



Centro Universitario de la Defensa en la Escuela Naval Militar

TRABAJO FIN DE GRADO

*Eliminación de contaminantes convencionales y farmacéuticos
mediante digestión anaerobia de residuos procedentes de buques*

Grado en Ingeniería Mecánica

ALUMNO: Thomas Lyall Waggott Suárez

DIRECTORES: Lorena González Gil

Leticia Pérez Rial

CURSO ACADÉMICO: 2025-2026

Universida_{de}Vigo



Centro Universitario de la Defensa en la Escuela Naval Militar

TRABAJO FIN DE GRADO

*Eliminación de contaminantes convencionales y farmacéuticos
mediante digestión anaerobia de residuos procedentes de buques*

Grado en Ingeniería Mecánica
Intensificación en Tecnología Naval
Cuerpo General

RESUMEN

Este Trabajo de Fin de Grado analiza la aplicación de la digestión anaerobia como tecnología de tratamiento para los residuos orgánicos generados en buques militares, evaluando tanto la eliminación de contaminantes convencionales como el comportamiento de contaminantes emergentes. Para ello, se llevaron a cabo distintos ensayos experimentales en condiciones mesófilas y termófilas, empleando diferentes sustratos y mezclas representativas de residuos generados a bordo. Se analizaron parámetros fisicoquímicos como pH, sólidos, demanda química de oxígeno (DQO), amonio, fosfato, nitrógeno y fósforo, así como la presencia de compuestos farmacéuticos.

Los resultados muestran una elevada eficacia en la reducción de materia orgánica y una transformación significativa de nutrientes, observándose un aumento del nitrógeno amoniacal y del fósforo en forma de fosfatos, lo que pone de manifiesto el potencial del digestato como fertilizante. Sin embargo, se evidencian limitaciones en la eliminación de contaminantes emergentes.

En conjunto, el estudio confirma la viabilidad de la digestión anaerobia como alternativa para la gestión de residuos en buques, al tiempo que identifica la necesidad de optimizar las condiciones de operación y aplicar tratamientos complementarios para mejorar la eliminación de compuestos persistentes y minimizar el impacto ambiental.

PALABRAS CLAVE

Contaminante, depuración, lodos, MARPOL, tratamiento

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría dedicar unas palabras de agradecimiento a mis dos tutoras, Lorena y Leticia. Su apoyo, cercanía y disponibilidad han sido fundamentales para la elaboración de este trabajo. Su entrega total a este trabajo han sido clave para lograr sacar el mayor provecho al mismo.

Este trabajo supone un momento especial, pues indica que se aproxima el final de una trayectoria de cinco años a bordo de la Escuela Naval Militar. Durante este tiempo, que ha sido intenso cuanto menos, he recibido apoyo incondicional de mi familia, en concreto, mis padres, mi pareja y mis compañeros y amigos de brigada. Sin ellos estos últimos años hubieran sido menos llevaderos de los que finalmente ha resultado ser. A todos ellos les doy las gracias.

Finalmente quiero agradecer a todas las personas que han aportado su granito de arena para que este trabajo salga adelante, sin su colaboración y disposición, este trabajo no habría podido alcanzar el nivel de profundidad que tiene.

CONTENIDO

1	Introducción y objetivos	1
1.1	Introducción	1
1.2	Motivación	1
1.3	Objetivos	2
1.4	Estructura del TFG	2
2	Estado del arte	3
2.1	Contexto ambiental y normativo	3
2.1.1	Generación de residuos y efluentes en buques	4
2.1.2	Impacto ambiental del vertido de aguas residuales y lodos	4
2.1.3	Marco normativo aplicable a buques (vertidos, residuos y control de contaminación)	5
2.2	Residuos orgánicos generados en buques	6
2.2.1	Lodos de depuración a bordo: origen, composición (variabilidad según tipo de buque/operación) y problemática	6
2.2.2	Fracción orgánica de residuos alimentarios: características y biodegradabilidad	7
2.3	Contaminantes convencionales en aguas residuales y lodos	8
2.3.1	Materia orgánica: DQO/DBO y fracción biodegradable	8
2.3.2	Sólidos (ST, SV, SST): implicaciones en el tratamiento	8
2.3.3	Nutrientes: nitrógeno y fósforo (formas químicas y comportamiento)	9
2.3.4	Indicadores microbiológicos de carga y riesgo sanitario	9
2.4	Contaminantes emergentes: compuestos farmacéuticos	10
2.4.1	Definición de contaminantes emergentes y su relevancia	10
2.4.2	Principales fármacos detectados en aguas residuales/ lodos (tipologías)	10
2.4.3	Persistencia, toxicidad y rutas de entrada en ecosistemas	11
2.4.4	Papel del lodo como sumidero de fármacos	11
2.5	Sistemas de gestión y tratamiento de residuos orgánicos	12
2.5.1	Gestión y tratamiento de lodos	12
2.5.2	Gestión y tratamiento de fracción orgánica de residuos alimentarios	12
2.6	Digestión anaerobia como tecnología de tratamiento y estabilización	13
2.6.1	Fundamentos del proceso anaerobio (etapas microbiológicas)	13
2.6.2	Parámetros operacionales. Inhibidores típicos y estabilidad del proceso	14
2.6.3	Digestión vs co-digestión: definición, ventajas ambientales y limitaciones	15
2.6.4	Usos finales del digestato estabilizado	15
2.7	Eliminación de contaminantes convencionales en digestión anaerobia	16
2.7.1	Eliminación de materia orgánica y sólidos: mecanismos	16
2.7.2	Transformación del nitrógeno y fósforo durante el proceso	16

2.7.3 Eliminación de contaminantes microbiológicos (virus, bacterias)	17
2.8 Destino y comportamiento de fármacos durante digestión anaerobia	17
2.8.1 Mecanismos de “eliminación”: biodegradación, adsorción, transformación	17
2.8.2 Factores que afectan la degradación de fármacos (temperatura, TRH, co-sustratos).....	18
2.8.3 Formación de metabolitos/ subproductos: riesgos asociados	18
2.8.4 Comparación con otras tecnologías (aerobio, ozonización, carbón activo, etc).....	19
2.9 Antecedentes científicos y retos de investigación.....	19
2.9.1 Estudios previos sobre digestión anaerobia aplicada a los lodos y residuos alimentarios. Eficacias de eliminación de contaminante convencionales.....	19
2.9.2 Evidencia sobre eliminación de fármacos: resultados típicos y limitaciones	20
2.9.3 Necesidades de investigación en entornos “cerrados” como buques	20
3 Desarrollo del TFG.....	23
3.1 Inóculo anaerobio.....	23
3.2 Residuos orgánicos tratados.....	23
3.2.1 Lodos de depuradora.....	23
3.2.2 FORSU	29
3.2.3 Sustratos puros (aceite, gelatina y celulosa)	30
3.3 Equipo AMPTS III.....	30
3.4 Diseño experimental	31
3.4.1 Experimento 1: digestión mesófila de sustratos puros	33
3.4.2 Experimento 2: co-digestión mesófila de residuos generados en buques.....	35
3.4.3 Experimento 3: co-digestión termófila de residuos generados en buques.....	38
3.5 Determinación de parámetros característicos y contaminantes en lodos	41
3.5.1 Medición de pH	41
3.5.2 Concentración de sólidos	42
3.5.3 Figura Demanda Química de Oxígeno (DQO).....	42
3.5.4 Fósforo total.....	44
3.5.5 Fosfatos.....	46
3.5.6 Nitrógeno total	46
3.5.7 Amonio y amoniaco.....	47
3.6 Determinación de contaminantes emergentes en lodos	48
4 Resultados	51
4.1 Caracterización de lodos procedentes de buques de la Armada	51
4.1.1 pH	51
4.1.2 Sólidos	52
4.1.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	52

4.1.4 Amonio y fosfato	53
4.2 Comportamiento de pH, contaminantes convencionales y emergentes en el experimento 1 ..	54
4.2.1 pH	54
4.2.2 Sólidos	54
4.2.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	55
4.2.4 Amonio	56
4.2.5 Fosfatos.....	57
4.2.6 Contaminantes emergentes	57
4.3 Comportamiento de pH, contaminantes convencionales y emergentes en el experimento 2 ..	60
4.3.1 pH	60
4.3.2 Sólidos	60
4.3.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	61
4.3.4 Amonio	63
4.3.5 Fosfato	64
4.3.6 Contaminantes emergentes	65
4.4 Comportamiento de pH y contaminantes convencionales en el experimento 3	68
4.4.1 pH	68
4.4.2 Sólidos	68
4.4.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)	70
4.4.4 Amonio	71
4.4.5 Fosfato	71
5 Conclusiones y líneas futuras	73
5.1 Conclusiones	73
5.2 Líneas futuras	74
6 Bibliografía.....	75
Anexo I: Implicaciones Sociales, Económicas, y Ambientales	77
Anexo II: Reflexiones Éticas y Sociales	79
Anexo III: Declaración de uso de Inteligencia Artificial	80

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2-1 B.E. Juan Sebastián de Elcano [1].....	3
Figura 2-2 Proceso de digestión anaerobia [15].....	14
Figura 3-1 Lámina LOBA 2023 [1]	24
Figura 3-2 BAC Patiño [1]	25
Figura 3-3 BAC Cantabria [1].....	25
Figura 3-4 Buque multipropósito Carnota [1].....	26
Figura 3-5 BECP Intermares [1]	27
Figura 3-6 BAA Castilla [1]	28
Figura 3-7 a) FORSU previa a la trituración b) FORSU tras la trituración	29
Figura 3-8 Funcionamiento del AMPTS III [20]	31
Figura 3-9 AMPTS III de BPC Instruments.....	31
Figura 3-10 Disposición de botellas del experimento 1	33
Figura 3-11 AMPTS III a) En funcionamiento y b) Llenado de botellas.....	34
Figura 3-12 Disposición de botellas del Experimento 2	36
Figura 3-13 Lodos recogidos de los buques del Arsenal Militar de Ferrol	37
Figura 3-14 Experimento 3 en funcionamiento en el AMPTS III.....	39
Figura 3-15 Disposición de botellas del Experimento 3	40
Figura 3-16 Medición de pH	42
Figura 3-17 Sólidos a) previamente al secado y b) tras el secado.....	42
Figura 3-18 a) Preparación de diluciones b) disolución catalítica y digestora c) digestor térmico y d) vial tras digestión	44
Figura 3-19 a) Espectrofotómetro en funcionamiento y b) Kit de Fósforo Total (R. Alto)	45
Figura 3-20 Kit para la medición de Fosfatos	46
Figura 3-21 a) Kit A para la medición de Nitrógeno Total y b) Kit B para la medición de Nitrógeno Total	47
Figura 3-22 Proceso de liofilización	48
Figura 4-1 Porcentaje de eliminación de sólidos totales y volátiles de las muestras	55
Figura 4-2 Porcentaje de reducción de DQO	56
Figura 4-3 Comparación de los tiempos inicial y final de cada antiinflamatorio	58
Figura 4-4 Determinación de contaminantes emergentes en antibióticos (1/2)	59
Figura 4-5 Determinación de contaminantes emergentes en antibióticos (2/2)	59
Figura 4-6 Porcentaje de eliminación de sólidos totales y volátiles de las muestras	61
Figura 4-7 Porcentaje de eliminación de DQO	62
Figura 4-8 Concentración inicial y final de cada antiinflamatorio (1/2).....	66
Figura 4-9 Concentración inicial y final de cada antiinflamatorio (2/2).....	66

Figura 4-10 Determinación de antibióticos (1/2)	67
Figura 4-11 Determinación de antibióticos (2/2)	67
Figura 4-12 Porcentaje de eliminación de sólidos totales y volátiles de las muestras	69
Figura 4-13 Porcentaje de eliminación de DQO	70

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2-1 Distancias a costa de vertido de residuos	6
Tabla 3-1 Tabla resumen de cantidades en el Experimento 1	35
Tabla 3-2 Tabla resumen de cantidades en el Experimento 2	38
Tabla 3-3 Tabla resumen de cantidades en el Experimento 3	41
Tabla 4-1 pH lodos de buques	51
Tabla 4-2 Valores medios y desviaciones estándar (DS) de sólidos totales (ST), volátiles (SV) e inorgánicos (SI) del tiempo inicial (t0) y final (tf) de los lodos de buques	52
Tabla 4-3 DQO inicial de los lodos de buques.....	53
Tabla 4-4 Niveles de nitrógeno amoniacal total medidos para lodos de buques.....	53
Tabla 4-5 Fosfato y ortofosfato medido para lodos de buques	53
Tabla 4-6 Comparación de pH inicial y final.	54
Tabla 4-7 Valores medios y desviaciones estándar (DS) de sólidos totales (ST), volátiles (SV) e inorgánicos (SI) del tiempo inicial (t0) y final (tf) del Experimento 1	54
Tabla 4-8 Comparación de DQO inicial y final	55
Tabla 4-9 Resultados de nitrógeno amoniacal total, amoníaco y amonio	57
Tabla 4-10 Resultados de la medición de fosfato.....	57
Tabla 4-11 pH final del Experimento 2	60
Tabla 4-12 Valores medios y desviaciones estándar (DS) de sólidos totales (ST), volátiles (SV) e inorgánicos (SI) del tiempo inicial (t0) y final (tf) del Experimento 2	61
Tabla 4-13 Comparación de DQO inicial y final	62
Tabla 4-14 Resultados de nitrógeno amoniacal total, amoníaco y amonio	63
Tabla 4-15 Resultados medidos de nitrógeno total	64
Tabla 4-16 Resultados de la medición de fosfato.....	64
Tabla 4-17 Resultados medidos de fósforo total	65
Tabla 4-18 pH final del Experimento 3	68
Tabla 4-19 Valores medios y desviaciones estándar (DS) de sólidos totales (ST), volátiles (SV) e inorgánicos (SI) del tiempo inicial (t0) y final (tf) del Experimento 3	69
Tabla 4-20 Comparación de DQO inicial y final	70
Tabla 4-21 Resultados de nitrógeno amoniacal total, amoníaco y amonio	71
Tabla 4-22 Resultados de la medición de fosfato.....	72

1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1 Introducción

La gestión de los residuos generados durante la operación de los buques es un aspecto clave para la protección del medio marino y el cumplimiento de la normativa ambiental vigente. A bordo se producen principalmente aguas residuales sanitarias, lodos procedentes de los sistemas de depuración y residuos orgánicos de origen alimentario, caracterizados por una elevada carga de materia orgánica, sólidos y nutrientes. Un tratamiento inadecuado de estas corrientes residuales puede provocar impactos ambientales significativos, como la alteración de los ecosistemas marinos.

La prevención de la contaminación marina por los buques está regulada a nivel internacional por el Convenio MARPOL, que establece requisitos específicos para la gestión y el vertido de aguas residuales y basuras. El cumplimiento de esta normativa exige la implantación de sistemas de tratamiento eficientes o la correcta gestión de los residuos en instalaciones portuarias autorizadas, especialmente en zonas con restricciones ambientales más severas.

En el caso de los buques de la Armada, la gestión de residuos presenta una complejidad adicional debido a las condiciones operativas propias de este entorno, como la necesidad de autosuficiencia, las limitaciones de espacio y la variabilidad en la generación de residuos. Asimismo, la presencia de contaminantes emergentes, como los compuestos farmacéuticos derivados del consumo de medicamentos por la tripulación, plantea nuevos retos, ya que estos compuestos pueden persistir tras los tratamientos convencionales y generar efectos adversos en el medio marino.

Resulta importante reseñar que, la digestión anaerobia es una tecnología ampliamente consolidada para la gestión y tratamiento de residuos orgánicos, basada en la acción de microorganismos en ausencia de oxígeno. Este proceso permite reducir significativamente la carga contaminante de los residuos, estabilizando la materia orgánica y disminuyendo parámetros como la DQO o los sólidos volátiles. Además, presenta la ventaja adicional de generar biogás, una fuente de energía renovable compuesta principalmente por metano, lo que convierte a esta tecnología en una solución eficiente tanto desde el punto de vista ambiental como energético.

1.2 Motivación

La Armada tiene un gran compromiso con la protección del medio marino, al igual que lo tienen otras fuerzas navales, esto implica que sus buques deben cumplir con las regulaciones internacionales siempre que sea posible, demostrando así una responsabilidad ambiental que esté al nivel de los estándares internacionales.

Por ello, la motivación principal de este trabajo es estudiar como la digestión anaerobia de residuos orgánicos puede afectar a los mismos, permitiendo que, al ser estos arrojados al mar causen una menor contaminación.

La correcta gestión de los residuos orgánicos que se generan en los buques de la Armada es ejemplo de una fuerza naval competente y comprometida con el resto de los países aliados a preservar el medio ambiente y sobre todo el mar, medio fundamental para estas instituciones.

1.3 Objetivos

El objetivo principal del presente trabajo es determinar la eficacia de la digestión anaerobia como tecnología para eliminar contaminantes convencionales y emergentes presentes en residuos orgánicos generados a bordo de buques de la Armada, es decir, lodos procedentes del tratamiento de aguas residuales, fracción orgánica de residuos de cocina y aceite de cocina usado. Para ello se establecen los siguientes objetivos específicos:

- Caracterizar los lodos generados en diferentes buques de la Armada.
- Analizar la capacidad de degradación de la digestión anaerobia de residuos ricos en lípidos, proteínas o carbohidratos.
- Determinar la eficacia del proceso, tanto para tratar un único residuo (digestión) como la combinación de los diferentes residuos (codigestión).
- Evaluar el efecto de la temperatura de operación en la eliminación de contaminantes convencionales y emergentes.

1.4 Estructura del TFG

El contenido de la memoria de este TFG se ha estructurado en capítulos, organizados de tal manera que permitan abordar progresivamente los contenidos de este:

- **Estado del arte:** El Estado del Arte aborda el tratamiento de aguas residuales mediante digestión anaerobia, describiendo los procesos microbiológicos implicados y los factores que influyen en su eficiencia. Se centra en la eliminación de materia orgánica, nutrientes (nitrógeno y fósforo) y la transformación de estos compuestos durante el proceso. Asimismo, analiza el comportamiento de contaminantes emergentes, como los fármacos, destacando las limitaciones del tratamiento anaerobio en su degradación.
- **Desarrollo:** En este apartado se describe la metodología experimental empleada, incluyendo la preparación de muestras, los ensayos de digestión anaerobia y los procedimientos analíticos utilizados para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes emergentes. Asimismo, se detallan las condiciones operativas de los experimentos y el tratamiento de los datos obtenidos.
- **Resultados:** Se presentan y analizan los resultados obtenidos en los ensayos, evaluando la evolución de parámetros como materia orgánica, sólidos, nutrientes y compuestos farmacéuticos. Se comparan los valores iniciales y finales, así como los porcentajes de eliminación, identificando tendencias y diferencias entre los distintos sustratos estudiados.
- **Conclusiones y líneas futuras:** resume los resultados obtenidos y plantea nuevas líneas de investigación relacionadas con el trabajo.
- **Anexos:** Abarcan aspectos éticos, sociales, económicos y ambientales, ampliando el enfoque del trabajo más allá del ámbito puramente técnico. Asimismo, se incluye una declaración expresa sobre el empleo de herramientas de inteligencia artificial como apoyo a la escritura.

2 ESTADO DEL ARTE

2.1 Contexto ambiental y normativo

La protección del medio ambiente constituye en la actualidad una prioridad social de primer orden, a la que la Armada se encuentra firmemente comprometida. En este contexto, desde hace años, viene desarrollando y aplicando diversas iniciativas orientadas a la prevención de la contaminación marina, atmosférica y del suelo, así como a la concienciación ambiental de su personal, el fomento del ahorro energético y la prevención de incendios agroforestales. Asimismo, la Armada colabora activamente en apoyo a los medios civiles cuando la situación lo requiere, reforzando su papel como institución comprometida con la sostenibilidad y la protección del entorno (Figura 2-1).



Figura 2-1 B.E. Juan Sebastián de Elcano [1]

Esta política ambiental en el ámbito marítimo no es un planteamiento reciente. De hecho, las autoridades marítimas de diversos países, junto con los profesionales del sector naval, fueron pioneros en identificar la necesidad de regular los vertidos procedentes de los buques y de desarrollar sistemas y equipos adecuados para su tratamiento. Fruto de esta preocupación, surgió el Convenio Internacional para prevenir la contaminación por los buques (MARPOL 73/78), promovido por la Organización

Marítima Internacional y ratificado por el Estado español en el año 1984. Aunque los buques de guerra están exentos del cumplimiento obligatorio de dicho convenio, las unidades de la Armada llevan a cabo una gestión ambiental a bordo alineada con los principios y disposiciones establecidos en el mismo [2].

2.1.1 Generación de residuos y efluentes en buques

La operación habitual de los buques conlleva la generación de diversos residuos y efluentes como resultado del funcionamiento de los sistemas de propulsión, los equipos auxiliares, las labores de mantenimiento y la actividad diaria de la dotación. Una gestión inadecuada de estos flujos puede provocar impactos significativos sobre el medio marino, por lo que su control y tratamiento se encuentran regulados a nivel internacional.

El Convenio MARPOL clasifica los residuos y efluentes generados a bordo en distintas categorías, reguladas a través de sus anexos específicos, en función de su origen y potencial contaminante. Entre los principales residuos destacan los residuos oleosos y las aguas de sentina procedentes de los espacios de máquinas, cuya gestión se encuentra regulada por el Anexo I, estableciendo límites estrictos a su descarga y la obligación de disponer de tanques de retención y sistemas de tratamiento adecuados [3].

Asimismo, los buques generan aguas residuales sanitarias derivadas de la habitabilidad de la tripulación, reguladas por el Anexo IV del Convenio, que exige la instalación de sistemas de tratamiento o tanques de retención y establece condiciones específicas para su vertido o descarga en instalaciones portuarias autorizadas. En cuanto a los residuos sólidos, el Anexo V prohíbe con carácter general su descarga al mar, imponiendo la obligación de su segregación, registro y entrega en instalaciones de recepción en puerto [3].

Determinados buques generan efluentes asociados al transporte de sustancias nocivas líquidas a granel, regulados por el Anexo II del MARPOL, que clasifica dichas sustancias según su peligrosidad y establece procedimientos específicos para la limpieza de tanques y la gestión de los residuos resultantes [3].

2.1.2 Impacto ambiental del vertido de aguas residuales y lodos

El vertido incontrolado de aguas residuales y lodos procedentes de los buques constituye una fuente relevante de contaminación del medio marino, especialmente en zonas costeras, áreas portuarias y regiones con elevada densidad de tráfico marítimo. Estos efluentes contienen materia orgánica, nutrientes, microorganismos patógenos y, en el caso de los lodos y residuos oleosos, hidrocarburos y otras sustancias potencialmente tóxicas, cuyo vertido puede alterar de forma significativa los ecosistemas marinos.

Las aguas residuales sanitarias, reguladas por el Anexo IV del Convenio MARPOL, presentan un elevado contenido en materia orgánica biodegradable y nutrientes como nitrógeno y fósforo. Su descarga sin un tratamiento adecuado puede provocar procesos de eutrofización, disminución del oxígeno disuelto y deterioro de la calidad de las aguas, afectando tanto a la fauna y flora marina como a los usos recreativos y económicos del litoral. De igual manera, la presencia de microorganismos patógenos supone un riesgo para la salud humana, especialmente en aguas próximas a zonas de baño o de explotación pesquera [3].

Por otro lado, los lodos y residuos oleosos generados en los espacios de máquinas, regulados por el Anexo I del Convenio, contienen hidrocarburos persistentes que pueden acumularse en los sedimentos marinos y en la cadena trófica. Estos vertidos generan efectos tóxicos sobre organismos bentónicos y pelágicos, además de producir impactos visuales y físicos que dificultan la oxigenación del agua y la fotosíntesis [3].

La gravedad de estos impactos se ve incrementada en zonas semi-cerradas o de baja renovación de aguas, donde la capacidad de autodepuración del medio marino es limitada. Por este motivo, el Convenio MARPOL establece restricciones estrictas al vertido de aguas residuales y lodos, exigiendo sistemas de

tratamiento, tanques de retención y la utilización de instalaciones portuarias de recepción, con el objetivo de minimizar los efectos negativos sobre el medio ambiente marino [3].

2.1.3 *Marco normativo aplicable a buques (vertidos, residuos y control de contaminación)*

La operación de los buques está sujeta a un marco normativo cuyo objetivo es prevenir, reducir y controlar la contaminación del medio marino, especialmente en lo relativo a vertidos y a la gestión de los residuos generados a bordo. El instrumento internacional de referencia es el Convenio MARPOL 73/78, desarrollado en el ámbito de la Organización Marítima Internacional, que estructura las obligaciones ambientales mediante anexos específicos para cada tipo de contaminante [3].

En lo que respecta a aguas residuales (aguas sucias), el Anexo IV de MARPOL establece las condiciones bajo las cuales puede producirse la descarga, e impulsa el empleo de sistemas de tratamiento a bordo y la retención/entrega en puerto como medidas de prevención de la contaminación. De forma complementaria, la OMI ha desarrollado criterios técnicos para el control del efluente de las plantas de tratamiento mediante las 2012 Guidelines (Resolución MEPC.227(64)), que sirven como base técnica para evaluar el rendimiento de estos equipos y los estándares del efluente tratado. Asimismo, para situaciones en las que se contempla descarga de aguas residuales sin tratar, la Resolución MEPC.157(55) proporciona recomendaciones sobre estándares relativos a la tasa de descarga [3], [4], [5].

En relación con la gestión de residuos sólidos, el Anexo V de MARPOL establece una prohibición general de descarga de basuras al mar y regula de forma específica determinadas categorías (incluyendo restos de comida), condicionando cualquier excepción a requisitos estrictos (condiciones operacionales, distancia a la costa, etc), y reforzando la necesidad de gestión a bordo mediante segregación, almacenamiento y entrega a instalaciones portuarias de recepción [3].

Aunque algunos buques pueden estar exentos de la aplicación estricta del Convenio, el marco OMI y la práctica internacional orientan a adoptar una gestión ambiental equivalente en objetivos, alineada con las prescripciones de MARPOL y con el enfoque de control de contaminación durante la operación. En conjunto, este marco normativo constituye el contexto de referencia para evaluar las tecnologías de tratamiento y estabilización abordadas en los apartados posteriores, así como la gestión integral de residuos y efluentes generados en buques [3].

MARPOL establece normas internacionales para prevenir la contaminación marina causada por los buques, regulando estrictamente los vertidos al mar según el tipo de residuo y la distancia a la costa. En general, el convenio prohíbe completamente el vertido de plásticos en cualquier zona marítima. En el caso de los residuos alimentarios, estos pueden descargarse al mar a partir de 3 millas náuticas de la costa si están previamente triturados o molidos, y a 12 millas náuticas si no han sido triturados. Las aguas residuales de los buques pueden descargarse a 3 millas náuticas cuando han sido tratadas mediante un sistema aprobado, o a 12 millas náuticas si no han sido tratadas y el buque se encuentra navegando. Por su parte, las aguas oleosas solo pueden descargarse si han sido tratadas mediante un separador que garantice una concentración inferior a 15 ppm de hidrocarburos, cumpliendo además otras condiciones operativas establecidas por el convenio [3].

Estos datos se muestran en la Tabla 2-1:

Tipo de residuo	Distancia a costa	Condiciones
Plásticos	Prohibido en cualquier zona	Vertido no permitido
Residuos alimentarios triturados	≥ 3 mn	Deben estar molidos o triturados
Residuos alimentarios no triturados	≥ 12 mn	Sin tratamiento previo
Aguas residuales tratadas	≥ 3 mn	Tratadas con sistema aprobado
Aguas residuales sin tratar	≥ 12 mn	Buque en navegación y vertido gradual
Aguas oleosas	$\geq$ Variable	Solo si contienen <15 ppm de hidrocarburos y pasan por separador aprobado

Tabla 2-1 Distancias a costa de vertido de residuos

2.2 Residuos orgánicos generados en buques

La actividad desarrollada a bordo de los buques genera de forma inevitable residuos orgánicos, principalmente asociados a la preparación y consumo de alimentos, así como a otras tareas propias de la vida a bordo. Aunque se trata de residuos de carácter biodegradable, su vertido incontrolado puede provocar impactos ambientales significativos sobre el medio marino, especialmente en zonas costeras, áreas portuarias y regiones con limitada capacidad de renovación de las aguas.

La gestión de estos residuos se encuentra regulada en el ámbito internacional por el Convenio MARPOL que establece una prohibición general de la descarga de basuras al mar y fija condiciones estrictas para las excepciones permitidas en función del tipo de residuo y de la distancia a la costa. Estas medidas responden a la necesidad de reducir los efectos negativos derivados de la degradación de materia orgánica en el medio marino, tales como el consumo de oxígeno disuelto y la alteración de los ecosistemas [3].

Asimismo, las directrices técnicas desarrolladas por la Organización Marítima Internacional refuerzan la importancia de una gestión adecuada de los residuos generados a bordo, promoviendo prácticas orientadas a la minimización, segregación, almacenamiento y entrega en instalaciones portuarias de recepción autorizadas, como complemento esencial a las restricciones de vertido establecidas en el Convenio MARPOL.

En este contexto, el análisis de los residuos orgánicos generados en buques resulta fundamental para comprender su potencial impacto ambiental y la relevancia de las medidas preventivas y de control establecidas en la normativa internacional vigente.

2.2.1 Lodos de depuración a bordo: origen, composición (variabilidad según tipo de buque/ operación) y problemática

Los lodos de depuración generados a bordo de los buques constituyen un subproducto inevitable del funcionamiento de los sistemas de tratamiento de aguas residuales, instalados para dar cumplimiento a los requisitos establecidos en el Anexo IV del Convenio MARPOL 73/78. Estos lodos, se originan como consecuencia de los procesos de separación y tratamiento aplicados a las aguas residuales sanitarias y, en determinados sistemas, también a las aguas grises, con el objetivo de reducir la carga contaminante del efluente final antes de su descarga o almacenamiento.

En cuanto a su origen, los lodos proceden fundamentalmente de procesos físicos y biológicos tales como la sedimentación de sólidos en suspensión, la digestión de materia orgánica por acción

microbiológica y la retención de partículas durante las etapas de filtración o clarificación. La implantación de plantas de tratamiento de aguas residuales a bordo, reguladas y normalizadas por la Organización Marítima Internacional, conlleva necesariamente la generación de estos residuos, cuya gestión debe ser considerada como parte integrante del sistema de protección ambiental del buque [4].

Respecto a su composición, los lodos de depuración presentan un elevado contenido en agua y materia orgánica, así como una concentración apreciable de sólidos en suspensión. Además, pueden contener nutrientes como nitrógeno y fósforo, microorganismos procedentes de las aguas residuales y restos de productos químicos empleados en los procesos de limpieza o desinfección. Tal y como se recoge en la Resolución MEPC.227(64), las características del influente y de los subproductos generados por los sistemas de tratamiento pueden variar en función de las condiciones de operación, lo que se traduce en una composición no homogénea de los lodos producidos [4].

Esta variabilidad depende de diversos factores, entre los que destacan el tipo de buque, el número de personas a bordo, el régimen de operación y el diseño del sistema de tratamiento instalado. Así, buques con una elevada dotación, como los buques de pasaje o determinadas unidades navales, generan mayores volúmenes de lodos con una carga orgánica más elevada, mientras que en buques con dotaciones reducidas o periodos prolongados de inactividad la producción de lodos puede ser menor, aunque con características diferentes debido a procesos de estabilización o degradación interna.

La problemática asociada a los lodos de depuración es tanto ambiental como operativa. Desde el punto de vista ambiental, su vertido incontrolado al medio marino puede provocar impactos negativos derivados del aporte de materia orgánica, nutrientes y microorganismos, contribuyendo a la degradación de la calidad de las aguas y a la alteración de los ecosistemas, especialmente en zonas costeras o de escasa renovación. Por este motivo, el marco normativo internacional establece restricciones estrictas a su descarga y promueve su adecuada gestión mediante instalaciones portuarias de recepción autorizadas, conforme a lo dispuesto en el Convenio MARPOL [3].

Desde una perspectiva operativa, la gestión de los lodos de depuración a bordo plantea diversos retos, como la necesidad de disponer de espacios de almacenamiento adecuados, la prevención de olores y riesgos higiénico-sanitarios, así como la correcta planificación de su descarga en puerto. Estas consideraciones refuerzan la importancia de integrar la gestión de los lodos dentro de los procedimientos operativos del buque, garantizando el cumplimiento de la normativa vigente y la minimización del impacto ambiental asociado a su generación.

2.2.2 Fracción orgánica de residuos alimentarios: características y biodegradabilidad

La fracción orgánica de los residuos alimentarios a bordo de buques está constituida por los restos de alimentos y subproductos de la preparación y consumo de comidas que, por su origen biológico, son susceptibles de degradación por acción de microorganismos. Esta fracción forma parte de los denominados biorresiduos o residuos biodegradables de origen animal o vegetal, que pueden descomponerse en compuestos más simples mediante procesos biológicos en condiciones ambientales apropiadas [6].

Desde el punto de vista físico-químico, la fracción orgánica de residuos alimentarios se caracteriza por un elevado contenido de materia orgánica biodegradable, alta humedad y una proporción significativa de compuestos carbonáceos, nitrogenados y lipídicos. La presencia de agua en gran proporción facilita la actividad microbiana, favoreciendo reacciones de descomposición tanto aeróbica como anaeróbica. En la misma línea, residuos como cáscaras, restos de carne o productos vegetales tienen una estructura heterogénea, lo que influye en su tasa de degradación y en el perfil de compuestos resultantes durante su descomposición [7].

La biodegradabilidad de esta fracción está íntimamente ligada a su composición y a las condiciones ambientales, tales como temperatura, presencia de oxígeno y estructura física de los residuos. En general, los residuos alimentarios con un mayor contenido de carbohidratos tienden a degradarse más

rápidamente, mientras que aquellos con elevada proporción de grasas y proteínas presentan una descomposición más lenta y compleja. Esta variabilidad composicional se manifiesta también en su comportamiento durante procesos biológicos controlados, como la digestión anaerobia, donde la eficiencia de degradación y la producción de biogás dependen de la proporción de diferentes macromoléculas presentes en los residuos orgánicos [7].

En el contexto específico de operaciones marítimas, la fracción orgánica de residuos alimentarios presenta una problemática singular debido a su potencial para generar olores y lixiviados, así como por su elevada carga orgánica que, en ausencia de una gestión adecuada, puede fomentar la proliferación microbiana en espacios de almacenamiento. Dado que estos residuos son inherentemente biodegradables, su acumulación en condiciones anaeróbicas no controladas puede dar lugar a la producción de compuestos volátiles, ácidos orgánicos y gases como dióxido de carbono y metano, con implicaciones tanto para la seguridad e higiene a bordo como para la gestión ambiental si llegasen a ser vertidos indebidamente al medio marino.

2.3 Contaminantes convencionales en aguas residuales y lodos

2.3.1 Materia orgánica: DQO/DBO y fracción biodegradable

La materia orgánica constituye uno de los principales contaminantes convencionales presentes en las aguas residuales y en los lodos generados durante su tratamiento. Está formada por una mezcla de compuestos carbonáceos de origen biológico cuya presencia determina, en gran medida, la carga contaminante del efluente y su impacto potencial sobre el medio receptor.

La caracterización de esta materia orgánica se realiza habitualmente mediante los parámetros Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO). La DQO cuantifica la cantidad total de oxígeno necesaria para la oxidación química de la materia orgánica presente, incluyendo tanto la fracción biodegradable como la no biodegradable. Por su parte, la DBO, representa la fracción de materia orgánica susceptible de ser degradada por la acción de microorganismos en condiciones aeróbicas. La relación entre ambos parámetros permite evaluar el grado de biodegradabilidad del efluente, siendo indicativa de la eficiencia esperable de los tratamientos biológicos aplicados [8].

La fracción biodegradable de la materia orgánica es especialmente relevante desde el punto de vista ambiental, ya que su degradación conlleva un consumo significativo de oxígeno disuelto en el medio receptor. Vertidos con elevada DBO pueden provocar una reducción del oxígeno disponible en el agua, afectando negativamente a los ecosistemas acuáticos. De igual manera, una alta carga orgánica biodegradable favorece una mayor producción de biomasa durante los procesos de tratamiento, incrementando la generación de lodos y condicionando su posterior gestión [8].

2.3.2 Sólidos (ST, SV, SST): implicaciones en el tratamiento

Los sólidos presentes en las aguas residuales y en los lodos constituyen uno de los parámetros fundamentales para caracterizar la carga contaminante y evaluar el comportamiento de los sistemas de tratamiento. En función de su naturaleza y estado físico, se distinguen los sólidos totales (ST), los sólidos volátiles (SV) y los sólidos en suspensión totales (SST), cada uno de ellos con implicaciones específicas en los procesos de depuración.

Los ST representan el conjunto de materia sólida contenida en una muestra, incluyendo tanto la fracción disuelta como la fracción en suspensión. Este parámetro proporciona una visión global de la concentración de sólidos y resulta especialmente útil en la caracterización de lodos y en el seguimiento de procesos de estabilización y almacenamiento [8].

Dentro de los sólidos totales, los SV se asocian principalmente a la fracción orgánica del residuo y constituyen un indicador del potencial de degradación biológica. Una elevada proporción de SV suele implicar una mayor actividad microbiana durante el tratamiento, lo que se traduce en una mayor

producción de biomasa y lodos secundarios, así como en una mayor susceptibilidad a procesos de degradación y generación de olores durante su gestión [8].

Por su parte, los SST engloban las partículas sólidas no disueltas presentes en el agua, cuya eliminación se basa fundamentalmente en procesos físicos como la sedimentación y la filtración. La concentración de SST es un parámetro crítico en la calidad del efluente tratado, ya que valores elevados pueden provocar turbidez y favorecer el transporte de contaminantes asociados a partículas. Por este motivo, los SST constituyen uno de los parámetros de control habituales en los sistemas de tratamiento de aguas residuales, incluidos los instalados a bordo de buques, tal y como se recoge en los criterios técnicos establecidos por la OMI [4].

2.3.3 Nutrientes: nitrógeno y fósforo (formas químicas y comportamiento)

El nitrógeno y el fósforo son nutrientes presentes de forma habitual en las aguas residuales y en los lodos asociados a su tratamiento, como consecuencia de la excreción humana, el uso de detergentes y la degradación de la materia orgánica. Aunque ambos elementos desempeñan un papel esencial en los procesos biológicos, su vertido en concentraciones elevadas puede generar impactos ambientales significativos, lo que justifica su consideración como contaminantes convencionales.

El nitrógeno se encuentra en las aguas residuales bajo distintas formas químicas, entre las que destacan el nitrógeno orgánico, el nitrógeno amoniacal (amonio/amoniac), los nitritos y los nitratos. Durante el tratamiento, el nitrógeno orgánico se transforma en nitrógeno amoniacal mediante procesos de amonificación. En condiciones aeróbicas, el amonio puede oxidarse a nitrito y posteriormente a nitrato a través de la nitrificación, mientras que en condiciones anóxicas el nitrato puede reducirse a nitrógeno gaseoso mediante desnitrificación, permitiendo su eliminación del sistema [8], [9].

El fósforo aparece principalmente en forma de fosfatos, tanto orgánicos como inorgánicos. Durante el tratamiento de aguas residuales, el fósforo orgánico puede mineralizarse, generando fosfatos solubles que tienden a permanecer en la fase líquida. A diferencia del nitrógeno, la eliminación del fósforo no se produce de manera significativa en procesos biológicos convencionales, salvo en sistemas específicamente diseñados para la eliminación biológica mejorada o mediante tratamientos físico-químicos basados en la precipitación. Una parte del fósforo es incorporada a la biomasa microbiana, pasando a formar parte de los lodos generados [8].

Desde el punto de vista ambiental, el comportamiento de ambos nutrientes está estrechamente relacionado con los procesos de eutrofización, ya que su aporte excesivo favorece el crecimiento de algas y otros organismos fotosintéticos, con la consiguiente disminución del oxígeno disuelto y el deterioro de la calidad del agua. Estos efectos son especialmente relevantes en zonas costeras y áreas de escasa renovación, donde la capacidad de asimilación del medio es limitada [10].

En el ámbito marítimo, la importancia del control de nutrientes se refleja en las directrices técnicas de la OMI, que establecen criterios específicos para la concentración de nitrógeno y fósforo en el efluente tratado procedente de buques, particularmente en zonas designadas como sensibles, con el objetivo de minimizar el impacto ambiental de las descargas al medio marino [4].

2.3.4 Indicadores microbiológicos de carga y riesgo sanitario

Las aguas residuales y los lodos generados durante su tratamiento contienen microorganismos de origen fecal cuya presencia puede suponer un riesgo sanitario. Dado que la identificación directa de todos los patógenos potenciales resulta compleja, la evaluación del riesgo microbiológico se basa habitualmente en el uso de indicadores microbiológicos, que permiten estimar de forma indirecta el grado de contaminación y la eficacia de los procesos de tratamiento.

Entre los indicadores más empleados se encuentran los coliformes termotolerantes y *Escherichia coli*, utilizados como referencia de contaminación fecal debido a su abundancia en el tracto intestinal y a su comportamiento representativo frente a los procesos de depuración y desinfección. Concentraciones

elevadas de estos indicadores en el efluente tratado sugieren la posible presencia de microorganismos patógenos y, por tanto, un mayor riesgo sanitario asociado a su descarga [10].

Los procesos biológicos convencionales permiten reducir parcialmente la carga microbiológica; sin embargo, la eliminación eficaz de estos microorganismos suele requerir etapas específicas de desinfección, como cloración, radiación ultravioleta u ozonización. La eficiencia de estos tratamientos depende, entre otros factores, de la calidad del efluente y de la concentración de sólidos en suspensión, que pueden dificultar la acción del agente desinfectante [9].

En el ámbito marítimo, el control de los indicadores microbiológicos es especialmente relevante debido al impacto potencial de los vertidos sobre zonas costeras y recursos marinos. En este sentido, la OMI establece límites para la concentración de coliformes termotolerantes en el efluente tratado procedente de buques, con el objetivo de minimizar los riesgos sanitarios y ambientales asociados a su descarga al medio marino [4].

2.4 Contaminantes emergentes: compuestos farmacéuticos

2.4.1 Definición de contaminantes emergentes y su relevancia

Se denomina contaminantes emergentes a un conjunto de sustancias químicas presentes en las aguas residuales que, pese a no estar tradicionalmente incluidas en los programas convencionales de control ni en la normativa ambiental, han sido identificadas en los últimos años como potencialmente relevantes por sus efectos sobre el medio ambiente y la salud humana. Este grupo engloba compuestos de diversa naturaleza, entre los que destacan los productos farmacéuticos y de cuidado personal, hormonas y determinadas sustancias industriales.

La consideración de estos compuestos como “emergentes” no implica necesariamente que se trate de sustancias de reciente aparición, sino que su detección y evaluación ambiental se han visto favorecidas por el desarrollo de técnicas analíticas más sensibles y por una mayor preocupación por los efectos derivados de exposiciones crónicas a bajas concentraciones. En el medio acuático, los contaminantes emergentes suelen encontrarse en niveles de microgramos o nanogramos por litro, pero presentan en muchos casos una elevada persistencia y actividad biológica [10], [11].

Desde el punto de vista de la gestión de aguas residuales, estos compuestos se incorporan al sistema principalmente a través de la excreción humana y del uso cotidiano de medicamentos y productos sanitarios. Los sistemas de tratamiento convencionales no están diseñados específicamente para su eliminación, lo que favorece su liberación al medio a través de los efluentes tratados y su acumulación progresiva en ecosistemas acuáticos, especialmente en zonas de escasa renovación [12].

En el ámbito marítimo, la descarga de aguas residuales tratadas en el medio marino refuerza la relevancia de estos contaminantes, ya que los procesos de dilución no garantizan la ausencia de efectos ambientales a largo plazo. En este contexto, los compuestos farmacéuticos se consideran uno de los grupos más significativos dentro de los contaminantes emergentes, lo que justifica su análisis específico en los apartados siguientes.

2.4.2 Principales fármacos detectados en aguas residuales/ lodos (tipologías)

Los compuestos farmacéuticos constituyen uno de los grupos más relevantes dentro de los contaminantes emergentes detectados en aguas residuales y lodos, debido a su uso generalizado y a su liberación continua al medio a través de la excreción humana y de vertidos asociados al consumo doméstico y hospitalario. Diversos estudios han puesto de manifiesto la presencia de estos compuestos tanto en la fase líquida de los efluentes tratados como en los lodos generados durante los procesos de depuración, donde pueden acumularse en función de sus propiedades fisicoquímicas [10].

Entre las tipologías más frecuentes se encuentran los analgésicos y antiinflamatorios no esteroideos, como el ibuprofeno, el diclofenaco o el paracetamol, ampliamente detectados en aguas residuales debido a su elevado consumo. Estos compuestos presentan comportamientos diferenciados durante el

tratamiento, con tasas de eliminación variables y, en algunos casos, una notable persistencia en el efluente final. Su presencia ha sido documentada de forma recurrente en estudios de seguimiento ambiental y programas de vigilancia [11].

Otro grupo de especial relevancia es el de los antibióticos, tales como sulfametoxazol, ciprofloxacino o amoxicilina, cuya detección en aguas residuales y lodos genera una preocupación añadida por su posible contribución al desarrollo de resistencias bacterianas. Estos compuestos tienden a presentar una mayor afinidad por la fase sólida, favoreciendo su acumulación en los lodos, lo que condiciona su gestión y tratamiento posterior [12].

De forma análoga, se han identificado otros fármacos de uso extendido, como antiepilépticos, betabloqueantes y reguladores hormonales, que, pese a encontrarse en concentraciones relativamente bajas, muestran una elevada persistencia y actividad biológica. La diversidad de tipologías detectadas y su comportamiento diferencial durante los procesos de tratamiento ponen de manifiesto la complejidad asociada a la gestión de los contaminantes farmacéuticos y justifican su consideración específica dentro del análisis de los contaminantes emergentes presentes en aguas residuales y lodos.

2.4.3 Persistencia, toxicidad y rutas de entrada en ecosistemas

Los compuestos farmacéuticos presentes en aguas residuales y lodos se caracterizan, en muchos casos, por una elevada persistencia ambiental, derivada de su diseño químico orientado a mantener estabilidad y actividad biológica en el organismo. Estas propiedades dificultan su degradación mediante procesos naturales o tratamientos convencionales de depuración, favoreciendo su presencia prolongada en aguas superficiales, sedimentos y, en algunos casos, en organismos vivos [13].

Desde el punto de vista toxicológico, numerosos fármacos presentan efectos subletales sobre organismos acuáticos incluso a concentraciones muy bajas, del orden de microgramos o nanogramos por litro. Entre los efectos descritos se incluyen alteraciones endocrinas, cambios en el comportamiento, efectos reproductivos y el desarrollo de resistencias bacterianas, especialmente asociados a la presencia de antibióticos en el medio acuático. Estos impactos, aunque no siempre inmediatos, pueden manifestarse a medio y largo plazo, afectando al equilibrio de los ecosistemas [10], [12].

Las rutas de entrada de los fármacos en los ecosistemas acuáticos están estrechamente ligadas a la gestión de las aguas residuales. La principal vía corresponde a la descarga de efluentes tratados o parcialmente tratados procedentes de estaciones depuradoras, ya que muchos compuestos no son eliminados de forma eficaz durante el tratamiento. Asimismo, la aplicación o manejo inadecuado de lodos de depuración puede contribuir a la transferencia de estos contaminantes al medio, permitiendo su posterior movilización hacia cuerpos de agua superficiales o subterráneos [11].

En el entorno marino, estas rutas adquieren especial relevancia debido a la descarga directa de aguas residuales tratadas y a la limitada capacidad de degradación de determinados compuestos en condiciones marinas. Aunque los procesos de dilución pueden reducir las concentraciones locales, la liberación continua de fármacos favorece su presencia crónica en el medio, lo que justifica la creciente atención científica y regulatoria sobre su persistencia y toxicidad ambiental.

2.4.4 Papel del lodo como sumidero de fármacos

Durante el tratamiento de aguas residuales, una parte significativa de los compuestos farmacéuticos presentes puede transferirse desde la fase líquida a la fase sólida, dando lugar a su acumulación en los lodos de depuración. Este comportamiento está estrechamente relacionado con las propiedades fisicoquímicas de los fármacos, como su hidrofobicidad, carga iónica y afinidad por la materia orgánica, lo que convierte a los lodos en un sumidero relevante de contaminantes emergentes [13].

Los procesos de tratamiento biológico favorecen esta acumulación debido a la adsorción de los fármacos sobre la biomasa microbiana y las partículas orgánicas presentes en el sistema. En particular, compuestos como antibióticos, betabloqueantes y determinados reguladores hormonales muestran una elevada tendencia a asociarse a los sólidos, reduciendo su concentración en el efluente líquido, pero

incrementando su presencia en los lodos generados. Este fenómeno puede interpretarse como una eliminación aparente del contaminante de la fase acuosa, aunque implica un traslado del problema hacia la gestión de los residuos sólidos [11].

Desde el punto de vista ambiental, la acumulación de fármacos en los lodos plantea una problemática específica, ya que estos pueden actuar como reservorio de sustancias persistentes y biológicamente activas. Una gestión inadecuada de los lodos, ya sea durante su almacenamiento, manipulación o disposición final, puede facilitar la liberación gradual de estos compuestos al medio, permitiendo su reentrada en los ecosistemas acuáticos a través de procesos de lixiviación o resuspensión [10].

En el contexto marítimo, el papel del lodo como sumidero de fármacos adquiere especial relevancia debido a las limitaciones de espacio y a la necesidad de una gestión controlada a bordo. La acumulación de contaminantes emergentes en los lodos refuerza la importancia de considerar su tratamiento y eliminación como parte integral de la estrategia de protección ambiental del buque, evitando que la reducción de contaminantes en el efluente líquido se traduzca en un aumento del riesgo asociado a los residuos sólidos generados.

2.5 Sistemas de gestión y tratamiento de residuos orgánicos

2.5.1 Gestión y tratamiento de lodos

La gestión y el tratamiento de los lodos generados durante el tratamiento de aguas residuales constituyen un aspecto fundamental dentro de los sistemas de gestión de residuos orgánicos, ya que estos subproductos concentran una parte significativa de la carga contaminante retirada de la fase líquida. Los lodos presentan un elevado contenido en materia orgánica, agua y microorganismos, lo que condiciona tanto su estabilidad como los riesgos ambientales y sanitarios asociados a su manejo si no se gestionan adecuadamente.

Desde el punto de vista del tratamiento, las estrategias aplicadas a los lodos tienen como objetivos principales la reducción de volumen, la estabilización de la materia orgánica y la disminución de la carga microbiológica. Entre los procesos más habituales se encuentran la digestión biológica, tanto aerobia como anaerobia, que permite reducir el contenido de sólidos volátiles y mejorar la estabilidad del lodo, así como operaciones de espesamiento y deshidratación, destinadas a facilitar su almacenamiento y transporte. La elección del tratamiento depende de factores como la cantidad de lodo generado, el tipo de sistema de depuración y las limitaciones operativas existentes [8].

En el ámbito normativo, la gestión de los lodos se enmarca en las disposiciones generales del Convenio MARPOL, que promueve la minimización de vertidos al medio marino y la entrega de residuos a instalaciones portuarias de recepción autorizadas. En la misma línea, las directrices técnicas de la OMI para plantas de tratamiento de aguas residuales a bordo destacan la necesidad de una gestión controlada de los subproductos sólidos generados, con el fin de evitar impactos ambientales derivados de su descarga o manipulación inadecuada [4], [3].

En el contexto de los buques, la gestión de lodos presenta condicionantes específicos, como la disponibilidad limitada de espacio, la necesidad de almacenamiento temporal a bordo y la planificación de su descarga en puerto. Estas circunstancias hacen imprescindible integrar la gestión de lodos dentro de los procedimientos operativos del buque, garantizando condiciones adecuadas de seguridad, higiene y protección ambiental, y asegurando que su tratamiento y eliminación se realicen conforme a los principios de prevención de la contaminación y gestión sostenible de residuos.

2.5.2 Gestión y tratamiento de fracción orgánica de residuos alimentarios

La fracción orgánica de los residuos alimentarios generados a bordo de los buques procede fundamentalmente de la preparación y consumo de alimentos y está compuesta por restos biodegradables de origen vegetal y animal. Este tipo de residuo presenta un elevado contenido en humedad y materia orgánica fácilmente degradable, lo que favorece procesos rápidos de descomposición y puede dar lugar

a problemas de olores, proliferación microbiológica y riesgos higiénico-sanitarios si no se gestiona adecuadamente.

Desde el punto de vista normativo, la gestión de los residuos alimentarios se encuentra regulada por el Anexo V del Convenio MARPOL, que establece una prohibición general de la descarga de basuras al mar y fija condiciones específicas para las excepciones permitidas en el caso de restos de comida, en función de la distancia a la costa y del grado de trituración del residuo. Estas disposiciones buscan minimizar el impacto ambiental de la materia orgánica sobre los ecosistemas marinos y fomentar su correcta gestión mediante la entrega a instalaciones portuarias de recepción autorizadas [3].

En cuanto al tratamiento, las estrategias aplicadas a la fracción orgánica de residuos alimentarios a bordo se orientan principalmente a la reducción de volumen y a la mejora de las condiciones de almacenamiento. Entre las prácticas más habituales se encuentran la segregación en origen, la trituración y, en determinados casos, la deshidratación o el enfriamiento del residuo para ralentizar los procesos de degradación. Estas operaciones permiten limitar la generación de olores y facilitar la manipulación y almacenamiento temporal del residuo hasta su descarga en puerto [10], [12].

En el contexto operativo de los buques, la gestión de la fracción orgánica de residuos alimentarios debe integrarse dentro de los planes de gestión de basuras, teniendo en cuenta las limitaciones de espacio y las condiciones de seguridad e higiene a bordo. Una gestión adecuada no solo contribuye al cumplimiento de la normativa ambiental vigente, sino que también reduce los riesgos asociados a la descomposición de materia orgánica y mejora la eficiencia global del sistema de gestión de residuos del buque.

2.6 Digestión anaerobia como tecnología de tratamiento y estabilización

2.6.1 Fundamentos del proceso anaerobio (etapas microbiológicas)

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el que la materia orgánica es degradada en ausencia de oxígeno mediante la acción conjunta de diferentes grupos de microorganismos. Este proceso se emplea ampliamente para la estabilización de residuos orgánicos, como lodos de depuración y fracciones biodegradables, permitiendo una reducción significativa de la carga orgánica y la producción de biogás, compuesto principalmente por metano y dióxido de carbono [8].

Desde el punto de vista microbiológico, la digestión anaerobia se desarrolla a través de una serie de etapas secuenciales e interdependientes. La primera de ellas es la hidrólisis, en la que los compuestos orgánicos complejos, como proteínas, carbohidratos y lípidos, se transforman en moléculas más simples y solubles. Esta etapa resulta especialmente relevante cuando se tratan residuos con estructuras complejas, pudiendo constituir la fase limitante del proceso [14].

A continuación, tiene lugar la acidogénesis, durante la cual los productos de la hidrólisis son fermentados por bacterias acidogénicas para formar ácidos grasos volátiles, alcoholes, hidrógeno y dióxido de carbono. Estos compuestos intermedios son posteriormente transformados en acetato, hidrógeno y CO₂ durante la acetogénesis, generando los sustratos necesarios para la etapa final del proceso [8].

Finalmente, en la metanogénesis, los microorganismos metanogénicos convierten el acetato y el hidrógeno en metano, cerrando el proceso de digestión anaerobia. Esta etapa es especialmente sensible a las condiciones ambientales, como el pH y la temperatura, por lo que el equilibrio entre todas las fases microbiológicas resulta fundamental para garantizar la estabilidad y eficiencia del proceso anaerobio.

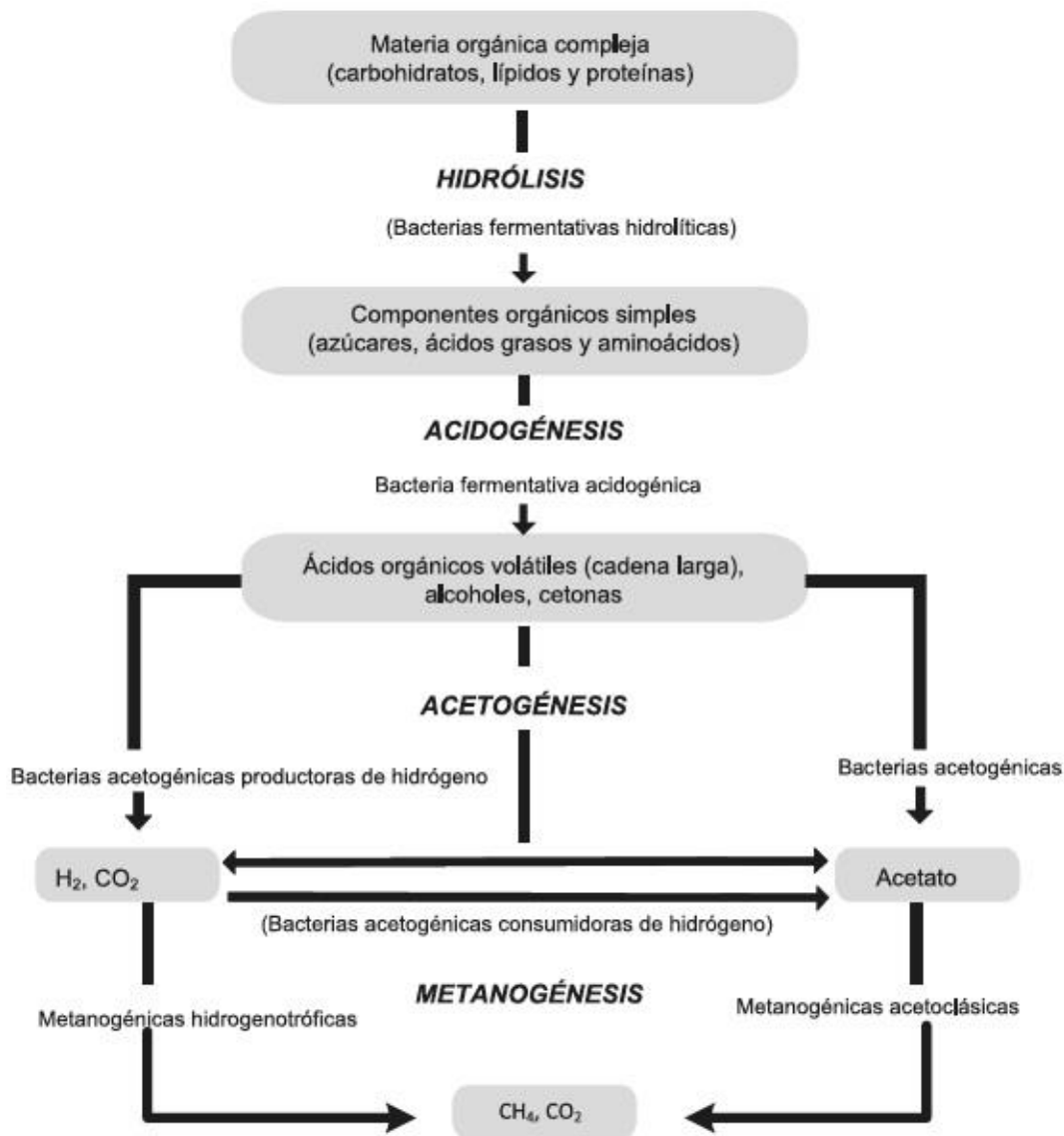


Figura 2-2 Proceso de digestión anaerobia [15]

2.6.2 Parámetros operacionales. Inhibidores típicos y estabilidad del proceso

El correcto funcionamiento de la digestión anaerobia depende en gran medida del control de una serie de parámetros operacionales que condicionan la actividad microbiana y el equilibrio entre las distintas etapas del proceso. Entre los más relevantes se encuentran la temperatura, el pH, el tiempo de retención hidráulica, la carga orgánica aplicada y la relación entre nutrientes, especialmente carbono, nitrógeno y fósforo. El mantenimiento de condiciones operativas adecuadas resulta esencial para garantizar una degradación eficiente de la materia orgánica y una producción estable de biogás [8].

La temperatura influye directamente en la cinética de las reacciones biológicas, distinguiéndose habitualmente entre digestión mesófila y termófila. El pH, por su parte, debe mantenerse dentro de un intervalo estrecho, generalmente cercano a la neutralidad, para evitar la inhibición de los microorganismos metanogénicos. La acumulación de ácidos grasos volátiles como consecuencia de desequilibrios entre las etapas acidogénica y metanogénica puede provocar descensos de pH y comprometer la estabilidad del proceso, siendo este uno de los principales indicadores de fallo operativo [14].

Entre los inhibidores típicos de la digestión anaerobia se encuentran el amoníaco libre, los sulfuros, los metales pesados y determinadas sustancias orgánicas tóxicas. Estos compuestos pueden afectar de forma selectiva a los microorganismos metanogénicos, reduciendo la producción de metano o provocando paradas parciales del proceso. La toxicidad de estos inhibidores depende tanto de su concentración como de la forma química en la que se encuentren y de la capacidad de adaptación de la biomasa anaerobia [6].

La estabilidad del proceso anaerobio se alcanza cuando existe un equilibrio dinámico entre la producción y el consumo de los intermediarios metabólicos generados en las distintas etapas. Para ello, resulta fundamental un control continuo de los parámetros operacionales y una adecuada gestión de la carga orgánica, evitando cambios bruscos que puedan desestabilizar el sistema. La comprensión de los factores que afectan a la estabilidad del proceso es clave para el diseño y la operación eficiente de sistemas de digestión anaerobia aplicados al tratamiento y estabilización de residuos orgánicos.

2.6.3 Digestión vs co-digestión: definición, ventajas ambientales y limitaciones

La digestión anaerobia consiste en el tratamiento biológico de un único tipo de residuo orgánico en ausencia de oxígeno, con el objetivo de estabilizar la materia orgánica y producir biogás. Por su parte, la co-digestión anaerobia se basa en el tratamiento conjunto de dos o más sustratos de distinta naturaleza, como lodos de depuración y residuos orgánicos de alta biodegradabilidad, permitiendo aprovechar las sinergias entre ellos. Esta estrategia ha sido ampliamente estudiada como una alternativa para mejorar el rendimiento global del proceso anaerobio [8].

Entre las ventajas ambientales de la co-digestión destaca el aumento de la producción de biogás y la mejora de la estabilidad del proceso, derivadas de un balance más adecuado de nutrientes y de una mayor disponibilidad de materia orgánica fácilmente degradable. Asimismo, la co-digestión permite valorizar residuos que, tratados de forma independiente, presentarían mayores dificultades de gestión, contribuyendo a una reducción del volumen de residuos destinados a eliminación y a una mejora de la eficiencia energética del sistema [14].

No obstante, la co-digestión también presenta limitaciones y desafíos operativos. La mezcla de diferentes sustratos puede introducir variabilidad en la composición del influente, dificultando el control del proceso y aumentando el riesgo de sobrecargas orgánicas o de acumulación de compuestos inhibidores. Además, la logística asociada a la recogida, almacenamiento y dosificación de los distintos residuos puede incrementar la complejidad operativa del sistema y los costes de gestión [8].

2.6.4 Usos finales del digestato estabilizado

El digestato es el residuo sólido o semisólido resultante de la digestión anaerobia una vez degradada la fracción orgánica más fácilmente biodegradable. Como consecuencia de este tratamiento, el digestato presenta una mayor estabilidad biológica, una reducción significativa del contenido en sólidos volátiles y una menor carga microbiológica en comparación con el residuo original, lo que facilita su gestión y amplía las posibilidades de valorización final [8].

Entre los usos finales más habituales del digestato estabilizado destaca su aplicación como enmienda orgánica o fertilizante, debido a su contenido en nutrientes como nitrógeno, fósforo y materia orgánica residual. Esta opción permite cerrar el ciclo de la materia orgánica y contribuir a la mejora de las propiedades del suelo, siempre que el digestato cumpla los requisitos normativos en cuanto a contenido de contaminantes, metales pesados y microorganismos patógenos. En otros casos, el digestato puede someterse a tratamientos adicionales, como compostaje o deshidratación, con el fin de mejorar sus características físicas y facilitar su transporte y almacenamiento [8].

No obstante, cuando no es posible su valorización agrícola, el digestato estabilizado puede destinarse a otras vías de gestión, como la eliminación controlada o su entrega a instalaciones autorizadas para tratamiento final. En el contexto marítimo y de los buques, estas opciones se ven condicionadas por las limitaciones operativas y la necesidad de descargar el digestato en puerto, lo que refuerza la importancia

de una correcta planificación de su gestión. En cualquier caso, la estabilización previa mediante digestión anaerobia reduce de forma significativa los impactos ambientales y sanitarios asociados a la gestión de residuos orgánicos.

2.7 Eliminación de contaminantes convencionales en digestión anaerobia

2.7.1 Eliminación de materia orgánica y sólidos: mecanismos

La digestión anaerobia permite una eliminación significativa de la materia orgánica presente en residuos como lodos de depuración y fracciones biodegradables, actuando tanto sobre la fracción disuelta como sobre los sólidos orgánicos. Esta eliminación se produce como consecuencia de la transformación biológica de la materia orgánica en compuestos más simples y, finalmente, en biogás, lo que se traduce en una reducción de la DQO y del contenido en sólidos volátiles del residuo tratado.

El principal mecanismo de eliminación de la materia orgánica disuelta se basa en su conversión progresiva durante las etapas microbiológicas del proceso anaerobio. Los compuestos orgánicos solubles son transformados en ácidos grasos volátiles durante la acidogénesis y posteriormente convertidos en metano y dióxido de carbono durante la metanogénesis. Este proceso supone una mineralización parcial de la materia orgánica, reduciendo su carga contaminante y su potencial de degradación posterior en el medio ambiente [8].

En cuanto a los sólidos orgánicos, su eliminación está estrechamente ligada a la hidrólisis de las partículas sólidas y a la degradación de los sólidos volátiles, que representan la fracción biodegradable del residuo. Durante la digestión anaerobia, una parte de los sólidos orgánicos es transformada en biogás, mientras que otra parte se incorpora a la biomasa microbiana. Como resultado, se produce una reducción del contenido en sólidos volátiles y una mejora de la estabilidad del residuo final, aunque los sólidos totales no se eliminan completamente, sino que se transforman en una fracción más estable [14].

Adicionalmente, la digestión anaerobia favorece procesos físicos asociados, como la desintegración de flóculos y la solubilización parcial de partículas, que contribuyen indirectamente a la reducción de la fracción sólida biodegradable. La combinación de mecanismos biológicos y físicos explica la eficacia del proceso anaerobio en la estabilización de residuos orgánicos y justifica su aplicación como tecnología de tratamiento para reducir la carga orgánica y mejorar las características de los lodos y digestatos generados.

2.7.2 Transformación del nitrógeno y fósforo durante el proceso

Durante la digestión anaerobia, el nitrógeno y el fósforo no se eliminan del sistema de forma significativa, sino que experimentan transformaciones en su forma química y en su distribución entre fases, lo que condiciona las características del digestato resultante. Estas transformaciones están asociadas a la degradación de la materia orgánica nitrogenada y fosforada presente en los residuos tratados, así como a los procesos metabólicos de la biomasa microbiana.

En el caso del nitrógeno, la digestión anaerobia favorece la mineralización del nitrógeno orgánico, que es convertido mayoritariamente en nitrógeno amoniacal como consecuencia de los procesos de hidrólisis y desaminación. A diferencia de los sistemas aerobios, en condiciones anaerobias no se producen reacciones de nitrificación ni desnitrificación, por lo que el nitrógeno permanece en el digestato principalmente en forma de amonio. Este fenómeno puede suponer un incremento de la concentración de nitrógeno amoniacal en la fase líquida, lo que resulta relevante tanto para la gestión posterior del digestato como por su posible efecto inhibitorio sobre el propio proceso anaerobio a elevadas concentraciones [8].

Por su parte, el fósforo sufre una liberación progresiva desde la fracción orgánica hacia formas inorgánicas solubles, principalmente fosfatos, como resultado de la degradación de compuestos fosforados presentes en el residuo original. Una parte del fósforo puede permanecer asociada a la biomasa microbiana o a la fracción sólida del digestato, mientras que otra fracción pasa a la fase líquida,

incrementando su biodisponibilidad. La digestión anaerobia no elimina el fósforo, pero sí modifica su especiación, lo que influye en las opciones de tratamiento y valorización posteriores del digestato [14].

2.7.3 Eliminación de contaminantes microbiológicos (*virus, bacterias*)

La digestión anaerobia contribuye a la reducción de la carga microbiológica presente en residuos orgánicos, incluidos lodos de depuración, mediante la acción combinada de factores físicos, químicos y biológicos inherentes al proceso. Aunque no se considera un proceso de desinfección en sentido estricto, la digestión anaerobia puede disminuir de forma significativa la concentración de bacterias y virus patógenos, mejorando las condiciones higiénico-sanitarias del digestato resultante.

Los principales mecanismos de inactivación microbiana durante la digestión anaerobia están relacionados con la temperatura de operación, el tiempo de retención y las condiciones ambientales del reactor. En digestiones mesófilas se observa una reducción moderada de microorganismos patógenos, mientras que en condiciones termófilas la inactivación es más pronunciada debido a la mayor sensibilidad de bacterias y virus a temperaturas elevadas. Asimismo, la competencia microbiana, la escasez de sustratos específicos y la acción de metabolitos producidos durante el proceso contribuyen a limitar la supervivencia de microorganismos patógenos [8].

En el caso de las bacterias, especialmente las de origen fecal, se ha documentado una reducción significativa durante la digestión anaerobia, aunque su eliminación completa no siempre está garantizada. Los virus, por su parte, pueden presentar una mayor resistencia a las condiciones del proceso, manteniendo en algunos casos su infectividad tras el tratamiento. Este comportamiento variable pone de manifiesto la necesidad de considerar la digestión anaerobia como una etapa de reducción parcial del riesgo microbiológico, pero no como una medida suficiente por sí sola cuando se requieren altos niveles de seguridad sanitaria [10].

En consecuencia, cuando el digestato se destina a usos que implican contacto con el medio o potencial exposición humana, puede ser necesario aplicar tratamientos complementarios, como higienización térmica, compostaje o almacenamiento prolongado, con el fin de garantizar una adecuada inactivación de patógenos. La integración de la digestión anaerobia dentro de una estrategia global de tratamiento permite reducir de forma significativa la carga microbiológica inicial y mejorar la seguridad del residuo tratado [10].

2.8 Destino y comportamiento de fármacos durante digestión anaerobia

2.8.1 Mecanismos de “eliminación”: biodegradación, adsorción, transformación

Durante la digestión anaerobia, los compuestos farmacéuticos presentes en los residuos orgánicos no son eliminados de forma uniforme, sino que siguen distintos mecanismos de destino que determinan su comportamiento final en el digestato. Estos mecanismos incluyen principalmente la biodegradación, la adsorción sobre la fase sólida y la transformación en productos intermedios, cuya importancia relativa depende tanto de las condiciones del proceso como de las propiedades fisicoquímicas de cada compuesto.

La biodegradación de fármacos en condiciones anaerobias suele ser limitada, ya que muchos de estos compuestos han sido diseñados para resistir procesos metabólicos y presentan estructuras químicas estables. No obstante, se han observado degradaciones parciales para determinados fármacos, especialmente aquellos con estructuras más simples o susceptibles a reacciones reductivas. En general, la eficiencia de la biodegradación anaerobia es inferior a la observada en procesos aerobios, lo que explica la persistencia de numerosos fármacos tras el tratamiento [13], [16].

La adsorción constituye uno de los mecanismos más relevantes durante la digestión anaerobia. Muchos fármacos presentan afinidad por la materia orgánica y los sólidos en suspensión, favoreciendo su transferencia desde la fase líquida hacia los lodos o el digestato sólido. Este proceso reduce la concentración del contaminante en el efluente, pero no implica una eliminación real, sino un cambio de

comportamiento, concentrando los fármacos en la fase sólida y condicionando su gestión posterior. Este comportamiento ha sido ampliamente descrito en estudios sobre el destino ambiental de microcontaminantes orgánicos en sistemas de tratamiento biológico [13], [17].

Adicionalmente, pueden producirse procesos de transformación, en los que los fármacos originales se convierten en metabolitos o productos derivados con propiedades distintas. Estos productos de transformación pueden presentar una persistencia o toxicidad comparable o incluso superior a la del compuesto inicial, lo que introduce incertidumbre en la evaluación ambiental del proceso. Por este motivo, la digestión anaerobia debe considerarse como una tecnología que modifica el destino de los fármacos más que como un sistema de eliminación completa [17].

2.8.2 Factores que afectan la degradación de fármacos (temperatura, TRH, co-sustratos)

La degradación de compuestos farmacéuticos durante la digestión anaerobia está influida por diversos factores operativos, que condicionan la actividad microbiana y los mecanismos de adsorción y transformación de estos contaminantes. Entre los factores más relevantes se encuentran la temperatura de operación, el tiempo de retención hidráulica (TRH) y la presencia de co-sustratos, los cuales determinan el grado de interacción entre los fármacos y la biomasa anaerobia.

La temperatura influye directamente en la cinética de las reacciones biológicas. En condiciones termófilas, se ha observado en algunos casos una mayor transformación de determinados fármacos en comparación con sistemas mesófilos, atribuida a una mayor actividad metabólica y a la posible alteración de estructuras químicas sensibles al calor. Sin embargo, este efecto no es generalizable, ya que muchos compuestos presentan una elevada persistencia independientemente del rango térmico, y el aumento de temperatura puede comprometer la estabilidad del proceso anaerobio si no se controla adecuadamente [13], [16].

El TRH condiciona el periodo de contacto entre los fármacos y la biomasa anaerobia. TRHs más prolongados pueden favorecer procesos de biodegradación o transformación parcial, aunque diversos estudios indican que, incluso con tiempos de retención elevados, la eliminación de numerosos fármacos continúa siendo limitada. Este comportamiento pone de manifiesto que la estructura química del compuesto y su afinidad por la fase sólida resultan factores más determinantes que el simple incremento del tiempo de contacto [13], [16].

La presencia de co-sustratos fácilmente biodegradables puede influir indirectamente en la degradación de fármacos al mejorar la actividad microbiana y la estabilidad global del proceso anaerobio. La co-digestión puede favorecer una mayor producción de biomasa y aumentar la adsorción de determinados compuestos sobre la fase sólida. No obstante, también puede producirse un efecto de dilución o de competencia por los sustratos disponibles, limitando la degradación específica de los fármacos, por lo que su impacto debe evaluarse de forma específica en cada sistema [17].

2.8.3 Formación de metabolitos/ subproductos: riesgos asociados

Durante la digestión anaerobia, los compuestos farmacéuticos pueden experimentar procesos de transformación parcial, estos dan lugar a la formación de metabolitos o subproductos intermedios. Estas transformaciones pueden producirse como consecuencia de reacciones biológicas mediadas por la biomasa anaerobia o mediante procesos químicos asociados a las condiciones reductoras del medio. En muchos casos, la degradación no conduce a una mineralización completa del compuesto original, sino a la generación de estructuras químicas modificadas cuya persistencia y comportamiento ambiental pueden diferir significativamente.

Uno de los principales aspectos de preocupación asociados a estos metabolitos es que pueden conservar, e incluso incrementar, la actividad biológica o toxicidad del fármaco original. Diversos estudios han puesto de manifiesto que algunos productos de transformación presentan una mayor estabilidad ambiental o una afinidad distinta por la fase sólida, lo que puede favorecer su acumulación

en el digestato o su posterior liberación al medio. Además, la información disponible sobre la toxicidad y los efectos a largo plazo de muchos de estos subproductos es limitada, lo que introduce una incertidumbre relevante en la evaluación del riesgo ambiental asociado al proceso de digestión anaerobia [13], [16].

Desde el punto de vista de la gestión ambiental, la posible formación de metabolitos refuerza la necesidad de considerar la digestión anaerobia como una tecnología de transformación del contaminante, más que como un sistema de eliminación completa en el caso de los fármacos. La presencia de subproductos potencialmente activos en el digestato puede condicionar sus opciones de valorización o tratamiento posterior, especialmente cuando se contempla su aplicación al suelo o su liberación indirecta al medio acuático. Por ello, la evaluación del destino de los fármacos debe incluir no solo el seguimiento de los compuestos originales, sino también el análisis de los productos de transformación generados durante el proceso [17].

2.8.4 Comparación con otras tecnologías (aerobio, ozonización, carbón activo, etc)

La digestión anaerobia presenta un comportamiento diferenciado frente a los compuestos farmacéuticos cuando se compara con otras tecnologías de tratamiento de aguas residuales y lodos. En sistemas aerobios, la mayor diversidad metabólica y la presencia de condiciones oxidantes favorecen, en general, una mayor biodegradación de determinados fármacos, especialmente aquellos susceptibles a procesos de oxidación biológica. No obstante, incluso en tratamientos aerobios convencionales, numerosos compuestos muestran una eliminación incompleta, lo que ha motivado el desarrollo de tecnologías complementarias para el control de contaminantes emergentes [13], [16].

Entre las tecnologías avanzadas, la ozonización destaca por su elevada eficacia en la transformación de una amplia gama de fármacos, debido al fuerte carácter oxidante del ozono y a la formación de radicales altamente reactivos. Sin embargo, este proceso puede dar lugar a la generación de productos de transformación cuya toxicidad no siempre está completamente caracterizada, además de implicar un consumo energético elevado y una mayor complejidad operativa. De forma similar, el uso de carbón activo, tanto en polvo como granular, permite una eliminación eficaz mediante adsorción, aunque no supone una degradación real del contaminante y requiere una gestión posterior del material adsorbente saturado [17].

En comparación, la digestión anaerobia muestra una capacidad limitada de eliminación directa de fármacos, pero presenta ventajas en términos de estabilización de residuos, reducción de carga orgánica y producción de energía en forma de biogás. Por este motivo, su aplicación resulta especialmente adecuada como parte de un sistema de tratamiento integrado, en el que la digestión anaerobia se combine con tecnologías aerobias o tratamientos avanzados para abordar de manera más eficaz la problemática de los contaminantes farmacéuticos, optimizando tanto la eficiencia ambiental como los costes operativos.

2.9 Antecedentes científicos y retos de investigación

2.9.1 Estudios previos sobre digestión anaerobia aplicada a los lodos y residuos alimentarios. Eficacias de eliminación de contaminante convencionales

La digestión anaerobia ha sido ampliamente estudiada como tecnología de tratamiento y estabilización de lodos de depuración y residuos alimentarios, tanto a escala de laboratorio como en aplicaciones a escala real. La literatura científica coincide en señalar su elevada eficacia para la reducción de la materia orgánica biodegradable, así como para la estabilización de los residuos, lo que se traduce en una disminución del potencial de fermentación y de los impactos ambientales asociados a su gestión. Estos estudios han permitido establecer rangos de funcionamiento y rendimientos típicos del proceso en función del tipo de residuo y de las condiciones operativas aplicadas.

En el caso de los lodos de depuración, numerosos trabajos han documentado reducciones de DQO de sólidos volátiles del orden del 40–60 % en digestiones mesófilas convencionales, alcanzándose valores superiores en sistemas optimizados o en condiciones termófilas. Esta reducción se atribuye principalmente a la conversión de la fracción orgánica biodegradable en biogás y a la estabilización de la materia orgánica residual. De forma paralela, se observa una mejora significativa de las características de deshidratación y una disminución de la carga microbiológica, lo que facilita la gestión posterior del digestato [8], [14].

Para los residuos alimentarios, caracterizados por un alto contenido en materia orgánica fácilmente biodegradable, la digestión anaerobia muestra eficacias aún más elevadas en términos de eliminación de contaminantes convencionales. Diversos estudios reportan reducciones de DQO superiores al 70 % y una degradación significativa de los sólidos orgánicos, especialmente cuando estos residuos se tratan mediante co-digestión con lodos, lo que favorece un equilibrio adecuado de nutrientes y una mayor estabilidad del proceso. Estas sinergias han sido ampliamente documentadas como una de las principales ventajas de la co-digestión frente al tratamiento individual de cada residuo [14], [18].

En conjunto, los antecedentes científicos ponen de manifiesto que la digestión anaerobia constituye una tecnología eficaz para la eliminación de contaminantes convencionales, especialmente materia orgánica y sólidos biodegradables, tanto en lodos como en residuos alimentarios. No obstante, los estudios también destacan la influencia de factores como la composición del residuo, la carga orgánica aplicada y el control de parámetros operativos sobre los rendimientos alcanzados, lo que subraya la necesidad de una adecuada adaptación del proceso a cada contexto específico de aplicación.

2.9.2 Evidencia sobre eliminación de fármacos: resultados típicos y limitaciones

La evidencia científica disponible indica que la eliminación de compuestos farmacéuticos mediante digestión anaerobia es, en general, limitada y altamente dependiente del tipo de fármaco considerado. Diversos estudios han mostrado que, mientras algunos compuestos pueden experimentar reducciones parciales durante el proceso, otros permanecen prácticamente inalterados tras el tratamiento. Esta variabilidad se explica principalmente por las diferencias en la estructura química de los fármacos, su solubilidad, su afinidad por la materia orgánica y su susceptibilidad a procesos de degradación en condiciones anaerobias [13], [16].

Los resultados típicos descritos señalan que una parte de la disminución observada en la concentración de fármacos en la fase líquida se debe a procesos de adsorción sobre los lodos, más que a una biodegradación efectiva. En estos casos, la digestión anaerobia actúa como un mecanismo de transferencia del contaminante desde la fase acuosa hacia la fase sólida, concentrándolo en el digestato. Para determinados grupos de fármacos, como antibióticos o compuestos con carácter hidrofóbico, este comportamiento resulta especialmente relevante y condiciona la gestión posterior del residuo sólido [17].

Entre las principales limitaciones identificadas en los estudios previos se encuentra la falta de eliminación completa de muchos fármacos y la posible formación de metabolitos o productos de transformación cuya toxicidad no siempre está bien caracterizada. Asimismo, la mayoría de los trabajos disponibles se centran en ensayos a escala de laboratorio o piloto, lo que dificulta la extrapolación directa de los resultados a sistemas a escala real. Estas limitaciones ponen de manifiesto que, si bien la digestión anaerobia aporta beneficios claros en términos de estabilización de residuos y reducción de contaminantes convencionales, su eficacia frente a los fármacos es insuficiente como solución única, siendo necesario complementar el proceso con otras tecnologías o estrategias de tratamiento.

2.9.3 Necesidades de investigación en entornos “cerrados” como buques

La mayor parte de los estudios existentes sobre digestión anaerobia y eliminación de contaminantes, incluidos los compuestos farmacéuticos, se han desarrollado en el contexto de instalaciones terrestres con condiciones de operación relativamente estables y disponibilidad de recursos técnicos. Sin embargo, los entornos cerrados como los buques presentan características específicas que limitan la aplicación

directa de los resultados obtenidos en sistemas convencionales, lo que pone de manifiesto la necesidad de investigación orientada a estos escenarios particulares.

En los buques, factores como la variabilidad de las cargas orgánicas, los volúmenes reducidos de tratamiento, las limitaciones de espacio, las condiciones de movimiento y la necesidad de una operación robusta con un mantenimiento mínimo condicionan el diseño y funcionamiento de los sistemas de tratamiento. Estas restricciones pueden afectar de forma significativa al comportamiento de los procesos anaerobios y, en particular, al destino de los contaminantes emergentes, cuya dinámica en sistemas compactos y con tiempos de retención limitados ha sido escasamente estudiada [17].

Asimismo, la gestión del digestato y del efluente tratado en un entorno marítimo plantea retos adicionales desde el punto de vista ambiental y normativo, especialmente en lo relativo a la acumulación de contaminantes farmacéuticos y sus posibles efectos a largo plazo. En este contexto, resulta necesario avanzar en estudios específicos que evalúen la eficacia real de la digestión anaerobia en buques, así como el potencial de integrar esta tecnología con tratamientos complementarios adaptados a las restricciones operativas del medio marítimo. El desarrollo de este conocimiento resulta clave para diseñar soluciones sostenibles y seguras que permitan mejorar la gestión de residuos orgánicos y aguas residuales en entornos cerrados.

3 DESARROLLO DEL TFG

En el presente apartado se describen las diferentes etapas llevadas a cabo en este Trabajo Fin de Grado para poder evaluar la capacidad de la digestión y co-digestión anaerobia en la eliminación de contaminantes convencionales tales como sólidos, materia orgánica, nitrógeno o fósforo, entre otros, y de compuestos farmacéuticos presentes en los principales residuos orgánicos generados en buques de la Armada Española, lodos provenientes de la planta de tratamiento de aguas residuales (PTAR), fracción orgánica procedente de restos de comidas (FORSU) y aceite de freír usado.

Para ello, se parte de la descripción del inóculo utilizado en los diferentes experimentos realizados, a continuación, se presentan los diferentes lodos analizados y utilizados en dichas pruebas, así como los residuos orgánicos, aceite y demás sustratos empleados en los distintos ensayos de digestión anaerobia. Seguidamente se presenta el equipo utilizado en estos ensayos, el AMPTS III Light, describiendo a continuación las condiciones operativas, cantidad y tipos de sustratos empleados en los 3 experimentos abordados para finalizar presentando las diferentes analíticas realizadas.

3.1 Inóculo anaerobio

El inóculo empleado en todos los experimentos consistió en el digestato procedente de un digestor anaerobio, ubicado en una estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de Galicia, utilizado como fuente de microorganismos activos para el desarrollo de los procesos biológicos estudiados. Este material constituye la base microbiológica del sistema experimental, ya que contiene la comunidad microbiana de partida responsable de la degradación de la materia orgánica en condiciones anaerobias.

Este inóculo está formado por un consorcio complejo de microorganismos, entre los que se incluyen bacterias hidrolíticas, acidogénicas y acetogénicas, así como arqueas metanogénicas. Estas poblaciones microbianas actúan de manera secuencial en la digestión anaerobia, transformando la materia orgánica presente en el sustrato en compuestos intermedios que finalmente se convierten en biogás, principalmente metano (CH_4) y dióxido de carbono (CO_2).

La utilización de un inóculo procedente de un digestor activo permite asegurar una elevada actividad biológica y una comunidad microbiana adaptada a procesos de degradación anaerobia.

3.2 Residuos orgánicos tratados

3.2.1 Lodos de depuradora

Para la realización de los experimentos de digestión anaerobia fue necesario recoger muestras de lodos procedentes la planta de tratamiento de aguas residuales de diferentes buques de la Armada. Para ello, se realizó un desplazamiento al Arsenal Militar de Ferrol, ubicación donde se encuentran gran parte

de los buques de la Armada, para su recolección. Entre ellos las fragatas de la clase Álvaro de Bazán y los buques de aprovisionamiento para el combate (BAC) Patiño y Cantabria, entre otros.



Figura 3-1 Lámina LOBA 2023 [1]

Los buques a los cuales nos dieron autorización para la recogida de muestras de lodos fueron los siguientes: A-14 Patiño, A-15 Cantabria, A-61 Carnota y A-41 Intermares. Además, el personal del L-52 Castilla, ubicado en la Base Naval de Rota, accedió a enviarnos una muestra de sus lodos. Las características de los buques son las siguientes:

- **A-14 Patiño**

El BAC Patiño (A-14) es un buque de aprovisionamiento de combate de la Armada Española diseñado para proporcionar apoyo logístico a otras unidades navales durante operaciones en la mar. Su función principal es suministrar combustible, víveres, agua, repuestos y munición a los buques de una agrupación naval, permitiendo prolongar su autonomía sin necesidad de regresar a puerto.

Este buque tiene una eslora aproximada de 166 metros y un desplazamiento de más de 17.000 toneladas, con capacidad para alcanzar velocidades cercanas a los 22 nudos. Dispone de varias estaciones de aprovisionamiento que permiten transferir combustible y suministros en navegación. Además, cuenta con cubierta de vuelo y hangar para helicópteros, así como instalaciones sanitarias avanzadas [1].



Figura 3-2 BAC Patiño [1]

- **A-15 Cantabria**

El BAC Cantabria (A-15) es un buque de aprovisionamiento de combate de la Armada Española destinado a proporcionar apoyo logístico a otras unidades navales durante operaciones en la mar. Su misión principal es suministrar combustible, víveres, agua, repuestos y munición a los buques de una agrupación naval, permitiendo mantener operaciones prolongadas sin necesidad de regresar a puerto.

El buque tiene una eslora aproximada de 174 metros y un desplazamiento cercano a 19.500 toneladas, con una velocidad máxima de alrededor de 21 nudos. Dispone de varias estaciones para el aprovisionamiento en la mar, además de cubierta de vuelo y hangar para helicópteros, lo que facilita el transporte de personal, material y el apoyo a operaciones navales.

En comparación con el BAC Patiño (A-14), el Cantabria es un buque más moderno y de mayor tamaño, desarrollado como una evolución de este para mejorar las capacidades logísticas de la flota [1].



Figura 3-3 BAC Cantabria [1]

- **A-61 Carnota**

El buque multipropósito Carnota (A-61) es una unidad auxiliar de la Armada Española integrada en la Fuerza de Acción Marítima y con base en la Estación Naval de La Graña (Ferrol). Su función principal es proporcionar apoyo logístico y operativo a otras unidades navales, además de realizar misiones de vigilancia marítima y transporte de material y personal.

Este buque cuenta con un desplazamiento aproximado de 2.284 toneladas, una eslora de 66,8 metros y una velocidad máxima cercana a 14 nudos. Está propulsado por dos motores principales MAN y dispone de equipamiento para tareas de remolque, vigilancia y apoyo logístico. Además, cuenta con armamento ligero compuesto por dos ametralladoras de 12,7 mm y radares de navegación para sus operaciones.

Gracias a su diseño versátil, el Carnota puede realizar múltiples misiones, como remolque de grandes buques, transporte de material y municiones, apoyo a ejercicios navales, vigilancia marítima y asistencia a otras unidades. Por ello, actúa como una plataforma auxiliar clave para el apoyo operativo de la flota [1].



Figura 3-4 Buque multipropósito Carnota [1]

- **A-41 Intermares**

El buque escuela de cooperación pesquera Intermares (A-41) es una unidad de la Armada Española destinada principalmente a la formación práctica de alumnos y profesionales del ámbito marítimo y pesquero. El buque fue construido en 2009 para el Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación y, desde 2018, forma parte de la Armada, combinando funciones de buque escuela y de cooperación pesquera internacional.

Cuenta con una eslora de aproximadamente 79 metros, una manga de 15 metros y un desplazamiento cercano a 3.200 toneladas, pudiendo alcanzar una velocidad máxima de alrededor de 15–16 nudos. Dispone de instalaciones educativas a bordo, como aulas, talleres y laboratorios, que permiten realizar formación teórica y práctica relacionada con navegación, pesca y mantenimiento de buques.

Además, el Intermares puede embarcar hasta 40 alumnos y varios profesores, combinando la enseñanza académica con la experiencia directa de navegación. Gracias a estas capacidades, el buque actúa como una plataforma formativa especializada, destinada a la formación marítima y a la cooperación internacional en el ámbito pesquero [1].



Figura 3-5 BECP Intermares [1]

- **L-52 Castilla**

El Buque de Asalto Anfibio Castilla es un buque de asalto anfibio de la Armada Española, perteneciente a la clase Galicia, diseñado principalmente para el transporte y despliegue de tropas, vehículos y medios en operaciones anfibias.

Cuenta con un desplazamiento aproximado de 13.000 toneladas, una eslora de 160 metros y capacidad para albergar a una dotación de unas 195 personas, pudiendo transportar hasta aproximadamente 700 efectivos adicionales. Dispone de un dique inundable y embarcaciones de desembarco, lo que le permite proyectar fuerzas desde el mar a tierra, así como amplias zonas de carga para vehículos y material. Además, posee una cubierta de vuelo y hangar con capacidad para operar varios helicópteros, facilitando operaciones aéreas tanto de transporte como de apoyo.

Entre sus capacidades destaca también su completo hospital a bordo, equipado con quirófanos y unidades de cuidados intensivos, lo que le permite participar en misiones humanitarias y de asistencia en catástrofes. Asimismo, el buque actúa como plataforma de mando, con sistemas avanzados de control y comunicaciones, pudiendo liderar operaciones navales en el marco de la OTAN. En conjunto, el Castilla combina capacidades militares, logísticas y humanitarias, siendo una unidad clave para la proyección de fuerza y apoyo en escenarios internacionales [1].



Figura 3-6 BAA Castilla [1]

Los lodos correspondientes a estos 5 buques fueron recogidos de la planta de tratamiento de aguas residuales (TAR). La planta TAR a menudo se encuentra ubicada en la cámara de máquinas. A dichas plantas llegan el conjunto de aguas grises y aguas negras que se acumulan en el buque, estas aguas pasan por un proceso de tratamiento primario (decantación), secundario (coagulación-floculación o biológico) y finalmente por una desinfección obteniendo así un agua lo suficientemente tratada como para ser devuelta al mar. Para los experimentos se recogieron lodos de la primera y segunda etapa de decantación. A continuación, se presentan imágenes de la manera de proceder en la recolección de lodos:



a)



b)



c)

Figura 3-1 Recolección de lodos de la planta TAR de a) Patiño, b) Cantabria y c) Intermares

3.2.2 FORSU

La Fracción Orgánica de los Residuos Sólidos Urbanos (FORSU) fue recogida del comedor de alumnos ubicado en la Escuela Naval Militar de Marín. Dado que a bordo de los buques no se sigue ningún tipo de dieta diferente a la que se pueda seguir en tierra, se optó por la recogida de esta tipología de residuo en la ubicación más próxima a la realización de los experimentos para que dicha fracción estuviera lo más fresca posible.

Para conseguir que la muestra de FORSU fuese realista se procedió días a la recogida de restos procedentes de las 3 comidas realizadas a lo largo del día (desayuno, comida y cena) y durante varios días. Posteriormente, todos estos restos fueron mezclados y triturados para asegurar la homogeneidad de la muestra.



a)



b)

Figura 3-7 a) FORSU previa a la trituración b) FORSU tras la trituración

3.2.3 Sustratos puros (aceite, gelatina y celulosa)

En los ensayos realizados se emplearon diferentes sustratos puros con el objetivo de evaluar su comportamiento durante el proceso de digestión anaerobia y analizar la respuesta del sistema microbiano frente a distintos tipos de materia orgánica. Estos sustratos se añadieron de manera independiente a la muestra de inóculo para estudiar su degradación por parte de los microorganismos presentes en el inóculo. Para ello se seleccionaron compuestos representativos de los tres grandes grupos de macronutrientes presentes en los residuos orgánicos: lípidos, proteínas y carbohidratos.

Como representante del grupo de los lípidos se utilizó aceite de freír usado. Los lípidos están formados principalmente por ácidos grasos y triglicéridos, compuestos caracterizados por su elevada densidad energética y alto contenido en carbono. Durante la digestión anaerobia, los lípidos se hidrolizan y se transforman en ácidos grasos de cadena larga, que posteriormente pueden ser degradados por los microorganismos hasta formar metano y dióxido de carbono. Debido a su elevada carga orgánica, este tipo de sustratos suele presentar un alto potencial de producción de biogás, aunque su degradación puede ser más lenta y, en concentraciones elevadas, puede generar fenómenos de inhibición.

En el caso de las proteínas, se utilizó gelatina como sustrato modelo. La gelatina es un producto derivado del colágeno y está compuesta principalmente por cadenas de aminoácidos, lo que la convierte en un material adecuado para representar la fracción proteica de los residuos orgánicos. Durante la digestión anaerobia, las proteínas se degradan inicialmente a aminoácidos mediante procesos de hidrólisis y posteriormente son transformadas por los microorganismos en compuestos más simples que finalmente pueden generar biogás. Este proceso también puede dar lugar a la formación de compuestos nitrogenados, lo que influye en el equilibrio químico del sistema.

Por último, se utilizó celulosa como representante de los carbohidratos estructurales. En la digestión anaerobia, la celulosa es degradada por microorganismos especializados que rompen estas cadenas en azúcares simples, los cuales posteriormente son fermentados para producir compuestos intermedios y, finalmente, metano y dióxido de carbono. Debido a su abundancia en los residuos orgánicos y biomasa vegetal, la celulosa constituye un sustrato de gran interés en estudios de digestión anaerobia [19].

El empleo de estos tres sustratos puros permitió analizar diferentes tipos de materia orgánica presentes en residuos reales y comparar su comportamiento durante el proceso de digestión anaerobia, facilitando así la evaluación del rendimiento del sistema frente a distintos compuestos orgánicos.

3.3 Equipo AMPTS III

El AMPTS III Light es un sistema analítico automatizado desarrollado por BPC Instruments para la realización de ensayos de fermentación anaerobia en laboratorio. Este equipo está especialmente diseñado para determinar el potencial bioquímico de metano (BMP) y evaluar la producción de biogás a partir de diferentes sustratos orgánicos. El sistema permite realizar diversos tipos de análisis, como estudios de biodegradabilidad anaerobia, actividad metanogénica específica o potencial residual de gas, proporcionando datos precisos sobre la degradación de la materia orgánica y la generación de metano en condiciones controladas.

El funcionamiento del AMPTS III se basa en la incubación de muestras en reactores de vidrio sometidos a condiciones de temperatura y agitación controladas, donde se mezclan el sustrato y el inóculo. Durante la digestión anaerobia se genera biogás compuesto principalmente por metano y dióxido de carbono. El sistema incorpora una unidad de absorción de CO₂ mediante una solución de hidróxido de sodio, lo que permite eliminar este gas y medir únicamente el volumen de metano producido. La cuantificación del gas se realiza mediante un sistema de celdas de medición basado en el desplazamiento de líquido, que registra automáticamente el volumen generado y lo almacena en el sistema para su posterior análisis.

Una de las principales ventajas del AMPTS III es su alto grado de automatización, que reduce la intervención manual y el riesgo de errores experimentales. El equipo dispone de un microcontrolador

interno capaz de almacenar millones de datos y permite el acceso remoto a los resultados mediante el software Aurora™, integrado en el sistema. Además, cuenta con compensación automática de temperatura y presión para normalizar los datos a condiciones estándar, lo que facilita la comparación de resultados entre diferentes experimentos y laboratorios. Gracias a estas características, el AMPTS III se ha convertido en una herramienta ampliamente utilizada en investigación y en estudios relacionados con la producción de biogás y la digestión anaerobia.

Es un instrumento de referencia en investigación y evaluación de sustratos para digestión anaerobia. En el caso de este trabajo, hemos usado el AMPTS III para ensayos de potencial bioquímico de metano (BMP) [20].

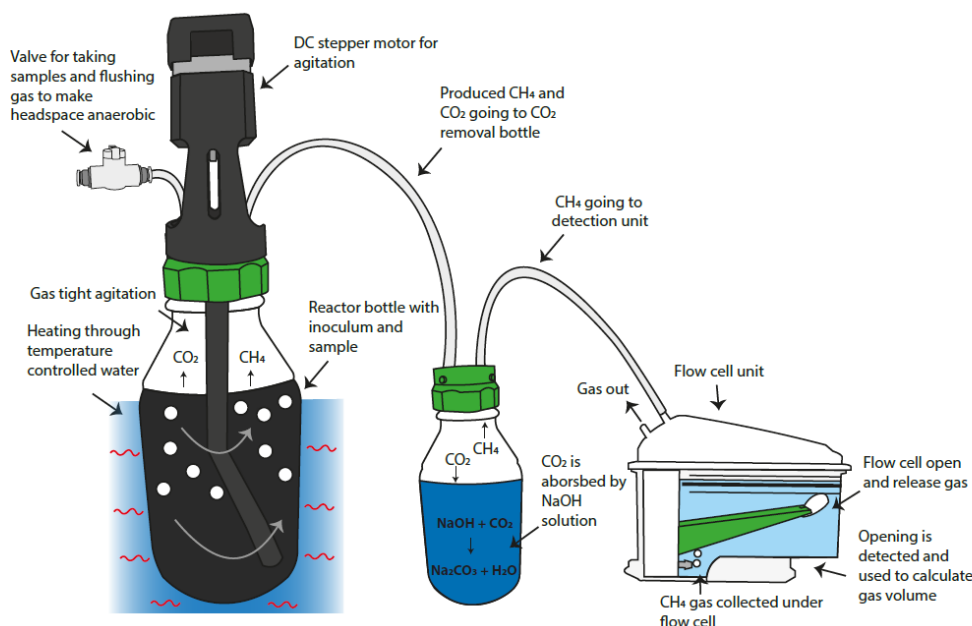


Figura 3-8 Funcionamiento del AMPTS III [20]



Figura 3-9 AMPTS III de BPC Instruments

3.4 Diseño experimental

Se han llevado a cabo un total de 3 experimentos, con los diferentes residuos mencionados anteriormente. Los experimentos realizados en el AMPTS III transcurren durante un periodo de tiempo

comprendido entre 15 y 20 días. Durante esos días en los diferentes reactores del AMPTS III se lleva a cabo la digestión anaerobia de los distintos residuos orgánicos generados en los buques con el fin de obtener metano (CH_4). El objetivo principal de este trabajo es caracterizar los lodos empleados antes y después del proceso de digestión anaerobia, lo que permitirá determinar si la digestión anaerobia es una tecnología válida para la eliminación de contaminantes convencionales y farmacéuticos.

Cabe destacar que las 9 botellas (reactores) que integran el equipo poseen un volumen de 2 L y para el correcto funcionamiento de este, los reactores deben ser llenados hasta 1,8 L dejando un espacio de cabeza que estará ocupado por el gas que se irá generando a medida que el proceso de digestión anaerobia avance. A su vez, y previo al arranque de los distintos experimentos, dicho espacio de cabeza debe ser purgado con un gas inerte, nitrógeno (N_2) en este caso, para garantizar la ausencia de oxígeno en cada uno de los reactores.

La cantidad de inóculo o sustrato que se debía introducir en cada reactor se determinó en función del contenido de sólidos volátiles (SV), ya que este parámetro representa tanto la biomasa del inóculo como la fracción orgánica biodegradable del sustrato. De este modo se parte de la base de que la cantidad ideal de sólidos SV debe estar entre 20 y 60 g SV/L [21]. Además, se busca que el ISR (Inoculum to Substrate Ratio), es decir la relación inóculo-sustrato, esté comprendido entre 2 y 4.

Por otro lado, con el fin de mantener condiciones estables durante el proceso de digestión anaerobia, se añadió bicarbonato de sodio (NaHCO_3) a la mezcla de reacción como agente tampón. La adición de bicarbonato permite incrementar la alcalinidad del medio y estabilizar el pH, evitando descensos bruscos asociados a la producción de ácidos grasos volátiles durante las primeras etapas de la digestión anaerobia, especialmente durante la fase de acidogénesis. El mantenimiento de una alcalinidad adecuada, 3-6 g/L, resulta fundamental para asegurar la actividad de los microorganismos metanogénicos, que presentan una elevada sensibilidad a las variaciones de pH y operan de forma óptima en un rango próximo a 7,5.

En lo referente a los fármacos, y para poder evaluar la capacidad de la digestión anaerobia en la eliminación de este tipo de microcontaminantes emergentes, se ha decidido añadir un patrón compuesto por 11 de los antibióticos más comunes y 3 antiinflamatorios de uso habitual, garantizando siempre su presencia en los reactores en los que se lleva a cabo el proceso. Los antiinflamatorios en este caso fueron Ibuprofeno, Naproxeno y Diclofenaco, los antibióticos fueron Eritromicina, Roxitromicina, Sulfametoxazol, Trimetoprima, Cefalexina, Ciprofloxacino, Azitromicina, Claritromicina, Citalopram, Carbamazepina, Fluoxetina y Diazepam. Este patrón posee una concentración de 88,3 mg/L y se busca que la concentración de fármacos en cada reactor (botella) sea de 25 $\mu\text{g/L}$, por tanto, el volumen a añadir en cada botella será el siguiente:

$$C_1 * V_1 = C_2 * V_2$$

$$88,3 \frac{\text{mg}}{\text{L}} * V_1 = 25 * 10^{-3} \frac{\text{mg}}{\text{L}} * 1,8 \text{ L}$$

$$V_1 = 0,5 \text{ mL}$$

De acuerdo a este resultado, en cada reactor deberá añadirse 0,5 mL de la solución patrón de fármacos.

Para mantener un nivel de agitación y mezcla adecuado, todos los experimentos fueron llevados a cabo a un nivel de potencia del 30 % (potencia total de agitación de 250 rpm), lo que supone una agitación de 75 rpm. A continuación, se describen los diferentes experimentos realizados.

3.4.1 Experimento 1: digestión mesófila de sustratos puros

El primer experimento tuvo una duración total de 19 días, iniciándose el día 8 de enero de 2026 y finalizando el día 27 de ese mismo mes. Fue realizado en mesófilo, seleccionando una temperatura de 38 °C, empleando los 9 reactores disponibles. Este experimento inicial sirvió para evaluar la degradación de posible materia orgánica remanente en el inóculo (Blanco) como la capacidad del proceso de tratar sustratos ricos en un único componente, como son el aceite usado (lípidos), la gelatina (proteína) y la celulosa (carbohidrato). Aunque no es objeto de estudio en este TFG, este experimento también permitió determinar la capacidad de producción de metano de estos tres sustratos.

La disposición de los reactores se presenta en la Figura 3-10:

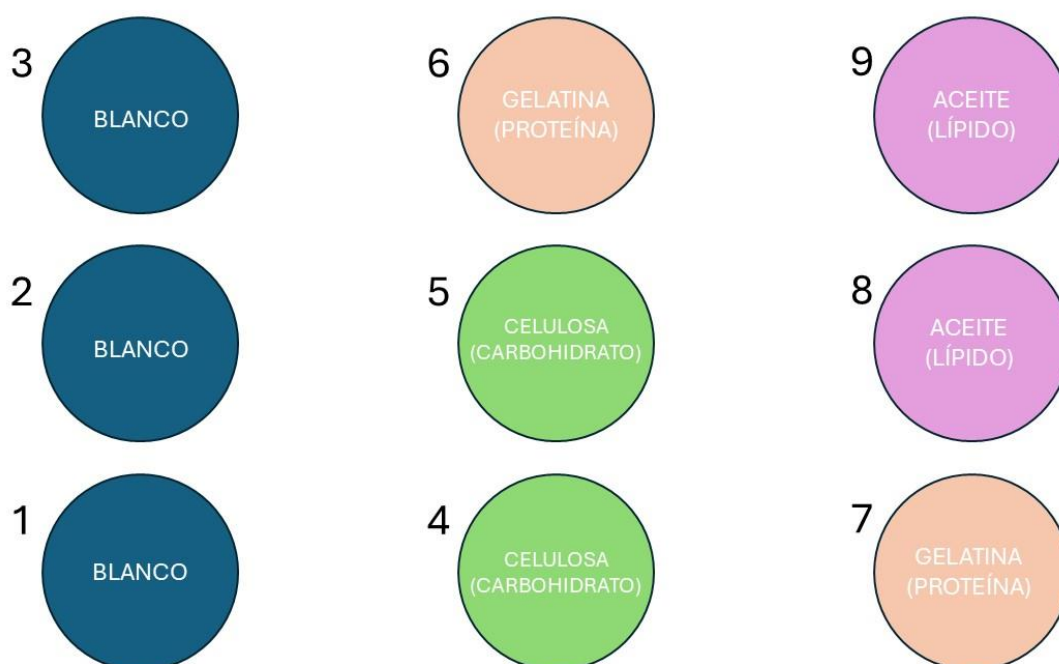


Figura 3-10 Disposición de botellas del experimento 1

El contenido de cada uno de los reactores se detalla a continuación:

- **Botellas 1, 2 y 3:** estas botellas se rellenan únicamente con inóculo, agua destilada, bicarbonato y fármacos. Sirven como nivel de referencia de degradación de contaminantes y de producción de biogás y serán utilizadas para comparar los restantes reactores con este nivel de referencia. El blanco fue analizado por triplicado.
- **Botellas 4 y 5:** estas dos botellas contienen aparte del inóculo, bicarbonato, fármacos y el agua destilada, celulosa (sustrato de carbohidrato). Este sustrato fue analizado por duplicado.
- **Botellas 6 y 7:** estas dos botellas tienen la misma base que las 2 anteriores pero el sustrato en este caso fue gelatina (proteína). Este sustrato fue analizado por duplicado.
- **Botellas 8 y 9:** estas dos botellas tienen la misma base que las anteriores pero el sustrato en este caso fue aceite de cocina usado (lípidos). Este sustrato fue analizado por duplicado.

Para el cálculo de la cantidad de inóculo a añadir en cada botella se partió de la cantidad de sólidos volátiles de éste, 14 g SV/L, y que la cantidad disponible del inóculo debería ser suficiente para abordar 2 experimentos completos, lo que supone un total de 18 reactores. Este último aspecto fue limitante, lo que marcó una cantidad máxima por reactor de 800 mL de inóculo. Para saber el aporte de SV de este inóculo se hace lo siguiente:

$$\frac{14 \text{ g SV}}{L_{\text{inóculo}}} * \frac{0,8 L_{\text{inóculo}}}{1,8 L_{\text{reactor}}} = 6,22 \frac{\text{g SV}}{L_{\text{reactor}}}$$

Para el cálculo de la cantidad de los diferentes sustratos a añadir en los reactores 4-9 se hicieron los siguientes cálculos:

$$ISR = \frac{gSV_{\text{inóculo}}}{gSV_{\text{sustrato alimentario}}} = 2 - 4$$

Si se quiere que el ISR sea igual a 2:

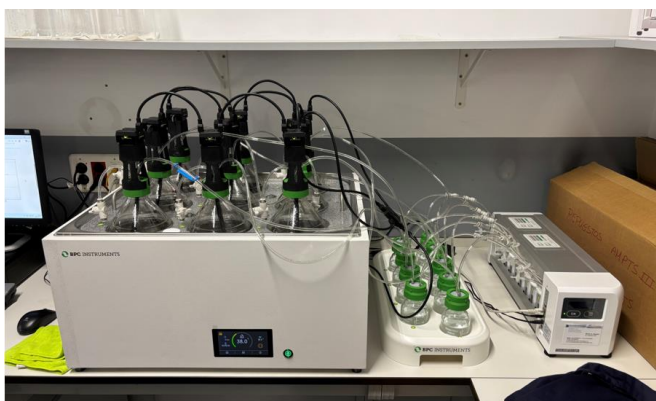
$$ISR = \frac{14 \frac{\text{gSV}}{\text{L}} * 0,8 \text{L}}{gSV_{\text{sustrato alimentario}}} = \frac{11,2 \text{ gSV}_{\text{inóculo}}}{gSV_{\text{sustrato}}}$$

$$gSV_{\text{sustrato}} = \frac{11,2 \text{ gSV}_{\text{inóculo}}}{2} = 5,6 \text{ g}$$

Además, debe ser calculada la cantidad de bicarbonato a añadir en cada una de las botellas. En los diferentes reactores del experimento 1 la alcalinidad es únicamente aportada por el inóculo y teniendo en cuenta que se busca un valor de alcalinidad comprendido entre 3-6 g/L, se tiene lo siguiente:

$$\text{Inóculo} = \frac{4 \text{ g bicarbonato}}{L_{\text{inóculo}}} * \frac{0,8 L_{\text{inóculo}}}{1,8 L_{\text{reactor}}} = 1,8 \frac{\text{g bicarbonato}}{L_{\text{reactor}}} \approx 2 \frac{\text{g bicarbonato}}{L_{\text{reactor}}}$$

De tal manera que la alcalinidad aportada por el inóculo no es suficiente para estar en el rango óptimo (3-6 g/L) por lo que se decide añadir a cada reactor 2 g/L de bicarbonato (3,6 g/botella) a mayores de lo aportado por el inóculo, situándose así en un valor de alcalinidad de 3,8 g/L.



a)



b)

Figura 3-11 AMPTS III a) En funcionamiento y b) Llenado de botellas

De manera resumida, en la Tabla 3-1 se recogen las cantidades de los distintos elementos añadidos a cada uno de los reactores. Ha de tenerse en cuenta que en todos los reactores se añadió agua destilada hasta completar 1,8 L, volumen óptimo para el correcto funcionamiento del equipo.

BOTELLA	INÓCULO (L)	H ₂ O (L)	SUSTRATO (g)	FÁRMACOS (mL)	BICARBONATO (g)
1	0,8	1	0	0,5	3,6
2	0,8	1	0	0,5	3,6
3	0,8	1	0	0,5	3,6
4	0,8	1	5,6	0,5	3,6
5	0,8	1	5,6	0,5	3,6
6	0,8	1	5,6	0,5	3,6
7	0,8	1	5,6	0,5	3,6
8	0,8	1	5,6	0,5	3,6
9	0,8	1	5,6	0,5	3,6

Tabla 3-1 Tabla resumen de cantidades en el Experimento 1

3.4.2 Experimento 2: co-digestión mesófila de residuos generados en buques

El segundo experimento tuvo la misma duración que el experimento 1, 19 días, comenzando el 30 de enero de 2026 y finalizando el 18 de febrero. Al igual que en el experimento 1, se emplearon condiciones mesófilas (38 °C) y el inóculo fue el mismo que en el caso anterior y también su cantidad (800 mL/reactor). Los fármacos fueron empleados en la misma proporción que en el experimento 1 (0,5 mL).

En este caso se pretende valorizar la mayor parte de las tipologías de residuos orgánicos generados en los buques de la Armada Española y es por ello por lo que se contempla la co-digestión anaerobia como alternativa. Así, los lodos de depuradora procedentes de los buques citados previamente, así como la fracción orgánica de los residuos sólidos derivados de comida (FORSU) y el aceite de freír usado fueron utilizados como sustratos. Para la utilización del aceite fue necesario un filtrado previo de la misma mediante filtro de jeringa, eliminando así cualquier impureza sólida que pudiese contener.

En cuanto a los lodos empleados, mostrados en la Figura 3-12, previamente se analizó el contenido en SV resultando un valor de 2,8 gSV/L en el caso del lodo del buque Intermares, 3,6 gSV/L para el Carnota, 2,6 gSV/L para el Patiño y 0,33 gSV/L en el caso del Cantabria. Dado el valor tan bajo del lodo del Cantabria se decidió prescindir de él y arrancar los experimentos con los otros 3 lodos disponibles. Teniendo en cuenta las cantidades disponibles de lodos, la capacidad de los reactores y el valor de SV objetivo se optó por mezclar los lodos procedentes de los buques Intermares y Carnota a partes iguales (por la similitud de características de ambos buques y de sus respectivas plantas de tratamiento de aguas residuales) resultando un valor de SV para esta mezcla

de 3,2 gSV/L y seleccionar también el lodo del buque Patiño para llevar a cabo parte de los experimentos, pues la cantidad disponible de éste era muy limitada. La cantidad máxima de lodo a añadir en los diferentes reactores se fijó en 1 L debido a que se mantendría la cantidad de inóculo usado en el experimento 1 (800 mL), alcanzando de esta manera el volumen máximo a ocupar en cada reactor (1,8 L).

Por su parte el FORSU contó con 193 gSV/L, lo que suponía que una pequeña proporción de este incrementaría de manera considerable el valor de sólidos volátiles en el interior del reactor.

Los reactores utilizados en este segundo experimento quedaron de la siguiente manera:

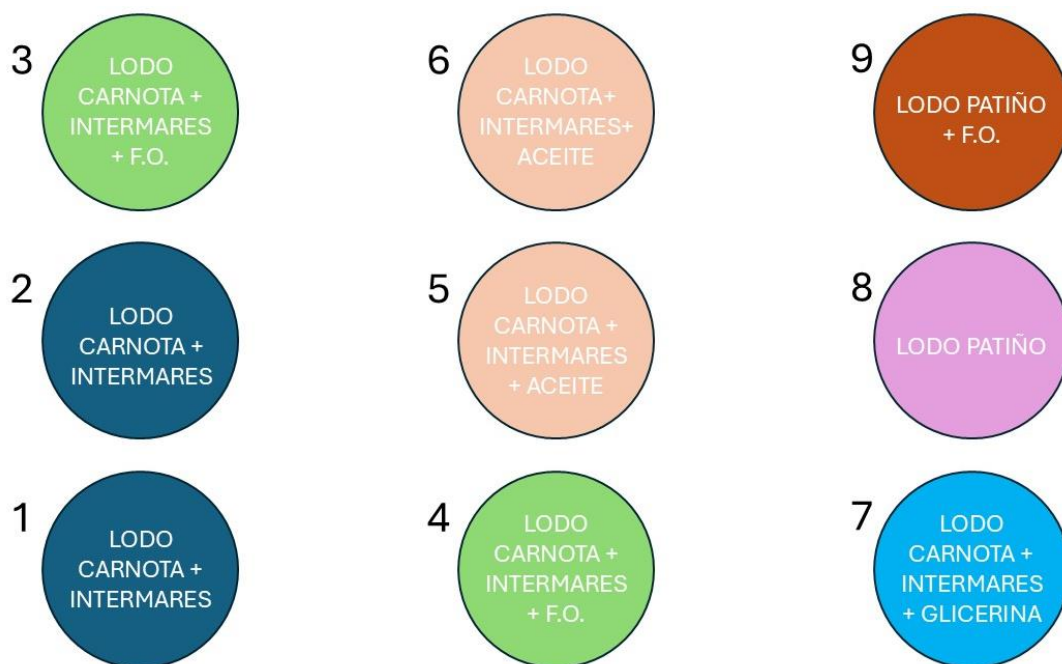


Figura 3-12 Disposición de botellas del Experimento 2

- **Botella 1, 2:** estas dos botellas contenían inóculo (800 mL), lodo Intermares+ Carnota (1000 mL), bicarbonato, fármacos (0,5 mL). Por lo tanto, se lleva a cabo la digestión anaerobia simple de estos lodos. Este ensayo se llevó a cabo por duplicado.
- **Botella 3 y 4:** contenían inóculo (800 mL), lodo Intermares + Carnota (1000 mL), FORSU, bicarbonato y fármacos (0,5 mL). En este caso se trata de una co-digestión lodo:FORSU y por ello se empleó una proporción 65:35 respectivamente. Se seleccionó esta proporción de acuerdo con bibliografía existente [21]. Lo que supuso el empleo de 9,6 g de FORSU para mantener un ISR próximo a 2. Este ensayo se llevó a cabo por duplicado.
- **Botella 5 y 6:** en estas dos botellas se añadió inóculo (800 mL), lodo Intermares + Carnota (900 mL), aceite, agua destilada (100 mL), bicarbonato y fármacos (0,5 mL). En este caso se trata de una co-digestión lodo:aceite y empleando una proporción 50:50. Este ensayo se llevó a cabo por duplicado.
- **Botella 7:** esta botella contenía inóculo (800 mL), lodo Intermares + Carnota (1 L), glicerina, bicarbonato y fármacos (0,5 mL). La glicerina actuaría como cosustrato para promover la producción de biogás. Y las proporciones usadas fueron un 99,5 % de lodo y un 0,5 % en volumen de glicerina pura (5 mL).

- **Botella 8:** esta botella contenía inóculo (800 mL), lodo del buque Patiño (1000 mL), bicarbonato y fármacos (0,5 mL). En este reactor, se lleva a cabo la digestión anaerobia simple de los lodos del Patiño.
- **Botella 9:** el contenido de esta botella fue igual que la 3 y la 4 (mismas proporciones) con la única diferencia de que el litro de lodos era procedente del buque Patiño.



Figura 3-13 Lodos recogidos de los buques del Arsenal Militar de Ferrol

En este experimento, es importante saber cómo se han distribuido las proporciones de sustrato con respecto al lodo. Estos porcentajes tendrán que ver con la cantidad de SV que presenten ambos.

Para las botellas 3 y 4, la cantidad de lodo sería del 65 % y la del FORSU sería del 35 % en SV. Partiendo de la base que los lodos Intermares+Carnota presentan una cantidad de SV de 3,2 gSV/L. Teniendo en cuenta que como máximo se puede llenar 1 L de lodo por botella y que se busca un ISR cercano a 2, se necesitarían 1,72 gSV para poder respetar las proporciones. Por ello:

$$m_{FORSU} = 1,72gSV_{FORSU} * \frac{1000g_{FORSU}}{193g_{FORSU}} = 8,9g_{FORSU}$$

Obteniendo así un ISR:

$$ISR = \frac{11,2gSV_{inóculo}}{3,2gSV_{lodo} + 1,72gSV_{FORSU}} = 2,2$$

Las botellas 5 y 6 se rellenaron con lodos Carnota+Intermares y se le añadió un sustrato, en este caso aceite, que al igual que en el experimento anterior actuaría como lípido. La proporción en este caso sería 50:50 entre los lodos y el aceite. Para obtener un ISR cercano a 2 es necesaria una cantidad de SV de sustrato de 5,6 g aproximadamente, como se calculó anteriormente. Por ello, para cumplir con las proporciones indicadas, se añadió aproximadamente 2,8 g SV de cada sustancia. Así la cantidad de lodo a añadir en las botellas sería:

$$2,8gSV_{lodo} * \frac{1L_{lodo}}{3,2gSV_{lodo}} = 0,9L_{lodo}$$

Teniendo en cuenta este resultado, no es posible cumplir con el requisito de 1 L de lodo, por ello los 0,1 L restantes se rellenaron con agua destilada.

Además, en vista del experimento anterior, las botellas 5 y 6 se prepararon por separado con el fin de no dividir una mezcla común donde el aceite, que es menos soluble, pueda dividirse de una manera no homogénea.

La botella con glicerina como sustrato (Intermares+Carnota+Glicerina) se preparó con el objetivo de que la glicerina representara un 0,5 % en volumen respecto al lodo. Para ello, al igual que en el resto de las botellas, se añadió 1 L de lodo y 5 mL de glicerina.

No obstante, esta proporción dio lugar a una relación inóculo/sustrato (ISR) inferior a 2 según los cálculos realizados. A pesar de ello, el ensayo no se descartó, con el fin de evaluar la respuesta del sistema y poder priorizar una recomendación basada en los resultados obtenidos. Sin embargo, debe tenerse en cuenta que esta condición podría favorecer fenómenos de inhibición durante el proceso.

$$5mL_{\text{glicerina}} * \frac{1,26gSV_{\text{glicerina}}}{1mL_{\text{glicerina}}} = 6,3gSV_{\text{glicerina}}$$

$$ISR = \frac{11,2gSV_{\text{inóculo}}}{3,2gSV_{\text{lodo}} + 6,3gSV_{\text{glicerina}}} = 1,18 < 2$$

En la Tabla 3-2 se indica de manera resumida las cantidades introducidas en cada uno de los 9 reactores utilizados en el Experimento 2.

BOTELLA	INÓCULO (L)	H ₂ O (L)	LODO (L)	COSUSTRATO (g)	BICARBONATO (g)	FÁRMACOS (ml)
1	0,8	0	1	0	3,6	0,5
2	0,8	0	1	0	3,6	0,5
3	0,8	0	1	8,9	3,6	0,5
4	0,8	0	1	8,9	3,6	0,5
5	0,8	0,1	0,9	0,56	3,6	0,5
6	0,8	0,1	0,9	0,56	3,6	0,5
7	0,8	0	1	5 mL (glicerina)	3,6	0,5
8	0,8	0	1	0	3,6	0,5
9	0,8	0	1	9,6	3,6	0,5

Tabla 3-2 Tabla resumen de cantidades en el Experimento 2

3.4.3 Experimento 3: co-digestión termófila de residuos generados en buques

El tercer experimento comenzó el 25 de febrero de 2026 y se extendió hasta el 16 de marzo, manteniendo la misma duración que en los 2 experimentos anteriores (19 días) con el fin de que los

datos sean comparables entre sí. A diferencia de resto de experimentos, en este tercer experimento únicamente fueron empleados 6 de los 9 reactores disponibles por falta de inóculo.

Lo primero que hay que destacar de este experimento es el inóculo usado, ya que se trata de un inóculo distinto al empleado en los 2 primeros experimentos, pero cuya procedencia es exactamente la misma que en casos anteriores. Esto ha llevado a ligeras diferencias en la cantidad de sólidos volátiles.

La diferencia principal entre este experimento y el resto fue la temperatura de operación del equipo AMPTS III, anteriormente se trabajó en condiciones mesófilas (38 °C) mientras que en este último caso los experimentos se llevaron a cabo en condiciones termófilas (55°C). Esto se hizo para observar cómo variaba la cantidad de biogás en estos 2 rangos de funcionamiento. La ventaja principal asociada al rango de operación termófilo es una mayor esterilización del digestado y producción de biogás, sin embargo, el proceso en sí podría ser más inestable que a una temperatura más baja [22].

A continuación, se describe el contenido de los 6 reactores empleados:

- **Botella 1, 2:** estas dos botellas fueron las denominadas “blanco”. En ellas se introdujo únicamente inóculo, agua destilada, bicarbonato y fármacos. Fue necesario repetir la medición del blanco debido al cambio de inóculo, así como por el cambio de temperatura.
- **Botella 3:** esta botella fue análoga a la 1 y 2 del experimento 2, pues únicamente se le introdujeron lodos Intermares+Carnota, aparte de inóculo, bicarbonato, agua destilada y fármacos.
- **Botella 4:** la diferencia entre esta botella y la 3 es la adición de aceite usado en las mismas proporciones que en el experimento 2, esto es 50:50.
- **Botella 5:** en este caso se replicaron las condiciones de la botella 2 y 4 del experimento 2, lo que supuso que los sustratos empleados fueron una mezcla de lodos correspondiente al Intermares y Carnota junto a FORSU en proporción 65:35, respectivamente.
- **Botella 6:** en este reactor se llevó a cabo la co-digestión de 3 sustratos distintos (lodo, aceite y FORSU) en proporciones de SV 40:10:50, respectivamente. Además, se añadió inóculo, bicarbonato y fármacos.

La distribución de los 6 reactores utilizados en el citado experimento puede ser observada en la Figura 3-14y Figura 3-15.



Figura 3-14 Experimento 3 en funcionamiento en el AMPTS III

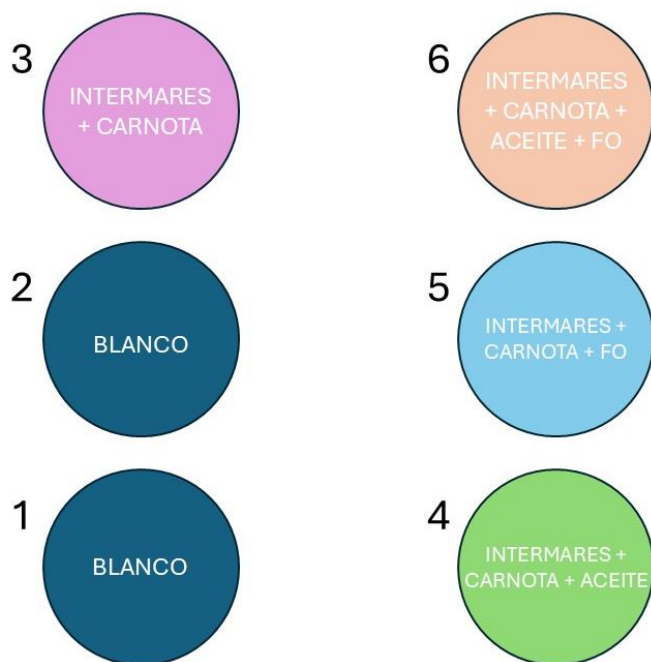


Figura 3-15 Disposición de botellas del Experimento 3

Es importante destacar las limitaciones en cuanto a la cantidad de inóculo y lodo existente. Esta es una de las razones por las que en este experimento únicamente se emplearon 6 reactores en vez de los 9 usados en los otros experimentos. Este nuevo inóculo presentaba una cantidad de sólidos volátiles de 16,6 gSV/L, lo que condujo a emplear una cantidad de inóculo inferior a la utilizada en los casos anteriores. En este caso se emplearon 0,67 L.

Debido a esto, las botellas 1 y 2 se terminarían rellenando con agua destilada hasta alcanzar los 1,8 L. La cantidad de fármacos usada fue la misma que en los ensayos previos (0,5 mL).

La botella 3 fue rellenada con la máxima cantidad de lodos previamente establecida (1 L), rellenando con agua destilada hasta alcanzar los 1,8 L.

Al igual que en el experimento 2, el sustrato de la botella 4 es aceite, usada en una proporción 50:50 con el lodo. Por tanto, las cantidades empleadas serán las mismas que en el ensayo previo, 2,9 g de aceite y 0,9 L de lodo Intermares+Carnota. Añadiendo 100 mL de agua destilada para enrasar hasta los 1,8 L.

Tal y como se indicó previamente, la proporción para la botella 5 fue 65:35 lodo:FORSU, lo que supuso 1 L lodo y 8,9 g de FORSU.

Por último, para la botella 6, las proporciones lodo, aceite y FORSU fueron 40:10:50, lo que implicó 0,7 L de lodo, 14,5 g de FORSU y 0,58 g de aceite. El fin de esta botella era ver cómo reaccionaría, no solo en las condiciones termófilas, sino cómo resultaría la co-digestión de los 3 sustratos citados.

En la Tabla 3-3 se recogen las cantidades empleadas en cada uno de los reactores empleados en el experimento 3.

BOTELLA	INÓCULO (L)	H ₂ O (L)	LODO (L)	SUSTRATO (g)	BICARBONATO (g)	FÁRMACOS (ml)
1	0,67	1,13	0	0	3,6	0,5
2	0,67	1,13	0	0	3,6	0,5
3	0,67	0,13	1	0	3,6	0,5
4	0,67	0,23	0,9	2,9	3,6	0,5
5	0,67	0,13	1	8,9	3,6	0,5
6	0,67	0,395	0,7	14,5 (FORSU)+ 0,58 (aceite)	3,6	0,5

Tabla 3-3 Tabla resumen de cantidades en el Experimento 3

3.5 Determinación de parámetros característicos y contaminantes en lodos

Una vez efectuado el muestreo de los lodos, estos fueron transportados al laboratorio del CUD para su posterior caracterización. Asimismo, muestras iniciales y finales de cada uno de los experimentos lanzados fueron también analizadas.

Diversos parámetros fisicoquímicos representativos entre los que se incluyen pH, contenido en sólidos, demanda química de oxígeno (DQO), fósforo total, fosfatos, nitrógeno total y amonio fueron analizados en este trabajo. El estudio de estos indicadores ha permitido obtener información relevante sobre la composición de los lodos y evaluar su potencial impacto ambiental en caso de vertido sin un tratamiento adecuado.

Con el fin de asegurar la reproducibilidad y fiabilidad de los resultados, todos los análisis se realizaron al menos por duplicado y, en algunos casos, por triplicado. En los apartados siguientes se describen de forma detallada los métodos analíticos empleados para cada parámetro, justificando su relevancia y el procedimiento experimental seguido en el laboratorio.

3.5.1 Medición de pH

La determinación del pH de las muestras se llevó a cabo mediante un pH-metro digital Hanna Instruments Edge pH, equipado con su electrodo específico, lo que permitió asegurar una medición precisa y fiable. Además, se llevó a cabo la calibración del equipo con la frecuencia indicada en el mismo. El procedimiento consistió en la inmersión del electrodo en la muestra Figura 3-16, esperando posteriormente a la estabilización de la lectura.

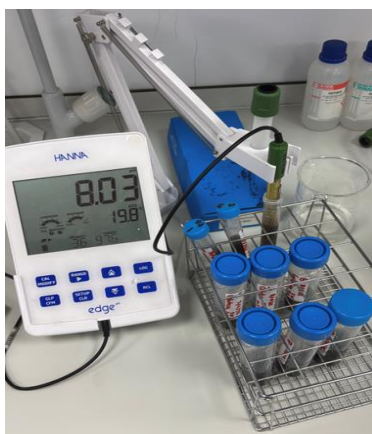


Figura 3-16 Medición de pH

3.5.2 Concentración de sólidos

El siguiente procedimiento fue el utilizado en el laboratorio del CUD para determinar la cantidad de sólidos totales (ST), sólidos volátiles (SV) y sólidos inorgánicos presentes en las muestras. Se realizó siguiendo un proceso de secado en la estufa y calcinación en la mufla. A continuación, se detallan los pasos seguidos:

1. **Preparación de crisoles:** los crisoles de cerámica fueron introducidos en la mufla a 550 °C durante 5 minutos. Transcurrido este tiempo fueron introducidos en un desecador donde se dejaron enfriar hasta temperatura ambiente y posteriormente pesados.
2. **Secado:** una vez los crisoles fueron pesados en vacío se introdujo la muestra (4-5 mL) y se pesó. A continuación, se introdujeron en la estufa a 105 °C durante 8 horas para el secado. Transcurrido este tiempo los crisoles fueron trasladados nuevamente a un desecador hasta alcanzar nuevamente la temperatura ambiente. Posteriormente se procedió a pesar los crisoles para así obtener los ST.
3. **Calcinación:** por último, se procede a introducir los crisoles en la mufla a 550 °C durante 30 minutos. Pasado el tiempo fueron retirados de la mufla y trasladados a un desecador hasta alcanzar temperatura ambiente, luego se pesaron para obtener así los sólidos inorgánicos. La diferencia entre los sólidos totales (ST) y los inorgánicos se corresponde con los sólidos volátiles (SV), que asimismo corresponden con la fracción orgánica de la muestra.

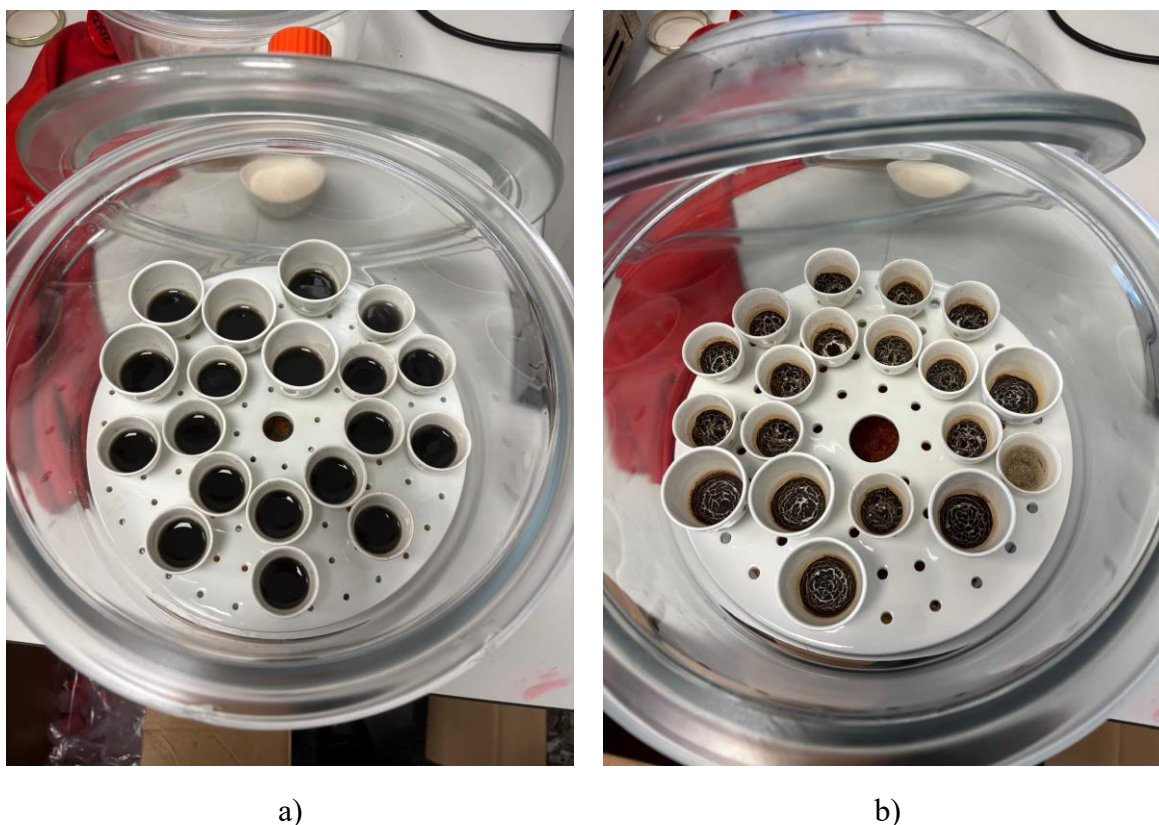


Figura 3-17 Sólidos a) previamente al secado y b) tras el secado

3.5.3 Figura Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La demanda química de oxígeno (DQO) constituye un parámetro clave en la evaluación de la calidad de las aguas residuales, ya que cuantifica la cantidad de oxígeno requerida para la oxidación de la materia

orgánica presente en una muestra mediante un agente químico oxidante fuerte, como el dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$). Este análisis resulta fundamental para estimar la carga contaminante del agua y valorar la eficacia de los tratamientos aplicados con anterioridad a su vertido.

Valores elevados de DQO son indicativos de una alta concentración de materia orgánica, lo que puede provocar un deterioro de la calidad del agua y generar impactos negativos sobre el medio ambiente.

La determinación de la DQO se llevó a cabo mediante un procedimiento basado en digestión térmica y valoración redox, en el que la materia orgánica fue oxidada con dicromato potásico en medio ácido y, posteriormente, el exceso de dicromato se tituló con una disolución de sulfato ferroso amónico (FAS).

Este proceso fue llevado a cabo con diversas muestras de lodos:

- 1. Preparación de tubos de ensayo:** para empezar el proceso se prepararon tubos de ensayo con 2,5 mL de muestra. Para la mayor parte de las muestras se empleó la proporción 1:10 (1 mL de muestra + 9 mL de agua destilada), proporción necesaria para que la medición entrara en el rango de medida, que es máximo 900 mg O_2 /L. Asimismo, para cada muestra se preparó un tubo que contenía únicamente agua destilada, llamado blanco. Este permite corregir posibles interferencias y establecer una referencia para la medición.
- 2. Adición de oxidantes:** en cada tubo se incorporaron 1,5 mL de disolución digestora ($K_2Cr_2O_7 + HgSO_4$) y 3,5 mL de disolución catalítica ($H_2SO_4 + Ag_2SO_4$), reactivos que facilitan la oxidación de la materia orgánica presente en la muestra. La adición se realizó de forma lenta y controlada, vertiendo la disolución por la pared del tubo con el fin de minimizar reacciones violentas y garantizar la seguridad del procedimiento.
- 3. Digestión térmica de la muestra:** los tubos se sellaron de forma hermética, reforzando el cierre de la rosca con cinta de teflón para evitar pérdidas o fugas durante el proceso. Posteriormente, se agitaron con suavidad para homogeneizar el contenido y se introdujeron en un bloque digestor a 150 °C durante un periodo mínimo de 2 horas, con el objetivo de asegurar la oxidación completa de la materia orgánica presente en la muestra.
- 4. Valoración del exceso de dicromato:** una vez completada la digestión, el contenido de los tubos se vertió en un matraz, enjuagando los restos con agua destilada. Luego, se añadió 1 gota de ferroína como indicador redox y se tituló con FAS hasta que la solución cambió de color azul verdoso a rojo, lo que indica el punto final de la reacción.

El valor de DQO fue determinado a partir de la siguiente ecuación:

$$DQO \text{ (mg } O_2\text{/L)} = \frac{(B-A) \cdot N_{FAS} \cdot 8 \cdot 1000}{V_{muestra}}$$

Donde:

- B: volumen de FAS consumido en el blanco (mL)
- A: volumen de FAS consumido en la muestra de agua residual (mL)
- N_{FAS} : normalidad de la disolución de FAS (0,0035 N)
- $V_{muestra}$: volumen de la muestra analizada (2,5 mL)
- 8: factor de conversión de mg O_2 por miliequivalente de reactivo

Una vez calculada la DQO fue necesario realizar una multiplicación según la proporción de muestra/agua destilada que fue empleada en cada caso.

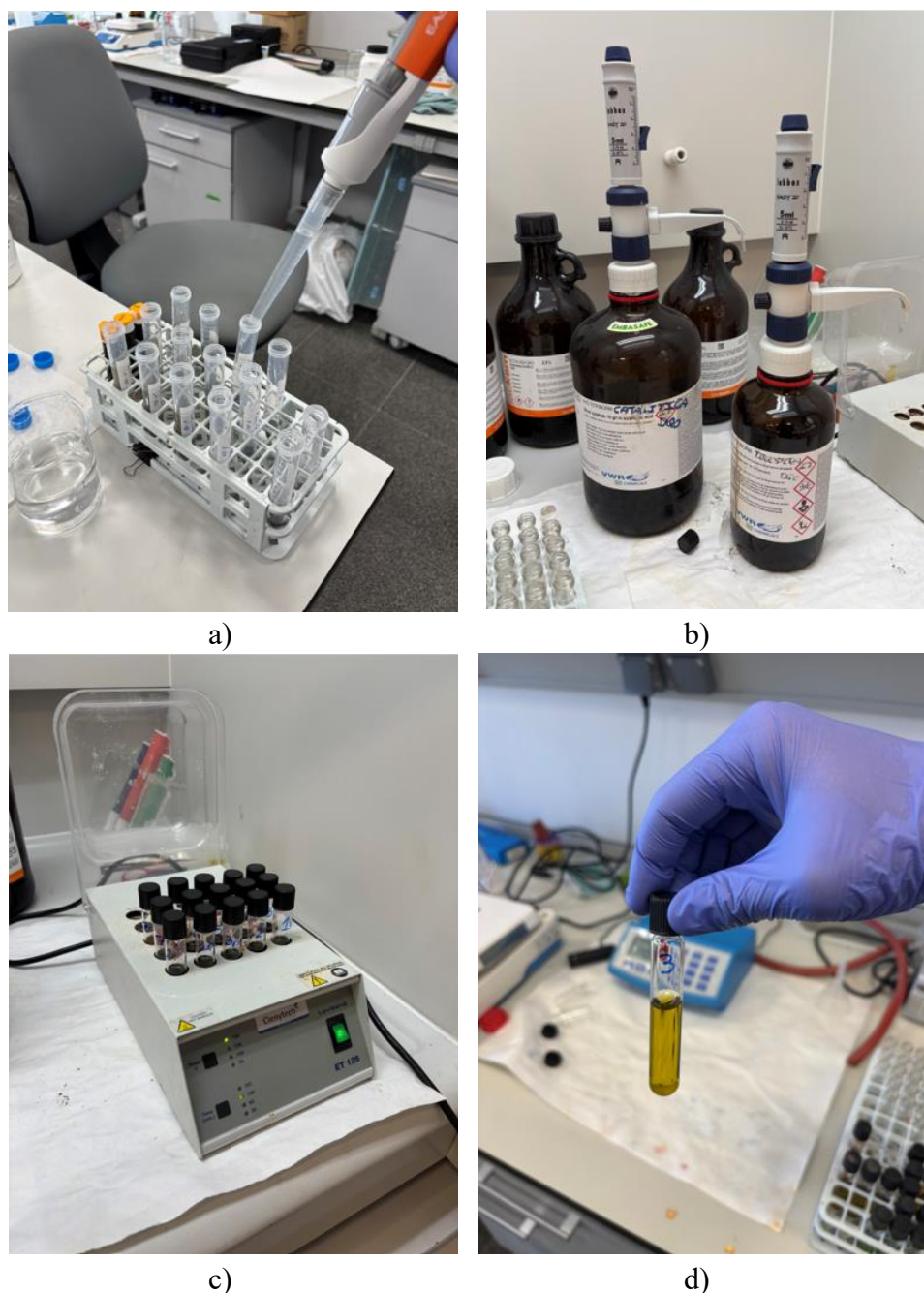


Figura 3-18 a) Preparación de diluciones b) disolución catalítica y digestora c) digestor térmico y d) vial tras digestión

3.5.4 Fósforo total

En este estudio se empleó el protocolo HI94763B-50 de Hanna Instruments, diseñado para la determinación de fósforo en un rango alto (0–32,6 mg/L) y apto para cuantificar todas las formas de fosfatos presentes en la muestra. El procedimiento incorpora una digestión con persulfato que transforma los fosfatos orgánicos e inorgánicos en ortofosfato. Posteriormente, este reacciona con el reactivo de molibdovanadato para generar un complejo de color amarillo. La muestra se somete a calentamiento a 150 °C durante 30 minutos en viales predosificados, lo que minimiza la manipulación de reactivos y reduce el tiempo de preparación. Adicionalmente, el sistema de identificación por código de barras del equipo reconoce automáticamente el método y el lote de reactivos utilizados, lo que contribuye a optimizar la exactitud y trazabilidad del análisis.

1. **Preparación del vial reactivo:** se utilizó un vial HI94758V-0HR de *Hanna Instruments*, al cual se añadieron 5 mL de muestra de lodos. Durante la adición, el vial se mantuvo inclinado aproximadamente 45° para facilitar la correcta incorporación de los reactivos. Posteriormente, se incorporó un sobre de reactivo PERSULFATO/P, indispensable para la oxidación de las diferentes formas de fósforo presentes en la muestra, asegurando su conversión a una forma cuantificable en el análisis posterior.
2. **Disolución de reactivos y digestión térmica:** el vial se agitó suavemente hasta lograr la completa disolución del reactivo. Posteriormente, los viales se colocaron en un digestor térmico y se sometieron a calentamiento a 150 °C durante 30 minutos. Este tratamiento térmico asegura la oxidación y conversión de todas las formas de fósforo presentes en la muestra a ortofosfato, lo que permite su determinación cuantitativa en la etapa analítica posterior.
3. **Enfriamiento:** una vez finalizada la digestión térmica, los viales se dejaron reposar hasta alcanzar temperatura ambiente. Posteriormente, se incorporaron 2 mL del reactivo HI93758C-0 (solución de hidróxido de sodio), manteniendo el vial inclinado aproximadamente 45° para facilitar su adición. Este paso permite ajustar el pH del medio, condición necesaria para que se desarrolle adecuadamente la reacción colorimétrica en la etapa de medición.
4. **Reacción:** se añadieron 0,5 mL del reactivo HI93763B-0 (Reactivo Fósforo Total HR) manteniendo el vial inclinado para facilitar su incorporación y favorecer una mezcla adecuada. Posteriormente, el vial se invirtió suavemente varias veces con el fin de asegurar una distribución homogénea del reactivo en la muestra. Finalmente, se dejó en reposo durante 7 minutos para permitir el desarrollo completo de la reacción colorimétrica previa a la medición.
5. **Lectura espectrofotométrica:** previo a la medición, se preparó un blanco analítico empleando 5 mL de agua destilada en sustitución de la muestra de lodo, siguiendo exactamente el mismo procedimiento descrito para las muestras. Este vial se utilizó como referencia en el espectrofotómetro. En primer lugar, se introdujo el vial blanco y se accionó la función ZERO para realizar la calibración del equipo. Posteriormente, se limpió externamente el vial correspondiente a la muestra, se colocó en el compartimento de lectura y se presionó READ para obtener la concentración de fósforo total expresada en mg/L.



a)



b)

Figura 3-19 a) Espectrofotómetro en funcionamiento y b) Kit de Fósforo Total (R. Alto)

3.5.5 Fosfatos

En este estudio se empleó el protocolo HI943717-0 de Hanna Instruments, diseñado para la determinación de fosfatos en un rango alto (0–30 mg/L) y apto para cuantificar todas las formas de fosfatos presentes en la muestra. Se trata de un proceso sencillo y rápido, donde, el espectrofotómetro finalmente medirá dos valores: P y PO_4^{3-} .

El proceso a seguir fue el siguiente:

1. **Preparación de la muestra:** se seleccionó en el espectrofotómetro el método Fosfato HR (R. alto). Se llenó la cubeta con 10 mL de muestra sin tratar (fue necesario hacer diluciones de la muestra para entrar en rango). Una vez llena la cubeta se introdujo en la célula de medición y se pulsó el botón “ZERO”, esto indicará a la máquina el punto de referencia para la medición de fosfatos.
2. **Adición de reactivos:** se extrajo la cubeta y se le añadió 10 gotas de reactivo indicador de fosfato (R. Alto) A HI93717A-0. Posteriormente se añadió el contenido de un paquete de reactivo indicador de fosfato en rango alto B HI93717B-0. Se agitó suavemente para homogeneizar la mezcla y se introdujo la cubeta en el espectrofotómetro. Una vez dentro se pulsó el botón “READ” permitiendo así obtener el resultado en mg/L de fosfato.



Figura 3-20 Kit para la medición de Fosfatos

3.5.6 Nitrógeno total

De forma similar a la determinación de fósforo, la medición de nitrógeno total se realizó utilizando el kit comercial HI94767B-50 de Hanna Instruments, siguiendo el protocolo específico para nitrógeno total en rango alto.

Este método transforma todas las formas de nitrógeno presentes en la muestra en nitrato mediante una etapa previa de digestión. Posteriormente, se añade metabisulfito de sodio con el fin de eliminar posibles interferencias. La reacción con los reactivos correspondientes produce un complejo de color amarillo, cuya intensidad se determina mediante medición fotométrica.

La concentración obtenida se expresa en mg/L de nitrógeno. El kit comercial proporciona todos los reactivos y materiales necesarios, además de las instrucciones detalladas para la correcta realización del análisis.

El protocolo a seguir fue el siguiente:

1. **Preparación de la muestra y digestión térmica:** a los viales HI94767B-B utilizados para el protocolo se le añadió un sobre de PERSULFATO/N. Una vez introducido en el vial se añadieron 5 mL de muestra. Si la concentración de materia orgánica o de nitrógeno era elevada, se preparaba previamente una dilución con agua destilada para ajustar la concentración dentro del rango de medición. Se agitaba el vial durante 30 segundos. Luego se introducía el vial en la placa digestora a 105 °C durante 30 minutos.

2. **Adición de bisulfito y transferencia de vial:** tras dejar enfriar el vial a temperatura ambiente, se le añadía un sobre de BISULFITO/N. Posteriormente se agitaba durante 20 segundos y se dejaba reposar durante 3 minutos. Se añadía al vial un sobre HI93767-0, se volvía a agitar durante 20 segundos y se dejaba reposar durante 2 minutos para que se complete a reacción. Se transferían 2 mL de muestra del primer vial en el vial HI94766V-OLR. Se invertía el vial 10 veces para homogeneizar la mezcla y se dejaba reposar 5 minutos.
3. **Medición:** por último, se realiza la medición de nitrógeno en el espectrofotómetro *Hanna HI83399*. Para poder medir, primero es necesario establecer una referencia, esto se hace con un vial preparado de la misma manera que el resto, pero únicamente con agua destilada. Se introduce este vial en el espectrofotómetro y se pulsa el botón “ZERO” que calibrará el equipo y establecerá la referencia. Finalmente se van introduciendo los viales con las muestras y se va pulsando el botón “READ” quedando así registrado el valor de nitrógeno total.



a)



b)

Figura 3-21 a) Kit A para la medición de Nitrógeno Total y b) Kit B para la medición de Nitrógeno Total

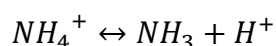
3.5.7 Amonio y amoniaco

En este estudio se empleó el protocolo HI93733-0 de Hanna Instruments, diseñado para la determinación de amoniaco en un rango alto (0–100 mg/L) y apto para cuantificar todas las formas de amoniaco presentes en la muestra. Se trata de un proceso sencillo y rápido, donde, el espectrofotómetro finalmente medirá tres valores de amoniaco: $\text{NH}_3\text{-N}$, NH_3 y NH_4^+ .

El proceso, según el protocolo fue el siguiente:

1. **Preparación de la muestra:** Se seleccionó el método Amoniaco HR (R. Alto) en el espectrofotómetro. Se añadió 1 mL de muestra sin tratar en una cubeta. Se usó una pipeta para rellenar la cubeta hasta 10 mL con un reactivo indicador de amoniaco en rango alto B HI93733B-0. Se mezcló la solución, se introdujo la cubeta en la célula de medición y se pulsó el botón “ZERO”, que establecerá la referencia para la medición.
2. **Adición de reactivo y medición:** Se retiró la cubeta y se añadieron 4 gotas de reactivo indicado en rango alto A HI93744A-0. Se mezcló la solución y se introdujo la cubeta de nuevo en la célula de medición. Una vez dentro fue necesario esperar 3 minutos y 30 segundos, transcurrido este tiempo se pulsó el botón “READ” obteniendo así los resultados en mg/L.

Los resultados obtenidos experimentalmente se corresponden con los del nitrógeno amoniacal total (TAN), sin embargo, se llevó a cabo el cálculo del amoníaco y el amonio de acuerdo con lo siguiente:



La relación entre ambos compuestos viene dada por:

$$pH = pK_a + \log \left(\frac{NH_3}{NH_4^+} \right)$$

De donde se obtiene:

$$f_{NH_3} = \frac{1}{1 + 10^{(pK_a - pH)}}$$

Y:

$$NH_3 = TAN * f_{NH_3}$$

$$NH_4^+ = TAN - NH_3$$

El valor de pK_a viene dado por:

$$pK_a = 0,09018 + \frac{2729,92}{T(K)}$$

3.6 Determinación de contaminantes emergentes en lodos

Muestras de aproximadamente 80 mL de cada botella fueron congeladas para ser posteriormente analizadas en la Universidad de Santiago de Compostela, donde se llevó a cabo el procedimiento de preparación y extracción de los contaminantes emergentes presentes en la matriz sólida. Para ello, las muestras fueron sometidas a un proceso de acondicionamiento y extracción compuesto por varias etapas destinadas a aislar y concentrar los compuestos de interés.

En primer lugar, las muestras se sometieron a un proceso de liofilización, que consistió en la congelación previa del material seguida de la eliminación de la humedad mediante sublimación (Figura 3-22). Una vez obtenida la muestra seca, se pesaron aproximadamente 0,5 g de material liofilizado (o una cantidad menor en caso de disponibilidad limitada de muestra). A continuación, se añadieron 30 μ L de compuestos subrogados y la muestra se mantuvo en condiciones de refrigeración durante 24 horas, con el fin de favorecer la correcta interacción de estos compuestos con la matriz.



Figura 3-22 Proceso de liofilización

Posteriormente se llevó a cabo una extracción asistida mediante ultrasonidos. Para ello, se añadieron 4 mL de una mezcla de metanol y agua Milli-Q (50:50 v/v), ajustada a pH 2,5 con ácido fórmico al 0,5 % y EDTA al 0,1 %, en cada tubo que contenía la muestra. La mezcla se sometió a baño de ultrasonidos durante 15 minutos a 50 °C, favoreciendo la liberación de los contaminantes presentes en la matriz sólida. Tras este tratamiento, las muestras fueron centrifugadas a 1200 rpm durante 10 minutos para facilitar la separación entre la fase sólida y el extracto líquido. El sobrenadante obtenido se filtró cuidadosamente a través de lana de vidrio para eliminar posibles partículas en suspensión. Este procedimiento de ultrasonidos, centrifugación y filtración se repitió tres veces con el objetivo de maximizar la recuperación de los compuestos extraídos. Finalmente, el metanol presente en el extracto se evaporó a 45 °C.

Una vez obtenido el extracto concentrado, se procedió a realizar una extracción en fase sólida (SPE). Para ello, el extracto se diluyó con agua destilada hasta alcanzar un volumen final de 100 mL en un matraz aforado. Posteriormente, la muestra se hizo pasar a través de un cartucho SPE Oasis HLB (200 mg, 6 cc, Waters) utilizando un sistema de vacío para mantener un flujo constante. Antes de introducir la muestra, los cartuchos fueron acondicionados mediante el paso por gravedad de 5 mL de metanol, seguido de 5 mL de agua destilada. Tras el paso completo de la muestra, se añadieron 5 mL adicionales de agua destilada con el fin de eliminar posibles interferencias. Los cartuchos se dejaron secar al aire durante un periodo de entre 20 y 30 minutos.

Finalmente, se realizó la elución de los compuestos retenidos en el cartucho, añadiendo 6 mL de metanol. El eluato obtenido se evaporó cuidadosamente mediante una corriente de nitrógeno hasta sequedad completa. Los residuos finales se resuspendieron en una mezcla de 0,5 mL de metanol y 0,5 mL de agua destilada, asegurando el lavado completo de las paredes internas del tubo para recuperar la totalidad de los compuestos extraídos. Este extracto final fue el utilizado para el posterior análisis de los contaminantes emergentes presentes en las muestras de lodo.

4 RESULTADOS

4.1 Caracterización de lodos procedentes de buques de la Armada

En este apartado se procederá a comparar los resultados obtenidos tras la caracterización de las muestras de lodos obtenidas en las plantas de tratamiento de los buques de la Armada, esto nos permitirá realizar un análisis comparativo de los mismos y sacar conclusiones sobre sus características en general. Asimismo, se discutirán las razones, a través de los datos obtenidos tras mediciones en laboratorios, por las que se hizo la selección de lodos final para llevar a cabo el segundo y tercer experimento, donde los lodos recogidos en los buques de la Armada fueron un recurso fundamental. Por ello, se compararán y discutirán los resultados que se obtuvieron en el laboratorio inicialmente para los lodos del Carnota, Intermares, Patiño, Cantabria y Castilla.

Resulta importante destacar que, los lodos del Castilla fueron enviados tras dar comienzo el segundo experimento. Es por ello, que inicialmente su uso hubiera sido para el desarrollo del tercer experimento.

Para obtener un criterio sobre los lodos a usar, vamos a comparar los resultados de sólidos y DQO. Estas mediciones son las que nos van a mostrar la carga de materia orgánica de los lodos y por tanto serán los que nos indicarán con certeza cuál de los lodos es más válido para el desarrollo de los experimentos.

4.1.1 pH

En la Tabla 2-1 Tabla 4-1 se muestran los resultados obtenidos tras la medición del pH de los diferentes lodos recogidos.

	pH FINAL
CAR_INT 1ª	7,91
CAR_INT 2ª	7,27
PATIÑO	7,52
CANTABRIA	8,03
INTERMARES	6,38
CASTILLA	7,62

Tabla 4-1 pH lodos de buques

Como se muestra en la Tabla 4-1, los resultados obtenidos son muy variados. La mayoría se acercan a la neutralidad, tomando valores más alcalinos, incluso más todavía en el caso de los lodos del Cantabria. Sin embargo, observamos que, para los lodos del Intermares, el pH llega a unos valores que, aunque también se encuentran cercanos a la neutralidad, son significativamente más ácidos que el resto.

El pH de las muestras no fue determinante para la selección de los lodos, pues todos ellos se encontraban en un rango apropiado para el proceso de digestión anaerobia.

4.1.2 Sólidos

En la Tabla 4-2 se muestran los valores obtenidos de sólidos totales, sólidos volátiles y sólidos inorgánicos obtenidos en el laboratorio para cada buque.

	ST (g/L)		SV (g/L)		SI (g/L)	
	Media	DS	Media	DS	Media	DS
CARNOTA 1ª	4,83	0,43	3,64	0,42	1,19	0,01
CARNOTA 2ª	3,81	1,16	1,58	0,98	2,24	1,07
PATÍÑO	6,42	0,24	2,57	0,32	3,85	0,11
CANTABRIA	0,60	0,28	0,00	0,00	0,60	0,68
INTERMARES	5,06	0,47	2,76	0,27	2,30	0,24
CASTILLA	7,93	0,51	1,26	0,42	6,67	0,89

Tabla 4-2 Valores medios y desviaciones estándar (DS) de sólidos totales (ST), volátiles (SV) e inorgánicos (SI) del tiempo inicial (t0) y final (tf) de los lodos de buques

Observamos en la Tabla 4-2 que la cantidad de ST y SV de cada buque es bastante variable. La concentración de SV resalta de manera clara cuales de los lodos tienen una carga menor de materia orgánica. Estos son los lodos del Cantabria, Castilla y los lodos de la segunda etapa de decantación del Carnota. Resulta relevante saber que, inicialmente, antes de medir la cantidad de sólidos, observamos que estos lodos presentaban una mayor fase líquida que los otros tres, lo cual fue un indicativo inicial de lo que posteriormente demostraron los resultados de laboratorio.

Sin embargo, los lodos de la primera etapa de decantación del Carnota, los lodos del Patiño y del Intermares sí que presentaron unas cantidades de SV mayores. Esto sugiere que las plantas de tratamiento de estos buques estaban funcionando de forma más eficiente, por lo que son más representativos para nuestro estudio. En otros estudios relacionados, se observa que en los buques donde las plantas de tratamiento no estuvieron recientemente mantenidas, por ello, los resultados finales fueron notablemente mayores. Luego, esta diferencia tan grande con nuestros resultados es coherente, puesto que las plantas de tratamiento de los buques a los que les recogimos las muestras estuvieron recientemente mantenidas, lo que resultó en un volumen de muestra menor recogido y una concentración menor [23].

De cara a obtener los mejores resultados posibles en los experimentos posteriores, se seleccionaron los tres lodos con mayor carga orgánica posible, es decir, con mayores cantidades de sólidos volátiles. Para obtener un volumen de lodos que nos permitiese realizar varios experimentos con un mismo lodo y así establecer comparaciones, se realizó la mezcla Carnota+Intermares, pues ambos proceden de buques similares, con plantas de tratamiento biológicas del mismo tipo, y según los resultados de sólidos, también presentan concentraciones semejantes de SV. Los lodos del Patiño también serán objeto de estudio, pero el volumen de muestra disponible era menor que de los anteriores.

4.1.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Una vez elegidos los lodos a usar a través de la medición de sólidos, se procedió a determinar su DQO. Aparte de estos, también se midió la DQO inicial de los lodos del Castilla. En la Tabla 4-3 Tabla 4-3 se muestran los resultados de DQO inicial para estos buques.

	DQO INICIAL (g O ₂ /L)
CAR_INT	4816
PATÍÑO	4741
CASTILLA	1344

Tabla 4-3 DQO inicial de los lodos de buques

Como podemos observar en la Tabla 4-3, los valores de DQO de los lodos de la mezcla Carnota+Intermares (CAR_INT) y los lodos del Patiño muestran una DQO similar y notablemente mayor a la del Castilla. Esto nos indica que los lodos con mayor DQO presentan una mayor carga orgánica que los lodos del Castilla, tal y como nos indicaban los resultados de SV. Esto reafirma la correcta selección de lodos que se hizo previamente tras la medición de sólidos.

4.1.4 Amonio y fosfato

Al igual que el pH, el amonio y el fosfato no resultaron ser factores determinantes para la elección de lodos, pero sí para su completa caracterización y para la comparación de resultados entre los lodos de los buques de la Armada. Por ello, en la Tabla 4-4 se muestran los valores de nitrógeno amoniacal total de cada muestra y en la Tabla 4-5 se muestran los valores de fosfato y ortofosfato de cada muestra.

	Nitrógeno amoniacal total (mg N-NH ₃ /L)
CAR_INT	200
PATÍÑO	330
CASTILLA	100

Tabla 4-4 Niveles de nitrógeno amoniacal total medidos para lodos de buques

Como se puede observar en la Tabla 4-4, los lodos que fueron seleccionados para el desarrollo de los experimentos presentan un nivel mayor de este compuesto. Sin embargo, los lodos del Castilla muestran un valor notablemente menor que el medido en las otras dos muestras.

Observamos en la que, al igual que ocurre en el amonio, los fosfatos de la muestra Carnota+Intermares son menores que los valores medidos para el Patiño. Aun así, estos valores siguen siendo notablemente mayores que los medidos para los lodos del Castilla.

	Fosfato (mg PO ₄ ³⁻ /L)	Ortofosfato (mg P-PO ₄ ³⁻ /L)
CAR_INT	150	50
PATÍÑO	195	65
CASTILLA	65	20

Tabla 4-5 Fosfato y ortofosfato medido para lodos de buques

4.2 Comportamiento de pH, contaminantes convencionales y emergentes en el experimento 1

4.2.1 pH

Los valores de pH obtenidos en cada uno de los reactores anaerobios al inicio y al final del experimento se presentan en la siguiente tabla. En la Tabla 4-6 se muestran también las desviaciones estándar (DS) obtenidas con las réplicas de las botellas empleadas para cada tipo de ensayo.

	pH INICIAL		pH FINAL	
	Media	DS	Media	DS
BLANCO	7,84	0,19	7,39	0,01
CELULOSA	8,27	0,00	7,15	0,01
GELATINA	8,01	0,17	7,48	0,01
ACEITE	7,86	0,10	7,18	0,04

Tabla 4-6 Comparación de pH inicial y final.

Como se puede observar, el pH medido inicialmente es más básico lo que supone que se parte de muestras más alcalinas. Sin embargo, al final del experimento, se observa un pH notablemente más neutro, lo que le otorga unas condiciones químicas más estables.

Durante la digestión anaerobia, el pH del sistema tiende a estabilizarse hacia valores cercanos a la neutralidad como resultado del equilibrio entre las distintas etapas del proceso. En las fases iniciales se produce una acumulación de ácidos grasos volátiles que provoca una disminución del pH, mientras que en la fase metanogénica estos compuestos son consumidos y se genera alcalinidad en forma de bicarbonato, favoreciendo la recuperación y estabilización del pH. Por ello, valores de pH próximos a la neutralidad suelen indicar un funcionamiento equilibrado del proceso [18].

4.2.2 Sólidos

En cuanto a los sólidos, los resultados obtenidos se presentan en la Tabla 4-7 donde se recogen los valores de sólidos totales (ST), volátiles (SV) e inorgánicos (SI) de las muestras tanto al principio del experimento (t0), como al final de este (tf). Asimismo, se ha elaborado una gráfica, representada en la Figura 4-1, donde se pueden observar los porcentajes de ST y SV que han sido eliminados tras terminar el proceso de digestión anaerobia.

	ST (g/L)		SV (g/L)		SI (g/L)	
	Media	DS	Media	DS	Media	DS
t0 Blanco	12,54	1,13	6,000	0,25	6,54	0,81
t0 Celulosa	16,42	0,38	10,75	2,50	5,67	0,69
t0 Gelatina	16,59	0,45	10,25	0,50	6,34	0,95
t0 Aecite	15,61	3,81	9,11	0,23	6,50	2,68
tf Blanco	9,65	0,46	5,05	1,03	4,60	1,89
tf Celulosa	10,25	0,58	7,12	0,54	3,13	0,91
tf Gelatina	10,22	0,30	7,12	0,28	3,10	0,46
tf Aceite	10,39	0,30	7,00	0,68	3,39	0,89

Tabla 4-7 Valores medios y desviaciones estándar (DS) de sólidos totales (ST), volátiles (SV) e inorgánicos (SI) del tiempo inicial (t0) y final (tf) del Experimento 1

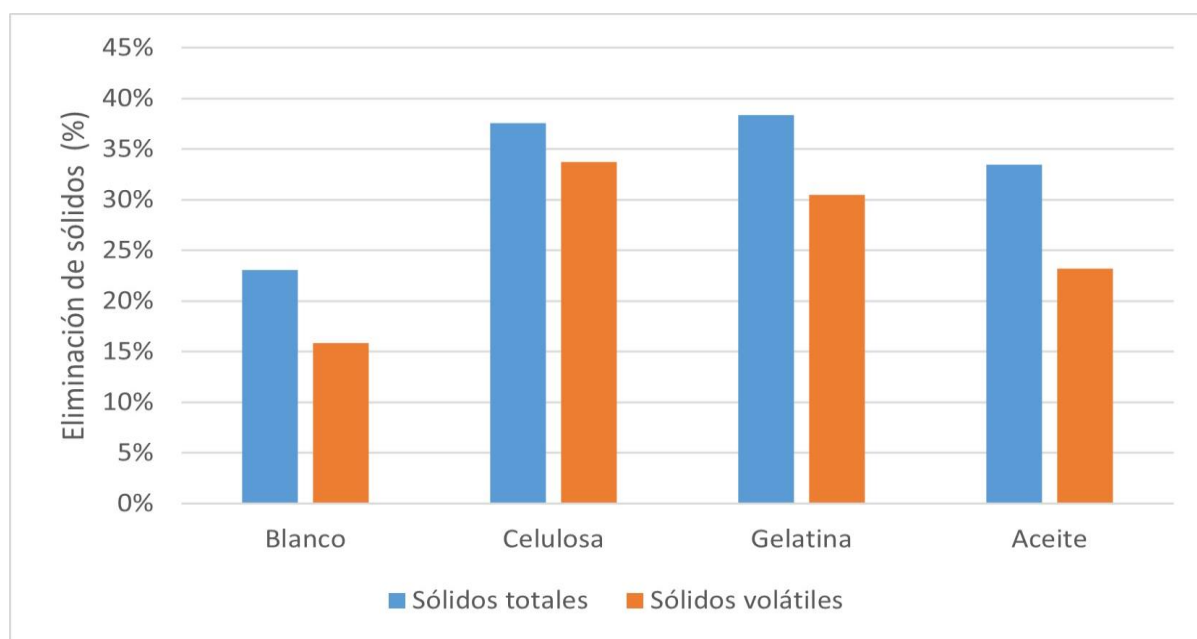


Figura 4-1 Porcentaje de eliminación de sólidos totales y volátiles de las muestras

Se puede observar en la Figura 4-1, que la eliminación de sólidos, concretamente de SV, supera el 15 % en todas las ocasiones, siendo este valor más alto al tratarse de la celulosa, que actúa como un carbohidrato. En el caso del Blanco, que únicamente contenía inóculo de la EDAR, la degradación de sólidos es menor tal y como cabía esperar, pues únicamente tuvo lugar la degradación de la materia orgánica remanente (SV) existente en el digestato. Por su parte, el resto de los reactores experimentaron eliminaciones mayores debido a la adición inicial de sustratos.

En el caso del aceite, se aprecia una eliminación más lenta o menos efectiva, pudiendo necesitar una duración superior a los 19 días del experimento para registrar porcentajes de eliminación semejantes al resto de sustratos. Mientras que los carbohidratos se degradan más fácilmente que las proteínas y los lípidos, los lípidos tienen una mayor capacidad de generar metano, sin embargo, en general su degradación es más lenta [19].

4.2.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Para comparar los niveles de DQO de las diferentes muestras se presenta la Tabla 4-8. En la citada tabla se presentan las cantidades de DQO inicial y final con sus desviaciones correspondientes, mientras que en la Figura 4-2 se puede observar el porcentaje de reducción de DQO de las muestras.

	DQO INICIAL (g O ₂ /L)		DQO FINAL (g O ₂ /L)	
	Media	DS	Media	DS
BLANCO	10,01	0,26	8,69	0,67
CELULOSA	13,66	0,22	7,84	0,00
GELATINA	15,00	2,02	7,50	0,34
ACEITE	12,77	1,12	7,11	0,39

Tabla 4-8 Comparación de DQO inicial y final

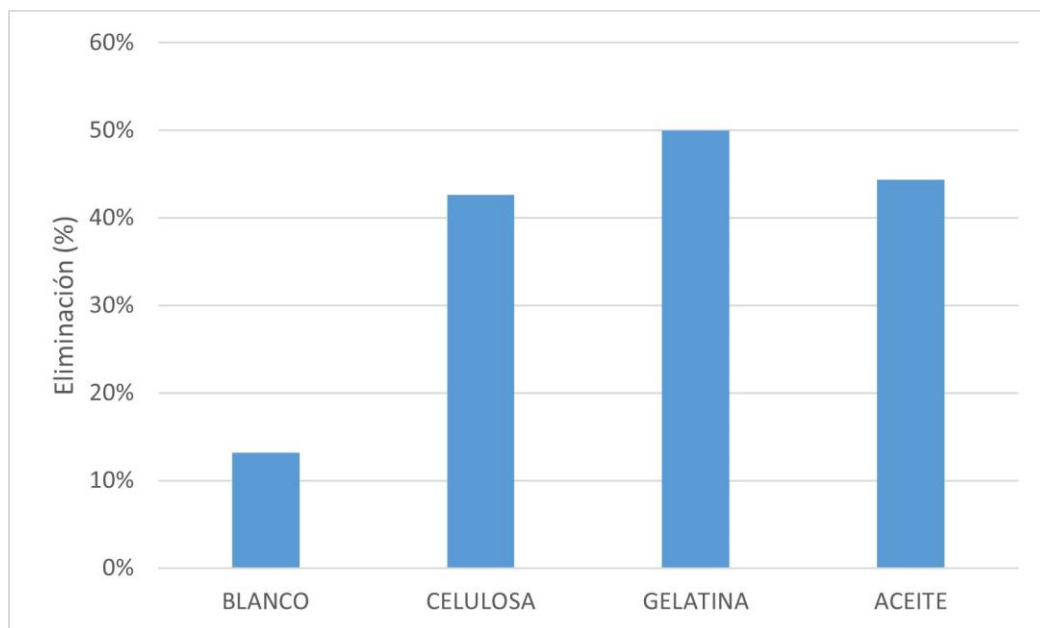


Figura 4-2 Porcentaje de reducción de DQO

Como era de esperar, todos los reactores que contenían sustratos registraron reducciones de DQO notablemente superiores a las experimentadas por el Blanco, al igual que ocurría en el caso de SV. La menor reducción de DQO se obtuvo en los reactores que contenían celulosa, donde el porcentaje es ligeramente superior al 40 %. Sin embargo, la mayor reducción fue obtenida en las botellas con gelatina, que actuaba como proteína, donde su reducción fue del 50 %, donde se partió de valores de $15,00 \pm 2,02$ gO₂/L llegando a valores del $7,50 \pm 0,34$ gO₂/L.

La tendencia de eliminación de la DQO no coincide exactamente con la observada para los SV, a pesar de que ambos parámetros representan la materia orgánica. Estas diferencias se deben a que, aunque en todos los ensayos se añadió la misma cantidad de SV, la relación g DQO/g SV varía según el sustrato (1,2 g DQO/g SV para la celulosa; 1,5 g DQO/g SV para la gelatina; y 2,9 g DQO/g SV para el aceite). Por tanto, aunque la eliminación de SV sea mayor en el caso de la celulosa, la eliminación de DQO resulta inferior en comparación con los otros sustratos. Sin embargo, era de esperar una mayor degradación en los reactores que contenían celulosa, de acuerdo al estudio presentado por otros autores [19].

4.2.4 Amonio

Resulta importante destacar que se obtuvieron tres resultados: el nitrógeno amoniacal total, el amoníaco y el amonio. Estos se calcularon de acuerdo con lo explicado en el desarrollo de este trabajo.

Los valores de f_{NH_3} (fracción de NH₃ libre) son los que finalmente se emplearon para calcular los valores de amonio y amoníaco tanto iniciales como finales, que se ven reflejados en la Tabla 4-9.

A partir de los resultados obtenidos, se puede observar que el nitrógeno amoniacal aumenta en todos los casos, así como el amonio. Este aumento, que es mayor en el caso de la gelatina y menor en el caso de la celulosa, es el habitual en procesos de digestión anaerobia (REF). Cantidades altas de amonio indican que funcionaría como un buen fertilizante para plantas.

	Nitrogeno amoniacal total (mg N-NH ₃ /L)		Amoníaco (mg N-NH ₃ /L)	Amonio (mg N-NH ₄ ⁺ /L)
	Media	DS		
t0 Blanco	430	20	49	381
t0 Celulosa	460	13	52	408
t0 Gelatina	865	37	98	767
t0 Aecite	390	14	44	346
tf Blanco	580	25	14	566
tf Celulosa	523	13	13	509
tf Gelatina	1175	51	29	1146
tf Aceite	540	19	13	527

Tabla 4-9 Resultados de nitrógeno amoniacal total, amoníaco y amonio

El incremento de nitrógeno amoniacal observado en los ensayos con gelatina se debe a su naturaleza proteica. En los resultados se aprecia que la gelatina presenta valores elevados tanto al inicio como al final del proceso, aumentando tras la digestión anaerobia. Esto se explica porque las proteínas se hidrolizan a aminoácidos, que posteriormente sufren desaminación liberando amonio (NH₄⁺). La alta biodegradabilidad de la gelatina favorece este proceso, dando lugar a una mayor acumulación de nitrógeno amoniacal en comparación con otros sustratos [24].

Además, el amoníaco se ve reducido en torno al 70 % en todos los casos. Resulta importante destacar que las cantidades finales de amoníaco pueden llegar a ser inhibitoras para el proceso. Sin embargo, al estar casi todos los valores de amoníaco por debajo de 50 mg/L el proceso ocurre sin inhibición.

4.2.5 Fosfatos

En la Tabla 4-10 se muestran los resultados obtenidos tras la medición de fosfatos llevada a cabo para las muestras del primer experimento. En esta tabla se muestran los datos fosfatos, expresados en PO₄³⁻ y P- PO₄³⁻ mg/L.

	Fosfato (mg PO ₄ ³⁻ /L)		Fosfato (mg P-PO ₄ ³⁻ /L)
	Media	DS	
t0 Blanco	355	0	115
t0 Celulosa	320	14	105
t0 Gelatina	345	5	110
t0 Aecite	465	9	150
tf Blanco	473	18	155
tf Celulosa	460	9	150
tf Gelatina	443	9	143
tf Aceite	578	12	193

Tabla 4-10 Resultados de la medición de fosfato

Se puede observar que los valores del ion fosfato PO₄³⁻ aumentan notablemente durante el proceso de digestión anaerobia. Este aumento puede atribuirse a la mineralización del fósforo orgánico presente en el sustrato, liberándose en forma de fosfato inorgánico soluble. Este comportamiento es indicativo de la degradación de la materia orgánica y de la actividad microbiana del sistema. Al igual que el amonio, un nivel de fosfato mayor implica que su uso como fertilizante sería de gran interés [8].

4.2.6 Contaminantes emergentes

Las figuras que se presentan en este apartado contienen los resultados obtenidos para los diferentes contaminantes emergentes estudiados. En el caso de la Figura 4-3 se muestran los resultados obtenidos

para los tres antiinflamatorios medidos: Ibuprofeno (IBP), Naproxeno (NPX) y Diclofenaco (DCF), registrándose la concentración inicial de cada uno de ellos, así como la concentración final detectada tras el proceso de digestión anaerobia. Como se puede observar, en todos los casos la concentración de los antiinflamatorios se ve reducida al final del experimento, lo cual es un buen indicativo de que la digestión anaerobia ha logrado degradar estos contaminantes, objetivo esencial de este trabajo. Nótese que en el caso del Naproxeno la degradación fue la más significativa, lo cual puede atribuirse a su estructura química relativamente sencilla y a su mayor biodegradabilidad en comparación con otros antiinflamatorios, lo que facilita su transformación por los microorganismos presentes [25].

En cuanto a la influencia del sustrato, la degradación de contaminantes emergentes en digestión anaerobia suele estar asociada a procesos de co-metabolismo (los microorganismos degradan el contaminante mientras consumen otro sustrato principal), por lo que la presencia de materia orgánica biodegradable puede favorecer su eliminación. Sin embargo, esta relación no es directa, ya que en condiciones de alta carga orgánica los microorganismos tienden a priorizar la degradación de los sustratos principales, lo que puede limitar la transformación de estos compuestos [26].

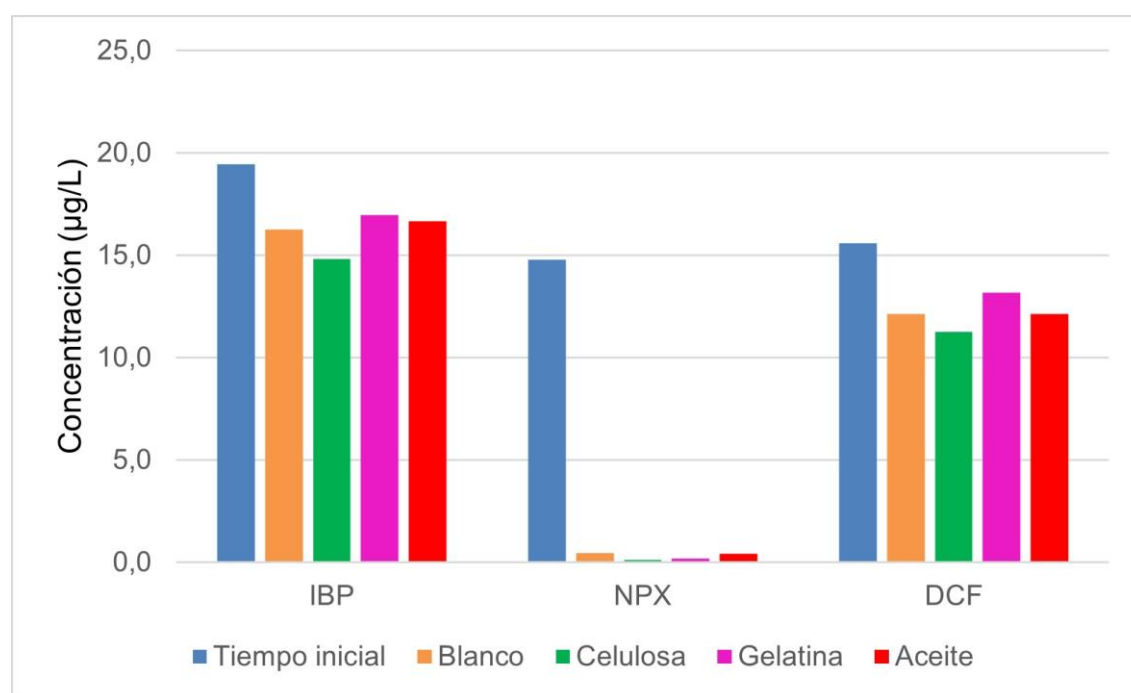


Figura 4-3 Comparación de los tiempos inicial y final de cada antiinflamatorio

Las Figura 4-4 y Figura 4-5 recogen los resultados obtenidos para los diferentes antibióticos estudiados. Se trata de un total de 11 antibióticos: Eritromicina (ERY), Roxitromicina (ROX), Sulfametoxazol (SMX), Trimetoprima (TMP), Ciprofloxacino (CPF), Azitromicina (AZY), Claritromicina (CLARY), Citalopram (CTL), Carbamazepina (CBZ), Fluoxetina (FLX) y Diazepam (DZP).

Tal y como se puede apreciar, el proceso anaerobio consiguió, en mayor o menor medida, la degradación de los contaminantes emergentes tipo antibióticos, aunque existen claras diferencias entre los distintos tipos analizados. Para la ERY, ROX, el SMX y TMP, la degradación fue completa o casi completa en todos los casos, tanto con sustratos como en el caso del blanco. Por el contrario, el DZP y la CBZ fueron los que menos se degradaron en comparación con la concentración inicial por lo que se puede deducir la digestión anaerobia no ha sido un proceso de degradación eficiente en estos casos.

Asimismo, destacan casos como el de la gelatina, siendo la responsable de una mayor degradación de la CLARY en comparación con el resto de los sustratos. Por otro lado, en el caso de la FLX, el aceite fue el sustrato responsable de causar una mayor degradación de este antibiótico.

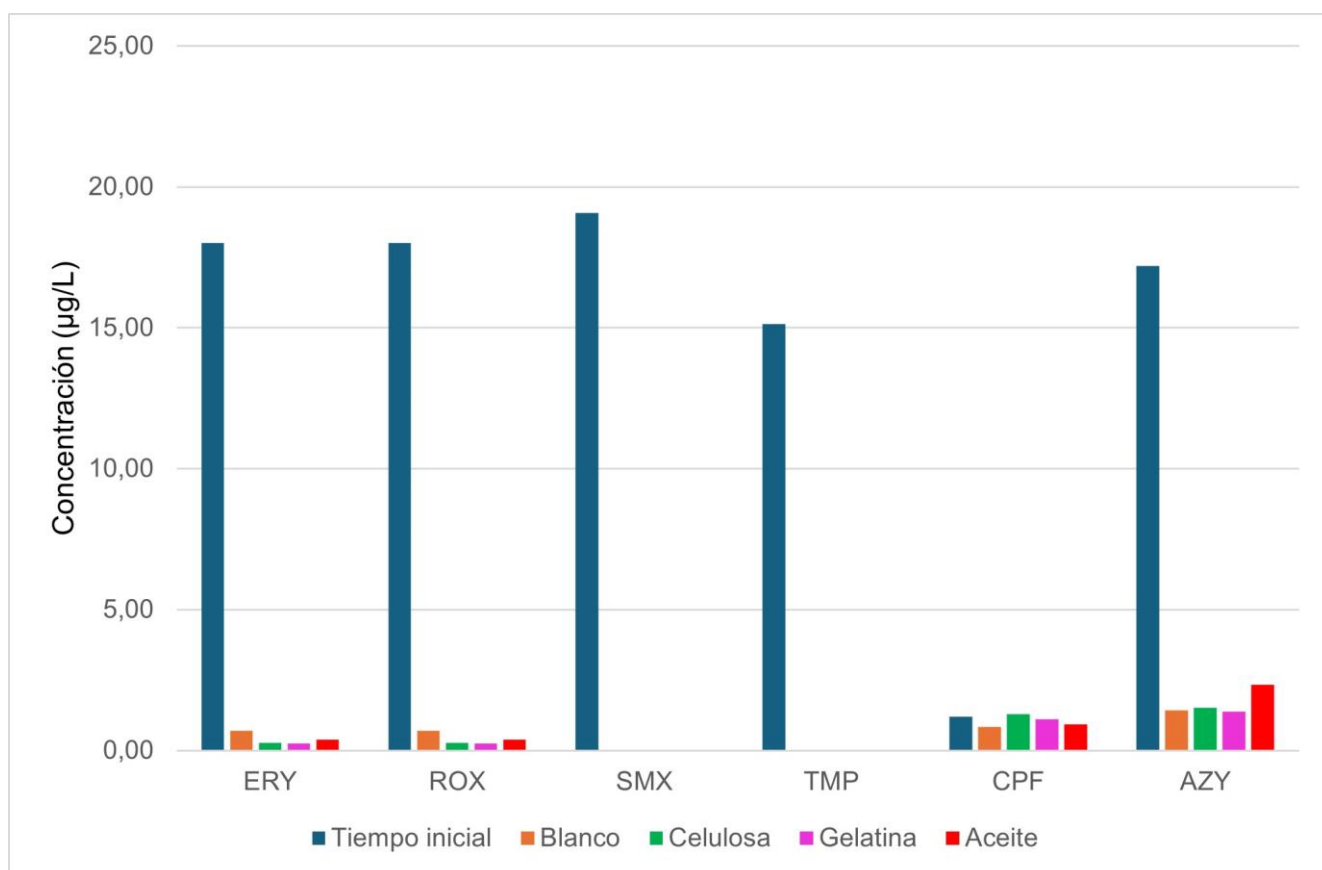


Figura 4-4 Determinación de contaminantes emergentes en antibióticos (1/2)

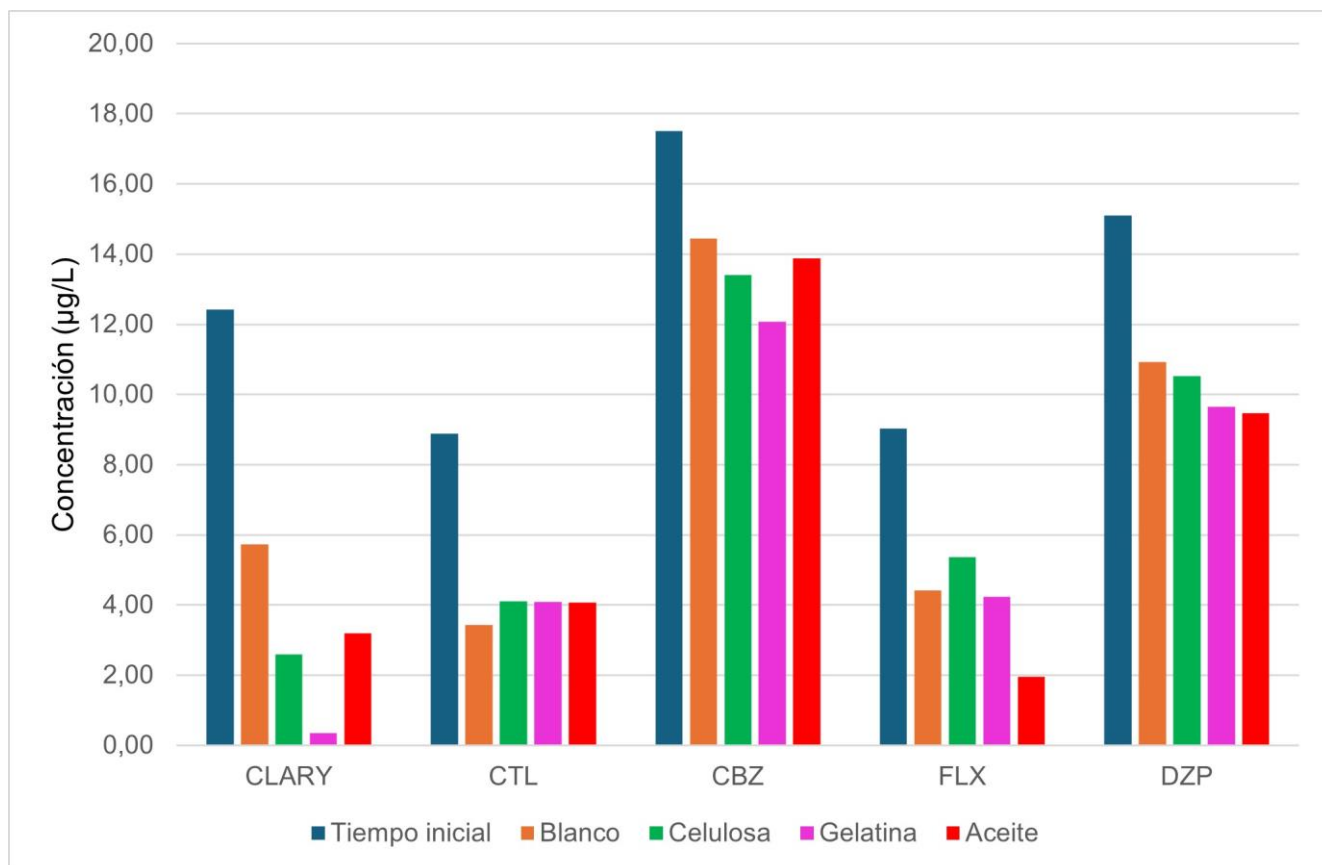


Figura 4-5 Determinación de contaminantes emergentes en antibióticos (2/2)

4.3 Comportamiento de pH, contaminantes convencionales y emergentes en el experimento 2

4.3.1 pH

Para la determinación del pH del segundo experimento se siguió el mismo proceso que en el experimento anterior, sin embargo, en este caso únicamente se determinó el pH inicial de la primera botella, que contenía la muestra de lodos de CARNOTA+INTERMARES, asumiendo un valor similar de pH para cada uno de los reactores restantes, siendo un valor de pH de 7,55. No se espera que la adición de FORSU, aceite o glicerina tenga un impacto en el pH inicial.

En la Tabla 4-11 se muestran los valores del pH, con sus desviaciones correspondientes para todos los reactores del segundo experimento.

	pH FINAL	
	Media	DS
CAR_INT	7,26	0,03
CAR_INT+FO	7,28	0,01
CAR_INT+AC	7,27	0,02
CAR_INT+GLI	7,25	0,01
PAT	7,30	0,01
PAT+FO	7,25	0,01

Tabla 4-11 pH final del Experimento 2

Al igual que ocurre en el primer experimento, tras someter las muestras a un proceso de digestión anaerobia, estas acaban siendo ligeramente más neutras de lo que eran inicialmente. Los valores del pH resultaron similares en todos los casos. Estos resultados demuestran que dicho proceso permite obtener un lodo más estable y adecuado para su desecho al mar.

4.3.2 Sólidos

En cuanto a la determinación de sólidos, el proceso fue el mismo que en el anterior experimento, por ello se ha elaborado la Tabla 4-12, donde se muestran los valores de sólidos totales, volátiles e inorgánicos de las muestras analizadas. Nótese que en la citada Tabla se muestran los valores iniciales y finales de estos sólidos, así como sus desviaciones típicas. Asimismo, en la Figura 4-6 se muestran los porcentajes de eliminación de los sólidos totales y volátiles respecto a cada muestra.

Tal y como se muestra en la Figura 4-6, en todos los casos la eliminación de sólidos, tanto totales como volátiles, es superior al 10 %. Asimismo, el mayor porcentaje de eliminación de sólidos se registró en el reactor que contenía glicerina como sustrato aparte del lodo CARNOTA+INTERMARES.

La elevada biodegradabilidad experimentada por la glicerina en el proceso de digestión anaerobia se debe a su estructura química simple y su alta solubilidad, lo que permite su rápida asimilación por los microorganismos. En comparación, los lípidos requieren etapas previas de hidrólisis y pueden generar compuestos inhibidores, lo que ralentiza su degradación. Por su parte, el FORSU presenta un comportamiento intermedio debido a su composición heterogénea, que incluye fracciones de distinta biodegradabilidad [27], [28].

	ST (g/L)		SV (g/L)		SI (g/L)	
	Media	DS	Media	DS	Media	DS
t0 CAR_INT	15,49	0,42	8,59	0,19	5,89	0,62
t0 CAR_INT+FO	16,56	-	9,62	-	6,95	-
t0 CAR_INT+AC	16,62	-	9,49	-	7,13	-
t0 CAR_INT+GLI	18,99	-	12,09	-	6,90	-
t0 PAT	16,11	-	7,78	-	8,33	-
t0 PAT+FO	17,18	-	8,80	-	8,38	-
tf CAR_INT	12,96	1,02	6,05	1,20	6,90	1,03
tf CAR_INT+FO	13,85	0,33	6,46	1,71	7,38	1,10
tf CAR_INT+AC	12,47	0,53	6,41	0,68	5,78	0,77
tf CAR_INT+GLI	11,46	0,13	6,31	0,20	5,15	0,06
tf PAT	12,49	0,28	6,74	0,05	5,74	0,34
tf PAT+FO	12,58	0,28	6,75	0,55	5,29	0,27

Tabla 4-12 Valores medios y desviaciones estándar (DS) de sólidos totales (ST), volátiles (SV) e inorgánicos (SI) del tiempo inicial (t0) y final (tf) del Experimento 2

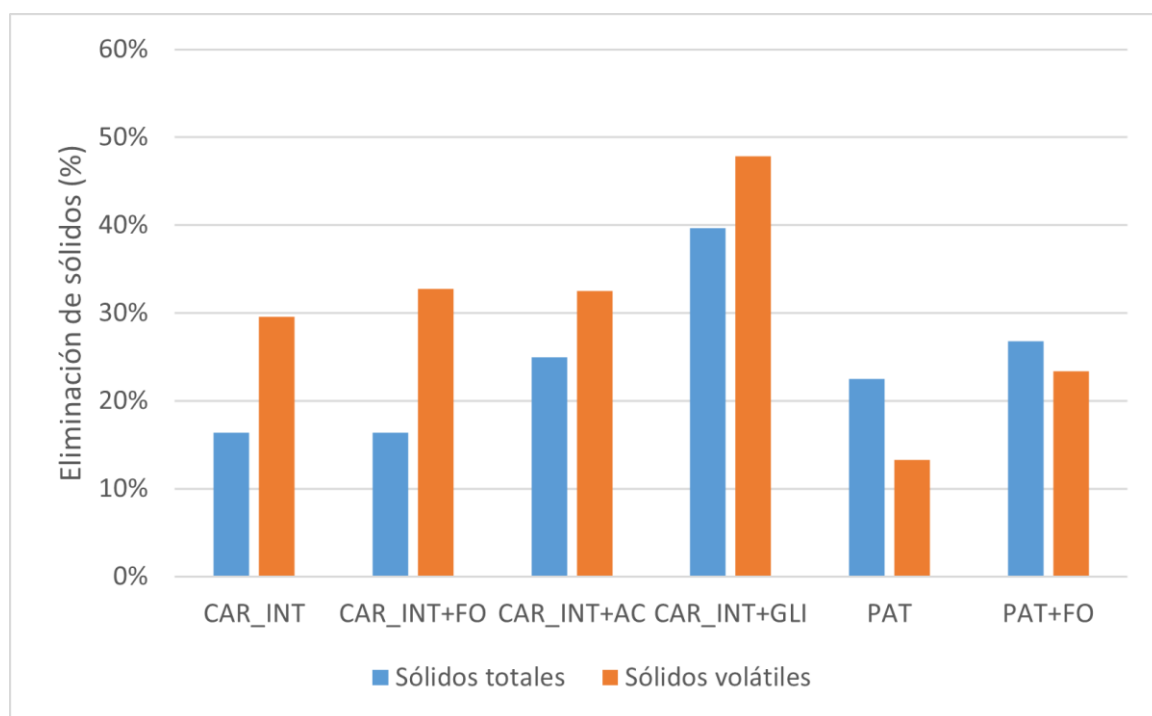


Figura 4-6 Porcentaje de eliminación de sólidos totales y volátiles de las muestras

Asimismo, es notable la diferencia de eliminación de los lodos del Patiño, siendo esta menor que en el resto de las muestras. Esto puede ser debido a que estos lodos tengan una materia orgánica más difícil de degradar.

4.3.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

En cuanto a la DQO del segundo experimento, resulta importante destacar que únicamente se tomaron muestras iniciales de la “Botella 1” y de los lodos usados de manera separada, es decir, CARNOTA+INTERMARES y PATIÑO por separado. Esto fue así puesto que tener una mezcla inicial con sustrato homogénea es complejo, resultando que saldrían valores poco realistas. Por ello, para llegar a una aproximación teórica de lo que sería la DQO inicial del resto de botellas se ha hecho a través de unas relaciones de gDQO/gSV.

Así, para los reactores en los que se introdujo la FORSU, se aplicó una relación gDQO/gSV de 1,5, dicha relación ha sido utilizada de acuerdo con los datos mostrados por otros autores [29]. Para calcular la cantidad inicial se sumaron las cantidades de DQO en función de las proporciones utilizadas y que fueron definidas en el apartado correspondiente del Desarrollo del TFG. Según el caso, se sumó la DQO del inóculo introducido, la del lodo CARNOTA+INTERMARES y la de la FORSU con su correspondiente relación. Para la botella en la que se introdujo PATIÑO+FORSU también se usó la relación de 1,5.

Siguiendo el mismo proceso descrito anteriormente, para el aceite se aplicó una relación gDQO/gSV de 2,9. Para esta botella cambiaron las cantidades anteriores por lo que fue necesario calcular nuevamente la cantidad inicial según las cantidades usadas en la botella [30].

Por último, para la botella a la que se introdujo glicerina se aplicó una relación gDQO/gSV de 1,2, y al igual que en el resto de casos anteriores los cálculos se hicieron de manera homóloga [30].

Estos resultados se muestran en la Tabla 4-13, donde se observan los valores calculados, así como los obtenidos al final del experimento. Asimismo, en la Figura 4-7 se muestra el porcentaje de eliminación de DQO según la botella correspondiente.

	DQO INICIAL (g O ₂ /L)		DQO FINAL (g O ₂ /L)	
	Media	DS	Media	DS
CAR_INT	12,77	0,67	10,64	0,39
CAR_INT+FO	15,55	-	10,53	0,22
CAR_INT+AC	18,66	-	10,42	0,11
CAR_INT+GLI	20,33	-	9,63	-
PATIÑO	12,65	1,58	10,30	-
PAT+FO	15,43	-	9,41	-

Tabla 4-13 Comparación de DQO inicial y final

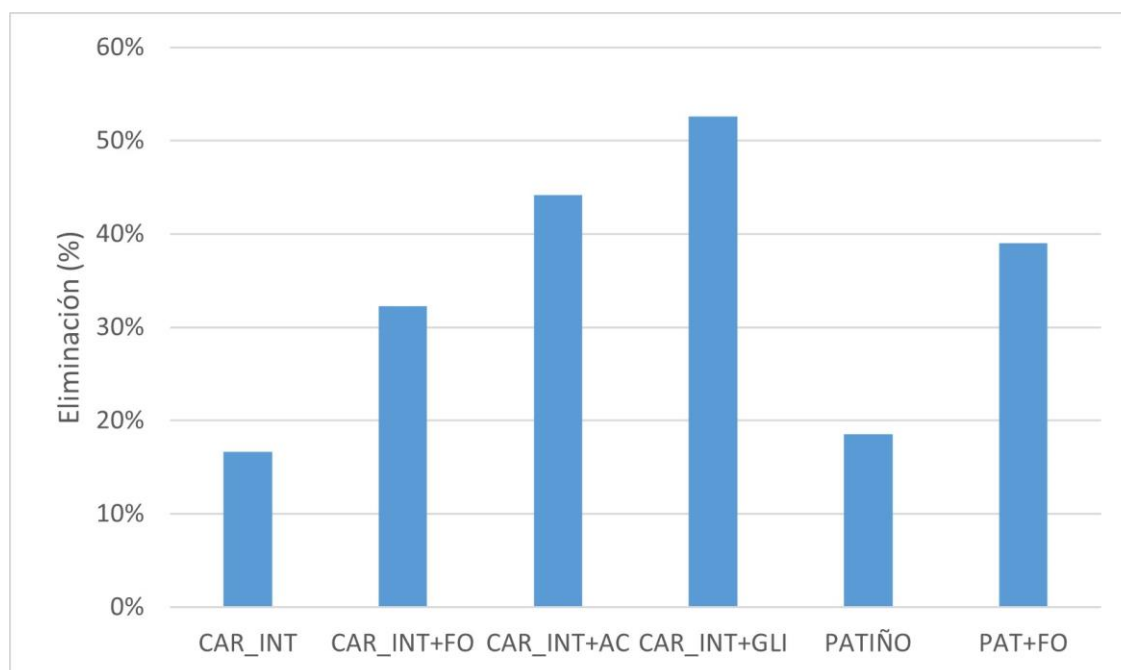


Figura 4-7 Porcentaje de eliminación de DQO

Observando los datos que figuran en la Figura 4-7 se pueden extraer varias conclusiones. La primera de ellas es que en todos los casos donde se introdujo sustrato en el reactor la eliminación de DQO fue notablemente mayor, esto resulta lógico puesto que en los sustratos presentan más materia orgánica. Además, el mayor porcentaje de eliminación se registró en el reactor en que se le introdujo glicerina. Esto ocurre de igual manera en la eliminación de sólidos vista anteriormente, donde también la botella con glicerina fue la que más sólidos fue capaz de eliminar y la que teóricamente tendría que haber eliminado más cantidad de DQO [27]. Por ello, también se confirma que la materia orgánica del Patiño era más difícilmente biodegradable, pues tanto DQO como SV se degradan peor que los lodos CARNOTA+INTERMARES.

4.3.4 Amonio

Al igual que en el primer experimento, en la Tabla 4-14 se muestran los resultados de nitrógeno amoniacal total, amoníaco y amonio, todos calculados de igual manera que el anterior experimento.

	Nitrógeno amoniacal total (mg N-NH ₃ /L)		Amoníaco (mg N-NH ₃ /L)	Amonio (mg N-NH ₄ ⁺ /L)
	Media	DS		
t0 CAR_INT	525,00	-	22,58	502,43
to CAR_INT+FO	525,00	-	22,58	502,43
t0 CAR_INT+AC	525,00	-	22,58	502,43
t0 CAR_INT+GLI	525,00	-	22,58	502,43
t0 PAT	613,33	-	26,37	586,96
t0 PAT+FO	613,33	-	26,37	586,96
tf CAR+INT	735,00	40,00	16,91	718,10
tf CAR+INT+FO	707,50	2,50	16,27	691,23
tf CAR+INT+AC	575,00	27,50	13,23	561,78
tf CAR+INT+GLI	700,00	38,10	16,10	683,90
tf PAT	630,00	34,29	14,49	615,51
tf PAT+FO	660,00	35,92	15,18	644,82

Tabla 4-14 Resultados de nitrógeno amoniacal total, amoníaco y amonio

Se puede observar que, al igual que ocurre en el primer experimento, en el caso del nitrógeno amoniacal total y el amonio, sus valores finales son mayores en comparación con el inicio del experimento. Además, en el caso de ambas muestras con lodos del Patiño, su aumento fue menor en comparación con los lodos de la mezcla CARNOTA+INTERMARES. En los lodos del Patiño el aumento fue del 3 % y al introducirle la FORSU fue del 8%. Asimismo, el aumento en el caso de reactores que contenían lodos de CARNOTAS+INTERMARES fue del 10 % con la mezcla de aceite. Sin embargo, el resto superan el 30 %, obteniendo el mayor aumento la mezcla de lodo CARNOTA+INTERMARES sin ningún sustrato añadido. Resulta importante recordar que un alto nivel de nitrógeno amoniacal representa que pueda tener un uso adecuado como fertilizante de plantas.

En cuanto al amoníaco, al igual que en el primer experimento, en todos los casos disminuye su concentración en las muestras tras el proceso de digestión anaerobia. No solo eso, sino que también su valor, en todos los casos, está muy por debajo de 50 mg/L, límite que permitiría al proceso seguir sin inhibición.

A diferencia del resto de los experimentos, en el segundo se realizó la medición de nitrógeno total, método que se explica en el desarrollo de este trabajo. Las muestras que se midieron fueron las se muestran en la Tabla 4-15 se muestran los resultados obtenidos.

	Nitrógeno total (mg N/L)	
	Media	DS
t0 INT_CAR	725	-
tf INT_CAR	1025	75
tf INT_CAR+FO	825	25
tf INT_CAR+AC	775	25
tf INT_CAR+GLI	950	-
tf PAT	900	-
tf PAT+FO	800	-

Tabla 4-15 Resultados medidos de nitrógeno total

Como se puede apreciar, los valores de nitrógeno total aumentan tras la digestión anaerobia, al igual que con el nitrógeno amoniacal esto se debe a la degradación de compuestos orgánicos nitrogenados como proteínas y aminoácidos durante la digestión anaerobia. A través del proceso de amonificación, el nitrógeno orgánico se transforma en amonio (NH_4^+), que es una forma soluble y fácilmente detectable. No se genera más nitrógeno, sino que se transforma a una forma más disponible, lo que provoca un incremento de su concentración en el medio.

4.3.5 Fosfato

En la Tabla 4-16 se muestran los resultados obtenidos tras la medición de fosfatos llevada a cabo para las muestras del segundo experimento. En esta Figura se muestran los datos de PO_4^{3-} y P-PO_4^{3-} en mg/L. En este caso, se usó la muestra inicial de lodos CARNOTA+INTERMARES como la referencia para el resto de las muestras.

	Fosfato (mg PO_4^{3-} /L)		Fosfato (mg P-PO_4^{3-} /L)
	Media	DS	
t0 INT_CAR	368	53	105
t0 INT_CAR+FO	368	-	120
t0 INT_CAR+AC	430	-	140
t0 INT_CAR+GLI	368	-	120
t0 PAT	446	-	145
t0 PAT+FO	446	-	145
tf INT_CAR	578	-	188
tf INT_CAR+FO	560	-	175
tf INT_CAR+AC	600	-	195
tf INT_CAR+GLI	630	-	205
tf PAT	500	-	160
tf PAT+FO	460	-	150

Tabla 4-16 Resultados de la medición de fosfato

Se puede observar que, al igual que ocurría en el primer experimento, los valores tanto de PO_4^{3-} como de P-PO_4^{3-} aumentan tras someterlo al proceso de digestión anaerobia. El aumento de fosfatos tras la digestión anaerobia se debe a la mineralización del fósforo orgánico presente en el sustrato, que es transformado por la actividad microbiana en ortofosfato soluble (PO_4^{3-}). Estos valores altos de fosfato les otorgan a las muestras una buena capacidad para trabajar como fertilizantes de plantas, al igual que el amonio [8].

Al igual que ocurre con el nitrógeno, en el segundo experimento se realizó la medición de fósforo total. Esta decisión se tomó por la falta de tiempo y escasez de muestras disponibles para realizar este tipo de caracterización en los demás experimentos. Por ello, en la Tabla 4-17, se muestran los valores medidos inicialmente y tras finalizar el segundo experimento de fósforo total. La única muestra inicial medida fue la del reactor con lodo CARNOTA+INTERMARES.

	Fósforo total (mg P/L)	
	Media	DS
t0 INT_CAR	279	-
tf INT_CAR	508	13
tf INT_CAR+FO	560	45
tf INT_CAR+AC	518	13
tf INT_CAR+GLI	515	-
tf PAT	490	-
tf PAT+FO	530	-

Tabla 4-17 Resultados medidos de fósforo total

Como se muestra en la Tabla 4-17, y al igual que ocurre con los fosfatos y el amonio, en todos los casos el nivel de fósforo total de las muestras aumenta, esto se debe principalmente a la mineralización del fósforo orgánico presente en el sustrato, que se transforma en fosfato inorgánico soluble (PO_4^{3-}). Además, procesos como la lisis celular y la solubilización de compuestos particulados favorecen la liberación de fósforo al medio. Esto está íntimamente relacionado con lo que ocurre en el fosfato.

4.3.6 Contaminantes emergentes

Al igual que en el primer experimento, se llevaron a cabo la medición de contaminantes emergentes tales como antiinflamatorios y antibióticos indicados previamente. En la Figura 4-8 y en la Figura 4-9 se muestran los resultados obtenidos en la medición de antiinflamatorios. Asimismo, en la Figura 4-10, y en la Figura 4-11 se muestran las concentraciones iniciales y finales de los diferentes antibióticos analizados. Los lodos del Patiño y los lodos CARNOTA +INTERMARES se separaron puesto que más allá de la adición de fármacos, cada lodo tiene una concentración de partida diferente, lo que en algunos compuestos afecta significativamente el tiempo inicial.

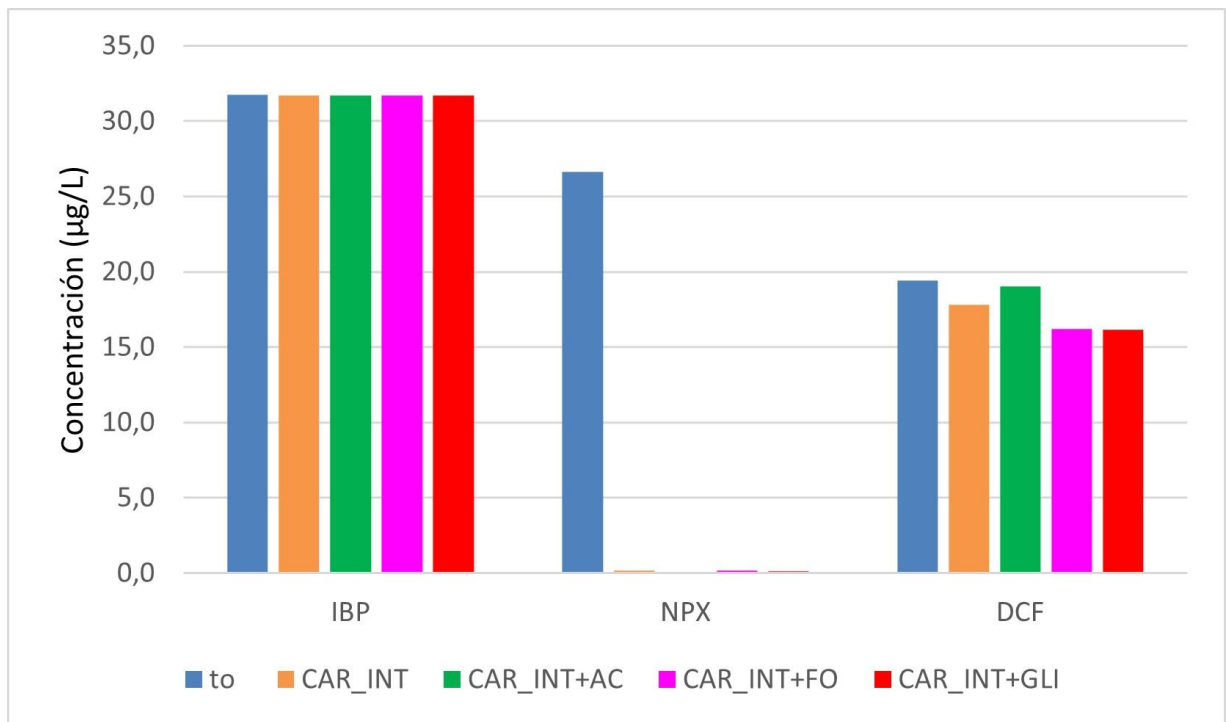


Figura 4-8 Concentración inicial y final de cada antiinflamatorio (1/2)

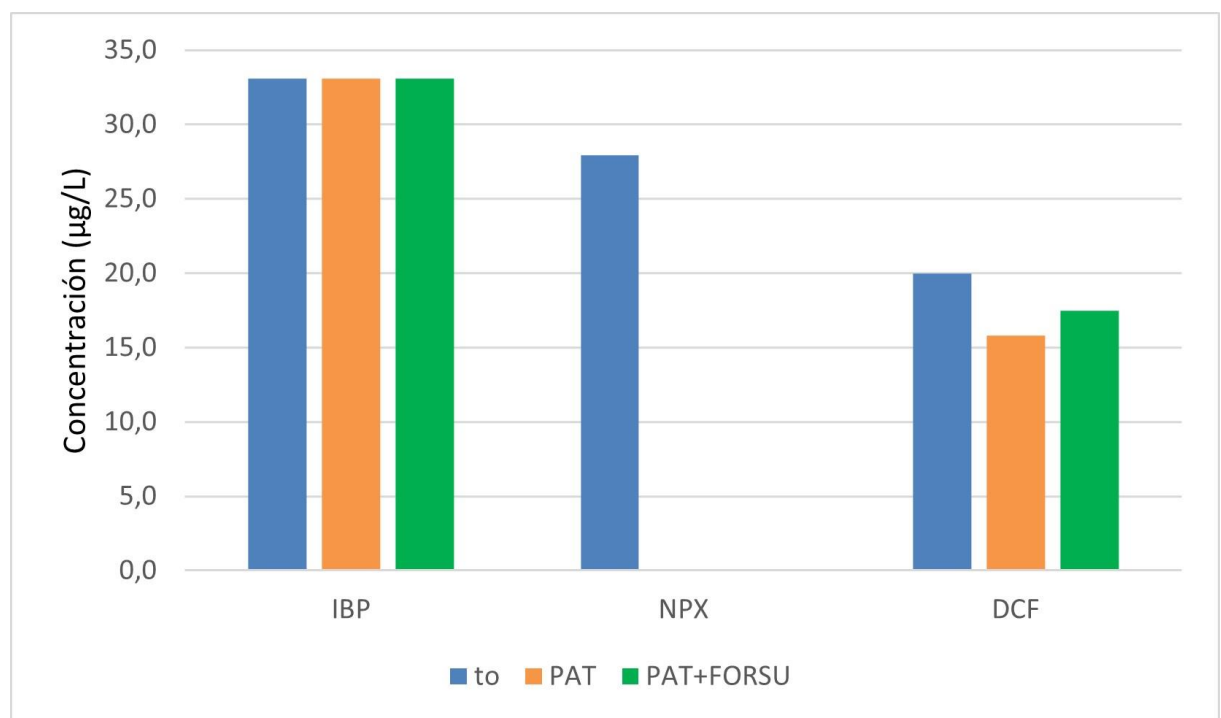


Figura 4-9 Concentración inicial y final de cada antiinflamatorio (2/2)

Como se aprecia en las figuras anteriores y, al igual que ocurría en el primer experimento, el Naproxeno es el antiinflamatorio que mejor se degrada. Sin embargo, en el caso del ibuprofeno y del diclofenaco, la reducción fue nula o casi nula, resultado de sus estructuras más estables. Los resultados fueron semejantes a los que se obtuvieron en el primer experimento.

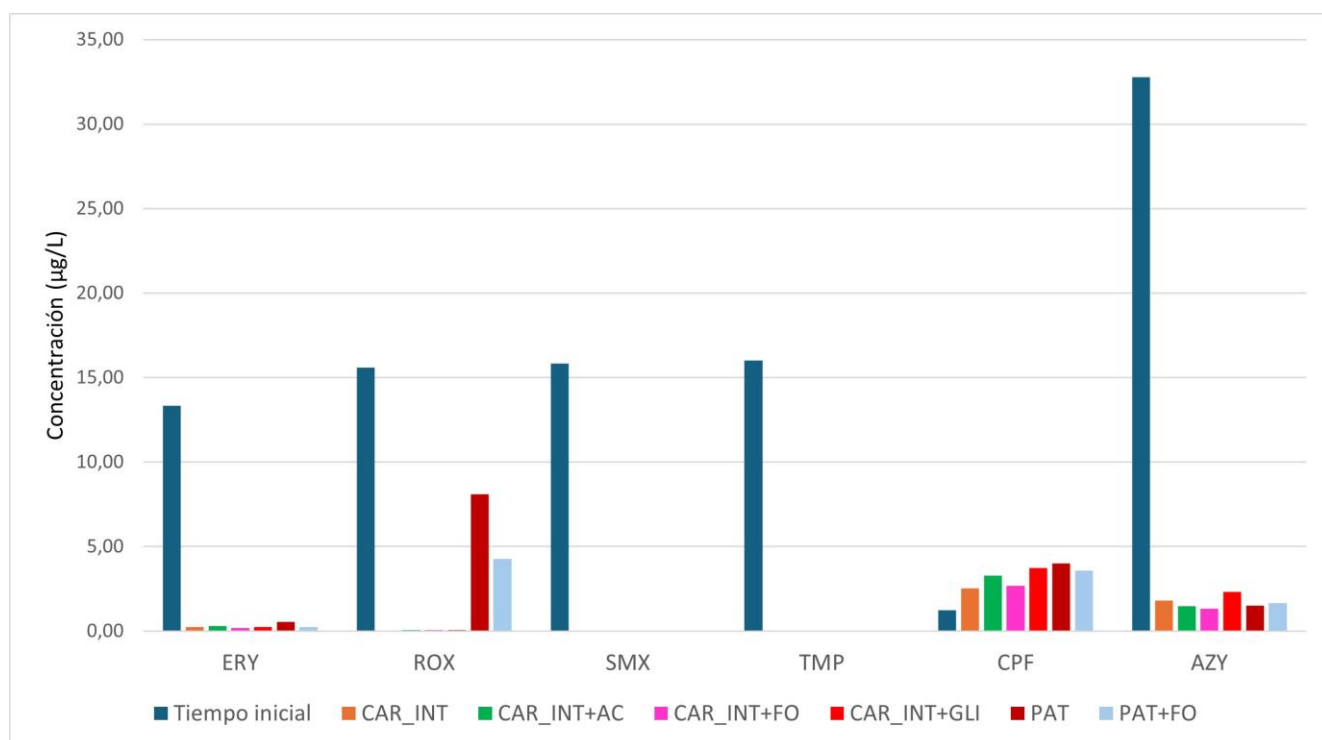


Figura 4-10 Determinación de antibióticos (1/2)

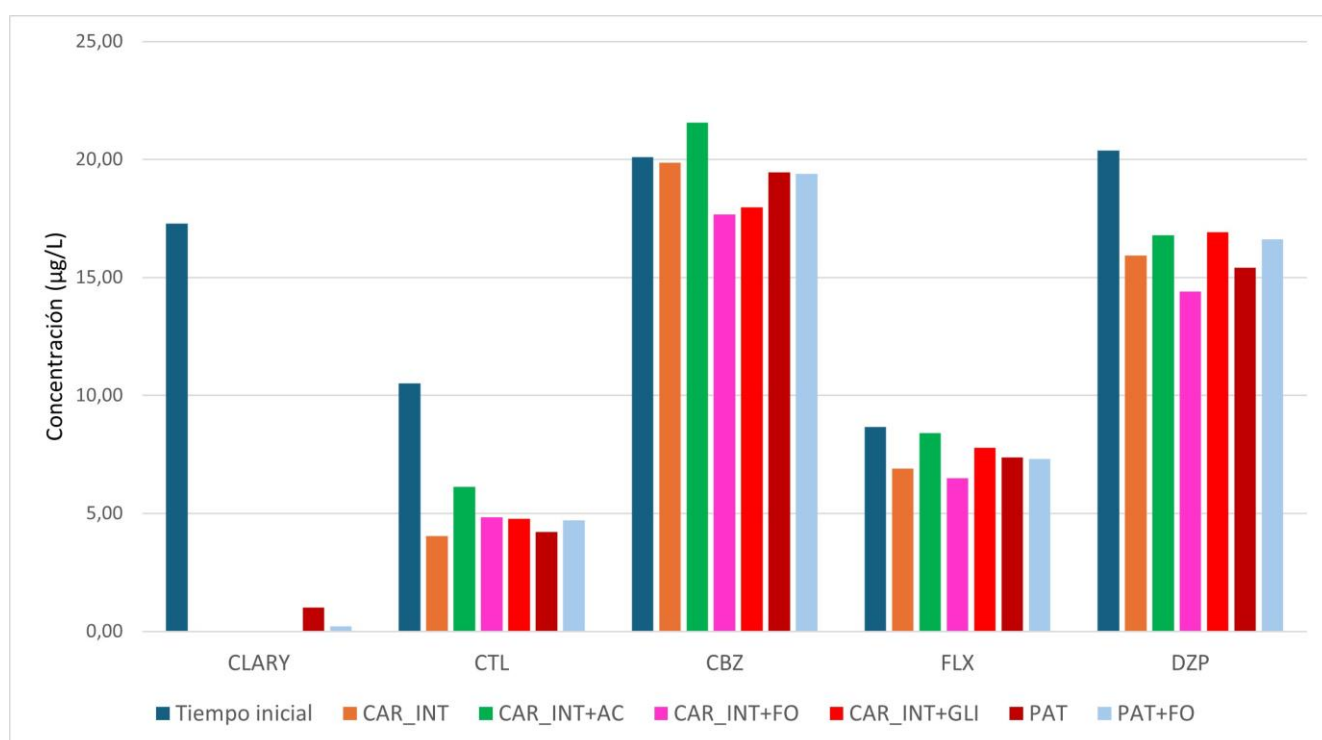


Figura 4-11 Determinación de antibióticos (2/2)

En el caso de los antibióticos, ocurre algo similar a lo ocurrido en el primer experimento, pues tanto el ERY, ROX, SMX, TMP, CPF, AZY y CLARY se degradaron considerablemente. En estos casos, cabe destacar que los reactores con lodos del Patiño han mostrado concentraciones mayores, lo que indica que no llegan a degradarse íntegramente o requieren de tiempos superiores a los empleados en el experimento. Para el CTL, CBZ, FLX y DZP las degradaciones fueron menores, en el caso del CTL ronda el 50 % y para el resto fueron notablemente menores, incluso en algunos casos no hubo degradación alguna.

4.4 Comportamiento de pH y contaminantes convencionales en el experimento 3

Para el tercer experimento se realizaron todos los procedimientos descritos en apartados anteriores, sin embargo, no aparecen los resultados obtenidos sobre contaminantes emergentes, estos son análisis externos y requieren de cierto tiempo, es por ello por lo que no están disponibles.

4.4.1 pH

Se procedió de manera similar a los 2 experimentos anteriores. En este caso se determinó el pH inicial del reactor 1 que contenía la mezcla de lodos de CARNOTA+INTERMARES. En base a ello, se asumió que el pH del resto de las botellas era equivalente al de dicha muestra. El valor registrado en este caso fue de 7,63.

En la Tabla 4-18 se presentan los valores de pH obtenidos, junto con sus correspondientes desviaciones, para todas las botellas del tercer experimento (un total de 6). Al igual que en los experimentos anteriores, tras someter las muestras al proceso de digestión anaerobia, se observa una tendencia hacia valores de pH más próximos a la neutralidad. Además, los valores obtenidos presentan escasa variabilidad entre las distintas muestras. Este comportamiento es coherente con lo esperado desde el punto de vista teórico, tal y como se ha explicado previamente. Asimismo, la aproximación a valores de pH neutros refuerza la validez del proceso estudiado, ya que permite obtener un lodo con características más adecuadas para su vertido al medio marino.

	pH FINAL	
	Media	DS
BLANCO	7,38	0,03
CAR_INT	7,37	0,01
CAR_INT+AC	7,40	0,01
CAR_INT+FO	7,51	0,01
CAR_INT+AC+FO	7,47	0,01

Tabla 4-18 pH final del Experimento 3

4.4.2 Sólidos

En lo que respecta a la determinación de sólidos, se siguió el mismo procedimiento que en el experimento anterior. Como resultado, se ha elaborado en la Tabla 4-19, en la que se recogen los valores de sólidos totales, volátiles e inorgánicos correspondientes a las muestras analizadas. En dicha Tabla se representan tanto los valores iniciales como finales de estos parámetros, junto con sus respectivas desviaciones. Por otra parte, en la Figura 4-12 se muestran los porcentajes de eliminación de los sólidos totales y volátiles para cada una de las muestras analizadas.

	ST (g/L)		SV (g/L)		SI (g/L)	
	Media	DS	Media	DS	Media	DS
t0 BLANCO	11,23	0,74	6,03	0,55	5,89	0,46
t0 CAR_INT	14,42	-	8,29	-	6,13	-
t0 CAR_INT+AC	15,74	-	9,70	-	6,04	-
t0 CAR_INT+FO	15,50	-	9,32	-	6,18	-
t0 CAR_INT+AC+FO	15,61	-	9,64	-	5,97	-
tf BLANCO	9,84	0,32	4,97	0,48	4,87	0,70
tf CAR_INT	11,56	0,06	6,29	0,06	5,28	0,12
tf CAR_INT+AC	11,25	0,38	6,26	0,35	4,98	0,03
tf CAR_INT+FO	10,43	0,37	6,39	0,50	4,04	0,01
tf CAR_INT+AC+FO	10,66	0,02	5,92	0,03	4,74	0,01

Tabla 4-19 Valores medios y desviaciones estándar (DS) de sólidos totales (ST), volátiles (SV) e inorgánicos (SI) del tiempo inicial (t0) y final (tf) del Experimento 3

Tal y como muestra la Figura 4-12, en todos los casos la eliminación de sólidos, tanto totales como volátiles, supera el 10 %. Además, la eliminación en aquel reactor que se ha llevado a cabo la co-digestión con fracción orgánica procedente de restos de comida (FORSU) ha registrado la mayor eliminación sólidos (por encima del 30 %), incluso superior a la obtenida por la triple digestión lodo, aceite y FORSU, lo que puede indicar que el aceite puede ralentizar esta eliminación al estar mezclada con otro sustrato.

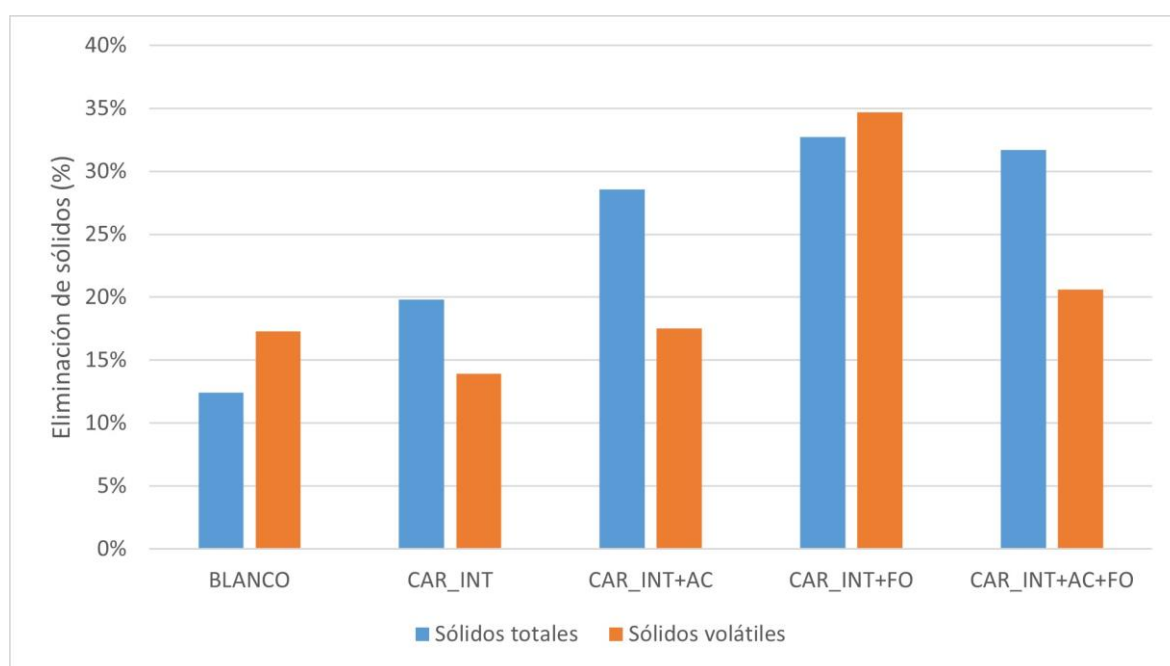


Figura 4-12 Porcentaje de eliminación de sólidos totales y volátiles de las muestras

Como se puede observar, y comparando con el resto de los experimentos, en cuanto a sólidos se refiere, la eliminación de estos en condiciones termófilas es notablemente menor que en condiciones mesófilas. Sin embargo, la eliminación del reactor con la FORSU se mantuvo en la misma línea que en el experimento anterior.

4.4.3 Demanda Química de Oxígeno (DQO)

Para el tercer experimento, las medidas de DQO iniciales fueron únicamente las de la “Botella 1”. A partir de esta, la DQO del resto de muestras fue determinada siguiendo el proceso explicado en el segundo experimento, usando las mismas proporciones.

En la Tabla 4-20 se muestran los resultados de la DQO antes y tras los 19 días de digestión anaerobia que duró el tercer experimento. Asimismo, en la Figura 4-13 se muestran los porcentajes de eliminación de DQO de cada muestra.

	DQO INICIAL (g O ₂ /L)		DQO FINAL (g O ₂ /L)	
	Media	DS	Media	DS
BLANCO	9,80	-	7,62	0,22
CAR_INT	12,47	-	9,86	-
CAR_INT+AC	20,61	-	8,06	-
CAR_INT+FO	15,25	-	7,62	-
CAR_INT+AC+FO	16,09	-	9,18	-

Tabla 4-20 Comparación de DQO inicial y final

En todos los casos, la eliminación de DQO superó el 20 %. Además, de manera similar a lo ocurrido en el experimento anterior, la muestra de lodo con aceite fue capaz de eliminar mayor porcentaje de DQO, incluso superior a la codigestión lodo-FORSU. Sin embargo, el reactor en el que se introdujeron ambos sustratos fue el que registró una menor reducción de la DQO de entre aquellos reactores en los que se llevó a cabo una codigestión.

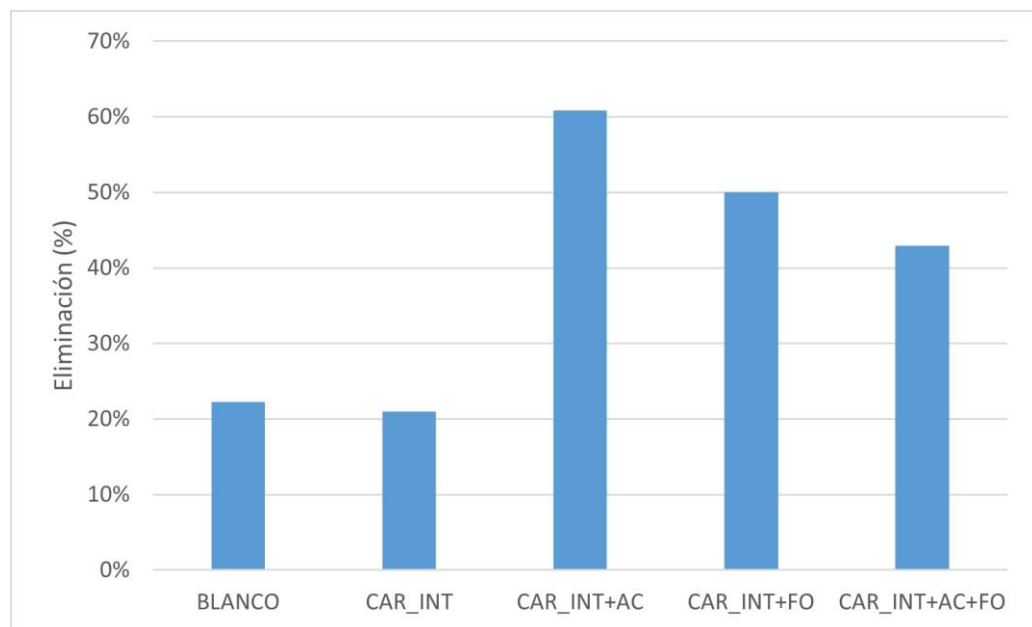


Figura 4-13 Porcentaje de eliminación de DQO

Al contrario de lo que ocurre en los sólidos, la eliminación de DQO de este experimento es mayor que la que se puede observar en los experimentos en condiciones mesófilas. El aumento es muy notable, siendo la diferencia de más del 10% en todos los casos.

4.4.4 Amonio

En la Tabla 4-21 se muestran los resultados obtenidos tras la medición de amonio en cada uno de los reactores que formaban parte del experimento 3. La manera en la que se han realizado los cálculos es la misma explicada en apartados anteriores.

	Nitrogeno amoniacal total (mg N-NH ₃ /L)		Amoníaco (mg N-NH ₃ /L)	Amonio (mg N-NH ₄ ⁺ /L)
	Media	DS		
to BLANCO	395,00	-	56,09	338,91
to CAR_INT	506,11	-	71,87	434,24
to CAR_INT+AC	506,11	-	71,87	434,24
to CAR_INT+FO	506,11	-	71,87	434,24
to CAR_INT+AC+FO	506,11	-	71,87	434,24
tf BLANCO	485,00	60,00	44,14	440,87
tf CAR_INT	825,00	102,06	75,08	749,93
tf CAR_INT+AC	685,00	84,74	62,34	622,67
tf CAR_INT+FO	715,00	88,45	65,07	649,94
tf CAR_INT+AC+FO	705,00	87,22	64,16	640,85

Tabla 4-21 Resultados de nitrógeno amoniacal total, amoníaco y amonio

Para el nitrógeno amoniacal total, los resultados son coherentes con lo esperado, registrándose un aumento de este compuesto. Tras la digestión anaerobia, se registró un aumento superior al 20 % en todos los reactores. El aumento más notable ocurrió en la muestra CARNOTA+INTERMARES sin sustrato añadido, que pasó de un valor de 506,11 a 825,00±102,06 mg/L. Esto es un indicativo de que el aumento de nitrógeno amoniacal no tiene correlación con los sustratos añadidos a las muestras. El aumento menor lo obtuvo la muestra “Blanco”, con un aumento del 23 %, lo cual parece coherente al no tener esta muestra ningún lodo ni sustrato añadido.

En el caso del amoníaco, cabe destacar que lo interesante es obtener una reducción de este compuesto. Sin embargo, al contrario que en los experimentos anteriores, la reducción ha sido menor. La principal diferencia entre el experimento 2 y 3 es que este último se llevó a cabo bajo condiciones termófilas (temperatura de 55 °C), si a eso se le suma que se tiene un pH final ligeramente más alcalino en comparación con el resto de los experimentos, da como resultado unos valores de amoníaco en los que una única muestra no supera los 50 mg/L, pudiendo iniciarse una inhibición del proceso en aquellos casos cuyo valor del parámetro se encuentra entre 62 y 75 mg/L.

4.4.5 Fosfato

En la Tabla 4-22 se muestran los resultados obtenidos de PO₄³⁻ y P- PO₄³⁻ en mg/L. Para este experimento, la única muestra que se midió inicialmente fue la de la primera botella, esta será la usada de referencia.

	Fosfato (mg PO_4^{3-} /L)	Fosfato (mg P- PO_4^{3-} /L)
	Media	
t0 BLANCO	225	75
to INT_CAR	308	101
to INT_CAR+AC	371	121
to INT_CAR+FO	308	101
t0 INT_CAR+AC+FO	333	109
tf BLANCO	443	145
tf INT_CAR	420	135
tf INT_CAR+AC	475	155
tf INT_CAR+FO	415	135
tf INT_CAR+AC+FO	415	135

Tabla 4-22 Resultados de la medición de fosfato

Tal y como se puede comprobar, y al igual que en el resto de los experimentos, las cantidades de estos compuestos aumenta tras la digestión anaerobia, incluso en condiciones termófilas. En este caso, se han registrado aumentos superiores al 50 %. Es importante recordar que un alto nivel de estos compuestos resulta favorable para un uso como fertilizante.

5 CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS

5.1 Conclusiones

El presente Trabajo de Fin de Grado ha tenido como objetivo principal evaluar la eficacia de la digestión anaerobia como tecnología de tratamiento para residuos orgánicos generados en buques, considerando tanto la eliminación de contaminantes convencionales como el comportamiento de contaminantes emergentes, en particular compuestos farmacéuticos. A partir de los resultados obtenidos, se pueden extraer las siguientes conclusiones.

En primer lugar, es necesario destacar, que, de acuerdo con los objetivos del trabajo, ha sido posible caracterizar lodos de diferentes buques de la Armada, permitiendo a este trabajo no solo ser base de investigación para la Armada, pero al tener tanta variedad de muestras, permitir que los resultados fueran eficaces. Asimismo, hemos sido capaces de analizar la capacidad de degradación a través de la digestión anaerobia de residuos ricos en lípidos, proteínas o carbohidratos.

En primer lugar, se ha comprobado que la digestión anaerobia constituye un proceso eficaz para la reducción de la carga orgánica presente en los residuos estudiados. La disminución observada en los valores de DQO en todos los ensayos realizados pone de manifiesto una adecuada actividad biológica y una eficiente degradación de la materia orgánica biodegradable. Este hecho se ve reforzado por la reducción significativa de los sólidos, especialmente de la fracción volátil, lo que indica una mineralización efectiva de los compuestos orgánicos y una estabilización del residuo tratado. En este sentido, el proceso contribuye no solo a la reducción del volumen de residuos, sino también a la mejora de sus características para una gestión posterior más segura.

En relación con la evolución de los parámetros fisicoquímicos, se ha observado que el pH tiende a valores próximos a la neutralidad al final del proceso, lo cual es indicativo de un sistema anaerobio estable y correctamente equilibrado entre las distintas fases microbiológicas. Este aspecto resulta fundamental para garantizar la continuidad y eficiencia del proceso, especialmente en sistemas aplicados a escala real.

Por otro lado, el análisis de nutrientes ha evidenciado un incremento en las concentraciones de nitrógeno amoniacal y fósforo en forma de fosfatos. Este comportamiento confirma que la digestión anaerobia no elimina estos compuestos, sino que transforma las formas orgánicas en formas inorgánicas más biodisponibles mediante procesos de mineralización. Como consecuencia, aunque se reduce la carga orgánica del residuo, el efluente resultante puede presentar un potencial impacto ambiental si es vertido sin tratamiento adicional, particularmente en lo relativo a fenómenos de eutrofización. No obstante, este mismo hecho abre la posibilidad de valorización del digestato como fertilizante, siempre que se garantice su adecuada gestión.

En cuanto a los contaminantes emergentes, los resultados obtenidos muestran que la digestión anaerobia permite una eliminación parcial de los compuestos farmacéuticos analizados, si bien con una elevada variabilidad en función de su estructura química y propiedades fisicoquímicas. Algunos compuestos presentan altos porcentajes de eliminación, lo que sugiere una mayor susceptibilidad a la biodegradación anaerobia o a procesos de transformación asociados. Sin embargo, otros compuestos muestran una persistencia notable, lo que pone de manifiesto la limitada capacidad del proceso para su eliminación completa. Este comportamiento indica que los mecanismos implicados no se basan exclusivamente en la biodegradación, sino que también pueden intervenir fenómenos de adsorción sobre los lodos o transformaciones parciales que no implican una mineralización total.

Asimismo, se ha analizado la influencia de la adición de co-sustratos en el rendimiento del proceso. Los resultados indican que la incorporación de sustratos fácilmente biodegradables favorece la actividad microbiana, incrementando la eficiencia en la eliminación de materia orgánica y sólidos. Sin embargo, su efecto sobre la eliminación de contaminantes emergentes no es uniforme, lo que sugiere que la co-digestión, aunque beneficiosa desde el punto de vista global del proceso, no garantiza una mejora sistemática en la eliminación de este tipo de compuestos.

Por último, como muestran los resultados, se ha observado una diferencia notable entre los experimentos realizados en condiciones mesófilas y los realizados en condiciones termófilas. El experimento realizado en condiciones termófilas resultó ser más fiable y más efectivo a la hora de degradar los compuestos orgánicos de las muestras.

En conjunto, los resultados obtenidos permiten afirmar que la digestión anaerobia es una tecnología viable y adecuada para el tratamiento de residuos orgánicos generados en el ámbito marítimo, contribuyendo de manera significativa a la reducción de la carga contaminante y a la estabilización del residuo. Su aplicación en buques puede suponer una mejora relevante en la gestión de residuos, facilitando el cumplimiento de la normativa ambiental vigente y reduciendo el impacto sobre el medio marino.

5.2 Líneas futuras

A partir de los resultados obtenidos, se proponen diversas líneas futuras orientadas a profundizar en el conocimiento del proceso y mejorar su aplicabilidad en el tratamiento de residuos generados en buques.

En primer lugar, se propone la optimización de las condiciones operativas del proceso de digestión anaerobia, evaluando la influencia de parámetros como el tiempo de retención hidráulica, la carga orgánica y la temperatura, con el objetivo de maximizar la eficiencia del sistema.

Asimismo, dado que se ha observado una limitada eliminación de contaminantes emergentes, resulta de interés estudiar la integración de tratamientos complementarios fácilmente implementables a bordo, como la adsorción con carbón activo o sistemas biológicos aerobios compactos, que permitan mejorar la calidad del efluente sin incrementar significativamente la complejidad del sistema.

Por otra parte, se podría plantear la valorización del digestato generado, mediante la evaluación de su potencial como fertilizante, analizando su contenido en nutrientes y la posible presencia de contaminantes residuales.

Finalmente, se propone el estudio de la viabilidad de implantación del proceso a escala real en buques, considerando aspectos técnicos, energéticos y normativos que permitan su aplicación en el ámbito marítimo.

6 BIBLIOGRAFÍA

- [1] Armada, «Presentación Buques de Superficie - Presentación Buques Superficie - Armada - Ministerio de Defensa - Gobierno de España». Accedido: 9 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://armada.defensa.gob.es/ArmadaPortal/page/Portal/ArmadaEspannola/buquessuperficie/prefLang-es/>
- [2] Armada, «El Medio Ambiente en la Armada - Armada - Ministerio de Defensa - Gobierno de España». Accedido: 24 de enero de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://armada.defensa.gob.es/ArmadaPortal/page/Portal/ArmadaEspannola/conocenosmedioambiente/prefLang-es/06DivulgacionAmbienta>
- [3] «2_marpol_version_consolidada_2022v2».
- [4] «OMI (Organización Marítima Internacional), “Resolución MEPC.227(64),” 2012.»
- [5] «OMI (Organización Marítima Internacional), “Resolución MEPC.157(55),” 2006.»
- [6] «Biorresiduos», Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Accedido: 30 de enero de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/calidad-y-evaluacion-ambiental/temas/prevencion-y-gestion-residuos/flujos/biorresiduos.html>
- [7] R. Campuzano y S. González-Martínez, «Characteristics of the organic fraction of municipal solid waste and methane production: A review», *Waste Manag.*, vol. 54, pp. 3-12, ago. 2016, doi: 10.1016/j.wasman.2016.05.016.
- [8] G. Tchobanoglous *et al.*, Eds., *Wastewater engineering: treatment and resource recovery*, Fifth Edition. New York: McGraw-Hill Education, 2014.
- [9] «Primer for Municipal Wastewater Treatment Systems».
- [10] «World Health Organization (WHO) (2006). Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater.»
- [11] O. US EPA, «Contaminants of Emerging Concern including Pharmaceuticals and Personal Care Products». Accedido: 3 de febrero de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://www.epa.gov/wqc/contaminants-emerging-concern-including-pharmaceuticals-and-personal-care-products>
- [12] «European Commission (2019). One Health Action Plan against Antimicrobial Resistance.»
- [13] K. Kümmerer, «Pharmaceuticals in the Environment», *Annu. Rev. Environ. Resour.*, vol. 35, n.º 1, pp. 57-75, nov. 2010, doi: 10.1146/annurev-environ-052809-161223.
- [14] L. Appels, J. Baeyens, J. Degreè, y R. Dewil, «Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge», *Prog. Energy Combust. Sci.*, vol. 34, n.º 6, pp. 755-781, dic. 2008, doi: 10.1016/j.pecs.2008.06.002.
- [15] R. A. Parra Huertas, «Digestión anaeróbica: mecanismos biotecnológicos en el tratamiento de aguas residuales y su aplicación en la industria alimentaria», *Prod. Limpia*, vol. 10, n.º 2, pp. 142-159, jul. 2015.

- [16] Y. Luo *et al.*, «A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment», *Sci. Total Environ.*, vol. 473-474, pp. 619-641, mar. 2014, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.12.065.
- [17] T. Aus Der Beek *et al.*, «Pharmaceuticals in the environment—Global occurrences and perspectives», *Environ. Toxicol. Chem.*, vol. 35, n.º 4, pp. 823-835, dic. 2015, doi: 10.1002/etc.3339.
- [18] D. J. Batstone *et al.*, «The IWA Anaerobic Digestion Model No 1 (ADM1)», *Water Sci. Technol.*, vol. 45, n.º 10, pp. 65-73, may 2002, doi: 10.2166/wst.2002.0292.
- [19] S. K. Khanal, Ed., *Anaerobic biotechnology for bioenergy production: principles and applications*. Chichester, UK: Wiley-Blackwell, 2008. doi: 10.1002/9780813804545.
- [20] «AMPTS-III-20230317.pdf». Accedido: 9 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://bpcinstruments.com/wp-content/uploads/2023/03/AMPTS-III-20230317.pdf>
- [21] C. Holliger *et al.*, «Towards a standardization of biomethane potential tests», *Water Sci. Technol.*, vol. 74, n.º 11, pp. 2515-2522, dic. 2016, doi: 10.2166/wst.2016.336.
- [22] «How does temperature regulate anaerobic digestion process?», GNA. Accedido: 12 de marzo de 2026. [En línea]. Disponible en: <https://gna.it.com/temperature-regulation-anaerobic-digestion>
- [23] G. H. Roldán y L. G. Gil, «Eficacia de sistemas de depuración instalados en buques de la Armada para el tratamiento de aguas residuales generadas a bordo».
- [24] «RESAnBiotechIWESTArticle».
- [25] I. Martínez-Alcalá, J. M. Guillén-Navarro, y A. Lahora, «Occurrence and fate of pharmaceuticals in a wastewater treatment plant from southeast of Spain and risk assessment», *J. Environ. Manage.*, vol. 279, p. 111565, feb. 2021, doi: 10.1016/j.jenvman.2020.111565.
- [26] H. Dalton y D. I. Stirling, «Co-metabolism», *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B Biol. Sci.*, vol. 297, n.º 1088, pp. 481-496, jun. 1982, doi: 10.1098/rstb.1982.0056.
- [27] M. B. Viana, A. V. Freitas, R. C. Leitão, G. A. S. Pinto, y S. T. Santaella, «Anaerobic digestion of crude glycerol: a review», *Environ. Technol. Rev.*, vol. 1, n.º 1, pp. 81-92, nov. 2012, doi: 10.1080/09593330.2012.692723.
- [28] D. Bolzonella, P. Pavan, S. Mace, y F. Cecchi, «Dry anaerobic digestion of differently sorted organic municipal solid waste: a full-scale experience», *Water Sci. Technol.*, vol. 53, n.º 8, pp. 23-32, abr. 2006, doi: 10.2166/wst.2006.232.
- [29] W. W. Oduor, S. M. Wandera, S. I. Murunga, y J. M. Raude, «Enhancement of anaerobic digestion by co-digesting food waste and water hyacinth in improving treatment of organic waste and bio-methane recovery», *Heliyon*, vol. 8, n.º 9, p. e10580, sep. 2022, doi: 10.1016/j.heliyon.2022.e10580.
- [30] I. Angelidaki y W. Sanders, «Assessment of the anaerobic biodegradability of macropollutants», *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.*, vol. 3, n.º 2, pp. 117-129, jun. 2004, doi: 10.1007/s11157-004-2502-3.

ANEXO I: IMPLICACIONES SOCIALES, ECONÓMICAS, Y AMBIENTALES

El presente Trabajo de Fin de Grado se enmarca en el ámbito de la gestión y tratamiento de residuos generados a bordo de buques, concretamente en el estudio del comportamiento de los lodos y de la materia orgánica mediante procesos de digestión anaerobia y la caracterización de distintos parámetros fisicoquímicos. Este tipo de estudios adquiere una especial relevancia en el contexto actual de protección del medio marino y gestión sostenible de los residuos, especialmente en el ámbito de las operaciones navales. Las actividades marítimas, tanto civiles como militares, generan diferentes corrientes residuales que, si no se gestionan adecuadamente, pueden tener repercusiones significativas sobre los ecosistemas marinos y las comunidades costeras.

1. Implicaciones ambientales

Desde el punto de vista ambiental, la correcta gestión de los residuos y lodos generados en buques resulta fundamental para minimizar el impacto sobre los ecosistemas marinos. Estos residuos pueden contener materia orgánica, nutrientes, microorganismos y contaminantes emergentes, entre los que se incluyen compuestos farmacéuticos o productos químicos procedentes del uso cotidiano a bordo. La liberación incontrolada de estos compuestos puede contribuir a fenómenos como la eutrofización de las aguas, la alteración de las comunidades biológicas o la acumulación de contaminantes persistentes en el medio marino.

En este contexto, el estudio del comportamiento de los lodos mediante procesos de digestión anaerobia permite evaluar su potencial de degradación y la producción de biogás, contribuyendo al desarrollo de estrategias de tratamiento más sostenibles. Asimismo, la determinación de parámetros como ácidos grasos volátiles, nutrientes o contaminantes emergentes permite comprender mejor la evolución de estos residuos/contaminantes y su posible impacto ambiental. Este tipo de investigaciones contribuye a mejorar las prácticas de gestión de residuos a bordo y a reducir la huella ecológica de las actividades marítimas.

2. Implicaciones sociales

Las implicaciones sociales de este tipo de estudios están estrechamente relacionadas con la protección de la salud pública y la preservación de los recursos marinos. Las descargas inadecuadas de residuos o aguas residuales pueden afectar directamente a la calidad de las aguas costeras, lo que puede tener repercusiones sobre actividades económicas y sociales como la pesca, la acuicultura o el turismo.

Además, la presencia de contaminantes emergentes, como fármacos o productos de cuidado personal, en el medio acuático ha generado una creciente preocupación en la comunidad científica debido a sus posibles efectos sobre los organismos acuáticos y al riesgo de aparición de resistencias antimicrobianas. La investigación y el control de estos compuestos contribuyen a mejorar el conocimiento sobre su comportamiento en el medio ambiente y a desarrollar estrategias para reducir su liberación al entorno.

Por otra parte, en el ámbito de las operaciones militares, una gestión responsable de los residuos refleja el compromiso institucional con la sostenibilidad y la protección ambiental, reforzando la imagen de las Fuerzas Armadas como entidades responsables en la gestión de los recursos naturales y en el cumplimiento de estándares ambientales internacionales.

3. Implicaciones económicas

Desde una perspectiva económica, la optimización de los procesos de tratamiento de residuos y lodos puede contribuir a mejorar la eficiencia operativa de los buques y reducir los costes asociados a la gestión de residuos. La implementación de sistemas de tratamiento más eficientes permite disminuir la

frecuencia de descarga de residuos en puerto, lo que facilita una mayor autonomía operativa durante las misiones y reduce la dependencia de infraestructuras portuarias.

Asimismo, el aprovechamiento de la materia orgánica mediante procesos como la digestión anaerobia puede abrir la puerta a la valorización energética de los residuos, mediante la producción de biogás. Aunque en el contexto de los buques este aprovechamiento puede ser limitado, el conocimiento obtenido en estudios experimentales permite evaluar la viabilidad de futuras aplicaciones o mejoras tecnológicas.

Por último, el cumplimiento de las normativas internacionales relacionadas con la protección del medio marino, como las establecidas en el Convenio MARPOL, contribuye a evitar posibles restricciones operativas, sanciones o limitaciones en el acceso a determinados puertos o aguas territoriales. En este sentido, la mejora continua en la gestión de residuos a bordo representa no solo un beneficio ambiental, sino también una ventaja estratégica y económica para las operaciones navales.

ANEXO II: REFLEXIONES ÉTICAS Y SOCIALES

El desarrollo del presente Trabajo de Fin de Grado no se limita únicamente al análisis técnico de los procesos de digestión anaerobia y caracterización de lodos procedentes de buques, sino que también se enmarca dentro de un contexto más amplio relacionado con la responsabilidad ética y social en la gestión de los residuos generados por las actividades humanas en el medio marino. La investigación realizada pone de manifiesto la importancia de desarrollar estrategias de tratamiento y gestión de residuos que minimicen su impacto ambiental y contribuyan a la protección de los ecosistemas marinos, especialmente en el ámbito de las operaciones navales.

1. Reflexión ética

Desde una perspectiva ética, la gestión adecuada de los residuos y lodos generados a bordo de buques representa una responsabilidad fundamental hacia la conservación del medio ambiente. Los océanos constituyen ecosistemas especialmente sensibles, donde la acumulación de contaminantes o materia orgánica puede generar alteraciones significativas en los ciclos naturales y en las comunidades biológicas que los habitan. En este sentido, la investigación científica orientada a comprender el comportamiento de estos residuos y a mejorar su tratamiento contribuye a desarrollar soluciones más sostenibles y respetuosas con el entorno.

Además, en el caso de las Fuerzas Armadas, la dimensión ética adquiere un valor añadido. Aunque en determinadas circunstancias los buques militares pueden estar sujetos a regímenes normativos específicos debido a su carácter operativo, ello no debe interpretarse como una justificación para reducir los estándares ambientales. Por el contrario, existe un compromiso moral de actuar de manera responsable y ejemplar en la protección del medio marino, promoviendo el desarrollo y la aplicación de tecnologías que reduzcan el impacto ambiental de las operaciones navales.

Este trabajo se alinea con esa visión, ya que busca generar conocimiento que permita mejorar la gestión de los lodos y residuos orgánicos generados en los buques, favoreciendo prácticas más sostenibles y una mayor comprensión de los procesos biológicos implicados en su tratamiento.

2. Reflexión social

Desde el punto de vista social, la correcta gestión de los residuos generados en el ámbito marítimo también tiene implicaciones directas en la protección de la salud pública y en el bienestar de las comunidades que dependen del mar. Los ecosistemas marinos proporcionan recursos esenciales para muchas poblaciones costeras, como alimentos, empleo y actividades económicas relacionadas con la pesca, la acuicultura o el turismo. La contaminación de estos ecosistemas puede afectar negativamente a dichas actividades y comprometer la sostenibilidad de estos recursos a largo plazo.

Asimismo, la presencia de determinados contaminantes en el medio acuático, incluidos compuestos farmacéuticos o contaminantes emergentes ha generado preocupación en los últimos años debido a sus posibles efectos sobre los organismos acuáticos y sobre la cadena trófica. El estudio y la monitorización de estos compuestos contribuyen a mejorar el conocimiento sobre su comportamiento ambiental y a desarrollar estrategias que permitan reducir su liberación al medio.

En el contexto de las operaciones navales, una gestión responsable de los residuos también tiene repercusiones en la salud y seguridad de la dotación a bordo, ya que un tratamiento adecuado de los lodos y aguas residuales evita la acumulación de compuestos potencialmente perjudiciales y contribuye a mantener condiciones sanitarias adecuadas en el entorno del buque.

ANEXO III: DECLARACIÓN DE USO DE INTELIGENCIA ARTIFICIAL

Para la elaboración del presente Trabajo Fin de Grado se han empleado herramientas de inteligencia artificial de forma puntual, como apoyo en tareas relacionadas con la edición del texto, incluyendo la reformulación de párrafos, mejora de la cohesión y revisión del lenguaje.

Dichas herramientas han sido utilizadas únicamente con fines de apoyo en la expresión escrita, orientadas a mejorar la calidad lingüística y la claridad del documento. En ningún momento han sido empleadas para la creación de contenido original de carácter técnico, ni para el desarrollo de los apartados correspondientes a la metodología, los resultados, su análisis o las conclusiones.

El contenido académico desarrollado en este trabajo, abarcando tanto el enfoque metodológico como el tratamiento e interpretación de los datos, ha sido elaborado íntegramente por el autor. Además, se ha llevado a cabo una supervisión y revisión crítica de todos los textos en los que se ha contado con asistencia de estas herramientas, asegurando su adecuación, coherencia y rigor científico.