of Asturias (Spain). *J. Clean. Prod.* 81, 178–189. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.06.008>
- Fraunhofer ISE, 2018. Levelized cost of electricity renewable energy technologies.
- Fraunhofer ISI, ICF, C.S.L., 2019. Industrial Innovation: Pathways to deep decarbonisation of Industry. Part 1: Technology Analysis. London, UK.
- Grupo Tragsa, 2019. Estudio de alternativas para la recogida separada y operaciones de gestión posterior de biorresiduos. Región de Murcia.
- Hagos, K., Zong, J., Li, D., Liu, C., Lu, X., 2017. Anaerobic co-digestion process for biogas production: Progress, challenges and perspectives. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 76, 1485–1496. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.11.184>
- Hollas, C.E., Bolsan, A.C., Chini, A., Venturin, B., Bonassa, G., Cândido, D., Antes, F.G., Steinmetz, R.L.R., Prado, N.V., Kunz, A., 2021. Effects of swine manure storage time on solid-liquid separation and biogas production: A life-cycle

- assessment approach. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 150, 111472. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2021.111472>
- ICE, 2023. Dutch TTF Natural Gas Futures [WWW Document]. URL <https://www.theice.com/products/27996665/Dutch-TTF-Natural-Gas-Futures/data?marketId=6277402&span=1>
- IDAE, 2022a. Primeros proyectos beneficiados por CE IMPLEMENTA. Primera llamada [WWW Document]. URL https://www.idae.es/sites/default/files/documentos/ayudas_y_financiacion/Comunidades_energeticas/Presentacion_CE_Implementa-Fichas5.pdf
- IDAE, 2022b. Consumos del Sector Residencial en España [WWW Document]. URL https://www.idae.es/uploads/documentos/documentos_Documentacion_Basica_Residencial_Unido_c93da537.pdf
- IDAE, 2022c. Segunda convocatoria del programa de incentivos a proyectos piloto singulares de comunidades energéticas (Programa CE IMPLEMENTA), en el marco del Plan de Recuperación, Transformación y Resiliencia [WWW Document]. URL <https://sede.idae.gob.es/lang/modulo/?refbol=tramites-servicios&refsec=comunidades-energeticas&refsec=comunidades-energeticas&idarticulo=146950>
- INE, 2021. Censos de población y vivienda [WWW Document]. URL https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/categoria.htm?c=Estadistica_P&cid=1254734710984
- Institut Cerdà, F.P., 2005. Estudio y guía para la gestión de los residuos en mercados municipales. Madrid, España.
- Integra, 2021. El clima - Región de Murcia Digital [WWW Document]. URL https://www.regmurcia.com/servlet/s.S1?sit=c,365&r=ReP-28618-DETALLE_REPORTAJESABUELO (accessed 8.17.23).
- International Organization for Standardization, 2006. ISO 14040:2006 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework.
- Lampaya Nasarre, J., 2022. Centrales eléctricas de conversión de residuos en energía: Rechazos y optimización. *Residuos sólidos Gestión y Valorización*. Universidad Pontificia de Comillas, Madrid, España.
- Lettinga, G., Field, J., Lier, J.B. van, Zeeman, G., Pol, L.W.H., 1997. Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future. *Water Sci. Technol.* 35, 5–12. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00222-9](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00222-9)
- Lombardi, L., Nocita, C., Bettazzi, E., Fibbi, D., Carnevale, E., 2017. Environmental comparison of alternative treatments for sewage sludge: An Italian case study. *Waste Manag.* 69, 365–376. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.040>
- Martín Gómez, J., 2013. Diseño de una línea de biometanización para el tratamiento de RSU (Trabajo Fin de Grado). Universidad de Sevilla, Sevilla.
- Martin-Gorriz, B., Gallego-Elvira, B., Martínez-Alvarez, V., Maestre-Valero, J.F., 2020. Life cycle assessment of fruit and vegetable production in the Region of Murcia (south-east Spain) and evaluation of impact mitigation practices. *J. Clean. Prod.* 265, 121656. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121656>

- Mata-Alvarez, J., Dosta, J., Romero-Güiza, M.S., Fonoll, X., Peces, M., Astals, S., 2014. A critical review on anaerobic co-digestion achievements between 2010 and 2013. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 36, 412–427. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.04.039>
- Menzel, T., 2020. Role of Microbial Hydrolysis in Anaerobic Digestion.
- Mercadillo de Alhama de Murcia [WWW Document], n.d. URL <https://www.mercadillosemanal.com/en.murcia/mercadillo-de-alhama-de-murcia> (accessed 8.17.23).
- MIBGAS, 2022. Ficheros anuales consumo gas natural. 2022 [WWW Document]. URL https://www.mibgas.es/es/file-access?path=AGNO_2022/XLS
- MITECO, 2023a. Proyecto de Real Decreto por el que se desarrollan las figuras de las energías renovables renovables y comunidades energéticas ciudadanas [WWW Document]. URL <https://energia.gob.es/es-es/Participacion/Paginas/DetalleParticipacionPublica.aspx?k=595>
- MITECO, 2023b. PRTR. Inventario de instalaciones [WWW Document]. URL <https://prtr-es.es/Informes/InventarioInstalacionesIPPC.aspx>
- MITECO, 2021. Hoja de ruta del consumo energético. 2021. España.
- MITECO, 2018. Principales objetivos de la UE para una economía baja en residuos y circular [WWW Document]. URL <https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/carpeta-informativa-del-ceneam/novedades/objetivos-ue-economia-circular.html> (accessed 8.17.23).
- Montejo, C., Tonini, D., Márquez, M. del C., Fruergaard Astrup, T., 2013. Mechanical–biological treatment: Performance and potentials. An LCA of 8 MBT plants including waste characterization. *J. Environ. Manage.* 128, 661–673. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.063>
- Morales Polo, C., 2022. Digestión anaerobia. Universidad Pontificia de Comillas, Madrid, España.
- Morales Polo, C., 2019. Co-digestión anaerobia y pretratamientos de residuos agroalimentarios con fangos UASB de depuradora. Caracterización BMP y análisis. Universidad Pontificia de Comillas, Madrid, España.
- Morero, B., Vicentin, R., Campanella, E.A., 2017. Assessment of biogas production in Argentina from co-digestion of sludge and municipal solid waste. *Waste Manag.* 61, 195–205. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.033>
- Rabii, A., Aldin, S., Dahman, Y., Elbeshbishy, E., 2019. A Review on Anaerobic Co-Digestion with a Focus on the Microbial Populations and the Effect of Multi-Stage Digester Configuration. *Energies* 12, 1106. <https://doi.org/10.3390/en12061106>
- Ramírez-Islas, M.E., Güereca, L.P., Sosa-Rodriguez, F.S., Cobos-Peralta, M.A., 2020. Environmental assessment of energy production from anaerobic digestion of pig manure at medium-scale using life cycle assessment. *Waste Manag.* 102, 85–96. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.10.012>
- REE, 2023. Consulta de perfiles de consumo (TBD) [WWW Document]. URL <https://www.ree.es/es/clientes/consumidor/gestion-medidas-electricas/consulta-perfiles-de-consumo>

- RETEMA, 2021. ¿Dispone España de instalaciones suficientes para tratar el flujo creciente de biorresiduos recogidos selectivamente? [WWW Document]. URL <https://www.retema.es/actualidad/dispone-espana-instalaciones-suficientes-tratar-flujo-creciente-biorresiduos-recogidos>
- Righi, S., Oliviero, L., Pedrini, M., Buscaroli, A., Della Casa, C., 2013. Life Cycle Assessment of management systems for sewage sludge and food waste: centralized and decentralized approaches. *J. Clean. Prod.* 44, 8–17. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.12.004>
- Shin, S.-R., Im, S., Mostafa, A., Lee, M.-K., Yun, Y.-M., Oh, S.-E., Kim, D.-H., 2019. Effects of pig slurry acidification on methane emissions during storage and subsequent biogas production. *Water Res.* 152, 234–240. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.005>
- SimaPro | The world's leading LCA software [WWW Document], n.d. URL <https://simapro.com/> (accessed 2.16.21).
- Singh, A.D., Upadhyay, A., Shrivastava, S., Vivekanand, V., 2020. Life-cycle assessment of sewage sludge-based large-scale biogas plant. *Bioresour. Technol.* 309, 123373. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123373>
- Veeken, A.H.M., Hamelers, H.V.M., 1999. Effect of temperature on hydrolysis rates of selected biowaste components. *Bioresour. Technol.* 69, 249–254. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(98\)00188-6](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(98)00188-6)
- Zhang, C., Su, H., Baeyens, J., Tan, T., 2014. Reviewing the anaerobic digestion of food waste for biogas production. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 38, 383–392. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2014.05.038>

ANEXO I

APARTADO 1:

INPUTS DE CADA RESIDUO											
Residuo	Entrada (ton)	TOC (gO2/l)	NTK (gO2/l)	DQO (gO2/l)	C/N	DQO/COT >3,8 MEDIA PONDERADA PARA +70% RIQUEZA	Bmax	α (día -1)	Tiempo de Residencia (días)	Biogas (m3/ton)	Biogas (m3)
Casquería, Carne	7.104,00	789,52	10,64	842,15	74	1,07	2.002,5310	0,0633	21	15	104.608,97
Fangos EDAR	18.750,74	10,08	2,00	101,65	5	10,08	399,5250	0,2528	21	4	74.543,23
FORSU	5.410,58	4,82	0,13	47,19	37	9,79	330,7780	0,1276	21	308	1.666.943,46
Purín porcino (fracción liq)	133.627,83	1,79	1,21	5,97	1	3,33	2.898,7585	0,0733	21	2	304.228,93
FyV	24.544,00	50,26	2,46	173,64	20	3,45	1.074,9550	0,1765	21	10	257.354,88
TOTAL	189.437	38,52	1,77	69,70							

RESULTADOS			
	Producción (m3/h)	Composición (%)	
Biogas (m3)	2.407.679,47	CH4 (%)	34%
CH4 (m3)	816.880,57	CO2 (%)	64%
C/N ratio (-)	21,72	H2S y otros (%)	2%
Efecto de la codigestión (-)	1,00		

APARTADO 2:

INPUTS DE CADA RESIDUO											
Residuo	Entrada (ton)	TOC (gO2/l)	NTK (gO2/l)	DQO (gO2/l)	C/N	DQO/COT >3,8 MEDIA PONDERADA PARA +70% RIQUEZA	Bmax	α (día -1)	Tiempo de Residencia (días)	Biogas (m3/ton)	Biogas (m3)
Casquería, Carne	7.104,00	789,52	10,64	842,15	74	1,07	2.002,5310	0,0633	21	15	104.608,97
Fangos EDAR	18.750,74	10,08	2,00	101,65	5	10,08	399,5250	0,2528	21	4	74.543,23
FORSU	483.003,62	4,82	0,13	47,19	37	9,79	330,7780	0,1276	21	308	1.488.808.460,51
Purín porcino (fracción liq)	133.627,83	1,79	1,21	5,97	1	3,33	2.898,7585	0,0733	21	2	304.228,93
FyV	24.544,00	50,26	2,46	173,64	20	3,45	1.074,9550	0,1765	21	10	257.354,88
TOTAL	667.030	14,39	0,60	53,58							

RESULTADOS			
	Producción (m3/h)	Composición (%)	
Biogas (m3)	149.549.196,51	CH4 (%)	70%
CH4 (m3)	104.408.886,72	CO2 (%)	28%
C/N ratio (-)	24,11	H2S y otros (%)	2%
Efecto de la codigestión (-)	1,00		

APARTADO 3:

INPUTS DE CADA RESIDUO											
Residuo	Entrada (ton)	TOC (gO2/l)	NTK (gO2/l)	DQO (gO2/l)	C/N	DQO/COT >3,8 MEDIA PONDERADA PARA +70% RIQUEZA	Bmax	α (día -1)	Tiempo de Residencia (días)	Biogas (m3/ton)	Biogas (m3)
Casquería, Carne	7.004,24	789,52	10,64	842,15	74,00	1,07	2.002,5310	0,0633	21	15	103.140,03
Fangos EDAR	18.750,74	10,08	2,00	101,65	5,04	10,08	399,5250	0,2528	21	4	74.543,23
FORSU	5.410,58	4,82	0,13	47,19	37,04	9,79	330,7780	0,1276	21	308	1.666.943,46
Purín porcino (fracción liq)	156.783,19	1,79	1,21	5,97	1,48	3,33	2.898,7585	0,0733	21	2	356.946,48
FyV	24.544,00	50,26	2,46	173,64	20,43	3,45	1.074,9550	0,1765	21	10	257.354,88
TOTAL	212.493	34,16	1,71	62,39							

RESULTADOS			
	Producción (m3/h)	Composición (%)	
Biogas (m3)	2.458.928,08	CH4 (%)	34%
CH4 (m3)	841.994,70	CO2 (%)	64%
C/N ratio (-)	20,00	H2S y otros (%)	2%
Efecto de la codigestión (-)	1,00		

APARTADO 4:

INPUTS DE CADA RESIDUO												
Residuo	Entrada (ton)	TOC (gO2/l)	NTK (gO2/l)	DQO (gO2/l)	C/N	DQO/COT > 3.8 MEDIA PONDERADA PARA +70% RIQUEZA	Bmax	α (día -1)	Tiempo de Residencia (días)	Biogas (m3/ton)	Biogas (m3)	
Casquería y restos animales	500,00	789,52	10,64	842,15	74,00	1,07	2.002,5310	0,0633	21	15	7.362,68	
Fangos EDAR	18.750,74	10,08	2,00	101,65	5,04	10,08	399,5250	0,2528	21	4	74.543,23	
FORSU	5.410,58	4,82	0,13	47,19	37,04	9,79	330,7780	0,1276	21	308	1.666.943,46	
Purín porcino	10.000,00	1,79	1,21	5,97	1,48	3,33	2.898,7585	0,0733	21	2	22.766,88	
FyV	24.544,00	50,26	2,46	173,64	20,43	3,45	1.074,9550	0,1765	21	10	257.354,88	
TOTAL	59.205	31,44	1,96	116,61								

RESULTADOS			
	Producción (m3/h)	Composición (%)	
Biogas (m3)	2.028.971,14	CH4 (%)	70%
CH4 (m3)	1.411.104,81	CO2 (%)	28%
C/N ratio (-)	16,04	H2S y otros (%)	2%
Efecto de la codigestión (-)	1,00		

MATRIZ DE INTERACCIONES:

Matriz de Interacciones						
	Casquería y restos animales	Fangos EDAR	FORSU	Purín porcino	FyV	TOTAL
Casquería, Carne	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Fangos EDAR	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
FORSU	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Purín porcino	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
FyV	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
TOTAL	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00

PARÁMETROS SIMAPRO

Parámetros ingresados SimaPro:

tr=21 //tiempo de retención en el digestor (días)

F_moles= 39,566 //factor para pasar de m³ a 35°C y 1atm a moles

//Parámetros lodos

WS_m=0,00924

WS_COT=10,08

WS_NTK=2

WS_DQO=101,65

WS_B=3,995

WS_alfa=0,2528

//Parámetros FORSU

OF_m=0,00266

OF_COT=4,82

OF_NTK=0,13

OF_DQO=47,19

OF_B=330,78

OF_alfa=0,1276

//Parámetros purín

PS_m=0,00493

PS_COT=1,79

PS_NTK=1,21

PS_DQO=5,97

PS_B=2,899

PS_alfa=0,0733

//Parámetros residuo fruta y verdura

FV_m=0,0121

FV_COT=50,26

FV_NTK=2,46

FV_DQO=173,64

FV_B=10,75

FV_alfa=0,1765

//Parámetros residuo cárnico

C_m=0,0002464

C_COT=789,52

C_NTK=10,64

C_DQO=842,15

C_B=20,03

C_alfa=0,063

//Matriz de interacción

M_WS_WS=1

M_WS_OF=1

M_WS_PS=1

M_WS_FV=1

M_WS_C=1

M_OF_OF=1

M_OF_PS=1

M_OF_FV=1

M_OF_C=1

M_PS_PS=1

M_PS_FV=1

M_PS_C=1

M_FV_FV=1

M_FV_C=1

M_C_C=1

“Parámetros calculados” Simapro:

//Lodos

WS_CN=WS_COT/WS_NTK //ratio C/N

WS_bg_m=WS_B*(1-exp(-WS_alfa*tr)) //Volumen biogás por masa de lodo

WS_bg=WS_m*WS_bg_m // Volumen de biogas

WS_CH4=0,1875*WS_DQO/WS_COT //Porcentaje de metano

WS_H2S=0,02 //Porcentaje de H2S

WS_CO2=1-WS_CH4-WS_H2S //Porcentaje de CO2

WS_bm=WS_CH4*WS_bg //Volumen de metano

//FORSU

OF_CN=OF_COT/OF_NTK //ratio C/N

OF_bg_m=OF_B*(1-exp(-OF_alfa*tr)) //Volumen biogás por masa de FORSU

OF_bg=OF_m*OF_bg_m // Volumen de biogas

OF_CH4=0,1875*OF_DQO/OF_COT //Porcentaje de metano

OF_H2S=0,02 //Porcentaje de H2S

OF_CO2=1-OF_CH4-OF_H2S //Porcentaje de CO2

OF_bm=OF_CH4*OF_bg //Volumen de metano

//Purín

PS_CN=PS_COT/PS_NTK //ratio C/N

PS_bg_m=PS_B*(1-exp(-PS_alfa*tr)) //Volumen biogás por masa de purín líquido

PS_bg=PS_m*PS_bg_m // Volumen de biogas

PS_CH4=0,1875*PS_DQO/PS_COT //Porcentaje de metano

PS_H2S=0,02 //Porcentaje de H₂S

PS_CO2=1-PS_CH4-PS_H2S //Porcentaje de CO₂

PS_bm=PS_CH4*PS_bg //Volumen de metano

//Residuo de fruta y verdura

FV_CN=FV_COT/FV_NTK //ratio C/N

FV_bg_m=FV_B*(1-exp(-FV_alfa*tr)) //Volumen biogás por masa de resto de FyV

FV_bg=PS_m*FV_bg_m // Volumen de biogas

FV_CH4=0,1875*FV_DQO/FV_COT //Porcentaje de metano

FV_H2S=0,02 //Porcentaje de H₂S

FV_CO2=1-FV_CH4-FV_H2S //Porcentaje de CO₂

FV_bm=FV_CH4*FV_bg //Volumen de metano

//Residuo cárnico

C_CN=C_COT/C_NTK //ratio C/N

C_bg_m=C_B*(1-exp(-C_alfa*tr)) //Volumen biogás por masa de residuo cárnico

C_bg=C_m*C_bg_m // Volumen de biogas

C_CH4=0,1875*C_DQO/C_COT //Porcentaje de metano

C_H2S=0,02 //Porcentaje de H₂S

C_CO2=1-C_CH4-C_H2S //Porcentaje de CO₂

C_bm=C_CH4*C_bg //Volumen de metano

//Total biogás y biometano

TOT_m=WS_m+OF_m+FV_m+C_m //Masa total de entrada al digestor

TOT_DQO=(WS_m*WS_DQO+ OF_m*OF_DQO+ PS_m*PS_DQO+
FV_m*FV_DQO+ C_m*C_DQO)/TOT_m // DQO mezcla de entrada

TOT_COT=(WS_m*WS_COT+ OF_m*OF_COT+ PS_m*PS_COT+
FV_m*FV_COT+ C_m*C_COT)/TOT_m //COT mezcla de entrada

TOT_NTK=(WS_m*WS_NTK+ OF_m*OF_NTK+ PS_m*PS_NTK+
FV_m*FV_NTK+ C_m*C_NTK)/TOT_m //NTK mezcla de entrada

TOT_CN=TOT_COT/TOT_NTK

M_WS=(WS_m*M_WS_WS+
OF_m*M_WS_OF+PS_m*M_WS_PS+FV_m*M_WS_FV+C_m*M_WS_C)/TOT_m
//Factor de amplificación en producción de biogás del lodo por sinergias

$M_{OF} = (WS_m * M_{WS_OF} + OF_m * M_{OF_OF} + PS_m * M_{OF_PS} + FV_m * M_{OF_FV} + C_m * M_{OF_C}) / TOT_m$
//Factor de amplificación en producción de biogás de la FORSU por sinergias

$M_{PS} = (WS_m * M_{WS_PS} + OF_m * M_{OF_PS} + PS_m * M_{PS_PS} + FV_m * M_{PS_FV} + C_m * M_{PS_C}) / TOT_m$
//Factor de amplificación en producción de biogás del purín por sinergias

$M_{FV} = (WS_m * M_{WS_FV} + OF_m * M_{OF_FV} + PS_m * M_{PS_FV} + FV_m * M_{FV_FV} + C_m * M_{FV_C}) / TOT_m$
//Factor de amplificación en producción de biogás del purín por sinergias

$M_C = (WS_m * M_{WS_C} + OF_m * M_{OF_C} + PS_m * M_{PS_C} + FV_m * M_{FV_C} + C_m * M_{C_C}) / TOT_m$ //Factor de amplificación en producción de biogás del residuo cárnico por sinergias

$TOT_{bg} = M_{WS} * WS_{bg} + M_{OF} * OF_{bg} + M_{PS} * PS_{bg} + M_{FV} * FV_{bg} + M_C * C_{bg}$
//Biogás total producido

$TOT_{CH4} = 0,1875 * TOT_{DQO} / TOT_{COT}$ //Porcentaje de metano

$TOT_{H2S} = 0,02$ //Porcentaje de H₂S

$TOT_{CO2} = 1 - TOT_{CH4} - TOT_{H2S}$ //Porcentaje de CO₂

$TOT_{bm} = TOT_{CH4} * TOT_{bg}$ //Volumen de metano total

$TOT_{CH4_MASA} = TOT_{bg} * TOT_{CH4} * 0,01604 * F_{moles}$ //Masa de metano a las condiciones de salida de 1atm y 35°C

$TOT_{CO2_MASA} = TOT_{bg} * TOT_{CO2} * 0,04401 * F_{moles}$ //Masa de metano a las condiciones de salida de 1atm y 35°C

$TOT_{H2S_MASA} = TOT_{bg} * TOT_{H2S} * 0,0341 * F_{moles}$ //Masa de metano a las condiciones de salida de 1atm y 35°C

$TOT_{bg_MASA} = TOT_{CH4_MASA} + TOT_{CO2_MASA} + TOT_{H2S_MASA}$ //Masa total biogas

$Digest_MASA = TOT_m - TOT_{bg_MASA} / 1000$ //Masa de digestato producido