



Centro Universitario de la Defensa en la Escuela Naval Militar

TRABAJO FIN DE GRADO

*Evaluación de alternativas tecnológicas y diseño preliminar de
un sistema de depuración de aguas residuales para buques*

Grado en Ingeniería Mecánica

ALUMNO: Ida Blanco Blázquez

DIRECTOR: Lorena González Gil

CURSO ACADÉMICO: 2020-2021

Universida_{de}Vigo



Centro Universitario de la Defensa en la Escuela Naval Militar

TRABAJO FIN DE GRADO

*Evaluación de alternativas tecnológicas y diseño preliminar de
un sistema de depuración de aguas residuales para buques*

Grado en Ingeniería Mecánica
Intensificación en Tecnología Naval
Cuerpo General

UniversidadeVigo

RESUMEN

La posibilidad de que España se posicione como referente del desarrollo sostenible ante la comunidad internacional, unido a las limitaciones que presentan los sistemas de depuración de aguas residuales a bordo de buques en contraposición con las instalaciones terrestres, constituye la principal fuente de motivación de este trabajo. En él, se pretende realizar una evaluación de las tecnologías de depuración aplicables en buques, para posteriormente diseñar, de manera preliminar, una planta específica que permita mejorar la calidad de las aguas emitidas. Para conseguirlo, se ha estudiado el marco legal que engloba los vertidos de aguas residuales en el mar, y se han evaluado múltiples sistemas de tratamiento en base a criterios ambientales, técnicos y económicos. Además, se han analizado las plantas de depuración instaladas en algunos buques de la Armada Española, lo que ha permitido proponer la sustitución de la planta físico-química de la fragata F-103 por un biorreactor de membrana. Éste se ha configurado con el proceso anaerobio-anóxico-aerobio y con membranas de hoja plana sumergidas, lo que posibilita una elevada depuración y contribuye a la preservación del medio marino por parte de las instituciones españolas.

PALABRAS CLAVE

Aguas Residuales, Biorreactor, Buque, Depuración, Sistema de Tratamiento.

AGRADECIMIENTOS

Me gustaría agradecer este trabajo de fin de grado a todas aquellas personas que me han ayudado a realizarlo.

En primer lugar, quiero agradeceré a mi tutora Lorena González Gil, por haber tenido tanta paciencia conmigo y haberme dado libertad para que desarrollase el trabajo a mi manera.

En segundo lugar, a todas las personas que me han ayudado a recopilar información desinteresadamente, como las empresas DETEGASA, EVAC o Bioazul, o al personal de distintos barcos y unidades que han atendido mis preguntas, entre los que quiero destacar a los oficiales, suboficiales y marineros de los buques F-103, F-84, F-83, BAC CTB, BE JSE, así como de la Escuela de Guerra Naval y de la JAL, entre otros.

Por supuesto, quiero agradecer también a mis padres por animarme y darme sabios consejos, y a mis compañeras de estudio, Cristina, Elena, María y Rocío, por aportar siempre buenas ideas y buen ambiente, tan necesario como la propia información del trabajo.

CONTENIDO

Contenido	1
Índice de Figuras	4
Índice de Tablas.....	6
1 Introducción y objetivos.....	7
1.1 Introducción	7
1.2 Antecedentes	8
1.3 Justificación	9
1.4 Objetivos	10
1.5 Metodología	10
1.6 Estructura	11
2 Estado del arte	12
2.1 Compromiso de las instituciones con la contaminación	13
2.1.1 Organización de las Naciones Unidas	13
2.1.2 Agencia Europea de Medio Ambiente.....	13
2.1.3 Ministerio de Fomento.....	14
2.1.4 Ministerio de Defensa.....	14
2.1.5 Armada Española.....	15
2.2 Legislación relativa al medio marino.....	16
2.2.1 Convenio SOLAS	16
2.2.2 Convenio de Londres	17
2.2.3 Convenio de Hong Kong de 2009	17
2.2.4 Convenio de París de 1992	18
2.3 Clasificación de las aguas residuales de los barcos	19
2.3.1 Aguas negras.....	19
2.3.2 Aguas grises.....	20
2.3.3 Aguas de sentina	20
2.3.4 Aguas de lastre.....	20
2.4 Tipos de contaminantes de las aguas residuales	22
2.5 Parámetros a controlar en las aguas residuales	24
2.5.1 Parámetros físicos.....	24
2.5.2 Parámetros químicos.....	26
2.5.3 Parámetros microbiológicos	28
2.6 Legislación relativa a aguas residuales procedentes de buques	28

2.6.1 Convenio MARPOL	28
2.6.2 Límites de descarga en vigor	32
3 Sistemas de depuración de aguas residuales	35
3.1 Estaciones depuradoras de aguas residuales	36
3.1.1 Línea de aguas	36
3.1.2 Línea de fangos.....	38
3.1.3 Clasificación de procesos	38
3.2 Sistemas de tratamiento a bordo	41
3.2.1 Sistemas de maceración-cloración.....	43
3.2.2 Coagulación-floculación.....	44
3.2.3 Sistemas de desinfección biológica-química	45
3.2.4 Procesos de oxidación avanzada.....	46
3.2.5 Filtrado por ósmosis inversa	51
3.2.6 Procesos de fangos activados.....	53
3.2.7 Biorreactores de membrana	54
3.2.8 Comparativa global.....	55
3.3 Sistemas de tratamiento de aguas residuales implantados en barcos de la Armada Española	57
3.3.1 Planta FQ-50, fragatas F-80.....	58
3.3.2 Planta FQ-50, BE Juan Sebastián de Elcano	59
3.3.3 Planta FQ-24, Fragatas F-100.....	60
3.3.4 Planta FQ-40, BAC Cantabria	62
3.3.5 Conclusiones.....	65
3.3.6 Selección de la unidad para el diseño de la nueva planta depuradora	66
4 Selección y diseño del sistema	67
4.1 Selección de procesos para el sistema de depuración de aguas residuales	67
4.1.1 Factores a considerar en la selección.....	68
4.1.2 Criterios establecidos para seleccionar el sistema de depuración.....	69
4.1.3 Metodología y selección del proceso.....	71
4.2 Diseño del biorreactor de membrana	75
4.2.1 Proceso de depuración genérico con un MBR.....	76
4.2.2 Configuración de los procesos biológicos	77
4.2.3 Diseño del proceso de separación por membranas	83
4.2.4 Diseño dimensional y caracterización del efluente	88
5 Conclusiones y líneas futuras	96
5.1 Conclusiones	96
5.1.1 Estado del arte.....	96

5.1.2 Sistemas de depuración de aguas residuales.....	97
5.1.3 Selección y diseño del sistema	97
5.1.4 Otras consideraciones personales	98
5.1.5 Conclusión final.....	100
5.2 Líneas futuras	100
6 Bibliografía.....	101
Anexo I.....	107
Anexo II.....	109

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1-1 Distribución de agua en el mundo (elaboración propia).....	7
Figura 1-2 Estructura de la memoria (elaboración propia)	11
Figura 2-1 Esquema del estado del arte (elaboración propia)	12
Figura 2-2 Objetivos de desarrollo sostenible incluidos en la Agenda 2030 de la ONU (tomada de [4]).....	13
Figura 2-3 Esquema de los convenios relativos al medio marino (elaboración propia)	16
Figura 2-4 Clasificación aguas residuales de buques (elaboración propia)	19
Figura 2-5 Procedimiento de lastrado (tomada de [92]).....	21
Figura 2-6 Especies invasoras (tomada de [49])	22
Figura 2-7 Parámetros a controlar en las aguas residuales (elaboración propia)	24
Figura 2-8 Tipos de sólidos en el agua residual (tomada de [95])	25
Figura 2-9 Anexos del Convenio MARPOL relacionados (elaboración propia)	29
Figura 2-10 Aspectos a destacar de la Resolución MEPC.227 (elaboración propia).....	32
Figura 2-11 Estructura del sistema de tratamiento de aguas residuales (tomada de [42])	33
Figura 3-1 Estructura del contenido (elaboración propia).....	35
Figura 3-2 Esquema general de los procesos de una EDAR (elaboración propia)	36
Figura 3-3 Clasificación de los procesos de una EDAR (elaboración propia).....	39
Figura 3-4 Esquema de un proceso químico simplificado (elaboración propia).....	40
Figura 3-5 Combinaciones usuales de procesos de tratamiento (elaboración propia)	42
Figura 3-6 Sistemas de tratamiento escogidos (elaboración propia).....	42
Figura 3-7 Maceración-cloración (elaboración propia).....	44
Figura 3-8 Sistema de desinfección biológica-química (elaboración propia).....	46
Figura 3-9 Tipos de POA (elaboración propia).....	47
Figura 3-10 Eliminación de sustancias según el tipo de proceso de membranas (tomada de [94])	52
Figura 3-11 Diferencia entre los procesos de ósmosis y ósmosis inversa (tomada de [36]).....	53
Figura 3-12 Proceso de lodos activados (tomada de [63])	53
Figura 3-13 Diferencias entre un sistema de lodos activados y un biorreactor de membranas (tomada de [93]).....	54
Figura 3-14 Diagrama de flujo de la FQ-50 del JSE (elaboración propia)	60
Figura 3-15 Diagrama de flujo de la FQ-24 de las F-100 (elaboración propia).....	61
Figura 3-16 Diagrama de flujo de la FQ-40 del CTB (elaboración propia).....	63
Figura 4-1 Esquema de la selección del sistema de tratamiento (elaboración propia).....	67
Figura 4-2 Criterios escogidos para la selección del sistema (elaboración propia)	71
Figura 4-3 Esquema del diseño del sistema (elaboración propia).....	75
Figura 4-4 Esquema de las fases de un proceso de depuración con MBR (elaboración propia)	76

Figura 4-5 Configuración típica de un sistema MBR (tomada de [77]).....	77
Figura 4-6 Posibles objetivos del proceso biológico (elaboración propia)	78
Figura 4-7 Proceso UCT en MBR (tomada de [13])	80
Figura 4-8 Proceso JHB en MBR (tomada de [13]).....	81
Figura 4-9 Proceso A20 en MBR (tomada de [13])	81
Figura 4-10 Diferencias entre membranas sumergidas y externas (tomada de [58]).....	83
Figura 4-11 Módulo de membranas de placa plana (tomada de [81]).....	85
Figura 4-12 Disposición general de las membranas de hoja plana (tomada de [13]).....	85
Figura 4-13 Relación entre temperatura y flujo de membranas (tomada de [37])	87
Figura A1-0-1 Certificado de cumplimiento del Convenio MARPOL de la fragata F-103 (tomada de [45]).....	107
Figura A1-0-2 Certificado de cumplimiento del Convenio MARPOL de la fragata F-103 (tomada de [45]).....	108
Figura A2-0-1 Listado de hidrocarburos (tomada de [28])	109

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2-1 Posibles situaciones de vertido (elaboración propia).....	17
Tabla 2-2 Contaminantes físicos y biológicos del agua (elaboración propia).....	23
Tabla 2-3 Contaminantes químicos del agua (elaboración propia).....	23
Tabla 2-4 Valores de referencia de la DBO según el tipo de agua (elaboración propia).....	27
Tabla 2-5 Valores de referencia de la DQO según el tipo de agua (elaboración propia).....	27
Tabla 2-6 Materia orgánica predominante según el cociente DBO/DQO (elaboración propia).....	27
Tabla 2-7 Aclaración reglas 9 y 11 (elaboración propia).....	31
Tabla 2-8 Índice de descarga recomendado (elaboración propia).....	31
Tabla 3-1 Tipos de operaciones con membranas (elaboración propia).....	51
Tabla 3-2 Ventajas y desventajas de cada sistema principal de tratamiento (elaboración propia) ..	55
Tabla 3-3 Ventajas y desventajas de cada POA (elaboración propia).....	56
Tabla 3-4 Buques de la Armada y sus modelos de planta TAR (elaboración propia a partir de información de la empresa DETEGASA).....	57
Tabla 3-5 Regulación de la bomba de coagulante (elaboración propia).....	64
Tabla 3-6 Regulación de la bomba de floculante (elaboración propia).....	64
Tabla 4-1 Valor asignado a cada criterio de selección (elaboración propia).....	71
Tabla 4-2 Matriz de selección del proceso principal (elaboración propia).....	72
Tabla 4-3 Matriz de selección del post-tratamiento (elaboración propia).....	74
Tabla 4-4 Proceso correspondiente a las características buscadas en el efluente (elaboración propia).....	79
Tabla 4-5 Comparativa entre membranas sumergidas y externas (elaboración propia).....	84
Tabla 4-6 Características principales de las membranas Kubota (elaboración propia).....	86
Tabla 4-7 Parámetros característicos de las aguas grises no tratadas (elaboración propia).....	89
Tabla 4-8 Parámetros característicos de las aguas negras no tratadas (elaboración propia).....	89
Tabla 4-9 Caracterización del influente (elaboración propia).....	90
Tabla 4-10 Valores proceso biológico (elaboración propia).....	94
Tabla 4-11 Valores proceso de separación por membranas (elaboración propia).....	94
Tabla 4-12 Valores dimensionamiento y caracterización efluente (elaboración propia).....	95
Tabla A2-0-1 Condiciones para la descarga de hidrocarburos (elaboración propia).....	110
Tabla A2-0-2 Condiciones para la descarga de sustancias A, B y C fuera de zonas especiales y D en todas las zonas (elaboración propia).....	112
Tabla A2-0-3 Condiciones para la descarga de sustancias A, B y C en zonas especiales (elaboración propia).....	113

1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

El presente apartado pretende justificar la realización de este proyecto. Por ello, consta de una breve introducción sobre la importancia del medio hídrico y su contaminación; unos antecedentes donde se presenta el papel de los buques y la ingeniería ambiental en esta materia; la justificación del proyecto y los objetivos que se pretende conseguir, así como la metodología que se ha utilizado. Por último, se ha añadido una breve descripción de la estructura que seguirá la memoria.

1.1 Introducción

El medio hídrico bien puede parecer inagotable, debido a la extensión de los mares, pero es esta falsa percepción lo que ha derivado en la sobreexplotación de los recursos marinos y, por ende, en la alteración negativa del medio ambiente.

Es importante reseñar que la mayor parte del agua existente en el mundo es salada y que, del agua dulce, la gran mayoría no es fácilmente accesible, siendo tan solo un 1% la disponible para consumo humano. Debido al elevado coste de desalinizar y potabilizar el agua salada, la mayor parte de las actividades humanas (en los sectores agropecuario, industrial y municipal) se llevan a cabo utilizando agua dulce, incluyendo numerosos sistemas de tratamiento de aguas residuales. Los porcentajes aproximados de la distribución del agua mundial se muestran en la Figura 1-1 [1]:

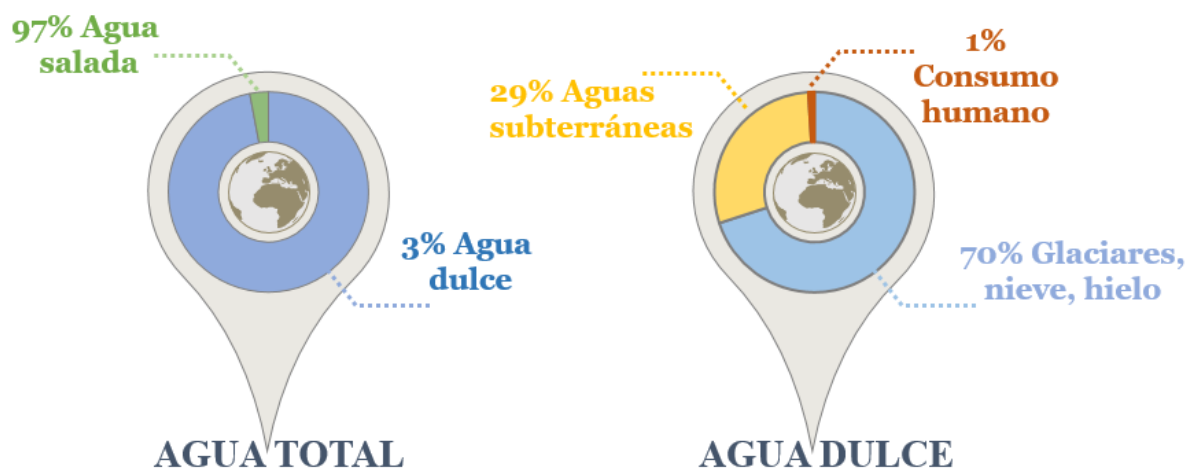


Figura 1-1 Distribución de agua en el mundo (elaboración propia)

Teniendo en cuenta dichos porcentajes, se evidencia la necesidad de tomar conciencia sobre el desarrollo sostenible, llevando a cabo unas prácticas responsables con el agua. Asimismo, el agua contaminada se entiende como aquella que sufre alteraciones en sus características físicas, biológicas o químicas, o que se aprecia visiblemente modificada por la actividad del ser humano [2]. La contaminación del agua supone unas consecuencias muy graves en todo tipo de contextos sociales, aunque se suela asociar únicamente a países subdesarrollados. Entre estas consecuencias se pueden incluir:

- Influencia negativa en la economía de los países, ya que según Iberdrola, cuando la demanda biológica de oxígeno aumenta, el PIB de las regiones afectadas se reduce hasta un tercio [3].
- Una amplia variedad de enfermedades en caso de escasez de agua potable, que lleva a las poblaciones de países en vías de desarrollo a consumir agua que no está debidamente tratada. Entre estas enfermedades se pueden destacar el cólera, la diarrea, la disentería, la hepatitis A, la fiebre tifoidea y la poliomielitis. Según la ONU (Organización de las Naciones Unidas), cada día mueren alrededor de 1000 niños debido a estas enfermedades asociadas a la falta de higiene [4].
- Contaminación de la cadena alimenticia. Si es agua mal tratada la que se usa para regar los cultivos o para alimentar a los animales, puede llegar a afectar a las personas que se alimentan de dichos productos a largo plazo [3].
- Reducción de las posibilidades del agua de ser usada en el futuro. Si el agua se encuentra en malas condiciones, se puede perder la oportunidad de reusarla para actividades industriales o del sector primario [2].
- Si el agua se ve afectada con contaminantes visibles, como residuos sólidos, puede suponer un gran impacto visual en caso de que se acumule en zonas costeras. En países como España, donde la costa y las playas son una de las principales fuentes de ingresos, que el agua se encontrase visiblemente contaminada podría tener un efecto muy negativo sobre el turismo [5].

1.2 Antecedentes

Son numerosas las fuentes de contaminación del agua, aunque cabe destacar la acción de los sectores que se explican a continuación.

- Sector agropecuario: es el que más agua consume en el planeta, utilizando aproximadamente un 70% del agua superficial para actividades como el riego, según la ONU [4]. Para aumentar la eficiencia del riego sobre los cultivos, se suelen añadir fertilizantes, plaguicidas o abonos, entre otros, que más tarde son arrastrados por las lluvias o por la filtración en el suelo hasta las aguas subterráneas, que pueden acabar en el mar. Por ello, se considera que la agricultura es la principal responsable de la contaminación del agua por nitrógeno y fósforo, nutrientes que se encuentran en los productos utilizados por este sector [6].
- Industria: la contaminación industrial destaca por la variedad de contaminantes que libera al agua, entre los que destacan los metales pesados y los compuestos tóxicos, como los detergentes. Es usual que estas sustancias sean descargadas en ríos cercanos a las ciudades, cuyas aguas acaban llegando al mar. Este tipo de contaminantes puede provocar la eutrofización, además de influir en gran medida en el aumento de temperatura del agua, por actividades como la refrigeración de centrales nucleares [7].
- Vertidos humanos: el manejo incorrecto de los residuos humanos (sólidos y líquidos) hace que aumenten los contaminantes que llegan a las alcantarillas. Éstos deberían ser tratados por EDAR (Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales) y, sin embargo, una gran parte es descargada sin el tratamiento adecuado en los ríos o cuerpos de agua más cercanos, que finalmente llegarán al

mar. Entre estos contaminantes se pueden incluir sustancias químicas procedentes de medicamentos, bacterias, virus, o materia orgánica.

- Navegación: actualmente, la navegación es una actividad que se lleva a cabo en todos los rincones del mundo, teniendo en cuenta que casi el 90% de mercancías exportadas de la Unión Europea son transportadas por vías marítimas [8]. Este tipo de actividades genera un impacto ambiental que, aun siendo menor que el causado por el transporte aéreo o por carretera, se considera relevante. Desde la catástrofe marítima producida por el accidente del *Prestige* cuando navegaba frente a las costas de Galicia en 2002 [9], el sector marítimo se ha visto sometido a una presión creciente para prevenir los derrames de petróleo, así como para reducir y controlar el vertido de desechos y contaminantes en el mar. Además, la EPA (*European Environment Agency*) prevé que para el año 2050 el transporte marítimo de pasajeros habrá crecido un 70%, y el transporte de mercancías hasta un 100%, ya que el volumen de carga mundial aumentará, según el ITF (Foro Internacional de Transporte) [8].

Al ser los buques una vía significativa de contaminación del agua, se hace vital conocer cuáles de sus actividades son las más perjudiciales, para así intentar reducirlas y controlarlas [3]. Entre ellas se podrían destacar el propio tráfico marítimo, que implica la emisión de gases y materiales sólidos y líquidos que no pertenecen a la naturaleza del agua y son nocivas para ella; así como la existencia de plásticos en los océanos. Por otro lado, se deben mencionar los derrames de petróleo y el vertido de hidrocarburos, además de la descarga de residuos de limpieza de tanques, como productos químicos o restos de aceites. Por último, y en mayor medida relacionado con el proyecto, cabe destacar el vertido de basuras y aguas fecales. Éstas constituyen un importante impacto medioambiental, ya que, según la ONU, más del 80% de las aguas que se vierten a los lagos o al mar se encuentran sin tratar [4].

Asimismo, se podría decir que la contaminación hídrica ha alcanzado unos niveles máximos debido al crecimiento industrial y al aumento demográfico constante desde el éxito de la Revolución Industrial [10]. En este contexto cobra importancia la existencia de la ingeniería ambiental, que pretende coordinar el ritmo incesante del avance tecnológico actual con el concepto de desarrollo sostenible. Esta ciencia tiene como objeto la concepción, diseño e implantación de medidas para minimizar los efectos de las actividades humanas sobre el medio ambiente. Actualmente, el interés principal de la ingeniería ambiental se corresponde con la creación de estrategias preventivas, sin dejar atrás los procedimientos y métodos de carácter correctivo. Así, busca poner solución a las agresiones ejercidas sobre el medio ambiente, impulsadas principalmente por el desarrollo del hombre, mediante medidas legales y planes de actuación [11]. Uno de los campos de actuación de la ingeniería ambiental es el tratamiento de residuos urbanos, entre los que se encuentran las aguas residuales. Éstas son aguas que, debido a su calidad, no tienen valor o no son útiles de manera inmediata para el fin que se proponga, aunque sí podrían serlo después de ser tratadas [2].

1.3 Justificación

El presente proyecto surge debido a la trascendencia de la contaminación del agua y el papel que ejercen los buques de todo el mundo sobre ella. Teniendo en cuenta que la función de los buques es imprescindible día a día, no sería realista pretender disminuir su contaminación mediante la reducción de su actividad. Además, todo este crecimiento es conveniente para la economía y el medio ambiente, ya que el transporte por medios marítimos (en comparación con otros), supone un menor coste monetario y ambiental. Sin embargo, debe tomarse conciencia de la gran fuente de contaminación que son los buques, y por tanto deben realizarse esfuerzos conjuntos por controlar los vertidos y las emisiones que producen durante su vida útil, así como al ser desguazados. De este modo, el desarrollo sostenible en el medio marino estaría apuntando hacia un conjunto de barcos de contaminación cero.

Cabe destacar la función de la Armada en este ámbito, que, lejos de ser una institución ajena a la situación, se encuentra trabajando en el estudio y desarrollo de este tipo de buques, con el objetivo de

reducir su impacto ambiental [12]. Así, se considera de gran importancia que dicha institución se convierta en un referente en cuanto a la adaptación de los sistemas de depuración de aguas residuales a las exigencias crecientes de vertido de las mismas, y por ello, los proyectos de búsqueda de la sostenibilidad ambiental y el desarrollo tecnológico deben ser impulsados, con el fin de posicionar a la Armada y a España al frente de la comunidad internacional en este ámbito.

Consecuentemente, se considera esencial contribuir en el estudio y desarrollo de los sistemas de depuración de aguas residuales específicos para buques, ya que la mayor parte de los esfuerzos realizados por la ingeniería ambiental las últimas décadas han estado centrados en diseñar y mejorar los procesos de las EDAR urbanas, mientras que los barcos han tenido que ir adaptándolos de acuerdo a sus necesidades y capacidades, las cuales, como es evidente, son muy distintas.

1.4 Objetivos

En vista de lo expuesto, se considera necesario realizar el presente proyecto, en el cual se persiguen los siguientes objetivos:

- ✓ Estudiar las distintas alternativas tecnológicas de tratamiento de aguas residuales a bordo de buques, y compararlas con las instaladas en las unidades de la Armada Española.
- ✓ Evaluar dichas alternativas según criterios técnicos, económicos y medioambientales.
- ✓ Escoger el mejor de los métodos expuestos, es decir, el que se considere más adecuado para alcanzar la calidad del agua requerida por los buques.
- ✓ Elegir un buque concreto de la Armada donde implantarlo, con el objetivo de alargar la vida útil de su flota.
- ✓ Diseñar la planta de tratamiento escogida de manera preliminar, según las necesidades concretas del buque.

El objetivo final consiste en contribuir a que las instituciones españolas promuevan la instalación de sistemas de depuración más eficientes a bordo, para así preservar el medio marino.

1.5 Metodología

Para el análisis del estado del arte se ha realizado una revisión exhaustiva de las fuentes publicadas, que se ha contrastado, en los apartados en los que se ha considerado adecuado, con información directa proveniente de personal de la Armada y empresas suministradoras.

En el estudio de las distintas alternativas de tratamiento de aguas residuales, el proyecto se ha centrado en algunos sistemas convencionales, por ser los más utilizados hoy en día, y en otros sistemas más novedosos, algunos de los cuales ya han sido instalados en buques. Para ello, se ha realizado un análisis en profundidad de las fuentes disponibles, en particular, múltiples artículos publicados por revistas científicas, ya que muchos de los procesos son aún recientes y no existe demasiada información al respecto. También se ha consultado una gran cantidad de trabajos de distintas universidades y centros, destacando las tesis doctorales y los trabajos de fin de grado. Por último, muchos de los procesos y sistemas se han contrastado con el libro *Wastewater Engineering* de Metcalf y Eddy [13], por ser un referente en el tratamiento de aguas residuales.

Por otro lado, se ha realizado una comparación de las tecnologías disponibles en la actualidad con los sistemas implantados en los buques de la Armada, con el objetivo de conocer la contribución real de dicha institución a la conservación del medio marino. Con ese fin, además de consultar la información publicada, se ha recurrido a las fuentes directas de información, manteniendo contacto personal con numerosos oficiales, suboficiales y marineros de distintas unidades, y se ha contrastado la información obtenida con el fabricante de dichos sistemas, la empresa DETEGASA.

Para la evaluación y selección de los sistemas se ha utilizado la metodología desarrollada por la Universidad de Estambul, cuyo estudio fue escogido de entre otros métodos de distinta índole por incluir los ámbitos técnico, económico y ambiental en los criterios de decisión [14]. Para poder realizar esta evaluación, se ha estudiado previamente el marco legal al que están sometidos los buques en cuanto al vertido de aguas residuales, tanto en puerto como en alta mar, con el fin conocer qué sistemas serían capaces de cumplir tales requisitos. A continuación, se ha realizado un análisis comparativo de los distintos sistemas aplicables a buques, a través de unas matrices de evaluación que permiten obtener una valoración cuantitativa de cada sistema, aplicando los criterios establecidos por la Universidad de Estambul.

Por último, en el diseño preliminar del sistema de depuración escogido, se ha seguido el procedimiento propuesto por el libro *Wastewater Engineering*, que se ha adaptado a las necesidades específicas del buque en el que se va a implantar. Además, los resultados obtenidos han sido comparados con la información proporcionada por las empresas fabricantes de biorreactores de membranas EVAC y Bioazul, a través de contacto directo.

1.6 Estructura

A modo de esquema representativo de la memoria, se muestra la Figura 1-2, en la que se puede observar el contenido más característico de cada apartado del presente documento.



Figura 1-2 Estructura de la memoria (elaboración propia)

Como se advierte en la imagen, en el estado de arte se hará un estudio de la normativa sobre el vertido de aguas residuales por parte de los buques, incluyendo los límites de vertido actuales, y también se introducirán los distintos tipos de contaminantes existentes en dichas aguas.

A continuación, se expondrá el apartado “Sistemas de depuración de aguas residuales”, donde se realizará la investigación acerca de los sistemas de depuración presentes actualmente en buques, y se escogerá un buque de la Armada Española para diseñar una planta de tratamiento acorde a sus necesidades.

Posteriormente, en el apartado “Selección y diseño del sistema” se establecerán los criterios de selección y, consecuentemente, se escogerá el sistema más adecuado, que se diseñará de manera preliminar.

2 ESTADO DEL ARTE

En el estado del arte de este proyecto se pretende analizar la figura de distintas instituciones ante la problemática medioambiental, y más concretamente, ante la contaminación marina. Estas posturas se manifiestan a través de la legislación internacional relativa al medio marino. Además, al ser la navegación una importante fuente de contaminación, como se ha visto en la introducción de la memoria, se hace relevante conocer los tipos de aguas residuales vertidas por los buques, así como los contaminantes que pueden estar presentes en ellas. Por último, se expondrá la legislación correspondiente a la descarga de estas aguas residuales, incluyendo los límites de vertido actuales. A modo de esquema del orden en que se expondrá la información en este capítulo, se ha elaborado la Figura 2-1.



Figura 2-1 Esquema del estado del arte (elaboración propia)

2.1 Compromiso de las instituciones con la contaminación

En este apartado se expondrá el posicionamiento de algunas instituciones con respecto a la contaminación del medio marino, comenzando a nivel internacional y descendiendo hasta nivel nacional, donde se expondrá finalmente la postura de la institución con mayor repercusión en este proyecto: la Armada Española.

2.1.1 Organización de las Naciones Unidas

Debido a los efectos negativos que causa el desarrollo del ser humano sobre el medio marino, numerosas organizaciones centran sus esfuerzos en conseguir establecer unas nuevas medidas, sobre todo preventivas, en el ámbito de la contaminación hídrica [9]. Es el caso, entre otros, de la ONU, que estableció 17 objetivos de desarrollo sostenible que pretenden cumplir para el año 2030 [4], como se puede observar en la Figura 2-2. Entre estos objetivos se encuentran “Energía asequible y no contaminante”, “Ciudades y comunidades sostenibles”, “Producción y consumo responsables”, “Acción por el clima”, “Vida submarina”, “Vida de ecosistemas terrestres” y “Agua limpia y saneamiento”, el cual pretende garantizar la disponibilidad de agua, su gestión sostenible y saneamiento globalizado. Estos objetivos ponen de manifiesto la importancia que se le atribuye a la protección del medio ambiente en esta organización.



Figura 2-2 Objetivos de desarrollo sostenible incluidos en la Agenda 2030 de la ONU (tomada de [4])

2.1.2 Agencia Europea de Medio Ambiente

La AEMA (Agencia Europea de Medio Ambiente), más conocida como EEA (*European Environment Agency*) es el organismo encargado de proporcionar información fiable sobre el medio ambiente a todos los países de la Unión Europea, además de Noruega, Islandia, Liechtenstein, Turquía y Suiza. Así, se ocupa de apoyar a estos países en la toma de decisiones con objeto ambiental,

proporcionando conocimientos para poder implantar medidas y políticas con un criterio prudente, de manera que todos puedan avanzar hacia la sostenibilidad.

Cabe destacar que organizan su trabajo en publicaciones anuales, en las que se exponen las medidas propuestas para mejorar las condiciones del medio ambiente. En el informe del año 2020 se proponen políticas europeas hasta 2030, así como trayectorias hasta 2050, e incluyen datos como los siguientes [15]:

- Alrededor del 40% del medio ambiente marino se encuentra gravemente alterado hoy en día, recalando la pérdida de biodiversidad.
- A pesar de la mejora de la calidad del agua, la UE no alcanzó en 2020 el estado ecológico adecuado para las masas de agua, destacándose la acción negativa de la eutrofización.
- Uno de los objetivos conseguidos en 2020 fue la declaración de las zonas marítimas especiales y protegidas.
- Entre los objetivos que evolucionan hacia el deterioro se encuentran el de conservación de ecosistemas acuáticos, ecosistemas marinos y su biodiversidad; y la protección ante las presiones de la contaminación en el agua y sus vínculos con la salud humana.
- Por otro lado, califican el objetivo de utilización sostenible de los mares como intermedio, con una tendencia dispar (ni mejora ni empeora).

Además, en su plan de 2021-2023 incluyen los ecosistemas marinos y la mejora de la calidad del agua dentro de su objetivo número 1 “*Biodiversity and ecosystems*”, a través de la implantación de un plan de contaminación cero. También incluyen en su plan el aumento de políticas de monitorización de la contaminación en el medio marino [16].

2.1.3 *Ministerio de Fomento*

Cabe destacar también la acción del Ministerio de Fomento, a través de su Plan Nacional de Seguridad y Salvamento Marítimo [17]. Este documento, también conocido como Plan Nacional de Servicios Especiales de Salvamento de la Vida Humana en la Mar y de la Lucha contra la Contaminación del Medio Marino, cuenta con una última edición de 2019, que incluye las estrategias 2019-2021.

Entre las prioridades fijadas por Salvamento Marítimo se encuentra la sostenibilidad, que buscan a través de la limpieza de mares, la formación y la divulgación. Para ello, han establecido planes de vigilancia intensa, incorporando unidades de vigilancia aérea y fortaleciendo la función inspectora, medidas que han resultado eficientes gracias a su efecto disuasorio. Se han implementado también medidas sancionadoras, siempre debiendo aportarse evidencias, y campañas de difusión de carácter ambiental en las redes sociales, para dar a conocer a la sociedad los problemas que puede causar la contaminación del medio marino.

2.1.4 *Ministerio de Defensa*

La responsabilidad del Ministerio de Defensa con el medio ambiente se materializa en su política medioambiental, que se basa en la directiva 107/1997 [18] del propio ministerio, y en la instrucción 56/2011 [19] del Secretario de Estado de Defensa.

Estos dos documentos establecen la relación entre el desarrollo sostenible (hacer posible el desarrollo tecnológico respetando la naturaleza) y la misión de las Fuerzas Armadas, a la vez que fijan sus principales objetivos. Para conseguir conservar y proteger las condiciones ambientales de las instalaciones bajo su poder, el Ministerio de Defensa cuenta con sistemas de evaluación llamados Sistemas de Gestión Ambiental (SGA).

2.1.5 Armada Española

Por otro lado, la política ambiental de la Armada centra sus esfuerzos medioambientales en objetivos más concretos, como conseguir buques de contaminación cero. Este concepto incluye buques fabricados con materiales no perjudiciales para el medio ambiente, que puedan reciclarse al terminar el ciclo de vida del barco, y que no supongan una amenaza contra la seguridad y la salud de los trabajadores [12].

Los buques construidos antes de los años 70 suelen contener una gran cantidad de materiales tóxicos, como puede ser el amianto, utilizado sobre todo para empaquetar y revestir, debido a su resistencia y a su capacidad de soportar altas temperaturas. También se encuentran entre estos materiales peligrosos algunas pinturas de las estructuras de los buques, como el TBT (tributilestano), que provoca la degradación del medio ambiente marino. Los materiales del tipo PVC, que se suelen usar como revestimiento del cableado, también pueden ocasionar grandes daños debido a su alto contenido en halógenos, que al descomponerse podrían incluso influir en los sistema nervioso e inmunitario de las personas expuestas a los gases. Además, se incluyen en la lista los habituales CFC (clorofluorocarburos), conocidos por su capacidad de refrigeración y por su mala relación con la capa de ozono, ya que contribuyen al efecto invernadero. Podríamos incluso considerar como materiales peligrosos de los buques las propias baterías, por la toxicidad del plomo y por ser los electrolitos altamente corrosivos.

Se comenzó a tomar conciencia sobre la importancia del reciclaje de los buques y de todos estos materiales peligrosos a raíz del caso del *Clemenceau*, un portaaviones de la Marina francesa que se pretendió desguazar en la India en 2006, ya que es habitual realizar estas actividades en países en vías de desarrollo [20]. Los franceses tuvieron que enfrentarse a organizaciones como Greenpeace, la Federación Internacional de los Derechos del Hombre y la Asociación Nacional de Defensa de las Víctimas del Amianto, que pretendían evitar que los trabajadores indios tuvieran que exponerse a materiales tóxicos sin las medidas de protección correspondientes. Esto generó una crisis política y social, y los franceses tuvieron que rectificar y devolver el buque a su puerto original Brest, en Francia, para finalmente ser desguazado en Gran Bretaña en 2008.

Gracias a la concienciación de los distintos países acerca del reciclaje de buques, España adoptó numerosas medidas en cuanto a la construcción de sus nuevas unidades. En la actualidad, la Armada ha sustituido materiales como el amianto por revestimientos de carácter artificial fabricados a partir de fibras. Las pinturas que contaban con TBT se han reemplazado, así como los CFC, en lugar de los cuales se utilizan gases libres de cloro y bromo. Por otro lado, los buques más modernos como los Buques de Acción Marítima o el LHD (*Landing Helicopter Dock*) Juan Carlos I, poseen motores eléctricos POD (*Podded Drive*) que minimizan las emisiones de dióxido de carbono al medio ambiente.

Por último, cabe reseñar que debido al caso *Clemenceau* [12], la OMI (Organización Marítima Internacional) elaboró en 2009 un instrumento de carácter obligatorio para reducir los riesgos derivados del reciclaje de buques, tanto para el medio ambiente como para la salud de los trabajadores. Esto se realizó en el Convenio de Hong Kong [21], y tuvo una gran relevancia ya que anteriormente solo se podían encontrar directrices recomendatorias.

Todos los compromisos que contraen las distintas instituciones y organizaciones con el medio ambiente se hacen realidad mediante la legislación establecida en los diferentes Convenios y Protocolos que se detallarán en el apartado siguiente.

2.2 Legislación relativa al medio marino

Se puede encontrar una amplia variedad de convenios y protocolos acerca de la prevención y corrección de la contaminación del medio ambiente, y en concreto, del medio marino. Sin embargo, en esta memoria se han querido reseñar los que se explican en los siguientes apartados, por ser los más relevantes y conocidos internacionalmente, y por ser los que afectan de manera más directa al objeto de este estudio. A modo de esquema o índice, se puede observar la Figura 2-3, con las características o medidas fundamentales que aportan los Convenios SOLAS, de Londres, de Hong Kong y de París.

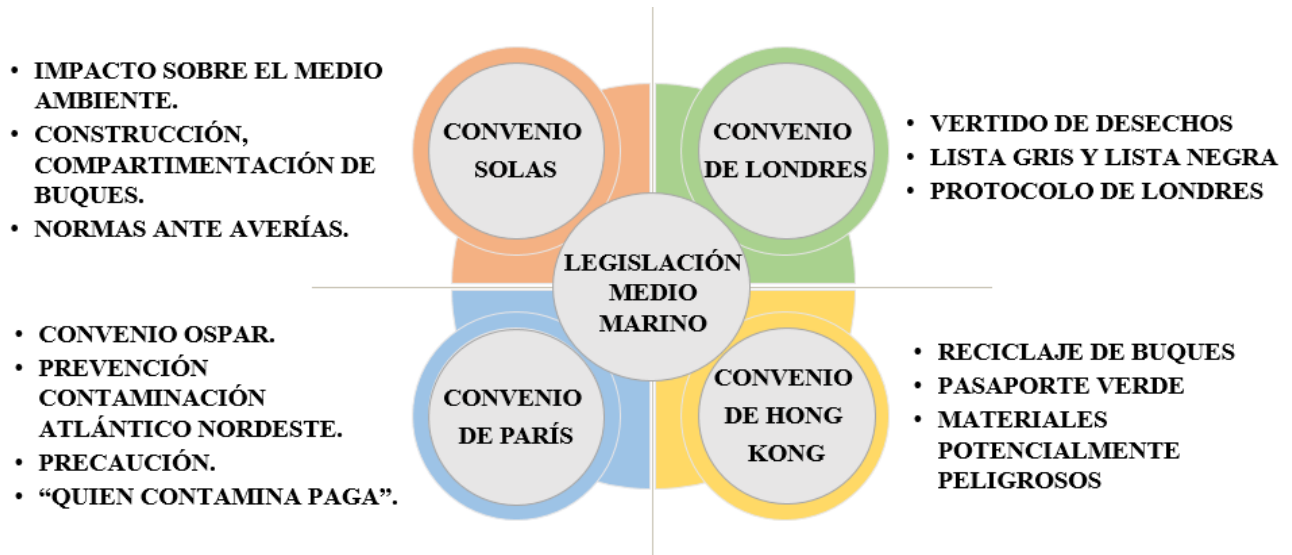


Figura 2-3 Esquema de los convenios relativos al medio marino (elaboración propia)

2.2.1 Convenio SOLAS

Como se puede observar, muchas entidades internacionales se preocupan por la seguridad del medio marino, y por ello pretenden minimizar la huella humana en él. Debe ser mencionado en este contexto el Convenio Internacional para la Seguridad de la Vida Humana en el Mar, también conocido como Convenio SOLAS [22]. Éste trata principalmente sobre la seguridad de los buques mercantes, con el objeto de establecer unas normas comunes internacionalmente acerca de su construcción, el uso que se les da y su personal, estableciendo como prioridad la seguridad.

El Convenio SOLAS salió a la luz en 1914 como respuesta al accidente del famoso *Titanic*. Desde entonces ha sufrido varias actualizaciones, por lo que en la actualidad la versión vigente se conoce como Convenio SOLAS de 1974 enmendado. Dicha versión contiene unas disposiciones generales en las que se establece el objetivo del convenio y las normas generales obligatorias, y varios capítulos que relatan casos más específicos [23], entre los que cabe destacar, en relación con el propósito de este trabajo, el segundo capítulo: "Construcción. Compartimentado y estabilidad, instalaciones de máquinas y eléctricas. Prevención, detección y extinción de incendios". En él se tratan temas como el grado de compartimentación de cada tipo de buque, la seguridad de las instalaciones eléctricas y de las cámaras de máquinas, y el impacto en el medio ambiente [22].

El convenio fija unas normas para que los buques nuevos se construyan con una vida útil prevista determinada, que sea compatible con el medio ambiente en su uso habitual y en caso de averías o accidentes. Para ello, estos requisitos exigen que cada buque tenga una determinada resistencia, estabilidad e integridad, con lo que se reduce al mínimo la probabilidad de contaminación del mar por fallos estructurales o problemas derivados de averías e inundaciones.

2.2.2 Convenio de Londres

El Convenio de Londres fue uno de los primeros convenios mundiales en tratar temas como la protección del medio marino de las actividades humanas. Éste, llamado en realidad Convenio sobre la Prevención de la Contaminación del Mar por Vertimiento de Desechos y Otras Materias, tuvo lugar en 1972, y entró en vigor en 1975. Actualmente, forman parte de este convenio 87 estados, y su objetivo principal consiste en controlar las fuentes de contaminación del mar y adoptar medidas para prevenir la contaminación causada por vertidos, desechos y otras materias [24] [25].

El texto establece dos listas diferenciadas, la lista negra y la lista gris, entre las que se dividen los desechos en función del peligro que supone descargarlos al mar [26]. Así, se establecen tres posibles situaciones en cuanto al vertido de residuos al mar, que se resumen en la siguiente Tabla 2-1:

Tipo de desecho que se quiere verter	Qué indica el protocolo
Materiales de la lista negra	Su vertido queda prohibido
Materiales de la lista gris	Se debe pedir un permiso especial, expedido por la autoridad nacional designada
Materiales que no figuran en ninguna lista	Se debe pedir un permiso de carácter general

Tabla 2-1 Posibles situaciones de vertido (elaboración propia)

Además del convenio, en 1996 se adoptó el Protocolo de Londres, que entró en vigor en el año 2006, y del que forman parte hoy en día 47 estados [27]. Este protocolo es incluso más restrictivo que el Convenio, ya que prohíbe todos los vertidos que se producen al mar, a excepción de aquellos que figuren específicamente en la lista de vertidos permitidos. Cabe destacar de entre los vertidos que se especifican como prohibidos, precisamente, las aguas residuales no tratadas. El Protocolo también incluye un planeamiento preventivo obligatorio, y establece la prohibición de exportar desechos con el fin de verterlos en el mar o incinerarlos en él.

2.2.3 Convenio de Hong Kong de 2009

El interés de la OMI por el reciclaje de buques comenzó en el año 2000, gracias a una de las sesiones del MEPC (Comité de Protección del Medio Marino), donde se creó un grupo de investigación acerca de esta cuestión. El MEPC elaboró unas directrices en las que se explica que el proceso de reciclaje de buques no tiene prácticamente ningún desperdicio, poniendo ejemplos de segundos usos que se le pueden dar, entre otros, al acero, las baterías o a los generadores. Así, constataron que el reciclaje de buques se podría considerar como una industria verde si sus prácticas se llevaran a cabo de la manera adecuada.

Se introdujo también el concepto de "pasaporte verde", un documento que debe llevar cada buque con la relación completa de aquellos materiales que han sido utilizados en su construcción y que pueden resultar peligrosos para la salud de los trabajadores o para el medio ambiente. En otra de las sesiones del MEPC se estableció que la OMI debía crear un instrumento obligatorio sobre el reciclaje de buques, que reflejase normas aplicables internacionalmente sobre el proyecto, construcción, explotación y preparación de los buques para el reciclaje. Así fue como la OMI creó un instrumento jurídicamente vinculante sobre el reciclaje de buques.

El convenio internacional de Hong Kong tuvo lugar en 2009 en la ciudad que le da nombre, y asistieron a él representantes de 63 países. El texto resultante tardó en elaborarse por completo unos tres

años y medio, e intervinieron en su redacción los estados miembros de la OMI, la OIT (Organización Internacional del Trabajo) y algunas organizaciones más [21].

El objetivo principal del Convenio es fijar algunas directrices acerca del reciclaje seguro y ambientalmente racional de los buques. Con éstas se pretende minimizar los riesgos que supone el reciclaje de barcos para la salud de los trabajadores y para el medio ambiente, como se demostró en el caso *Clemenceau*. Por ello, se quiso regular la cantidad de materiales o sustancias potencialmente peligrosas, así como las condiciones laborales y ambientales de los astilleros y desguaces. Estas preocupaciones resultaron en reglas que cubren toda la vida útil de un buque: el proyecto, la construcción, el funcionamiento y la preparación del reciclaje, además del uso que se les da a las instalaciones de reciclaje. Se elaboraron así, para facilitar la aplicación de todas las normas establecidas, las siguientes directrices [20]:

- Directrices para la elaboración del inventario de materiales potencialmente peligrosos (desde la celebración del Convenio, se hizo obligatorio que todos los buques llevaran a bordo este inventario, que se debe comprobar al inicio y al final de su vida útil).
- Directrices para la elaboración del plan de reciclaje del buque. Estos planes se hicieron también obligatorios, debiendo elaborarlos los astilleros de reciclaje de buques.
- Directrices para el reciclaje seguro y ambientalmente racional de los buques.
- Directrices para la autorización de las instalaciones de reciclaje de buques.
- Directrices para el reconocimiento y la certificación de los buques en virtud del Convenio de Hong Kong.
- Directrices para la inspección de buques en virtud del Convenio de Hong Kong.

Al igual que el Convenio MARPOL [28], que se explicará más adelante, este texto no es aplicable a los barcos de guerra, aunque los estados deben asegurarse de que sus buques llevan a cabo actividades racionales con el medio marino, por lo que la mayoría de los buques de guerra cumple las directrices del convenio de todas formas.

2.2.4 Convenio de París de 1992

El Convenio sobre la Protección del Medio Marino del Atlántico Nordeste, o convenio OSPAR, fue suscrito en París en 1992, y es conocido como Convenio de París de 1992 [24]. Éste entró en vigor en 1998, siendo España uno de los países participantes, y su objetivo principal es conservar los ecosistemas marinos, la salud humana y restaurar, en medida de lo posible, las zonas marinas que hayan sido afectadas negativamente por las actividades humanas.

Para ello, el texto establece una serie de estrategias que se basan en la prevención y eliminación de la contaminación en la zona del Atlántico Nordeste. Estas estrategias se organizan mediante decisiones (legalmente vinculantes), recomendaciones (acciones que han de desarrollar las Partes Contratantes) y acuerdos, que detallan programas de seguimiento, directrices, guías metodológicas, etc. En el texto se detalla que la contaminación puede ser producida por fuentes terrestres, vertidos o incineración de residuos en el mar, o fuentes marítimas [29]. Para cumplir los objetivos del Convenio, el texto establece que los países deben cumplir dos principios [27]:

- Principio de precaución: adoptar medidas de prevención cuando se tengan sospechas de que una sustancia puede dañar el medio marino o la salud humana.
- El principio de “Quien contamina, paga”: los gastos de prevención, reducción y lucha contra la contaminación, corresponden a la entidad contaminante.

Cabe destacar el Anexo II del Convenio de París, “Sobre la prevención y eliminación de la contaminación provocada por vertidos o incineración”, en el que se prohíbe la incineración y el vertido de todos los desechos o materiales que no figuren en la lista de excepciones. Se prohíbe también el vertido de sustancias radiactivas de nivel bajo e intermedio, incluidos los desechos.

2.3 Clasificación de las aguas residuales de los barcos

Una vez conocido el compromiso de las instituciones con el medio marino y los acuerdos y protocolos que se han establecido para prevenir y corregir el impacto negativo de los buques sobre el mar, se requiere conocer en qué medida se puede reducir la contaminación que éstos provocan. Como una de las principales fuentes de contaminación de los buques son sus aguas residuales, y como objeto de este estudio, en este apartado se procederá a clasificarlas.

Los barcos generan diferentes tipos de residuos líquidos, cuyas composiciones influyen de manera distinta sobre el medio marino. Por tanto, es importante tratar cada tipo de agua con los procesos más adecuados. La clasificación básica de las aguas residuales de un barco es la que se observa en la Figura 2-4: aguas negras, grises, de sentina y de lastre.

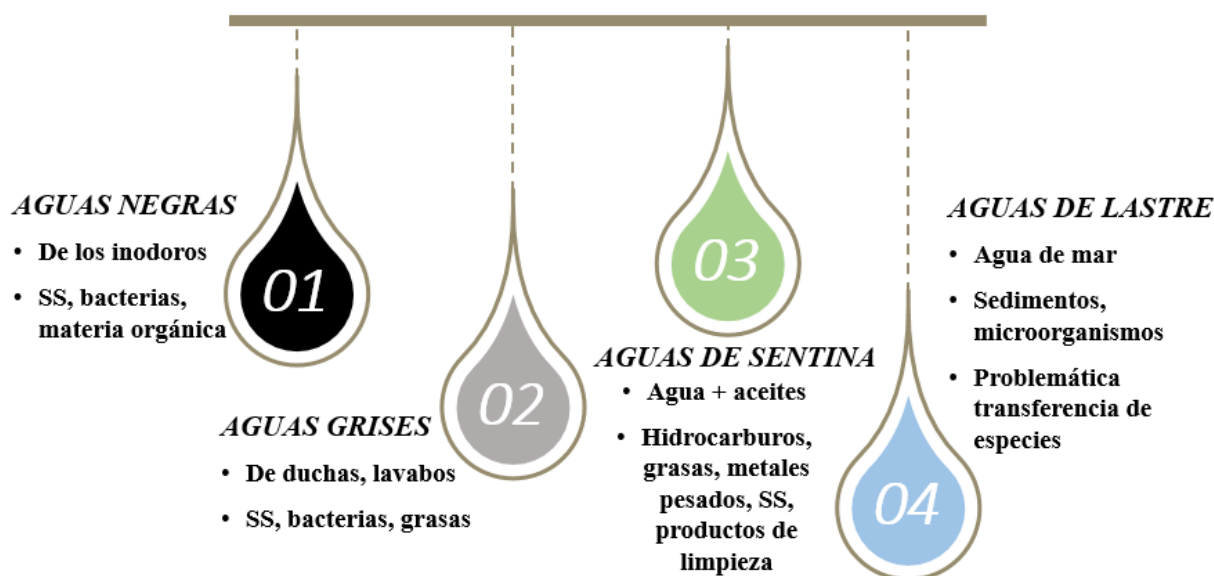


Figura 2-4 Clasificación aguas residuales de buques (elaboración propia)

2.3.1 Aguas negras

Son aquellas aguas residuales que contienen materia fecal, restos de alimentos y pequeñas cantidades de basura y papel. Proviene de los inodoros y poseen una alta concentración de sólidos en suspensión, materia orgánica, nitrógeno y bacterias. Se denominan aguas negras principalmente por el color que muestran.

Estas aguas residuales, por norma general, no se tratan para ser reusadas debido a su gran cantidad de contaminantes, sino simplemente para poder ser vertidas al mar de acuerdo a los límites [30]. Las aguas negras deben recibir un tratamiento específico, ya que poseen una gran cantidad de agentes patógenos que, de no ser tratados adecuadamente, podrían causar enfermedades o infecciones. Además, se pueden clasificar en dos tipos: frescas y sépticas. Las primeras se corresponden con las aguas negras iniciales, que contienen oxígeno disuelto y, por tanto, mantienen los microorganismos encargados de llevar a cabo la descomposición aerobia de los compuestos contaminantes. Éstas suelen tener una

apariencia turbia y disponen de sólidos en suspensión. Por otro lado, las aguas negras sépticas son aquellas en las que el oxígeno disuelto se ha agotado, por lo que la descomposición de los compuestos se realiza de manera anaerobia, lo cual produce algunos gases de olor desagradable. También cuentan con sólidos suspendidos, y tienen un color más oscuro que las aguas negras frescas [31].

2.3.2 Aguas grises

Las aguas grises se podrían definir como las aguas residuales de origen doméstico, excluyendo las provenientes de los inodoros. Esto es, aguas que pasan por duchas, bañeras, lavadoras, lavabos, etc., que se caracterizan por poseer sólidos en suspensión, fósforo, grasas, y bacterias [32]. En muchos documentos se incluye el agua proveniente del lavavajillas como agua gris, aunque en algunos estudios se muestra que estas aguas contienen una gran cantidad de restos de comida, por lo que a veces lo más apropiado es tratarlas con las aguas negras. Dependiendo del sistema de depuración, se pueden incluir en un sistema de recogida o en otro, aunque bordo de buques suelen ser consideradas como aguas grises.

Este tipo de aguas residuales sí que puede ser reutilizado, ya que contiene una menor cantidad de agentes contaminantes o que puedan producir enfermedades e infecciones en las personas. Uno de los posibles usos posteriores de las aguas grises es su incorporación como aguas de cisterna, que no requieren agua de alta calidad, aunque también pueden ser usadas para el riego de zonas verdes o incluso en la limpieza de exteriores [33].

2.3.3 Aguas de sentina

Se puede definir el agua de sentina como aquella compuesta por filtraciones de agua y aceite procedentes de equipos y tuberías (como el agua de los sistemas de refrigeración o el aceite lubricante de las máquinas), o a partir de los trabajos de mantenimiento de la sala de máquinas de un barco [34]. La composición de esta mezcla puede variar día a día, por lo que la propia OMI considera la falta de comprensión sobre los contaminantes generados como el mayor obstáculo para su tratamiento adecuado.

Aparte de agua y aceite, estas aguas pueden contener sustancias como gasoil, hidrocarburos, pintura, metales pesados, además de detergentes y otros productos de limpieza. Precisamente, la presencia de productos de limpieza es uno de los factores que más influye a la hora de tratar el agua de sentina, ya que actúan como emulgente, dotando de una gran estabilidad a la emulsión de aceite en agua [32].

Todos los buques, con independencia de su naturaleza, producen aguas de sentina. La OMI especifica que éstas solo pueden verterse al mar si su contenido de aceite residual es inferior a 15 ppm. No obstante, este grado de contaminación mínima no puede alcanzarse de forma rentable utilizando técnicas de separación convencionales [34]. Por ello, existen dos opciones principales para la gestión de aguas de sentina:

- Utilizar sistemas de tratamiento específicos, que suelen constar de dos etapas: una separación física y una etapa de refinado, que generalmente incluye técnicas de absorción, adsorción, etc.
- El modo de operación de la Armada Española, que consiste en el bombeo de dichas aguas a un tanque colector específico para ellas. En el tanque se lleva a cabo una separación del agua y los restos de aceite. Éstos últimos se acumulan en un tanque almacén, mientras que el agua es vertida al mar. El tanque almacén de mezclas oleosas se vacía al llegar a puerto, en instalaciones terrestres específicas para tal fin.

2.3.4 Aguas de lastre

La mayoría de los buques han sido diseñados para navegar de manera segura con una cantidad determinada de carga. Cuando esta cantidad cambia, se hace necesario el lastre, pesos adicionales distribuidos por todo el barco, que ayudan a nivelar la escora y el asiento del buque. Estos pesos permiten que los elementos de gobierno y propulsión estén siempre debidamente sumergidos, para poder

funcionar adecuadamente [35]. Antiguamente, el lastre de los barcos solía ser sólido, pero desde 1950 fue reemplazado por agua.

Para cargar el barco, el agua de lastre se bombea a los tanques específicamente diseñados para almacenarla, repartidos a lo largo de todo el casco del buque. De manera inversa, en caso de querer descargar el barco por el cargamento de un nuevo peso o una situación similar, el agua de lastre debe ser evacuada. Este proceso se puede observar en la Figura 2-5.

La relación entre el agua de lastre, aparentemente inofensiva, y el medio marino es la siguiente: el lastrado de los buques suele realizarse en puerto o cerca de él, por lo que las aguas recogidas son turbias, es decir, contienen una alta cantidad de sedimentos, así como microorganismos de diferentes especies. Si las condiciones ambientales de los tanques son favorables, estos organismos pueden sobrevivir a los tránsitos de los buques y, por ende, ser descargados al mar junto a las aguas almacenadas, cuando se quiera deslastrar el barco.

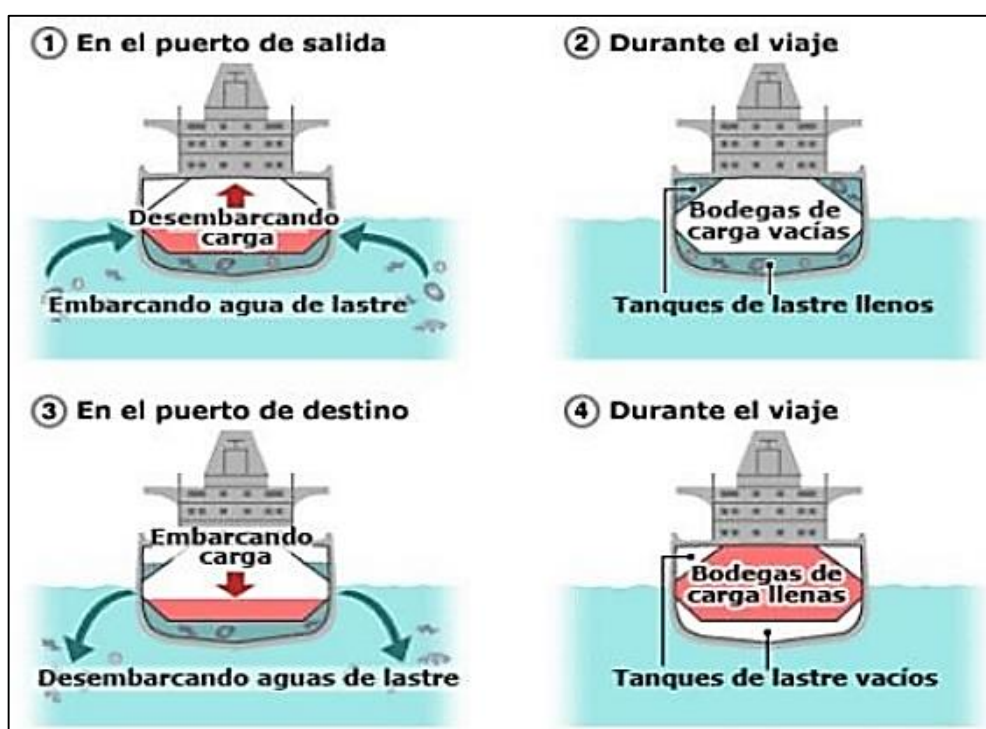


Figura 2-5 Procedimiento de lastrado (tomada de [92])

Aproximadamente unos diez millones de toneladas de agua de lastre son transferidos cada año a nivel mundial, y 7000 especies distintas se desarrollan en esas aguas cada día. Esto resulta en la introducción de especies no autóctonas en numerosas áreas del mundo, lo que puede suponer una amenaza para el ecosistema. Por ejemplo, la descarga de aguas de lastre provocó la introducción de la medusa peine en el Mar Negro. En la siguiente Figura 2-6 se puede observar la cantidad de especies invasoras conocidas, diseminadas por distintos motivos, entre los que se encuentran las aguas de lastre.

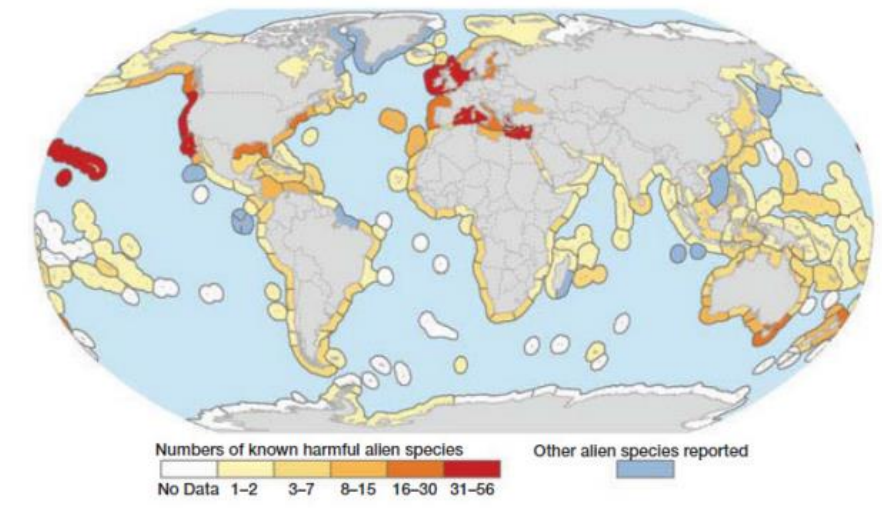


Figura 2-6 Especies invasoras (tomada de [49])

La gestión de las aguas de lastre en los buques de la Armada es la siguiente: los tanques son deslastrados y lastrados de nuevo cada dos semanas aproximadamente, con el objeto de evitar que esas aguas se estanquen, y por ello puedan reproducirse ciertos microorganismos. Esta información se ha obtenido mediante contacto personal con oficiales del servicio de máquinas de la fragata F-84.

Una vez clasificadas las aguas residuales, cabe mencionar que el presente trabajo se centrará únicamente en las aguas grises y negras, que se tratan conjuntamente en las plantas de depuración. Se excluirán del estudio las de sentina y las de lastre por ser gestionadas de distinta manera (en tanques almacén de aguas oleosas o siendo vertidas al mar tras dos semanas, respectivamente).

2.4 Tipos de contaminantes de las aguas residuales

Como se ha comentado anteriormente, es importante conocer los tipos de contaminantes de las distintas aguas residuales, ya que la existencia de unos u otros será un factor fundamental en la selección de los procesos de las plantas de tratamiento.

Se considera agua contaminada aquella que queda inservible para el uso, pero pueden ser muchos los factores que la alteren. Es necesario analizar el agua para determinar si está contaminada o no, ya que algunas de estas sustancias que la modifican pueden ser invisibles para el ojo humano.

Los contaminantes del agua, según su naturaleza, podrían clasificarse en tres grandes grupos: físicos, químicos y biológicos. Es importante conocer qué sustancias están contaminando el agua para poder elegir el tratamiento más adecuado [2] [36] [37] [13] [38]. Con ese objetivo, se ha realizado la Tabla 2-2 y la Tabla 2-3.

Además de los contaminantes presentados en las tablas, cabe mencionar que también existen contaminantes químicos gaseosos (como el metano o el dióxido de carbono), que se pueden encontrar disueltos en el agua originalmente, pero no se suelen tratar de forma específica, ya que acaban volatilizándose a la atmósfera.

CLASIFICACIÓN	CONTAMINANTES	ORIGEN	CONSECUENCIAS
Físicos	Residuos sólidos	Erosión, arrastre por la lluvia	Contaminación visual
	Contaminantes radioactivos	Residuos nucleares en el mar	Toxicidad
	Contaminación térmica	Cambios de temperatura	Disminuye solubilidad del oxígeno y hace aparecer microorganismos
Biológicos	Bacterias	Surgen de la evolución de células, suelen aparecer en los residuos humanos	Transmisión de enfermedades (salmonelosis, gastroenteritis, diarrea, tenia, enfermedades respiratorias...) Hacen que el agua no sea apta para el consumo humano
	Protozoos		
	Helminthos (gusanos)		
	Virus		

Tabla 2-2 Contaminantes físicos y biológicos del agua (elaboración propia)

CLASIFICACIÓN	CONTAMINANTES	ORIGEN	CONSECUENCIAS
Químicos	Orgánicos	Carbohidratos	Eutrofización
		Grasas y aceites	Efecto tóxico de algunos componentes, que pueden acumularse en la cadena alimenticia y perjudicar a los microorganismos que intervienen en la depuración del agua
		Proteínas	Malos olores, disminuyen posibilidad de usos posteriores del agua
		Compuestos orgánicos volátiles (hidrocarburos)	Contaminación de la atmósfera y el mar, enfermedades
		Detergentes y jabones	Impiden la eliminación de grasas y aceites, pueden ser tóxicos para la vida acuática
	Inorgánicos	Sales inorgánicas (nitratos, cloruros, fosfatos...)	Eutrofización.
		Ácidos y bases	Alteración del pH
		Elementos tóxicos	Dañinos para la vida marina
		Metales pesados	Toxicidad sobre los microorganismos que actúan en los procesos de depuración de las aguas Acumulación en cadenas alimentarias
		Compuestos minerales no disueltos	Acidez del agua

Tabla 2-3 Contaminantes químicos del agua (elaboración propia)

Como conclusión, se podría decir que el agua residual tiene una gran cantidad de contaminantes de origen muy dispar, y que producen unas consecuencias diferentes. Por ello, es importante conocer cuáles están presentes en el agua a tratar, ya que el sistema de depuración se configurará de distinta manera si hay altas concentraciones de unos contaminantes u otros. Por ejemplo, no necesitará el mismo tratamiento una masa de agua residual cuyos contaminantes principales sean físicos, que una masa de agua con alta concentración de contaminantes biológicos. En el caso que nos concierne, las aguas residuales de los buques, se prestará mayor atención a los contaminantes físicos y biológicos, aunque también se analizarán los químicos.

2.5 Parámetros a controlar en las aguas residuales

Para poder tratar las aguas residuales de manera eficiente, se deben controlar los contaminantes anteriormente mencionados mediante ciertos parámetros, que se clasifican de igual manera: físicos, químicos y biológicos [13] [36] [2] [37] [38]. A continuación, se explicarán brevemente los más relevantes, como se observa en el esquema de la Figura 2-7.



Figura 2-7 Parámetros a controlar en las aguas residuales (elaboración propia)

2.5.1 Parámetros físicos

2.5.1.1 Sólidos

Se trata de materia insoluble que procede de procesos de arrastre o de vertidos urbanos o industriales, que se puede encontrar en suspensión en la superficie del agua o disuelta. Las siguientes abreviaturas hacen referencia a algunos de los parámetros más importantes en relación a los sólidos del agua residual, y su uso está extendido en el ámbito del diseño y cálculo de plantas de tratamiento de aguas residuales, por lo que se considera relevante conocerlas:

- ST = Sólidos totales, todos los presentes en el agua (en suspensión y disueltos).
- SS = Sólidos en suspensión, aquellos que no pueden separarse del líquido con un filtro, formados por los sólidos en suspensión volátiles (SSV) y los sólidos en suspensión fijos (SSF).

- SF = Sólidos filtrables o disueltos, aquellos que pueden separarse del agua mediante filtros. Los forman los sólidos filtrables volátiles (SFV) y los sólidos filtrables fijos (SFF).

Para comprender mejor su distribución, se puede observar la Figura 2-8:

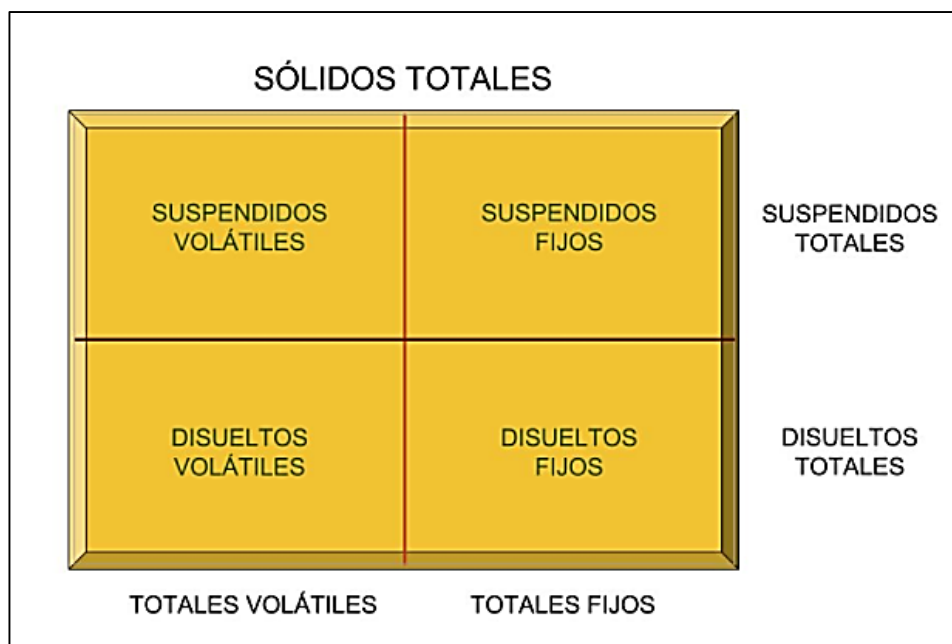


Figura 2-8 Tipos de sólidos en el agua residual (tomada de [95])

2.5.1.2 Temperatura

Los cambios en la temperatura del agua pueden hacer que cambie la solubilidad de los gases en ella, así como de las sales. Además, la velocidad de las reacciones químicas aumenta a medida que lo hace la temperatura, por lo que los equilibrios químicos varían. Por otro lado, los cambios de temperatura pueden propiciar la aparición y desarrollo de organismos en el agua.

2.5.1.3 Turbidez

Mide la forma en que se dispersa la luz a través del agua, y está provocada por los materiales sólidos mencionados anteriormente.

2.5.1.4 Conductividad

Mide la capacidad que posee el agua para conducir electricidad, y se encuentra altamente relacionada con la temperatura. La conductividad es un buen indicador de la concentración de sales disueltas en ella, siendo ambas directamente proporcionales.

2.5.1.5 Densidad

La densidad es el peso contenido en un volumen, que se expresa en gramos/litro. Dependiendo del tipo de agua, la densidad será mayor o menor. La densidad aumenta de manera directamente proporcional con factores como la cantidad de partículas disueltas o la salinidad. También influye la temperatura, pero de manera inversamente proporcional.

2.5.1.6 Radioactividad

El agua puede tener unos límites determinados de radioactividad para no considerarse un peligro para la salud y el medio ambiente. Esta radioactividad puede provenir de fuentes naturales, ya que existen radionucleidos, origen de radiación natural, que estaban presentes en la formación del planeta y hoy en día aún no se han extinguido.

La radioactividad natural proviene principalmente de la presencia de rocas y sedimentos que contienen elementos radiactivos. Estos elementos suponen un riesgo importante para la salud a largo plazo, ya que pueden desarrollar diferentes tipos de cáncer y efectos hereditarios.

Aparte de estas fuentes naturales, la radioactividad también puede provenir de fuentes artificiales, aquellos otros núcleos que no existen en la naturaleza y se generan en la actividad industrial, fundamentalmente en la producción de electricidad por fisión nuclear [39].

2.5.1.7 Características organolépticas: olor, color, sabor

El color puede deberse a la presencia de ciertos compuestos disueltos o a la absorción de radiación. Por otro lado, los olores pueden ser consecuencia de la presencia de ciertas sustancias orgánicas e inorgánicas, como el cloro o los detergentes.

2.5.2 Parámetros químicos

2.5.2.1 Salinidad y dureza

La dureza es la suma de las concentraciones de todas las sales presentes en el agua. Influye en el sabor del agua y puede causar daños severos en tuberías y equipos, así como pérdida de eficiencia de éstos, debido a que propicia las incrustaciones.

2.5.2.2 pH y alcalinidad

El pH indica si el comportamiento del agua es ácido o básico, y está relacionado con la alcalinidad, que mide la capacidad del agua para neutralizar ácidos o bases fuertes. La alcalinidad también influye en la tendencia del agua a formar incrustaciones.

2.5.2.3 Oxígeno disuelto

Este oxígeno puede provenir de fuentes como la atmósfera o la fotosíntesis de algunas especies. Por otro lado, el oxígeno disuelto en el agua también puede ser consumido por los seres vivos que la habitan, o por procesos de oxidación biológica.

2.5.2.4 Materia orgánica: DBO, DQO y COT

La materia orgánica se divide en biodegradable (si se puede oxidar por la acción de microorganismos) o no biodegradable. Cabe destacar la presencia de gran cantidad de materia orgánica biodegradable en las aguas residuales urbanas y agrícolas, al contrario que las aguas residuales industriales, que suelen contener productos sintéticos no biodegradables e incluso tóxicos. Los procesos a través de los cuales se biodegrada la materia son los aerobios (en presencia de oxígeno) y los anaerobios (en ausencia del mismo).

Los principales indicadores de materia orgánica son la DBO, DQO, COT, que se explicarán más adelante. Estos parámetros no permiten distinguir entre los distintos tipos de compuestos orgánicos presentes en el agua, por lo que habría que utilizar otros tipos de análisis en caso de requerir mayor detalle.

➤ DBO: demanda biológica de oxígeno.

Este indicador muestra la cantidad de materia orgánica biodegradable que existe en el agua a analizar. Para calcularlo se mide la cantidad de oxígeno que se consume en una muestra de agua durante cinco días. El oxígeno que se haya consumido, habrá sido utilizado por las bacterias para degradar la materia orgánica. Como valores de referencia de la DBO se pueden tomar los de la siguiente Tabla 2-4.

AGUAS	DBO
MUY PURAS	< 3 ppm O ₂
PUREZA INTERMEDIA	3-5 ppm O ₂
CONTAMINADAS	> 8 ppm O ₂

Tabla 2-4 Valores de referencia de la DBO según el tipo de agua (elaboración propia)

➤ DQO: demanda química de oxígeno.

Este parámetro indica la cantidad de materia existente en el agua que es susceptible de ser oxidada químicamente. Para calcularlo, se emplean agentes químicos muy oxidantes, que reaccionan con la materia presente en el medio. Después se calcula el oxígeno consumido por estequiometría de la reacción. Los valores de referencia de la DQO se presentan a continuación en la Tabla 2-5 y en la Tabla 2-6.

AGUAS	DQO
SUPERFICIALES PARA ABASTECIMIENTO	< 30 mg/l O ₂
POTABLES	≤ 5 ppm O ₂

Tabla 2-5 Valores de referencia de la DQO según el tipo de agua (elaboración propia)

DBO/DQO	MATERIA ORGÁNICA PREDOMINANTE
< 0,2	NO BIODEGRADABLE
> 0,6	BIODEGRADABLE

Tabla 2-6 Materia orgánica predominante según el cociente DBO/DQO (elaboración propia)

➤ COT: carbono orgánico total.

El COT indica la cantidad de materia orgánica presente en el agua, ya sea biodegradable o no. Este parámetro debe medirse en analizadores de carbono, donde se produce la combustión y el carbono se oxida, dando como producto CO₂. Como referencia se puede tomar el valor de DBO₅/COT = [1,2-2,0] en las aguas residuales domésticas.

2.5.2.5 Nitrógeno y fósforo

Es importante controlar los niveles de estos parámetros, ya que ambos actúan como nutrientes para las plantas y algas presentes en el agua. Si hubiese una concentración mayor de la debida, podría producirse la eutrofización. Este fenómeno provocado por el exceso de nutrientes, hace que crezcan plantas y algas de manera descontrolada, que acaban consumiendo todo el oxígeno disuelto y generando materia orgánica en abundancia. Según la ONU, se espera que la eutrofización costera aumente en 20% de para el año 2050. Además, las algas pueden liberar también sustancias tóxicas y generar malos olores [40] [41]. Cabe destacar que el nitrógeno se puede presentar de diversas formas. Las que más se utilizarán en este trabajo, por presentarse comúnmente en las aguas residuales, son el amoníaco (NH₃),

el amonio (NH_4), el nitrito (NO_2), el nitrato (NO_3), y el nitrógeno total, que puede ser referido como TN (*Total Nitrogen*) o TKN (*Total Kjeldahl Nitrogen*), término que incluye la suma de todo el nitrógeno en sus formas orgánicas, además del amonio.

2.5.3 Parámetros microbiológicos

Estos parámetros tratan de medir el nivel de bacterias, virus, protozoos, gusanos y demás microorganismos existentes en el agua. Dependiendo del uso que se le vaya a dar al agua, se permite la existencia de unos organismos patógenos u otros. Además, los límites de los indicadores también pueden variar. Cabe mencionar la bacteria *Escherichia Coli*, que suele utilizarse como parámetro de referencia para determinar el grado de contaminación microbiológica del agua.

2.6 Legislación relativa a aguas residuales procedentes de buques

Conociendo los parámetros a controlar en las aguas residuales de los buques, se requiere determinar sus límites, es decir, cuáles son sus valores máximos de referencia, para así poder juzgar si los efluentes son aptos para ser descargados al mar o no. El texto que recoge la legislación acerca del vertido de aguas residuales en el mar es, por excelencia, el Convenio MARPOL. Es muy extenso y versa sobre diversos temas relacionados con la prevención y corrección de la contaminación del medio ambiente, pero el fragmento más relacionado con el presente proyecto es su Anexo IV, que se explicará en detalle a continuación. Además, se introducirán brevemente los Anexos I y II del Convenio, que se desarrollarán más extensamente en el Anexo II de la presente memoria. Por otro lado, en este apartado se establecerá también cuáles son los límites actuales de vertido, los cuales se encuentran recogidos en la Resolución MEPC.227 (64) del 2019 [42].

2.6.1 Convenio MARPOL

2.6.1.1 Historia

Una de las principales respuestas a la concienciación acerca de la contaminación del medio marino fue el Convenio Internacional para Prevenir la Contaminación por los Buques. Éste se adoptó en 1973 en la sede de la OMI, y fue modificado en 1978 al introducirse un nuevo protocolo referente a los buques tanque, que hizo obligatoria la posesión de doble casco para evitar vertidos accidentales. Entonces, este Convenio pasó a llamarse MARPOL 73/78, incluyendo cinco anexos técnicos que recogen las normas aplicables a las diferentes fuentes de contaminación de los barcos. Por otro lado, en 1997 se adoptó otro protocolo que permitió la introducción de enmiendas, y se añadió, gracias a ello, un sexto anexo acerca de la contaminación atmosférica. Desde entonces, el convenio debe ser referido como Convenio MARPOL, para hacer referencia a los seis anexos en su totalidad [43].

2.6.1.2 Objetivo

El objetivo principal de este texto es prevenir la contaminación del mar por parte de los buques, ya sea por su funcionamiento habitual o por accidentes derivados de su actividad. La manera en que se pretende conseguir este objetivo es mediante el establecimiento de una serie de normas, que persiguen prevenir y reducir al mínimo las fuentes de contaminación marinas [44].

2.6.1.3 Aplicación

En 1984 España ratificó el Convenio, por lo que, desde entonces, se encuentra bajo la obligación de cumplir las normas que contiene. Cada anexo del Convenio MARPOL se aplica a una serie de barcos diferente; sin embargo, cabe destacar que en el texto se menciona que ninguna de las reglas es aplicable a “los buques de guerra ni a las unidades navales auxiliares, ni a los buques que, siendo propiedad de un Estado o estando a su servicio, sólo presten por el momento servicios gubernamentales de carácter no comercial” [44].

Este es el caso de los buques de la Armada, que son considerados buques de Estado por el hecho de pertenecer al Ministerio de Defensa, por lo que, según el texto, no están obligados a cumplir con la normativa internacional referente al cuidado del medio ambiente. Aun así, el texto también dice que los Estados que forman parte del Convenio deben procurar que su finalidad sea alcanzada, y para ello sus buques deben actuar en consonancia, siempre que no entorpezca su capacidad operativa o sus objetivos.

Es por esto que los buques de la Armada, aun no estando obligados a cumplir las normas establecidas en el Convenio MARPOL, siguen sus directrices, a lo que se ha hecho referencia anteriormente a través del compromiso del Ministerio de Defensa y de la Armada Española con el medio ambiente [12] [19] [18]. Este compromiso se consolida a través de los certificados que presentan los buques de la Armada cada cinco años, que verifican que la normativa se está cumpliendo y que se lleva a cabo un seguimiento y control de los parámetros establecidos en el Convenio. En el Anexo II de la memoria se ha incorporado un fragmento del último certificado expedido por la fragata F-103 Blas de Lezo [45], donde se puede observar que los buques de la Armada sí cumplen las normas de vertido de aguas residuales relativas al Convenio MARPOL. El certificado expuesto se ha obtenido gracias a los oficiales del destino de máquinas de la misma fragata.

Por otro lado, en todos los anexos del Convenio se especifica que las reglas no serán de aplicación a las descargas o vertidos si son necesarios para proteger la seguridad del buque o las vidas de sus pasajeros, siempre que se tomen todas las precauciones posibles para minimizar el impacto de la amenaza [27].

2.6.1.4 Contenido del Convenio

De los seis anexos técnicos donde se recogen las normas, el siguiente apartado se centrará en el I, II y IV, por tener relación directa con el trabajo. A continuación se pueden observar sus títulos y, en la Figura 2-9, un breve esquema de sus puntos más importantes.

- Anexo I: Reglas para prevenir la contaminación por hidrocarburos.
- Anexo II: Reglas para prevenir la contaminación por sustancias nocivas líquidas transportadas a granel.
- Anexo IV: Reglas para prevenir la contaminación por las aguas sucias de los buques.

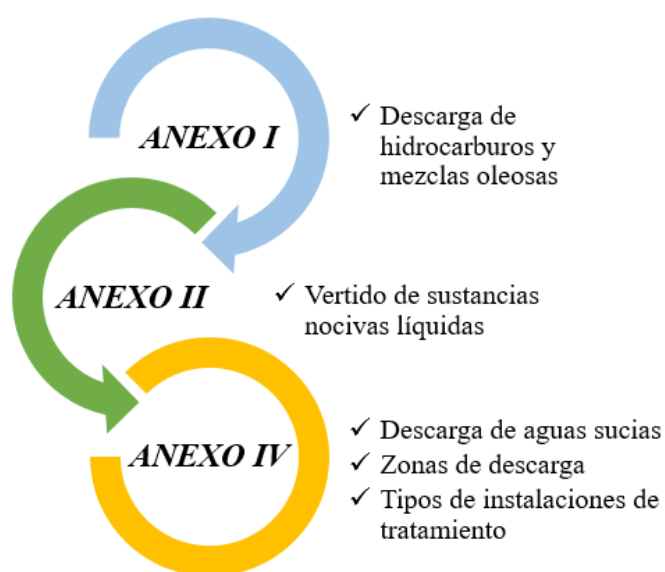


Figura 2-9 Anexos del Convenio MARPOL relacionados (elaboración propia)

2.6.1.5 Anexo I

El anexo I tiene por objeto prevenir la contaminación del medio marino a causa de los hidrocarburos, que define como “el petróleo en todas sus manifestaciones, incluidos los crudos de petróleo, el fueloil, los fangos, los residuos petrolíferos y los productos de refinación” [28].

Para ello, el texto detalla las condiciones y límites bajo los cuales los buques podrán descargar estos hidrocarburos, además de restos de productos químicos. Para mayor detalle, consultar el Anexo II de la presente memoria.

2.6.1.6 Anexo II

El anexo II divide las sustancias líquidas en cuatro categorías: A, B, C y D, dependiendo del impacto que generan sobre el medio ambiente. Se establecen en dicho anexo las condiciones que debe cumplir cada buque para descargar cada tipo de sustancia, tanto dentro de zonas especiales como fuera de ellas. Para mayor detalle consultar el Anexo II de la presente memoria.

2.6.1.7 Anexo IV

El anexo IV tiene gran relación con el propósito de este trabajo, ya que regula la contaminación del mar por las aguas sucias de los buques. En el texto se establece que el término de aguas sucias recoge todas aquellas procedentes de urinarios, lavabos, duchas y desagües, entre otros [28] [46].

La regla 9 del mencionado anexo estipula que todos los buques deben estar equipados con algún sistema de tratamiento de aguas sucias, debiendo en cualquier caso estar aprobado por la Administración. Este sistema puede ser:

- Una instalación de tratamiento de aguas sucias.
- Un sistema para desmenuzar y desinfectar las aguas sucias, que permita almacenarlas temporalmente (hasta encontrarse el buque a la distancia adecuada de costa).
- Un tanque de retención con capacidad suficiente para todas las aguas sucias que puedan ser producidas.

En la regla 11 se establecen las zonas en las que estas aguas sucias pueden ser vertidas, siendo las siguientes:

- A una distancia mayor a 3 millas náuticas de la tierra más próxima únicamente si las aguas sucias han sido desmenuzadas y desinfectadas.
- A una distancia superior a 12 millas náuticas si no han sido sometidas a estos tratamientos.

Además de estas zonas, también queda regulado que los buques no pueden descargar las aguas que hayan sido retenidas en tanques directamente, sino que deben hacerlo de manera progresiva, navegando a una velocidad mayor de 4 nudos y encontrándose a ruta. A modo de aclaración se podría considerar que la siguiente Tabla 2-7 resume las reglas 9 y 11.

Posibles sistemas de tratamiento a bordo	Condiciones para descargar las aguas	Régimen
Instalación de tratamiento	Que en las aguas no existan sólidos flotantes ni coloración visible	-
Sistema de desmenuzado y desinfección	Encontrarse a una distancia de 3MN de la tierra más próxima	Si las aguas han sido almacenadas en tanques, que el barco se encuentre a ruta y con velocidad mayor de 4 nudos
Tanque de retención	Encontrarse a una distancia de 12MN de la tierra más próxima.	Barco a ruta y con velocidad mayor de 4 nudos

Tabla 2-7 Aclaración reglas 9 y 11 (elaboración propia)

En la Resolución MEPC.157-55 [47] se establece una recomendación del índice de descarga (a ritmo moderado) que deberían tener las aguas residuales no tratadas y almacenadas en tanques, es decir, aquellas aguas que no han pasado por una instalación de tratamiento ni han sido desmenuzadas o desinfectas. Este índice de descarga depende del calado, la manga y la distancia recorrida por el buque de la siguiente forma:

$$DR = 0,00926 \times B \times D \times V$$

Siendo:

- DR= *Discharge rate* (índice de descarga, en m³/h).
- B= *Breadth* (manga del barco en metros).
- D= *Draft* (calado del barco en metros).
- V= *Ship's average speed over the period* (velocidad en nudos).

Estos cálculos se deben realizar tomando como referencia un periodo de 24 horas o en su defecto, el periodo de descarga si es menor. Si se calcula el índice de descarga en periodos horarios, nunca deberá superar el valor DR en más de un 20% [47].

La resolución incluye también unos valores recomendados para los barcos que no tengan requerimientos especialmente altos de descarga de aguas sucias, como pueden ser los destinados al transporte de pasajeros. Estos valores se pueden observar en la Tabla 2-8.

ÍNDICE DE DESCARGA						
VELOCIDAD (nudos)		4	6	8	10	12
CALADO (m)	5	4,63	6,94	9,26	11,57	13,89
	6	5,56	8,33	11,11	13,89	16,67
	7	6,48	9,72	12,96	16,20	19,45
	8	7,41	11,11	14,82	18,52	22,22
	9	8,33	12,5	16,67	20,83	25

Tabla 2-8 Índice de descarga recomendado (elaboración propia)

De toda la información aportada por el Convenio MARPOL, podríamos concluir que la mejor alternativa en cuanto a sistemas disponibles a bordo consiste en una planta de tratamiento. Esto se debe a que, aunque pueda suponer mayores costes de instalación y operación, debe cumplir muchas menos condiciones para la descarga de aguas residuales que los tanques de retención o los sistemas de desmenuzado y desinfección.

Estos dos últimos sistemas, en la actualidad, únicamente son considerados una opción para los barcos antiguos, mientras que la gran mayoría de buques de nueva construcción cuentan ya con una planta de tratamiento. Son precisamente los tipos de plantas de tratamiento el objeto de estudio del apartado 3.

2.6.2 Límites de descarga en vigor

Como se ha podido observar, el Convenio MARPOL ofrece mucha información acerca de la contaminación del mar por vertido humanos. Sin embargo, los límites no quedan demasiado claros. Por ello se elaboró la Resolución MEPC.227 (64) del 2019 [42], que recoge todas las normas que se encuentran en vigor actualmente acerca de los efluentes de aguas residuales. Esta Resolución surge al identificarse la necesidad de reflejar las tendencias actuales relativas a la protección del medio marino mediante unas normas obligatorias, sustituyendo así las directrices anteriores (recomendaciones) y las enmiendas al Anexo IV del Convenio MARPOL.

Así, la presente Resolución es concebida con el objetivo de facilitar una interpretación uniforme de la regla 9 del Anexo IV del Convenio MARPOL, así como ayudar a las Administraciones a realizar las pruebas de funcionamiento de las instalaciones de tratamiento de aguas sucias.

En las especificaciones técnicas del documento se pueden encontrar diferentes ámbitos regulados relativos a los sistemas de tratamiento de aguas residuales.

En la Figura 2-10 se encuentran dichos ámbitos principales de regulación, en el orden en que serán expuestos en las próximas líneas, además de los datos más característicos de cada apartado.

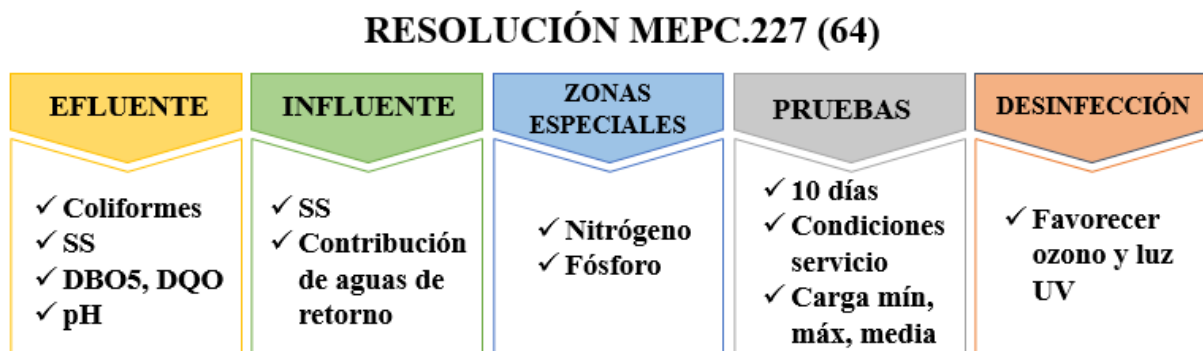


Figura 2-10 Aspectos a destacar de la Resolución MEPC.227 (elaboración propia)

2.6.2.1 Efluentes

Son aquellas normas que deben cumplir las muestras de efluente sometidos a pruebas para obtener el Certificado de homologación expedido por la Administración. Para ello, se definen los siguientes conceptos:

- Flujo del efluente (Q_e): las aguas residuales tratadas generadas por la instalación, medido en $m^3/día$.
- Carga hidráulica media o flujo del influente (Q_i): líquido que contiene aguas sucias que deben ser procesadas en la instalación de tratamiento, medido en $m^3/día$.
- Factor de compensación de la dilución (Q_i/Q_e): se corresponde con la razón entre el volumen del influente y el volumen del efluente.

- Coliformes termotolerantes: bacterias coliformes que, en un plazo de 48 horas y a una temperatura de 44,5 °C, generan gas a partir de lactosa. Son los conocidos como coliformes fecales, aunque se considera más adecuado este término por el hecho de que no todos los coliformes tienen por qué ser de origen fecal.

Para mejor comprensión de la estructura del sistema de tratamiento de aguas residuales se puede observar la Figura 2-11.

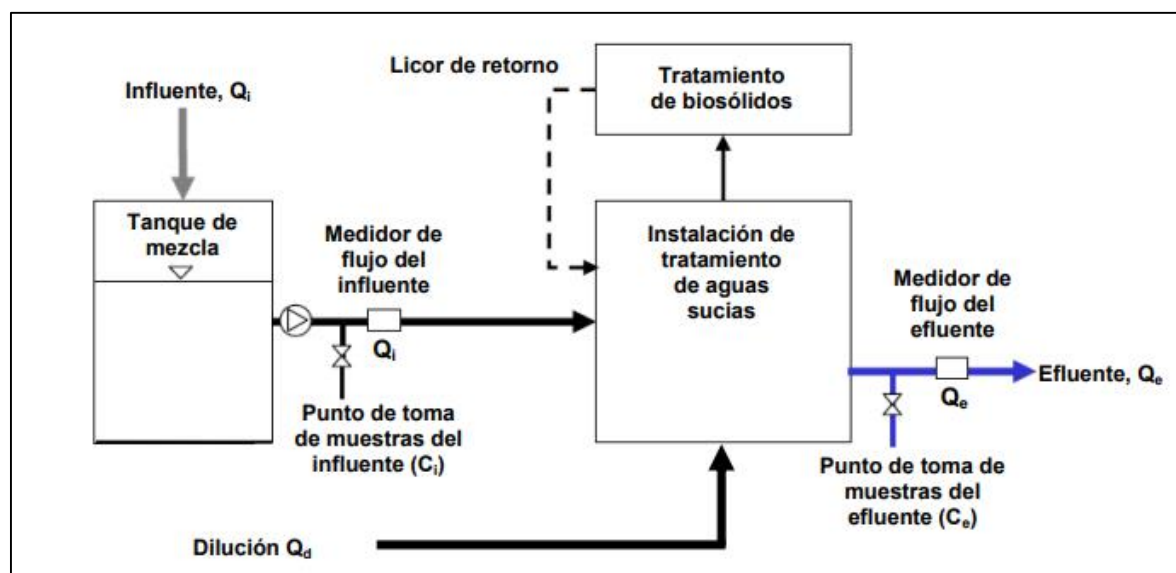


Figura 2-11 Estructura del sistema de tratamiento de aguas residuales (tomada de [42])

Los niveles límite de los parámetros establecidos son los que se describen a continuación:

1. La media geométrica del número de coliformes termotolerantes debe ser menor o igual que 100 coliformes/100 ml.
2. La media geométrica del total de sólidos en suspensión debe ser menor o igual que 35 mg/l + Q_i/Q_e .
3. La demanda bioquímica de oxígeno sin nitrificación (DBO_5) debe ser menor o igual que 25 mg/l + Q_i/Q_e .
4. La demanda química de oxígeno (DQO) debe ser menor o igual que 125 mg/l + Q_i/Q_e .
5. El pH debe encontrarse entre 6 y 8,5.

2.6.2.2 Influyente

Respecto al influente, se establece que debe estar compuesto por las aguas sucias generadas en condiciones normales de servicio, las cuales deberían contener una concentración de sólidos en suspensión mayor o igual que 500 mg/l. También se especifica que el influente debe ser examinado sin la contribución de aguas de retorno o recirculación, y que se realizarán por lo menos 40 muestras para poder llevar a cabo un estudio estadístico de los datos obtenidos.

2.6.2.3 Zonas especiales

Esta sección recoge las normas que deben cumplir los buques que pretendan descargar aguas sucias en zonas especiales, siendo éstas las referidas en el Convenio MARPOL [28], las cuales se encuentran en el Anexo II de la presente memoria.

1. La media geométrica del contenido total de nitrógeno en la muestra del efluente debe ser menor o igual que $20 \text{ mg/l} + Q_i/Q_e$, o verse reducida la carga de nitrógeno del influente en un 70%.
2. La media geométrica del contenido total de fósforo en la muestra del efluente debe ser menor o igual que $1 \text{ mg/l} + Q_i/Q_e$, o verse reducida la carga de fósforo del influente en un 80%.

2.6.2.4 Pruebas

Las pruebas deben tener una duración mínima de 10 días, y realizarse en condiciones normales de servicio, lo que implica que el sistema de tratamiento de aguas debe encontrarse en régimen estable antes de comenzar a tomar muestras. Durante este periodo, se debe evaluar el sistema en condiciones de carga mínima, media y máxima, teniendo en cuenta diversos factores como los horarios de comidas, cambios de guardia, personal que suele viajar a bordo, personal en puerto, etc.

Por último, se dispone que las instalaciones deben funcionar en condiciones de inclinación conformes con las prácticas de los barcos, para lo que se establece una escora máxima de $22'5^\circ$, para la cual los sistemas de tratamiento de aguas no deberían tener ningún tipo de problema.

2.6.2.5 Desinfección

La Resolución recomienda que las Administraciones fomenten el uso de sistemas de desinfección basados en ozono o radiaciones ultravioleta, con el fin de reducir el impacto de otros desinfectantes como el cloro sobre el medio marino. En cualquier caso, los residuos de desinfectante en el efluente deberían estar siempre por debajo de $0,5 \text{ mg/l}$.

3 SISTEMAS DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

En el presente apartado se procederá a evaluar las distintas alternativas tecnológicas de sistemas de tratamiento de aguas residuales. Para ello, se explicará en primer lugar en qué consiste una EDAR convencional, para después exponer qué tipo de sistemas son susceptibles de ser instalados a bordo de un buque, con sus ventajas e inconvenientes. También se estudiarán los sistemas de depuración instalados actualmente en algunos barcos de la Armada, y a continuación se escogerá uno de ellos para ser renovado.

En la Figura 3-1 se encuentra el orden en que será expuesta la información en este apartado, además de algunas palabras o conceptos clave de cada sección.



Figura 3-1 Estructura del contenido (elaboración propia)

3.1 Estaciones depuradoras de aguas residuales

Las EDAR tienen el objetivo de tratar las aguas usadas y contaminadas para que así puedan ser vertidas a mares o ríos según la normativa vigente. Este tipo de plantas se pueden concebir como un proceso en el que una materia prima, el agua residual, se somete a varias operaciones unitarias para obtener un producto, el agua tratada. En este proceso se genera además un subproducto, el lodo, que también debe ser tratado [36] [48] [26].

Una planta de tratamiento de aguas residuales debe concebirse de tal forma que no solo cumpla su objetivo principal de manera eficaz, sino que además disminuya el impacto ambiental y optimice los costes de inversión, explotación y mantenimiento que supone [2].

Las EDAR básicas cuentan con un esquema general, en el que se distinguen dos líneas de tratamiento: la línea de aguas y la línea de fangos. Para comprender mejor los posibles procesos de una EDAR, se ha realizado un esquema, que se observa en la Figura 3-2.



Figura 3-2 Esquema general de los procesos de una EDAR (elaboración propia)

3.1.1 Línea de aguas

Por este sistema circula el agua a tratar, e incluye los procesos destinados a eliminar o reducir sus contaminantes. Esta línea se puede dividir en las siguientes fases:

3.1.1.1 Pretratamiento

Es el conjunto de procesos que tratan de eliminar aquellas materias que, por su tamaño o naturaleza, puedan dañar los equipos de las etapas posteriores. Se incluyen los procesos de:

- Desbaste: su objetivo es eliminar las partículas insolubles de mayor tamaño, por lo que emplean rejillas que impiden el paso de sólidos de cierto diámetro. Normalmente hay varias rejillas, cuyos diámetros disminuyen en el sentido de movimiento del agua.
- Desarenado: elimina aquellas partículas que son más pesadas que el agua y que no han podido ser eliminadas en el desbaste. Suele tratarse de arenas, pero es eficaz con todas las partículas con una granulometría superior a 0,5 mm.
- Desengrasado: trata de eliminar las grasas, aceites, espumas, etc. En definitiva, materias flotantes menos densas que el agua, que pueden dañar los equipos de los siguientes tratamientos.
- En algunos casos también se pueden incluir en el pretratamiento la preaireación, el tamizado y la predecantación, entre otros.

3.1.1.2 Tratamiento primario

Esta fase también se conoce como decantación primaria, e incluye procesos que tratan de eliminar la materia en suspensión restante, además de los sólidos sedimentables. Para ello, se suelen utilizar agentes químicos que actúan como aglomerantes y favorecen la retirada de los sólidos por decantación. Estos procesos se caracterizan por ser eficientes en la reducción de la DBO, y pueden incluir:

- Decantación primaria.
- Flotación.
- Procesos físico-químicos: permiten aumentar la reducción de la DBO₅.

3.1.1.3 Tratamiento secundario

Esta etapa pretende eliminar los contaminantes orgánicos remanentes en el agua, lo que disminuye la materia (DBO y DQO) y la cantidad de sólidos en suspensión. Cada vez es más frecuente que en esta etapa los procesos se adapten para reducir los niveles de nutrientes, como nitrógeno y fósforo. Sin embargo, este proceso no es útil para eliminar metales pesados ni patógenos. Se trata principalmente de procesos de tipo biológico, como los siguientes:

- Lodos activos: cuando se usa este tratamiento es necesario incorporar una decantación secundaria, donde el fango se separa del agua depurada.
- Lechos bacterianos.
- Estanques de estabilización.
- Lagunas aireadas.

3.1.1.4 Tratamiento terciario

Estos tratamientos tienen la finalidad de mejorar la calidad del agua para poder reutilizarla o, en algunos casos, simplemente para cumplir los requisitos cada vez más exigentes de vertido. Este tipo de procesos también pueden estar motivados por la necesidad de verter una cantidad mayor de aguas residuales de la habitual, o por la naturaleza de estas aguas, por ejemplo, si provienen de residuos industriales.

Para mejorar sus características, se eliminan los microorganismos patógenos a través de los numerosos procesos disponibles: ozonización, rayos UV, cloración... por lo que se obtienen mejores rendimientos en la eliminación de DBO_5 , así como en la reducción de otros contaminantes como los nutrientes o los metales pesados.

3.1.2 Línea de fangos

La línea de fangos incluye todos aquellos procesos orientados a reducir o eliminar los desechos sólidos generados durante la depuración de las aguas residuales. Estos desechos, llamados fangos, suponen un impacto ambiental muy negativo por su olor, los insectos que atraen, contaminantes de los lixiviados, etc. Además, al estar prohibido el vertido de estas sustancias al mar, en caso de encontrarse en una navegación prolongada, sería necesario contar con espacio suficiente para almacenar los lodos durante todo el trayecto. Es por ello que uno de los principales objetivos que persigue la línea de lodos es reducir su volumen, para así manejar cantidades lo más pequeñas posibles. Por otro lado, también cobra especial interés conseguir estabilizar los fangos para evitar problemas como la fermentación. Las fases en que se divide la línea de fangos son las siguientes:

1. **Espesamiento:** su fin es reducir tanto el volumen como la masa de los lodos, lo que se consigue secándolos, ya que así se elimina el alto porcentaje de agua que éstos contienen. Mediante el espesamiento de los lodos se consigue también reducir la inversión económica del tratamiento.
2. **Estabilización y acondicionamiento (también llamada fase de digestión):** se trata de estabilizar bioquímicamente los lodos. Habitualmente, este proceso se lleva a cabo en condiciones anaerobias, es decir, con una concentración de oxígeno demasiado baja para permitir la existencia de bacterias aeróbicas. En estas condiciones la materia orgánica se degrada generando así biogás, que tiene un contenido de metano del 60-70%. Con esto se consigue que los lodos no continúen descomponiéndose ni generando olores desagradables. Se puede añadir una etapa posterior de compostaje.
3. **Deshidratación de lodos estabilizados.**
4. **Evacuación final:** si cumplen los requisitos necesarios, los lodos digeridos y deshidratados se pueden emplear como fertilizantes o enmiendas de suelos. En caso contrario, se suelen depositar en vertederos apropiados o someter a incineración.

3.1.3 Clasificación de procesos

Por otro lado, los procesos empleados en una EDAR (tanto en la línea de aguas como en la línea de fangos) pueden clasificarse en tres grupos: físicos, químicos y biológicos. Dependiendo de la composición de las aguas a tratar, se pueden combinar de distinta manera para conseguir el sistema más adecuado [36]. En la Figura 3-3 se pueden observar los tres grupos que se explicarán a continuación.



Figura 3-3 Clasificación de los procesos de una EDAR (elaboración propia)

3.1.3.1 Operaciones físicas

Son aquellas operaciones que cambian características o propiedades del agua mediante la aplicación de fuerzas físicas [13]. Al ser el tipo de operaciones más rudimentario, es también el que constituye la base de la mayoría de los procesos de depuración de aguas residuales. Las operaciones físicas más comunes son las que se observan a continuación [36]:

- Desbaste o cribado: elimina sólidos gruesos o partículas flotantes finas.
- Desarenado: elimina arenas u otras sustancias sólidas densas en suspensión.
- Desengrasado: elimina grasas o aceites flotantes.
- Homogeneización de caudales: lamina caudales y cargas contaminantes, homogeneizando así también la DBO y los sólidos en suspensión.
- Mezclado: mezcla productos químicos y gases con el agua residual, manteniendo los sólidos en suspensión.
- Sedimentación: elimina los sólidos en suspensión que tienen mayor densidad que el agua, es decir, los sólidos sedimentables. También sirve para espesar los fangos.
- Flotación: elimina el resto de sólidos en suspensión, haciéndolos flotar mediante técnicas de aireación.
- Filtración: elimina los sólidos en suspensión con un tamaño mayor a 10 micrómetros, después del tratamiento químico o biológico.
- Operaciones con membranas:
 - Microfiltración: para eliminar sólidos entre 0,1 y 10 micrómetros.
 - Ultrafiltración: para eliminar sólidos entre 0,001 y 0,1 micrómetros.

- Ósmosis inversa: para eliminar sales disueltas mediante membranas semipermeables.

3.1.3.2 Operaciones químicas

Por norma general, un proceso químico es aquel que implica reacciones químicas. En el tratamiento de aguas residuales, los procesos químicos transforman las características del agua mediante reacciones, y suelen necesitar operaciones físicas adicionales de separación o tratamiento, que se pueden dar previamente (acondicionamiento de las materias primas) o posteriormente, como se muestra en la Figura 3-4. Las reacciones químicas tienen por objeto precipitar o transformar los compuestos contaminantes, para poder eliminarlos más fácilmente, y entre ellas destacan las siguientes [13] [36]:

- Neutralización: equilibra el pH añadiendo ácidos a álcalis.
- Coagulación-floculación: elimina materia orgánica disuelta y coloidal, así como compuestos de fósforo.
- Precipitación: mejora la eliminación de sólidos en suspensión en instalaciones de sedimentación primaria.
- Oxidación: transforma materia orgánica tóxica y destruir microorganismos patógenos.
- Fotólisis: elimina microorganismos patógenos.
- Adsorción: elimina la materia orgánica que no se ha podido eliminar con métodos químicos o biológicos convencionales. Se puede utilizar también para declorar aguas residuales antes de ser vertidas.
- Desinfección: destruye selectivamente organismos presentes en el agua. El proceso de desinfección más común se realiza con cloro, aunque también se puede realizar con ozono o rayos UV, por ejemplo.

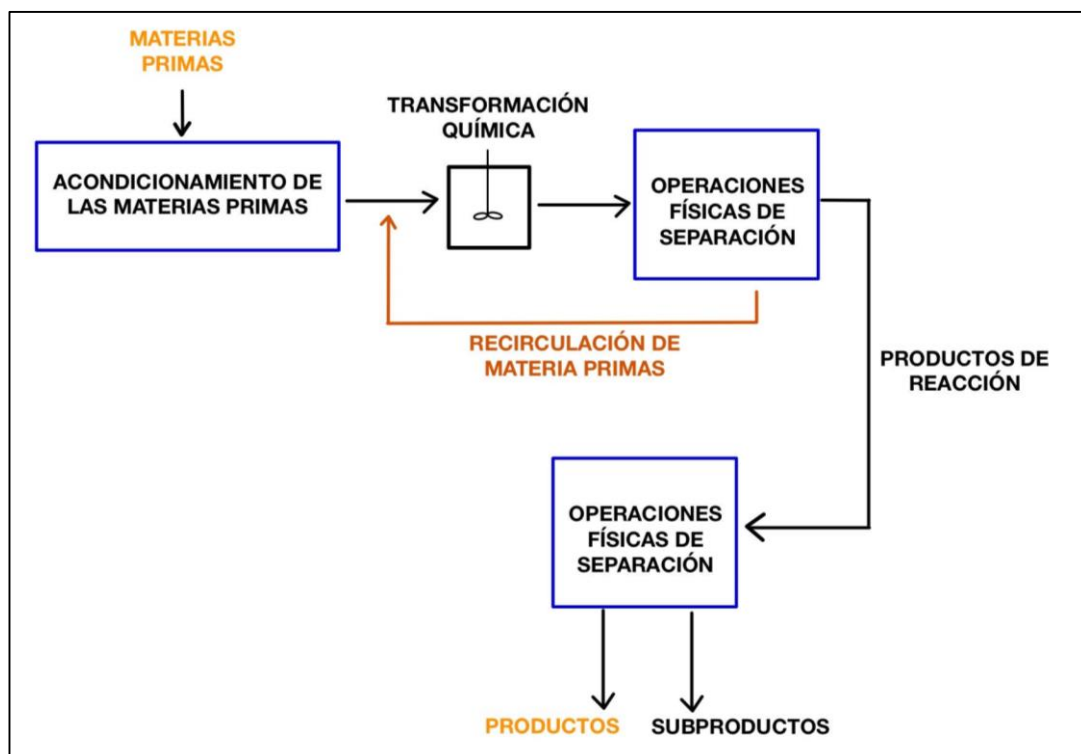


Figura 3-4 Esquema de un proceso químico simplificado (elaboración propia)

3.1.3.3 Operaciones biológicas

Estas operaciones se basan en la intervención de microorganismos en el proceso de depuración, que metabolizan las sustancias contaminantes del agua. Estos microorganismos pueden ser bacterias, algas, hongos, etc.,

Las aplicaciones principales de este tipo de procesos son la eliminación de la materia orgánica carbonosa (medida mediante la DBO, DQO y COT), la nitrificación o desnitrificación, la eliminación de fósforos y la estabilización de fangos. Por ello, es importante el control del medio ambiente de los microorganismos, para garantizar que crezcan en condiciones óptimas y puedan ser lo más eficientes posible. Estas operaciones se pueden clasificar como [36] [13]:

- Procesos aerobios: para eliminar la materia orgánica biodegradable en aguas con carga contaminante moderada. Un ejemplo de este tipo de proceso es el tratamiento por fangos activados.
- Procesos anaerobios: para eliminar la materia orgánica biodegradable de los lodos o aguas con elevada carga orgánica.
- Procesos anóxicos: se utilizan para desnitrificar, es decir, para transformar el nitrógeno de los nitratos, biológicamente, en nitrógeno gas, en ausencia de oxígeno. Por ello, también se puede conocer este proceso como desnitrificación anaerobia.
- Procesos combinados (aerobios, anaerobios y anóxicos).
- Procesos de lagunaje, realizados en estanques. Éstos se suelen basar en la eliminación de la DBO.

A su vez, estos tipos de procesos pueden clasificarse también dependiendo de si su biomasa o cultivo es fijo o se encuentra en suspensión. Se entiende biomasa como los microorganismos susceptibles de ser separados fácilmente del agua, y que consumen los contaminantes presentes en ella (materia orgánica, nitrógeno, fósforo...). El primer tipo corresponde a aquellos procesos en los que los microorganismos encargados de tratar la materia orgánica del agua se encuentran fijados a un medio inerte. Por otro lado, el segundo tipo se refiere a los microorganismos que se mantienen en suspensión dentro del líquido.

3.2 Sistemas de tratamiento a bordo

Teniendo en cuenta los numerosos procesos de tratamiento de aguas residuales disponibles, se observa que la mayoría de los barcos compaginan procesos de pretratamiento, como la filtración, con procesos físico-químicos primarios, para después añadir algunos tratamientos terciarios. Los secundarios, por otro lado, solo serían necesarios en caso de escoger una desinfección biológica-química.

Estas combinaciones se pueden observar en la Figura 3-5.

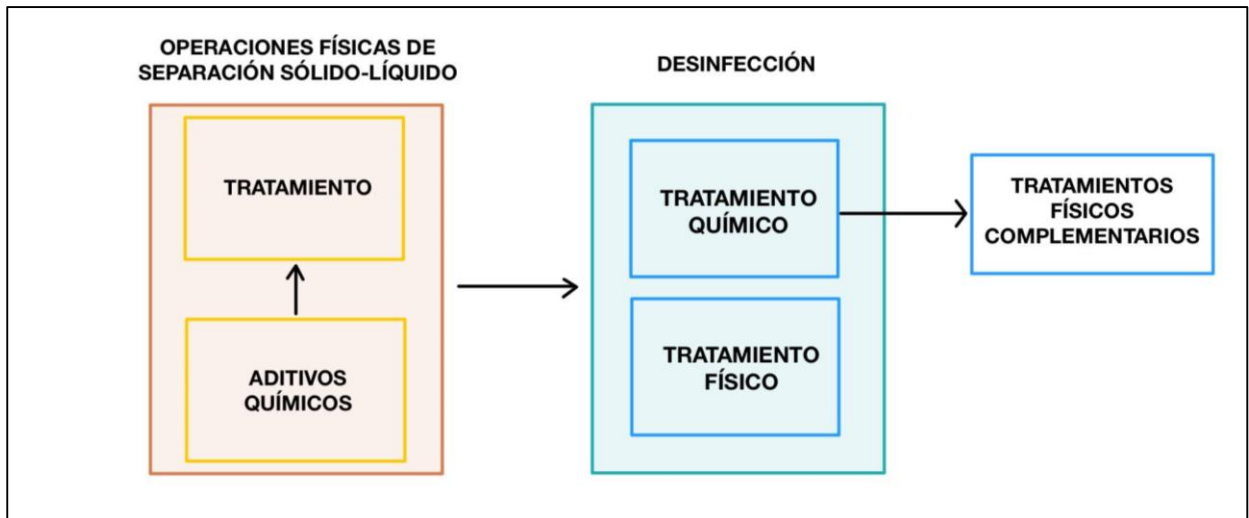


Figura 3-5 Combinaciones usuales de procesos de tratamiento (elaboración propia)

De entre los mecanismos de desinfección disponibles, las opciones más económicas y utilizadas tradicionalmente son la cloración y la ozonización. No obstante, debido a la creciente concienciación sobre el impacto perjudicial que tienen los subproductos de la desinfección con cloro para los humanos y el medioambiente, los tratamientos de desinfección basados en la irradiación con luz ultravioleta suscitan cada vez mayor interés [49].

Así, en este apartado se procederá a explicar algunos métodos tradicionales (la maceración-cloración, la desinfección biológica-química y la coagulación-floculación) [50], para después centrarse en las nuevas tendencias tecnológicas, tanto de procesos principales como de post-tratamientos (desinfección). De todos los procesos existentes, se ha decidido explicar los que aparecen en la Figura 3-6, los cuales han sido escogidos por ser los que suscitan mayor interés en la comunidad internacional, siendo objeto de estudio de instituciones como la EPA (United States Environmental Protection Agency) [51] o la EEA (European Environment Agency) [8].

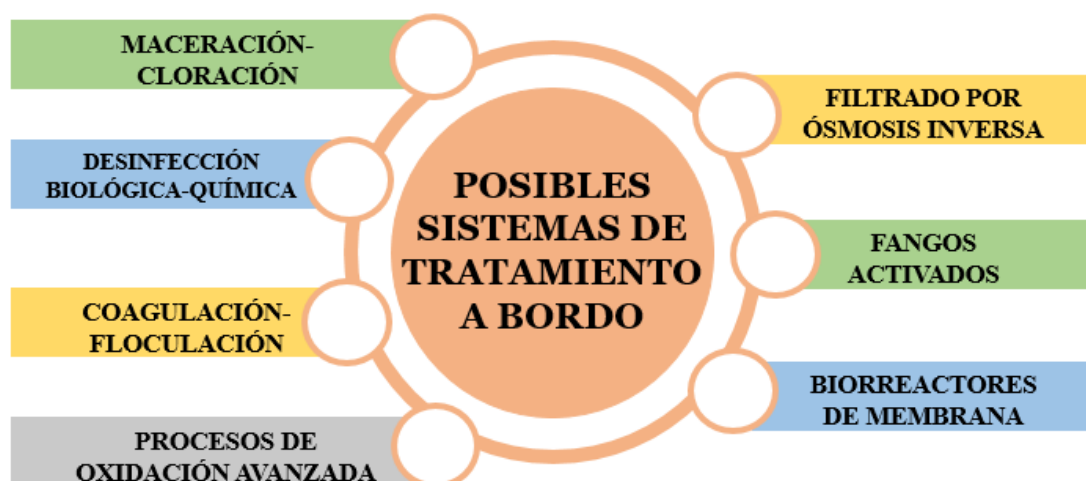


Figura 3-6 Sistemas de tratamiento escogidos (elaboración propia)

3.2.1 Sistemas de maceración-cloración

Este sistema tiene por objetivo la reducción de los sólidos mediante oxidación. Para ello, la bomba de maceración reduce el tamaño de los sólidos presentes en el agua residual hasta que tienen un tamaño igual o menor que 1,5 mm, lo que consigue mediante unas cuchillas giratorias. A continuación se lleva a cabo un proceso de desinfección del agua por cloración [50]. La cloración puede darse mediante diversas sustancias derivadas del cloro, como cloro-gas o hipoclorito sódico, que es el utilizado en el proceso que se va a describir, así como en la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales de los buques de la Armada Española. Cada una de estas sustancias tiene diferentes ventajas y desventajas, como se expondrá en las siguientes líneas:

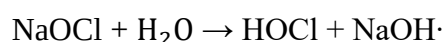
El cloro-gas es un producto peligroso, además de difícil de almacenar y manejar, por su alto coeficiente térmico de expansión. Esto supone que, ante cambios de temperatura moderados, podría causar roturas en su tanque de almacenamiento, además de oxidar su superficie si entra en contacto con una chispa. Además, es altamente irritante para las mucosas de las vías respiratorias, los ojos y la piel [52].

Por otro lado, el hipoclorito sódico no es peligroso (hay muy poco peligro de derrame), es económicamente factible, carece de olor relativamente, y sus residuos desaparecen con un simple lavado de agua. Aun así, este compuesto presenta un gran inconveniente: el almacenamiento. Por ejemplo, si una planta de tratamiento usase 6 toneladas de cloro al día, necesitaría hasta 83 toneladas de hipoclorito sódico en el mismo periodo de tiempo, ya que éste se fabrica en concentraciones del 15% como máximo. Además, se debe contar con que el hipoclorito sódico no se puede mantener almacenado durante largos periodos de tiempo, ya que entonces su concentración iría disminuyendo. Esto supone que, a pesar de ser un compuesto viable económicamente, el gasto final sea muy elevado, debido a los costes de transporte y almacenamiento. Es por ello que se desarrollaron sistemas de creación de hipoclorito sódico in situ, mediante la electrólisis del agua del mar.

Este proceso de generación de hipoclorito sódico por electrólisis es ampliamente utilizado en los procesos de maceración-cloración, así como en la mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales de los buques de la Armada Española. Para llevarlo a cabo, tras la maceración, se añade agua de mar para diluir el agua residual y para añadir la sal necesaria para la reacción, y se pasa la mezcla entre unas placas cargadas eléctricamente, una con carga positiva y otra negativa. Así se produce la electrólisis, un proceso gracias al cual se pueden separar los elementos de un compuesto mediante una corriente eléctrica, que, en este caso, es aportada por las placas. En el caso del cloro, se desprenden 35,5 gramos por cada 96,5 amperios/segundo de corriente [52]. Al pasar el efluente por ellas, se dan una serie de reacciones en cada polo, que separan los distintos elementos de la siguiente manera:

- En el polo negativo (cátodo) se produce una reacción de reducción, formándose así hidrógeno (H_2) y oxhidrilo (OH) [53].
- En el polo positivo (ánodo) se producen dos reacciones de oxidación: del agua se produce oxígeno (O_2 gas), y de la sal (cloruro de sodio o $NaCl$) se produce cloro (Cl_2 gas). Este cloro es el que da lugar al hipoclorito de sodio $NaClO$ al reaccionar con la sal o sosa cáustica $NaOH$.

El hipoclorito de sodio actúa como desinfectante y oxidante, ya que se descompone en el agua, generando ácido hipocloroso ($HOCl$) de la siguiente manera:



El ácido hipocloroso se divide a su vez en ácido hipoclorito (HCl) y oxígeno, que es un oxidante muy fuerte [54]. El hipoclorito de sodio puede producir una oxidación del 90-95%, y una desinfección muy efectiva en aguas residuales, siendo capaz de eliminar bacterias, virus y hongos.

El agua tratada debe permanecer en el tanque al menos 30 minutos, donde a veces se añade más cloro para garantizar la desinfección completa. El material no oxidado (celulosa) se devuelve para su posterior tratamiento, y los gases producidos por reacciones son expulsados a la atmósfera.

Uno de los principales fallos de este sistema es la tendencia a la sobre-cloración, de manera que el efluente que se descarga contiene niveles de cloro mucho mayores de los recomendados y necesarios, teniendo en cuenta que una concentración de cloro de 1-2 ppm es suficiente para matar la mayoría de las bacterias. El cloro garantiza que los organismos portadores de enfermedades humanas no se viertan al medio ambiente, sin embargo, puede ser letal para el ecosistema marino. Las principales ventajas de este sistema consisten en la simplicidad del proceso y en la posibilidad de usar agua salada para el sistema de inodoros. Por otro lado, las desventajas del sistema consisten en la necesidad del cloro, además de productos químicos extra si se opera en zonas de aguas con baja salinidad. En la siguiente Figura 3-7 se puede observar el esquema básico de un proceso de maceración-cloración.

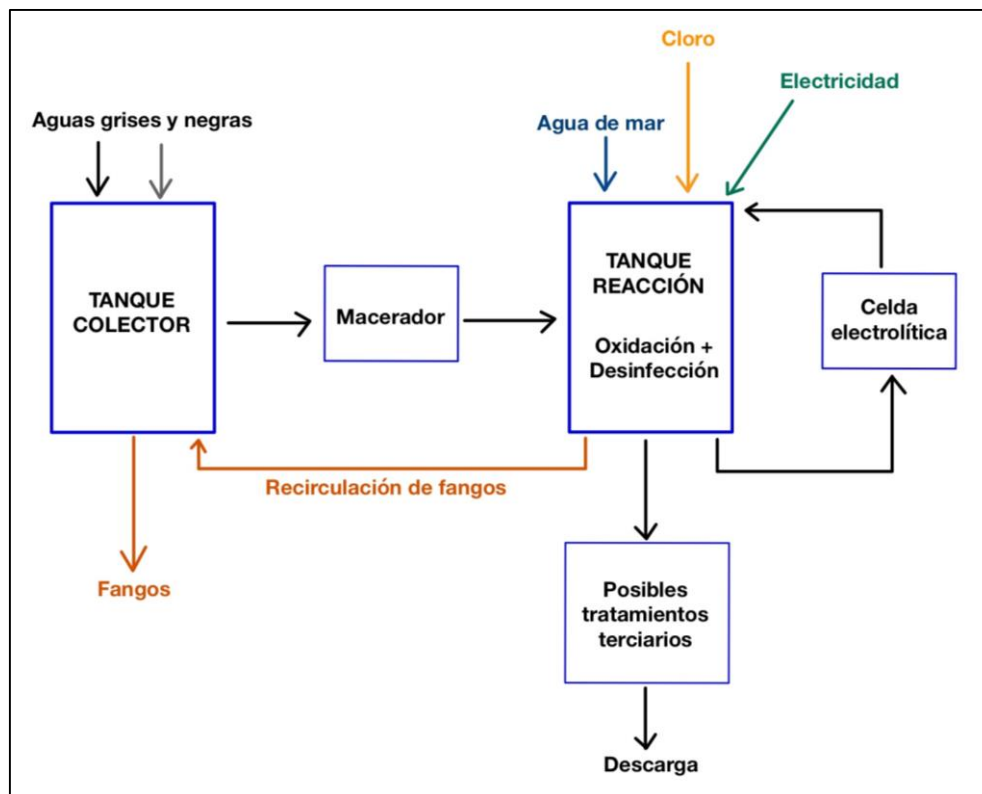


Figura 3-7 Maceración-cloración (elaboración propia)

3.2.2 Coagulación-floculación

Este proceso es utilizado para separar partículas muy finas suspendidas en el agua residual, y consiste en favorecer la sedimentación de la materia coloidal. Estas partículas, por naturaleza, tienen una gran estabilidad, por lo que es complicado romperlas o separarlas sin la aplicación de sustancias químicas [55]. Para poder romper dichos compuestos, es necesario llevar a cabo tres operaciones distintas: coagulación, floculación y una decantación posterior, o flotación.

La coagulación consiste precisamente en añadir el compuesto químico que desestabiliza las partículas suspendidas, el coagulante. Esta sustancia favorecerá la formación de flóculos, es decir, se encargará de agrupar la materia de manera que sea más sencilla su sedimentación posterior. Las variables que influyen en mayor medida en el proceso son la dosis de aditivos químicos aplicada, el pH del medio y el tiempo que se mantiene el agua residual con el coagulante, durante el cual se agita la mezcla.

Dependiendo del tipo de coagulante que se use, la reacción se ve favorecida por un pH diferente, por lo que tendría que ser ajustado para cada caso.

Por otro lado, la floculación consiste en la unión de los flóculos ya formados. El objetivo de esta fase es aumentar el volumen y el peso de estas aglomeraciones de materia para incrementar la velocidad de sedimentación. Por último, se suele llevar a cabo la decantación, para separar el material sólido del agua residual por efecto gravitatorio, dejando la mezcla reposar un tiempo determinado.

Las principales ventajas de este proceso residen en su simplicidad y rentabilidad, ya que su precio no es alto. Además, permite separar muchos tipos de partículas del agua residual. Sin embargo, se deben mencionar también sus desventajas, como la necesidad de utilizar productos químicos perjudiciales para el medio ambiente y que, empleados en grandes cantidades, incrementan el coste de operación, el tiempo que requiere el proceso, que es relativamente largo, los mantenimientos que supone, y la formación de compuestos tóxicos y de lodos, que deben ser tratados a posteriori.

3.2.3 Sistemas de desinfección biológica-química

Este sistema consta de tres pasos: aireación, clarificación y filtración, y desinfección química. Para comenzar, se hacen pasar las aguas residuales a través de un tamiz, que elimina la arena. Después estas aguas entran en la cámara de aireación, donde se mezclan con una gran cantidad de bacterias aeróbicas activas, que comienzan a consumir la materia orgánica de las aguas residuales. La cámara contiene difusores de aire que proporcionan el oxígeno necesario para mantener las bacterias con vida.

Tras la cámara de aireación, el agua fluye hacia las cámaras de clarificación y filtración, que eliminan los restos más grandes de residuos orgánicos que no hayan sido consumidos por las bacterias. A continuación, el agua tratada fluye hacia la cámara de desinfección, donde entra en contacto con el cloro. En zonas especiales donde no está permitido descargar efluentes con determinadas cantidades de cloro, algunos sistemas utilizan luz ultravioleta para la desinfección. Las aguas residuales permanecen en esta cámara de desinfección hasta que se eliminan prácticamente todas las bacterias restantes.

Es relevante saber que el agua salada puede matar a los organismos de tratamiento, por lo que en este tipo de procesos se debe utilizar agua dulce, lo que puede constituir una desventaja, de igual manera que la usual necesidad de utilizar un desinfectante como el cloro. Asimismo, los sistemas biológicos necesitan un flujo constante para poder nutrir a los microorganismos, por lo que el proceso podría verse interrumpido por flujos intermitentes, comunes en los barcos por los distintos horarios del personal [50].

Por otro lado, estos sistemas presentan una ventaja significativa: son muy similares a las EDAR urbanas, por lo que existe mucha información acerca de ellas y su eficacia está probada.

En la Figura 3-8 se puede contemplar un diagrama de flujo de un proceso genérico de desinfección biológica-química, donde la corriente de agua atraviesa un filtro inicial, que elimina una parte de los fangos. A continuación, las aguas residuales entran en un tanque con las condiciones ambientales necesarias para que las bacterias puedan desarrollarse y degradar la materia orgánica. Tras ello, el agua pasa por un proceso de clarificación y filtración en el que se producen fangos, que suelen ser recirculados al tanque anterior. Por último, las aguas residuales son sometidas a una desinfección por agentes químicos como el cloro, y el efluente es expulsado.

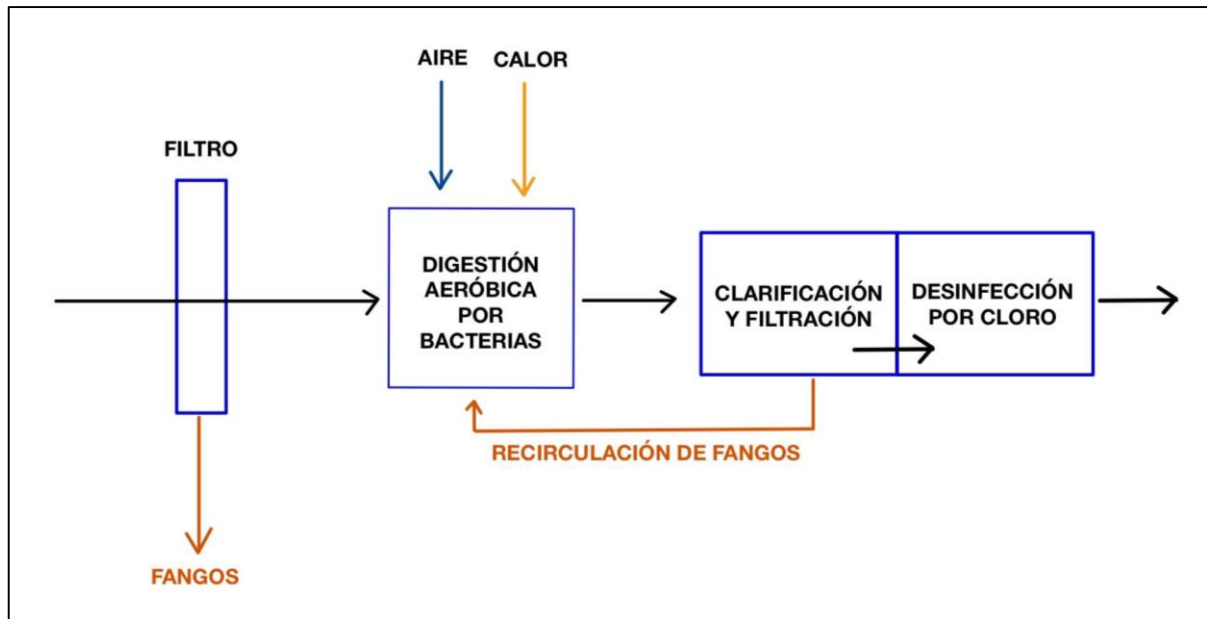


Figura 3-8 Sistema de desinfección biológica-química (elaboración propia)

Como se ha mencionado al comienzo de este apartado, existen numerosos procesos de filtración y desinfección de aguas residuales, y las tecnologías avanzan a pasos agigantados en este ámbito de estudio. Por ello, algunos de los métodos convencionales se han quedado atrás, principalmente por no ser capaces de hacer frente a los requisitos de vertido, cada vez más exigentes [56]. Se han desarrollado por tanto algunos sistemas más avanzados, más respetuosos con el medio ambiente y con menor impacto sobre la salud humana. A continuación, se explicarán algunos de ellos.

3.2.4 Procesos de oxidación avanzada

Los procesos de oxidación avanzada (POA) tienen como fin eliminar o reducir los compuestos difíciles de biodegradar, además de los contaminantes microbiológicos. Los POA hallan su principal aplicación en los tratamientos terciarios de las EDAR, ya que pretenden, en el caso de los buques, acondicionar el agua residual para cumplir los requisitos de vertido [57].

Estos tratamientos se basan en procesos capaces de cambiar la estructura química de los compuestos contaminantes, y en la mayoría de ellos suele darse la producción del radical hidroxilo ($\text{OH}\cdot$), debido a su alta efectividad en la oxidación. Gracias a su gran reactividad, se pueden eliminar tanto compuestos orgánicos como inorgánicos.

El desarrollo y estudio de estos sistemas está motivado por las ventajas que ofrecen frente a los procesos de tratamiento convencionales, entre las que cabe destacar las siguientes:

- El impacto sobre la salud humana y sobre el medio ambiente es mucho menor.
- Los subproductos que generan son muy reducidos o nulos, por lo que se puede prescindir de tratamientos posteriores.
- Se utilizan cierto tipo de oxidantes que se convierten en productos inocuos a lo largo del proceso.
- Son capaces de eliminar sustancias que resisten otro tipo de tratamientos, como el biológico.

Por otro lado, los principales inconvenientes de los POA son su elevado coste, la necesidad de contar con personal especializado para el manejo de algunos sistemas y, en ocasiones, un tiempo de reacción elevado. Además, se debe tener en cuenta que estos procesos no se pueden llevar a cabo sin otros que los complementen, ya que su eficacia en presencia de sólidos en suspensión se ve reducida

considerablemente, y el coste puede incrementar mucho en caso de querer eliminar toda la materia orgánica.

La clasificación más común de los POA es la que se aprecia en la Figura 3-9, donde únicamente se han incluido los procesos que se explicarán más adelante, por ser potencialmente aplicables en plataformas navales, aunque existen muchos más en fase de desarrollo.

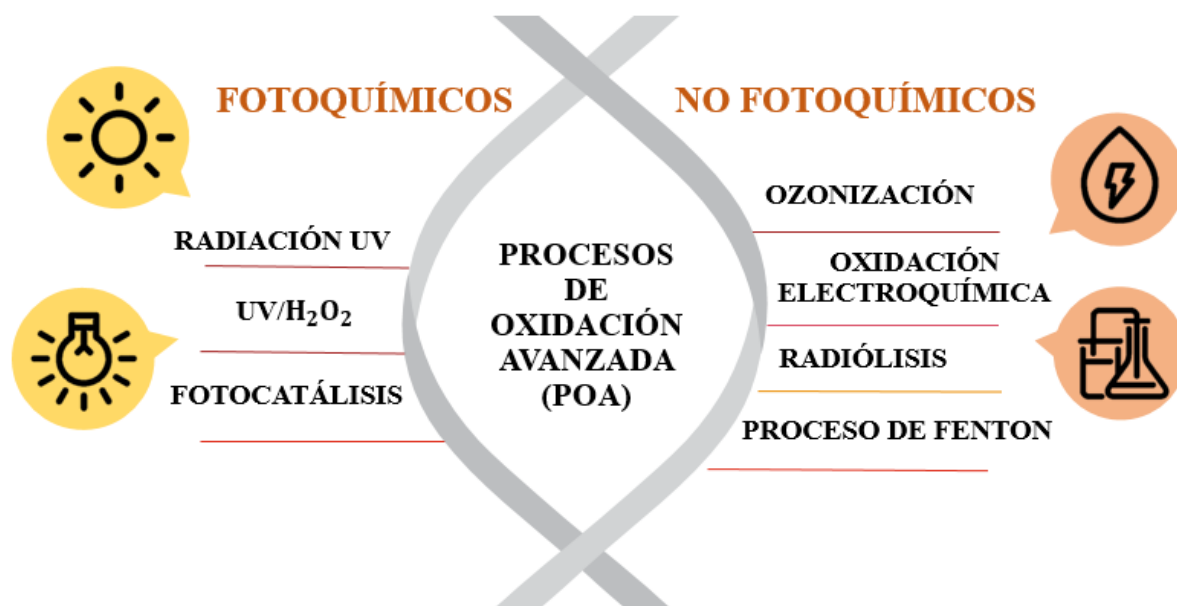


Figura 3-9 Tipos de POA (elaboración propia)

3.2.4.1 POA fotoquímicos

Un POA fotoquímico es aquel que emplea la luz, ya sea natural o artificial, para degradar los contaminantes del agua, lo que es posible si se radia con la longitud de onda adecuada. La mayoría de procesos de este tipo se basan en la aplicación de rayos UV, peróxido de hidrógeno, ozono o el uso de fotocatalizadores. Este tipo de sistemas puede actuar de dos maneras diferentes:

- De forma directa, aplicando la radiación sobre el sistema.
- De forma indirecta, aplicándose con el objetivo de activar un fotocatalizador.

La radiación puede definirse como energía transmitida a través del espacio en forma de luz, calor, ondas. Cuando la radiación tiene la energía suficiente, puede llegar a provocar cambios en los átomos de la materia con la que interacciona. Entonces pasaría a llamarse radiación ionizante. Por otro lado, la irradiación consiste en exponer un material a la acción de una fuente de radiación de manera deliberada.

La ventaja que presentan respecto a los POA no fotoquímicos es la posibilidad de degradar los contaminantes sin ser necesario añadir reactivos químicos que funcionen como agentes oxidantes, con lo que disminuye el coste, así como los riesgos para la salud y el medio ambiente. Además, el hecho de no precisar de reactivos implica la reducción de los sistemas, al no ser necesarios los tanques de almacenamiento de gran tamaño. Sin embargo, a pesar de reducir el coste en reactivos, aumenta en el uso de consumo energético, concretamente eléctrico.

➤ Radiación UV

La luz UV tiene muchas utilidades, entre las que destaca la fotólisis del agua, proceso en el que la reacción entre agua y luz UV da como producto átomos de hidrógeno y radicales hidroxilo ($\text{OH}\cdot$), que, como ya se ha mencionado, tienen la capacidad de oxidar rápidamente algunos compuestos [57].

Si se radia el agua residual con luz UV en el rango C (longitud de onda entre 200 y 280 nm) se puede alterar el crecimiento y la reproducción de los organismos, ya que al ser irradiados con ella sufren alteraciones en su material genético y estructura celular [58].

Es común que se genere esta luz UV de manera artificial, y se irradie mediante lámparas de baja o media presión de vapor de mercurio. Los sistemas de luz UV suelen combinarse con una filtración previa, y están concebidos para utilizarse con flujos continuos de agua. Los reactores de luz UV suelen tener una o varias lámparas, que se mantienen separadas del agua por algún material transparente a la luz UV. Jugando con el número de lámparas encendidas se pueden modificar parámetros del proceso como el tiempo de exposición, la intensidad media o la dosis final aplicada. El objetivo es encontrar la configuración más eficiente posible, que suponga el menor consumo energético y no interfiera en la actividad del buque.

El parámetro más condicionante en el tratamiento de aguas residuales con luz ultravioleta es la dosis aplicada, que se entiende como la energía radiada por área (J m^2), y es el producto entre la intensidad media y el tiempo de exposición. Por otro lado, también es un factor a considerar el tipo y condición fisiológica de los organismos tratados, ya que condicionará la sensibilidad de los organismos a la dosis radiada de luz.

La principal ventaja de este sistema de desinfección es el escaso efecto residual que supone, ya que los subproductos de desinfección son prácticamente inexistentes. Además, es uno de los procesos de desinfección más simples. Como desventaja se debe mencionar la pérdida de eficacia por el ensuciamiento del material que separa las lámparas del agua. Por otro lado, la intensidad de las lámparas se puede ver limitada por el envejecimiento de las mismas. Además, el sistema necesita que el agua tenga un nivel de transparencia bastante alto, por lo que no es apto con tratamientos de filtración poco eficaces.

El proceso de UV de vacío podría considerarse también un método de desinfección convencional, y actualmente se están desarrollando técnicas para aumentar su rendimiento, como la adición de ozono o titanio, que son consideradas mejoras al presente proceso.

➤ UV/ H_2O_2

Este proceso es muy similar al anterior; la diferencia radica en que este POA produce radicales $\text{OH}\cdot$ mediante la fotólisis de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) lo que se consigue al romper el enlace O-O [57]. Este sistema es uno de los POA más antiguos, y ha sido probado con éxito en procesos de reducción de contaminantes de aguas industriales.

Las ventajas de este proceso residen en la accesibilidad del oxidante, y la facilidad para almacenarlo. La principal desventaja, por otro lado, es que la concentración de este compuesto debe ser elevada si se quiere garantizar la generación de suficientes radicales $\text{OH}\cdot$ para inactivar los microorganismos.

➤ Fotocatálisis

Al igual que los otros procesos fotoquímicos, la fotocatalisis utiliza luz UV (o luz visible) para tratar las aguas, acelerando las reacciones mediante catalizadores.

Las sustancias fotocatalíticas o fotocatalizadores son aquellos que usan la energía de la luz, ya sea natural o artificial, para eliminar compuestos contaminantes. Esto sucede debido a que, cuando uno de estos compuestos entra en contacto con una superficie o sustancia fotocatalítica en presencia de luz, comienza a oxidarse, y se descomponen así sus contaminantes orgánicos e inorgánicos, convirtiéndose

en una sustancia inocua para la salud humana y el medio ambiente. La generación de estos oxidantes elimina la necesidad de desinfectar las aguas residuales con cloro, y por ende su negativo impacto en el medio marino [50].

La fotocatalisis consiste precisamente en la activación de un catalizador, que descompone los contaminantes y forma radicales libres (moléculas altamente reactivas e inestables por tener electrones desapareados). Estos radicales hidroxilos ($\text{OH}\cdot$) que se generan en el proceso de la fotocatalisis son los que inactivan los organismos presentes en las aguas residuales [49]. Además, los subproductos de la reacción se consideran insignificantes, ya que se componen principalmente de ozono que, a pesar de ser perjudicial para la vida marina, suele disiparse rápidamente al entrar en contacto con el agua receptora [50].

Por tanto, se podría decir que esta tecnología aporta un método más limpio que los anteriores, potenciando el efecto desinfectante de los sistemas de luz UV y reduciendo la dosis de luz requerida, lo que conlleva un ahorro energético reseñable [49].

Existen dos tipos de procesos fotocatalíticos: los homogéneos, que usan un catalizador disuelto para la reacción, o los heterogéneos, que emplean un material semiconductor a modo de catalizador. Entre los ejemplos de catalizadores heterogéneos cabe destacar el dióxido de titanio (TiO_2), de gran uso en plantas de tratamiento por su gran estabilidad, ya que es química y biológicamente inerte. Además, se puede encontrar fácilmente, por lo que su coste no es elevado. La desventaja de usar este compuesto es la aparición de sólidos en suspensión, que deben ser retirados antes de descargar el efluente [57].

3.2.4.2 POA no fotoquímicos

Los procesos de oxidación avanzada de naturaleza no fotoquímica utilizan otras fuentes de energía aparte de la luz para crear compuestos reactivos como los radicales hidroxilo. A continuación, se explicarán los procesos de ozonización oxidación electroquímica, radiólisis y el proceso de Fenton [57].

➤ Ozonización

El proceso de ozonización tiene una gran variedad de aplicaciones, como la desinfección, la mineralización de moléculas orgánicas o la potabilización del agua [57].

Normalmente se usa como pretratamiento, ya que al oxidarse da lugar a productos que se biodegradan con mayor facilidad, aunque también se puede encontrar como tratamiento terciario, con el fin de eliminar los contaminantes que quedan en el efluente después de tratar los lodos, o para disminuir la materia orgánica difícil de biodegradar.

Los procesos de ozonización requieren un generador de ozono, que se alimenta de aire o de oxígeno puro (el 99% de estos sistemas usan aire). Después, cuando se introduce el ozono en el agua, es importante que se disperse bien, para lo que se suele hacer uso de difusores de burbujas.

Los inconvenientes de la ozonización son los siguientes:

- Los gases desprendidos del proceso suelen contener una concentración de ozono mayor de la permitida (0,1 ppm), por lo que se debe tratar.
- En algunos casos se requiere una dosis muy alta de ozono para eliminar la materia orgánica necesaria, por lo que puede incrementar el coste. Sin embargo, cuando el fin del proceso es simplemente aumentar la biodegradabilidad de los compuestos, el precio se ve reducido significativamente.
- El rendimiento energético de la generación de ozono es bajo, además de ser necesaria esta generación in situ.
- El ozono puede ser tóxico si se encuentra en altas concentraciones.

Por otro lado, cabe destacar sus ventajas, entre las que se encuentra la eficacia en la disminución de la DQO, así como la turbidez y el color del agua. Además, los residuos de ozono son fáciles de eliminar, ya que se descomponen rápidamente convirtiéndose en oxígeno. Otra ventaja es la accesibilidad a las materias primas del proceso (aire u oxígeno), que además no requieren tratamientos previos complejos.

Por último, se debe reseñar que el ozono puede reaccionar de manera directa o indirecta. Las reacciones directas son muy selectivas, ya que atacan los dobles enlaces de la materia orgánica. Sin embargo, las reacciones indirectas son menos selectivas, pero se llevan a cabo a mayor velocidad, lo cual es un importante factor a considerar.

➤ Oxidación electroquímica

Estos procesos se basan en la destrucción de los compuestos orgánicos bajo la acción del ánodo de una celda electrolítica. El ánodo absorbe radicales hidroxilo generados por la reacción de oxidación del agua, y son los mismos radicales los que rompen los compuestos. Este tipo de tratamientos también se pueden dividir en dos grupos [57]:

- Oxidación indirecta, que utiliza iones metálicos como oxidantes.
- Oxidación anódica directa, que consiste en producir descargas en el agua para formar radicales hidroxilo.

La principal ventaja de este proceso reside en que, si se realiza una buena elección de electrodos y electrolito, se puede llegar a obtener un poder oxidante mayor al de cualquier sustancia química usada en métodos convencionales. Además, es un proceso fácil de automatizar, seguro y compatible con el medio ambiente.

Por otro lado, la desventaja más significativa consiste en el alto consumo de energía, que implica un coste considerable. Esto se debe a que la oxidación electroquímica necesita que el efluente sea conductor; sin embargo, no todas las aguas residuales tienen la conductividad esencial para el funcionamiento del proceso, por lo que se debe incorporar un electrolito. Por otro lado, el ensuciamiento de los electrodos puede implicar pérdida de eficiencia [59].

➤ Radiólisis

El proceso de radiólisis se basa en la generación de electrones altamente reactivos al ser expuestas las aguas residuales a ondas electromagnéticas de alta energía. Cuando los electrones del haz penetran en el flujo, colisionan con las moléculas de agua y pierden energía, generando compuestos reactivos [57]. Este proceso puede combinarse con ozono, lo que aumentaría su eficiencia al acelerarse la formación de las especies reactivas.

La principal ventaja de este método es que no genera residuos, por lo que no se requiere su tratamiento posterior. Además, el haz de electrones puede interrumpirse libremente cuando no sea necesario mantenerlo en funcionamiento. Por otro lado, presenta una gran desventaja: el coste. Este proceso no es efectivo si la concentración de contaminantes es muy alta, y precisa un gran consumo eléctrico.

➤ Proceso de Fenton

Este tipo de tratamiento de aguas utiliza sales de hierro como catalizador, para que reaccionen con H_2O_2 y se produzcan así radicales hidroxilo. Para ello, se debe tener un medio ácido, y se suele utilizar hierro ferroso (Fe^{2+}). Al ser el hierro un catalizador, no se consume durante la reacción, sino que se convierte en hierro férrico (Fe^{3+}) y se vuelve a regenerar [57].

El procedimiento comienza ajustando el pH, tras lo que se añaden los reactivos. Entonces se añaden el sulfato de hierro y el H_2O_2 . Entonces se produce la reacción, y se precipita el hidróxido de hierro en la forma de lodo, que después se coagula en un tanque de floculación.

Este proceso ha resultado efectivo en aguas residuales con compuestos orgánicos de difícil degradación por tratamientos biológicos convencionales. Por otro lado, supone un problema grave: la corrosión que puede ocasionar al ser altamente oxidante y ácido.

3.2.5 Filtrado por ósmosis inversa

La ósmosis inversa está encuadrada dentro de los procesos de membranas, técnicas que se han empezado a incrementar a partir de 1960 gracias al constante desarrollo de membranas con características mejoradas [58].

Estas operaciones con membranas aportan distintas ventajas, como la posibilidad de separar las sustancias a temperatura ambiente o los escasos residuos contaminantes. La ósmosis inversa solo es uno de los numerosos tipos de operaciones existentes con membranas, algunos de los cuales se pueden observar en la Tabla 3-1. Estos procesos, en lugar de fundamentarse en el equilibrio termodinámico entre fases, como hacen la mayoría de técnicas de separación convencionales, se basan en fenómenos cinéticos [36].

PROCESO	FUERZA MOTRIZ	APLICACIONES
ÓSMOSIS INVERSA	Diferencia de presión (10-100 bar)	Desalinización de aguas
NANOFILTRACIÓN	Diferencia de presión (5-20 bar)	Separación de iones en solución
ULTRAFILTRACIÓN	Diferencia de presión (1-10 bar)	Clarificación
MICROFILTRACIÓN	Diferencia de presión (0,1-5 bar)	Pre-filtración
ELECTROFILTRACIÓN	Diferencia de potencial eléctrico	Desalinización de aguas, recuperación de metales
DIÁLISIS	Diferencia de concentración	Desalación
SEPARACIÓN DE GASES	Diferencia de presión (10-100 bar)	Fraccionamiento de aire
DESTILACIÓN CON MEMBRANAS	Diferencia de presión (vacío)	Separación de orgánicos de soluciones acuosas
MEMBRANAS LÍQUIDAS	Diferencia de concentración	Recuperación de metales de la solución

Tabla 3-1 Tipos de operaciones con membranas (elaboración propia)

Las más utilizadas para el tratamiento de aguas residuales son la microfiltración, ultrafiltración, nanofiltración y ósmosis inversa. Cada una de ellas elimina unos compuestos distintos, recogidos en la siguiente Figura 3-10. Como se puede observar, la ósmosis inversa es la más efectiva, ya que impide el paso de iones, coloides y sólidos suspendidos, por lo que será la que se detalle en profundidad.

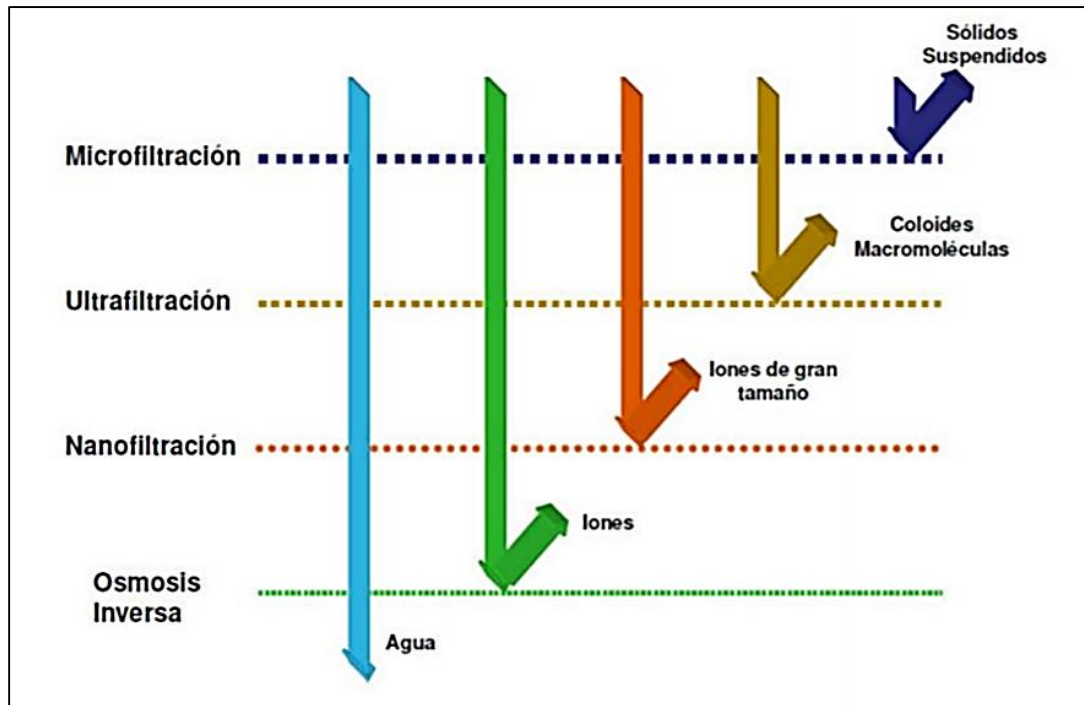


Figura 3-10 Eliminación de sustancias según el tipo de proceso de membranas (tomada de [94])

La ósmosis es un proceso en el que se separan dos sustancias con distintas concentraciones de un compuesto mediante una membrana semipermeable, es decir, permeable al agua y ciertos solutos, pero impermeable a los solutos que se desean separar [58]. Con el tiempo, las moléculas de agua de la disolución de menor concentración (hipotónica) pasarán a través de la membrana hacia la disolución de mayor concentración (hipertónica), hasta que se igualen ambas concentraciones, momento en el que ambas disoluciones serán isotónicas.

Trasladado a las aguas residuales, la ósmosis implicaría el movimiento de agua limpia a través de una membrana hacia aguas contaminadas, hasta que ambas tuviesen la misma concentración de contaminantes [50].

Por otro lado, la ósmosis inversa consiste en aplicar presión a la disolución hipertónica, y forzarla entonces a pasar a través de la membrana, para lo cual es necesario que la presión ejercida sea mayor que la presión osmótica [58]. En este caso, el agua fluiría en sentido contrario que en el proceso de ósmosis; en el ámbito de los barcos, el agua contaminada o residual fluiría hacia el agua limpia, y así la membrana semipermeable separaría las partículas contaminantes indeseadas [50] [60].

El resultado será la formación de dos efluentes distintos: uno a baja presión de agua limpia, y uno a alta presión de agua contaminada (llamado rechazo). Este procedimiento es uno de los más utilizados para el tratamiento físico-químico del agua debido a su bajo coste y eficiencia energética [60]. El gasto del proceso reside en el coste de las membranas, que, aunque tienen una vida útil de varios años, se ensucian con rapidez y precisan de limpiezas y mantenimientos. Así, el proceso de ósmosis inversa suele utilizarse cuando además de depurar el agua, se pretende potabilizarla y darle un uso posterior.

Después de la ósmosis inversa se suele tratar el agua con algún proceso de desinfección, como luz UV, ya que lo que aporta es una filtración del agua, reduciendo los sólidos en suspensión y los coliformes. Como contrapartida, este sistema produce algunos lodos que deben ser tratados posteriormente [50].

En la Figura 3-11 se pueden advertir las diferencias principales entre los procesos de ósmosis y ósmosis inversa.

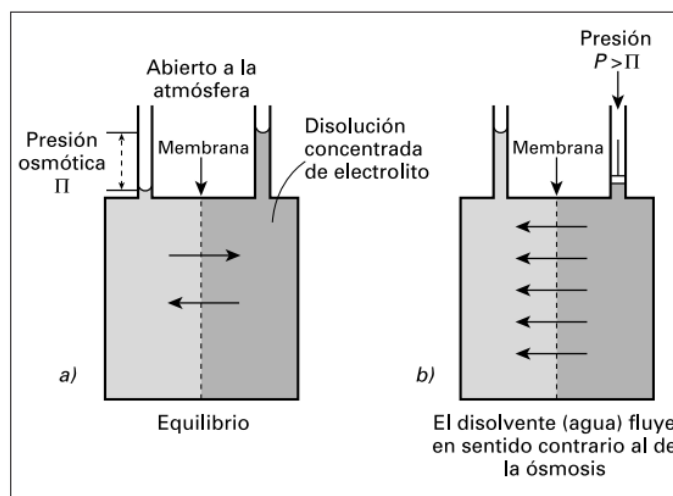


Figura 3-11 Diferencia entre los procesos de ósmosis y ósmosis inversa (tomada de [36])

3.2.6 Procesos de fangos activados

Uno de los procesos biológicos más empleados para tratar las aguas residuales es el de fangos o lodos activados, según la Environmental Protection Agency (EPA) [51]. Éste se caracteriza por componerse de un tanque de aireación, y un clarificador secundario [61], así como por la entrada continua de materia orgánica [62]. En la Figura 3-12 se puede apreciar la configuración habitual de los elementos principales de un sistema de lodos activados, aunque puede variar ligeramente.

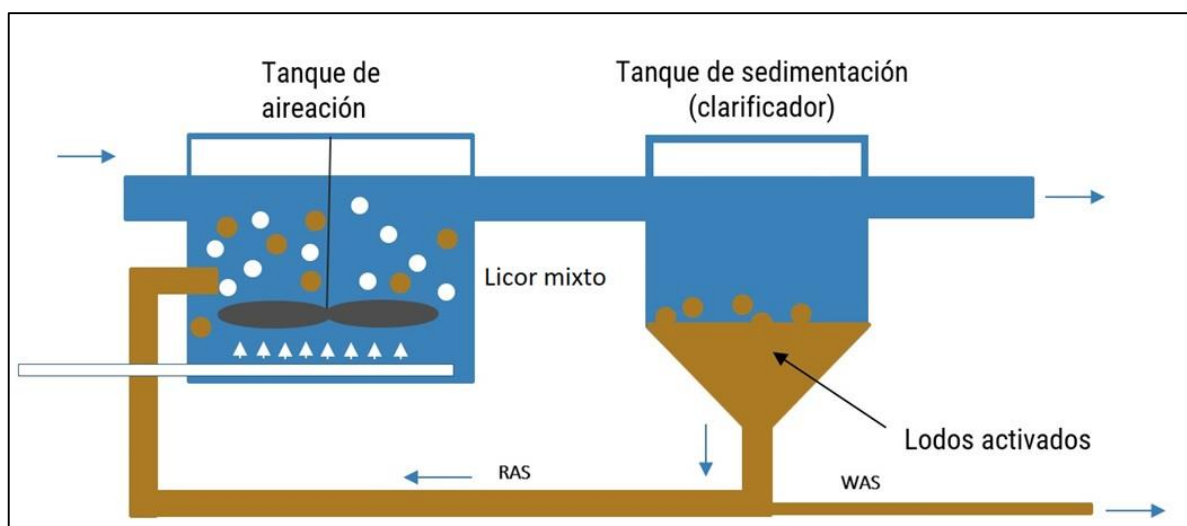


Figura 3-12 Proceso de lodos activados (tomada de [63])

El sistema inyecta aire al agua del tanque de aireación, para así satisfacer la demanda de oxígeno de las bacterias durante la degradación de la materia orgánica. Una vez transcurrido el tiempo de retención hidráulico (el tiempo necesario para que las bacterias eliminen la materia orgánica), el agua residual va entrando al tanque de sedimentación, donde las bacterias que conforman los sólidos en suspensión se van depositando en el fondo del tanque por gravedad (esto conforma los denominados lodos o fangos

activados). Parte de estos lodos es retirada, pero cierta cantidad se devuelve al agua del tanque de aireación, para mantener el nivel requerido de bacterias [63].

La principal ventaja de estos sistemas es la alta tasa de eliminación de materia orgánica que presentan. Sin embargo, presentan un inconveniente importante: el bulking del fango [62]. Este fenómeno consiste en la interferencia de ciertos organismos filamentosos en la compactación y espesamiento de los fangos, lo que implica la necesidad de destinar un espacio mucho mayor para su sedimentación. Se han desarrollado varias mejoras al proceso de fangos activados, entre las que destaca el proceso de biorreactor de membrana (BRM o MBR), que se explicará en el siguiente apartado.

3.2.7 Biorreactores de membrana

Estos sistemas son el resultado de la combinación de dos procesos: la filtración por membranas de baja presión y la degradación biológica por fangos activados, aunque introduce algunas diferencias. En este sistema, la separación sólido-líquido se realiza mediante membranas, en lugar de utilizar un clarificador, como es el caso de los fangos activados [50] [58]. Además, presenta la ventaja de ser más pequeño (entre 2 y 5 veces menor que los sistemas convencionales de lodos activados), ya que genera lodos de concentración mucho mayor, lo que también implica una menor cantidad.

Las diferencias entre ambos procesos se pueden apreciar en la siguiente Figura 3-13, donde se observa que el biorreactor, además de necesitar menos espacio para los lodos, no necesita el espacio destinado a albergar el decantador secundario y el tratamiento terciario de los sistemas convencionales.

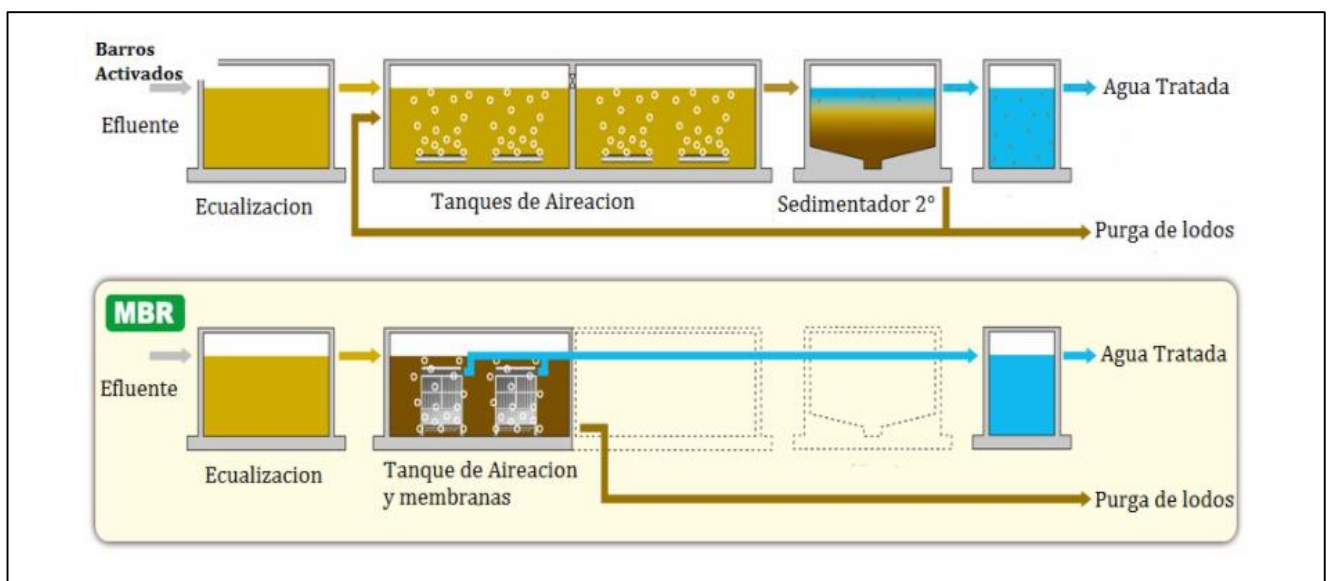


Figura 3-13 Diferencias entre un sistema de lodos activados y un biorreactor de membranas (tomada de [93])

Otra de las ventajas que presentan los biorreactores de membranas es la elevada calidad del agua tratada, así como su alto nivel de desinfección, ya que el efluente producido suele tener niveles muy bajos de turbidez, sólidos suspendidos y DBO. Esto implica que los costes posteriores de desinfección se reduzcan considerablemente. Este proceso también favorece el desarrollo de microorganismos en el fango (como nitrificantes o bacterias), que degradan algunos compuestos contaminantes [58].

Por otro lado, la principal desventaja que se presenta es el ensuciamiento de las membranas, en las que se suele acumular una capa de lodo que provoca la reducción del flujo de agua. Esto hace necesario establecer ciclos de limpieza y sustitución de membranas, las cuales tienen un coste bastante elevado. Además, estos sistemas precisan un alto consumo energético, ya que requieren una presión bastante alta [58] [59].

3.2.8 Comparativa global

A modo de conclusión, se ha realizado una comparativa de las ventajas y desventajas principales de cada uno de los sistemas explicados en este apartado, para poder contemplar la información de una manera más visual. Dicha comparativa se puede observar en la Tabla 3-2 y la Tabla 3-3.

PROCESO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Maceración-cloración	✓ Económico ✓ No produce mucho olor ✓ Simple ✓ Uso de agua salada como materia prima	× Necesidad de crear hipoclorito sódico in situ × Impacto ambiental del cloro × Tendencia a sobre-cloración
Coagulación-floculación	✓ Simple ✓ Rentable, bajo coste ✓ Posibilidad de separar distintos tipos de materiales	× Necesidad de productos químicos × Proceso largo × Necesidad de actividades de mantenimiento × Formación de compuestos tóxicos y lodos
Desinfección biológica-química	✓ Similar a EDAR urbanas tradicionales, eficacia probada	× Necesidad de usar agua dulce × Necesidad de desinfección química (impacto ambiental agentes químicos) × Necesidad de flujo constante de agua
UV de vacío (POA fotoquímico)	✓ Subproductos casi inexistentes ✓ Simple	× Necesidad de flujo constante de agua × Pérdida de eficacia si se ensucia el equipo × Limitaciones de intensidad con el envejecimiento de las lámparas × Necesidad de un tratamiento de filtración bastante eficaz
UV/H ₂ O ₂ (POA fotoquímico)	✓ Probado con éxito ✓ Accesibilidad oxidante	× Necesidad de concentración elevada de oxidante para ser eficaz
Fotocatálisis (POA fotoquímico)	✓ No necesaria desinfección con agentes químicos como el cloro ✓ Subproductos muy escasos	× Ozono como subproducto (perjudicial para el medio ambiente) × Necesidad de un fotocatalizador

Tabla 3-2 Ventajas y desventajas de cada sistema principal de tratamiento (elaboración propia)

PROCESO	VENTAJAS	DESVENTAJAS
Ozonización (POA no fotoquímico)	✓ Eficaz disminución de la DQO y turbidez ✓ Accesibilidad de las materias primas (aire u ozono)	× Necesidad de procesos complementarios, es un pretratamiento o tratamiento terciario × Necesidad de generador de ozono, que no suele tener buena eficiencia × Emisión de gases con ozono
Oxidación electroquímica (POA no fotoquímico)	✓ Se puede llegar a obtener mayor oxidación que con sustancias químicas ✓ Sencillo ✓ Compatible con el medio ambiente	× Necesidad de electrolito × Pérdida de eficacia ante ensuciamiento de los electrodos
Radiólisis (POA no fotoquímico)	✓ No genera residuos ✓ Puede interrumpirse libremente	× Consumo energético muy alto × Coste alto × Pérdida de eficacia ante concentraciones altas de contaminantes
Proceso de Fenton (POA no fotoquímico)	✓ Efectiva eliminación de compuestos orgánicos no degradables por tratamientos biológicos convencionales	× Necesidad de sales de hierro × Puede ocasionar una corrosión muy alta
Ósmosis inversa	✓ Bajo coste del proceso ✓ Eficiencia energética	× Alto coste de las membranas × Necesidad de limpiezas y mantenimientos × Necesidad de tratamiento posterior de desinfección × Producción de lodos que se deben tratar posteriormente
Fangos activados	✓ Muy utilizado ✓ Alta tasa de eliminación de materia orgánica	× Bulking del fango, que implica grandes espacios de almacenamiento
Biorreactores de membrana (BRM)	✓ Ventajas de los sistemas de filtración por membranas y de los fangos activados ✓ Gran control de la actividad biológica ✓ Más compacto que el sistema de lodos activados ✓ Alta calidad del efluente	× Pérdida de eficiencia ante ensuciamiento de membranas (mantenimiento) × Coste membranas × Alto consumo energético por la presión requerida

Tabla 3-3 Ventajas y desventajas de cada POA (elaboración propia)

3.3 Sistemas de tratamiento de aguas residuales implantados en barcos de la Armada Española

Tras conocer los procesos tradicionales que se daban anteriormente en los barcos (tanto civiles como militares), y algunos de los procesos que están creando tendencia en la actualidad, se va a proceder a explicar brevemente algunas de las plantas de tratamiento implantadas hoy en día en buques de la Armada, cuya información se ha obtenido contactando con la empresa DETEGASA y con varios oficiales del destino de máquinas de estos barcos.

DETEGASA ha fabricado y suministrado a la Armada Española equipos muy variados, entre los que destacan las plantas de tratamiento de aguas residuales y los separadores de aguas oleosas. La mayoría de estas plantas son del tipo físico-químicas, aunque en algunos casos son biológicas, como el buque Tarifa. Es esta empresa también la institución responsable del mantenimiento, tanto preventivo como correctivo, de todos estos equipos y sistemas. En la Tabla 3-4 se pueden apreciar los numerosos barcos de la Armada que disponen de sus instalaciones, así como el modelo de su planta TAR.

BUQUE	MODELO PLANTA TAR	BUQUE	MODELO PLANTA TAR
ALERTA	FQ-15	LAS PALMAS	FQ-15
ALVARO DE BAZAN	FQ-24	MENDEZ NUÑEZ	FQ-24
ARNOMENDI	FQ-15	METEORO	FQ-15
ATALAYA	FQ-15	NAVARRA	FQ-50
AUDAZ	FQN-15	NUMANCIA	FQ-50
BLAS DE LEZO	FQ-24	PATÍÑO	FQ-24
CANARIAS	FQ-50	RAYO	FQ-15
CANTABRIA	FQ-40	REINA SOFÍA	FQ-50
CASTILLA	FQ-36	RELÁMPAGO	FQ-15
CENTINELA	FQ-15	SANTA MARÍA	FQ-50
CRISTOBAL COLON	FQ-24	SEGURA	FQ-10
DUERO	FQ-10	SELLA	FQ-10
FUROR	FQN-15	SERVIOLA	FQ-15
GALICIA	FQ-36	TAJO	FQ-10
HESPÉRIDES	FQ-22	TAMBRE	FQ-10
INFANTA CRISTINA	FQ-22	TARIFA	STPN-1260
INFANTA ELENA	FQ-22	TORNADO	FQ-15
J. S. ELCANO	FQ-50	TURIA	FQ-10
JUAN CARLOS I	FQ-125	VICTORIA	FQ-50
JUAN DE BORBON	FQ-24	VIGÍA	FQ-15

Tabla 3-4 Buques de la Armada y sus modelos de planta TAR (elaboración propia a partir de información de la empresa DETEGASA)

Los buques escogidos para ser objeto de estudio han sido seleccionados en base a su valor para la Armada. Por ello, se ha decidido analizar una fragata F-80 y una fragata F-100, por su función en el ámbito de la política exterior española, y por su participación en misiones de defensa y protección de grupos de combate y grupos anfibios, así como en misiones de paz, ayuda humanitaria o de imposición de resoluciones de la ONU, entre otras [64]. Por otro lado, se ha elegido el buque escuela Juan Sebastián de Elcano (BE JSE), por ser el barco más emblemático de la Armada, considerado una embajada flotante por el apoyo que proporciona a la política exterior del Estado, ya que recibe a todo tipo de autoridades y personalidades nacionales y extranjeras. Por último, ha sido seleccionado también el buque de aprovisionamiento de combate Cantabria (BAC CTB), por su capacidad de aportar apoyo logístico a

fuerzas navales y expedicionarias. Además, también puede participar en operaciones no bélicas, de ayuda humanitaria o defensa medioambiental.

Cabe mencionar que la información de cada buque ha sido proporcionada por oficiales y personal del destino de máquinas de las mismas unidades, que en el caso de las fragatas son la F-83 Numancia y la F-103 Blas de Lezo. Solo se ha analizado una fragata de cada serie debido a que todas contienen la misma planta de depuración. A continuación, se detallará el funcionamiento y el tipo de proceso de las siguientes plantas:

- Plantas FQ-50, implantadas en las F-80 y el BE JSE.
- Plantas FQ-24, implantadas en las F-100.
- Plantas FQ-40, implantada en el BAC CTB.

3.3.1 Planta FQ-50, fragatas F-80

Las plantas de tratamiento de aguas residuales de las fragatas clase Santa María (F-80) son del modelo DELTA FQ-50, y utilizan un proceso físico-químico [65]. Al ser prácticamente iguales estas plantas que la del BE JSE, se ha realizado un único diagrama, que se observa en la Figura 3-14, donde se ha expuesto la planta del JSE concretamente.

La planta FQ-50 tiene un selector que permite escoger entre realizar el proceso completo de depuración (recogida y tratamiento), o descargar las aguas directamente al mar, sin ser tratadas previamente (recogida y descarga). En caso de que el barco se encuentra a menos de 3 MN de costa, se deberá posicionar de tal manera que incluya el proceso completo de depuración, lo que incluye los procesos químicos que requieren coagulante, floculante e hipoclorito sódico. La dosificación de estas sustancias se debe controlar diariamente en las zonas de descarga restringida.

El sistema se compone de numerosos elementos, entre los que cabe destacar un tanque colector para la recogida central de las aguas residuales, dividido en tres zonas, que tienen por objetivo precipitar los sólidos más pesados y un tanque de desinfección, que contiene un tanque decantador. Además, hay dos bombas de proceso y varias bombas más destinadas a la descarga del efluente, el trasiego de lodos, etc.

Estas dos bombas de proceso aspiran las aguas del tanque colector y, mediante filtros, las clarifican y desinfectan en el tanque de desinfección. Cada módulo puede procesar 120 l/min¹, y hasta 240 l/min si funcionan simultáneamente. Lo normal es que se use una sola bomba de proceso, a no ser que surja un periodo de más de 20 minutos en el que el colector se llene con más rapidez de lo que se vacía, en cuyo caso se activarán ambas.

3.3.1.1 Funcionamiento

1. Las aguas residuales que llegan al tanque colector proceden de diferentes entradas, separándose así las aguas provenientes de la cocina, del tanque colector de proa, o de la lavandería. El líquido es aspirado por las bombas y pasa a través de filtros que limitan el tamaño de las partículas en suspensión, para dirigirse hacia el tanque de desinfección.
2. El sistema dosificador de coagulante comienza a funcionar cuando se arrancan las bombas de proceso, inyectando el coagulante en la zona de aspiración de estas bombas, particularmente de la bomba que se encuentre funcionando en ese momento. El coagulante utilizado es el FLOCUSOL PA-18, con el que la bomba se debe regular al 51% de su capacidad. Si se utiliza otro tipo de coagulante, se debe consultar con DETEGASA el ajuste de la bomba dosificadora, que puede aportar como máximo una dosis de 1,6 l/h.
3. Por su parte, el floculante es inyectado en la zona de descarga de las bombas de proceso, ya en el tanque de desinfección. Antes de inyectar el floculante se debe diluir, para lo que se lleva a

¹ Todas las unidades están expresadas según el Sistema Internacional.

cabo un proceso de mezcla del floculante puro con agua dulce por medio de una bomba de circulación. La bomba dosificadora de floculante se activa cuando lo hace alguna de las bombas de proceso. El floculante que se suele utilizar es FLOCUSOL AM/1, con el cual la bomba dosificadora debe ajustarse a un 94% de su capacidad. Si se cambie el floculante a utilizar, debe consultarse la regulación de la capacidad de la bomba con DETEGASA. Al inyectar el floculante, se provoca la precipitación de las partículas finas en suspensión de manera rápida, disminuyendo así el total de sólidos en suspensión.

4. El tanque de desinfección está dividido en dos secciones, y el líquido es forzado a pasar a la segunda a través de varios tubos inclinados que estabilizan el flujo y favorecen la precipitación de los sólidos de menor volumen al fondo del tanque. Estos lodos se suelen trasegar al tanque colector para aumentar el tiempo entre descargas, que será como máximo de 4 semanas. Aun así, se recomienda que la descarga de lodos se realice semanalmente si es posible.
5. A medida que el líquido entra por la parte inferior de los tubos, va rebosando por la parte superior del tanque, y pasando así a la segunda sección. Se añade entonces hipoclorito sódico y se espera 20 minutos hasta que la concentración de coliformes sea menos de 250/100 ml. También se forman en este tanque lodos secundarios, que son trasegados de forma automática, ya que cada vez que se arranca una bomba de proceso, se pone en marcha también la bomba de trasiego de lodos durante 3 minutos, con el objetivo de mantener el tanque decantador siempre limpio.
6. De la segunda sección del tanque de desinfección, las aguas tratadas son expulsadas al mar a través de una bomba de efluente. La maniobra de descarga siempre va acompañada del lavado de tanques y de filtros, que se efectúa con agua salada procedente del colector de contra incendios del buque. Para la limpieza de los filtros se usa parte del líquido del proceso: uno de los filtros se lava a contracorriente mientras el otro está en funcionamiento, siendo estos ciclos de un minuto.

3.3.1.2 Características generales del equipo:

- Régimen de flujo normal 120 l/min.
- Consumo de floculante diario 0,3 l.
- Consumo de coagulante diario 5 l.
- Consumo de hipoclorito diario 0,305 kg.

3.3.2 Planta FQ-50, BE Juan Sebastián de Elcano

Esta planta es del mismo modelo que la planta de las fragatas F-80, y cuenta con una capacidad de tratamiento de 50000 litros al día. Funciona de manera muy similar, aunque se realizaron algunas modificaciones en diciembre de 2017, entre las que cabe reseñar las que se presentan a continuación [66].

- La modificación del panel de control para adaptar el funcionamiento de los nuevos componentes.
- La sustitución de las bombas de vacío por un grupo de tres vacuumarators.
- La incorporación de una segunda bomba de lodos.
- La incorporación de una bomba de trasiego de lodos.

Se ha realizado un diagrama simplificado de la planta de tratamiento, para poder comprender mejor su funcionamiento, como se observa en la Figura 3-14. Este diagrama también se aplica a la planta FQ-50 de las fragatas F-80, excluyendo únicamente las reformas mencionadas en el párrafo anterior.

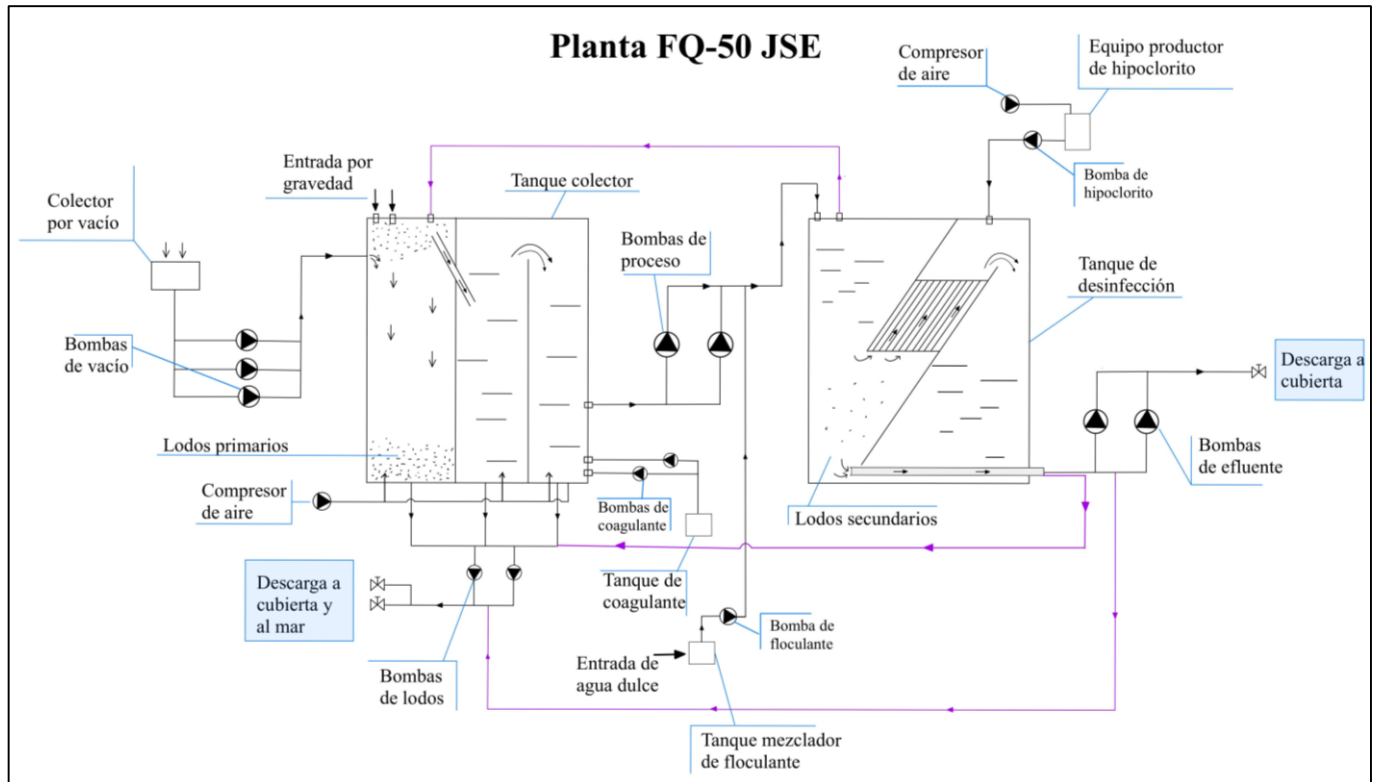


Figura 3-14 Diagrama de flujo de la FQ-50 del JSE (elaboración propia)

3.3.3 Planta FQ-24, Fragatas F-100

Como las plantas de las fragatas F-80 y la del BE JSE, este sistema de tratamiento de aguas residuales es del tipo físico-químico con un sistema de vacío, y es capaz de tratar aguas grises, negras, y aquellas procedentes de cocinas, debiendo éstas últimas pasar previamente por el separador de aguas oleosas también proporcionado por la empresa DETEGASA. Hay dos modalidades en las que puede trabajar la planta de tratamiento: recogida y tratamiento o recogida y descarga, que se seleccionan si el barco se encuentra en puerto o dentro de las 3 MN más próximas a costa o si se encuentra fuera de estas zonas, respectivamente [67].

La planta se compone de varios elementos, entre los que destacan un tanque colector para la recogida central de las aguas residuales y un tanque de desinfección.

Existen dos módulos de bombas de procesado, que aspiran del tanque colector a través de filtros. Cuando el agua pasa al tanque de desinfección, se clarifica y desinfecta. Los módulos de bombas pueden funcionar independientemente, con una capacidad de 16,6 l/min, o de manera conjunta en las horas de mayor actividad de la planta, con una capacidad de 32,2 l/min.

Al igual que en el apartado anterior, se ha realizado un diagrama de la planta con el objetivo de hacer el proceso más visual, y se puede apreciar en la Figura 3-15.

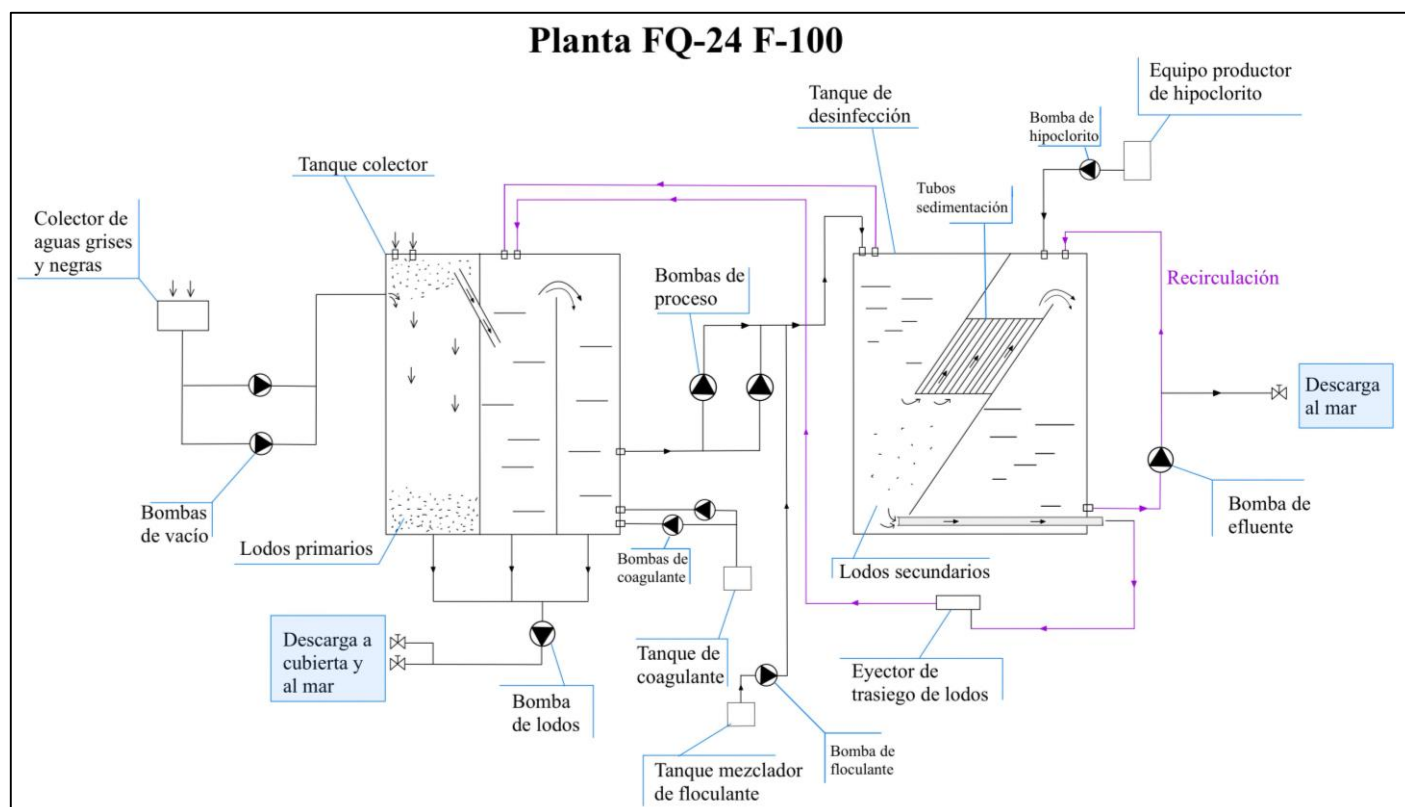


Figura 3-15 Diagrama de flujo de la FQ-24 de las F-100 (elaboración propia)

3.3.3.1 Funcionamiento:

1. El agua entra en el tanque colector a través del colector general, que mantiene su vacío gracias a dos bombas generadoras. Estas aguas se quedan en la primera zona (el tanque colector está dividido en 3), entrando por la parte superior.
2. El sistema de vacío se basa en el uso de dos Vacuumarator Jets, que crean vacío, maceran las aguas residuales y las descargan. Su arranque y paro está controlado por presostatos (arranque a $0,35 \text{ kg/cm}^2$ y parada a $-0,5 \text{ kg/cm}^2$), y están conectadas a numerosos servicios a través de tuberías de vacío, mediante válvulas que se activa electrónicamente. Cuando las válvulas se activan, las tuberías de vacío aspiran aguas residuales y aire, que transportan al Vacuumarator. Entonces, el macerador incorporado en la bomba tritura los sólidos de las aguas mientras éstas son bombeadas a la planta de tratamiento.
3. El agua es aspirada del tanque colector por las dos bombas de proceso, que limitan el tamaño de los sólidos en suspensión a través de filtros.
4. A medida que las aguas son bombeadas hacia el tanque de desinfección, se les añade floculante y coagulante. El coagulante es inyectado por las dos bombas destinadas a ese mismo fin, en la zona de aspiración de las bombas de proceso. El floculante se introduce después mediante su propia bomba en la zona de descarga de las bombas de proceso, y provoca la rápida precipitación de las partículas finas en suspensión.
5. Las bombas de proceso bombean un flujo constante al tanque de desinfección, dividido en 2 partes. El líquido es forzado a pasar de la primera a la segunda sección a través de tubos inclinados que estabilizan el flujo y favorecen la precipitación de los sólidos al fondo del

tanque. El líquido entra por la parte inferior de los tubos y va rebosando por la parte superior a la segunda sección del tanque.

6. Al mismo tiempo que el efluente es tratado, los lodos se van acumulando en el tanque colector, y en menor medida, en el tanque de desinfección. Las partículas residuales que quedan en el fondo del tanque van aumentando su densidad con el paso del tiempo. Estos lodos se deberían descargar al mar o a alguna instalación de recepción en tierra a las cuatro semanas mediante la bomba de lodos. En caso de no poder descargarse por encontrarse en una zona especial o de descarga restringida, los lodos del tanque de desinfección deben ser trasegados al tanque colector mediante el eyector de trasiego de lodos. Esta operación se realiza de forma automática, mediante el eyector que comunica la parte inferior del decantador del tanque de desinfección con el tanque colector.
7. En ese momento se añade hipoclorito sódico mediante una bomba en la parte superior de la segunda sección del tanque de desinfección.
8. Tras 20 minutos se debería haber conseguido reducir el número de coliformes a 250 coliformes/100 ml.
9. Cuando el nivel de la segunda sección del tanque llega al límite estipulado, se acciona la bomba de efluente, que descarga el agua tratada al mar. Esta bomba se detiene también automáticamente cuando el nivel de las aguas llega al límite inferior del tanque.

3.3.3.2 Características generales del equipo:

- Régimen de flujo normal 16,6 l/min.
- Debe permitir el almacenamiento de los lodos producidos en 90 d/hombre sin descargar.
- Consumo de floculante diario 480 g.
- Consumo de hipoclorito diario 240 g.
- Bombas de proceso 36,6 l/min.
- Bombas de lodos 16 m³ /h.
- Bomba de efluente 8 m³/h.
- Bombas de vacío 26 m³/h.
- El tanque colector está dimensionado para recibir aguas residuales a un régimen igual a 3,4 veces el caudal medio.

3.3.4 Planta FQ-40, BAC Cantabria

De igual manera que las plantas de tratamiento de las F-80, F-100 y el JSE, la DELTA FQ-40 es del tipo físico-químico, capaz de tratar aguas grises y negras. Tiene también dos opciones: modo tratamiento, que se usa cuando el barco se encuentra dentro de las 3 MN más próximas a costa o en aguas de descarga restringida, o modo descarga, usado en alta mar [68].

Entre los elementos principales de la planta cabe destacar un tanque colector dividido en 3 zonas y un tanque de desinfección dividido en 2 zonas, además del sistema de vacío basado en tres bombas.

Existen además dos bombas de proceso; cuando el sistema funciona con una sola bomba, tiene una capacidad de 4.7 m³/h, y cuando funcionan las dos bombas simultáneamente la capacidad aumenta hasta 9.4 m³/h. La segunda bomba se puede activar en manual o en automático, como sucede cuando el tanque colector rebasa un determinado nivel durante más de tres minutos.

Se ha realizado un diagrama para comprender mejor el funcionamiento de la planta, que se puede observar en la Figura 3-16.

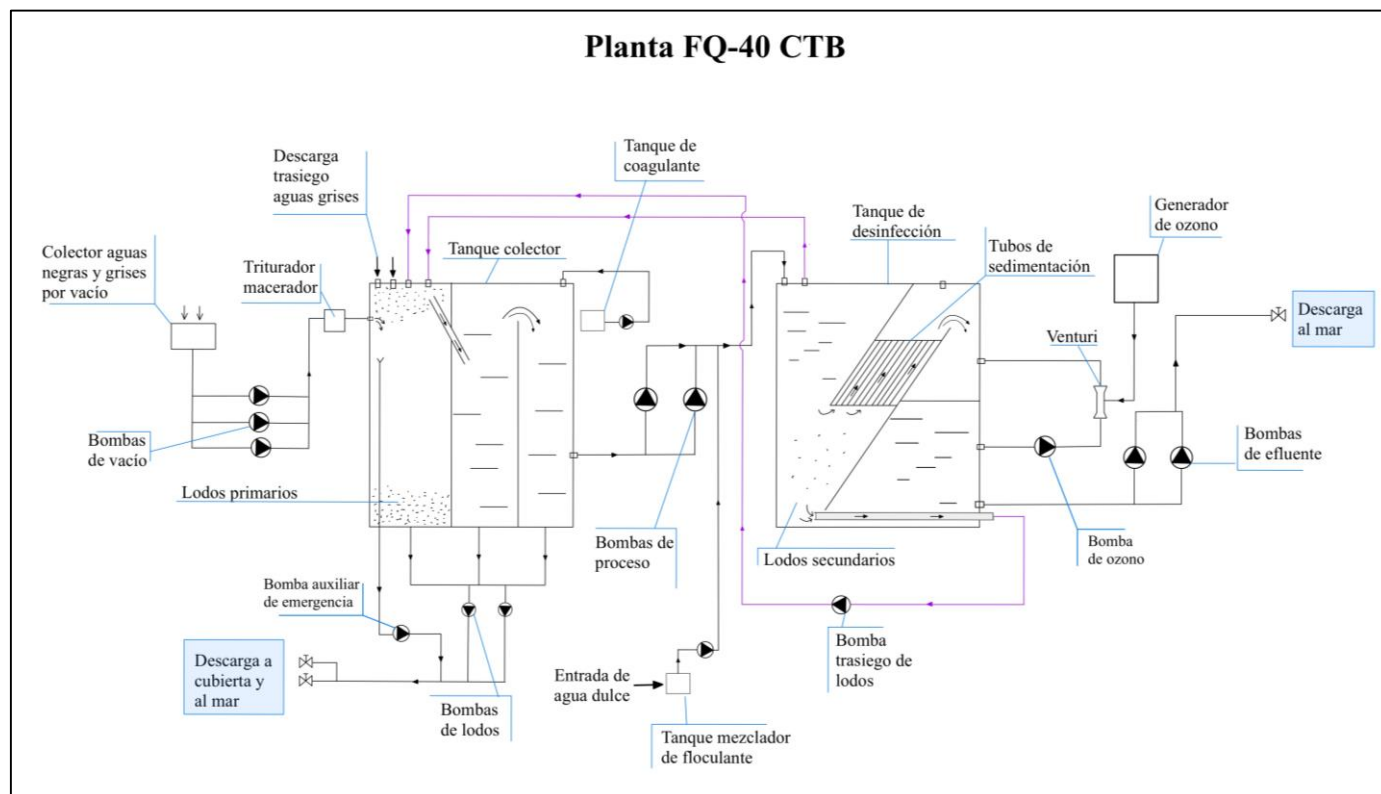


Figura 3-16 Diagrama de flujo de la FQ-40 del CTB (elaboración propia)

3.3.4.1 Funcionamiento:

1. Las aguas llegan al tanque colector por dos entradas distintas: a través de un colector general, mediante vacío generado por las tres bombas destinadas a ello, o por medio de entradas en la parte superior del tanque colector por gravedad. Ambas entradas hacen que el agua acceda a la primera zona del tanque colector.
2. El sistema de vacío está compuesto por tres vacuumarators jets, que mantienen las tuberías de recogida de residuos bajo vacío (por presión diferencial), y se unen a ellas mediante válvulas que se accionan electrónicamente cuando el nivel del tanque de recogida es adecuado. Estos tres dispositivos también contienen un macerador en su interior, que tritura los sólidos que llevan las aguas residuales mientras son bombeadas a la planta de tratamiento. El arranque y parada del vacuumarator se realiza por presostatos, cuando se llega al 35% o al 50% de vacío, respectivamente.
3. Las dos primeras zonas del tanque están concebidas para precipitar las partículas sólidas más grandes, por lo que el agua que entra en la tercera zona ya está parcialmente clarificada.
4. En la tercera zona se añade el coagulante y se recircula el agua para favorecer el proceso de coagulación. El coagulante utilizado es el FLOCUSOL PA-18, por lo que la bomba debe regularse según las indicaciones de DETEGASA, según la concentración de coagulante que se requiera, como se muestra en la Tabla 3-5.

CONCENTRACIÓN COAGULANTE (ppm)	CAUDAL (l/h)	REGULACIÓN DE LA BOMBA (% de su capacidad)
500	20	75
400	16	60
300	12	48
200	8	30
100	4	15

Tabla 3-5 Regulación de la bomba de coagulante (elaboración propia)

- Una vez realizado el proceso de coagulación, las bombas de proceso aspiran el líquido a través de filtros que permiten pasar algunas partículas finas, y es bombeado al tanque de desinfección con un caudal fijo y predeterminado, donde se le añade el floculante, que se inyecta en la zona de descarga de las bombas de proceso.
- Esta sustancia provoca la rápida precipitación de las partículas finas en suspensión que dejaron pasar los filtros, por lo que se reduce el número total de sólidos en suspensión. El floculante utilizado es el FLOCUSOL AM/1, por lo que la bomba dosificadora debe regularse según las indicaciones de DETEGASA, según la concentración de coagulante que se requiera, como se muestra en la Tabla 3-6. Como se puede observar, el floculante se encuentra diluido, ya que anteriormente se mezcla dicha sustancia con agua dulce en el tanque de mezcla de floculante, donde se activa un motor reductor que mueve un aspa agitadora (mezclador). Este proceso de mezcla permanece en funcionamiento durante 30 minutos, y se repite cada 24 horas.

CONCENTRACIÓN FLOCULANTE (ppm)	CONSUMO DE FLOCULANTE DILUIDO 1/1000 (l/h)	REGULACIÓN DE LA BOMBA (% de su capacidad)
8	37,44	95
6	28,08	70
4	18,72	45
2	9,36	20

Tabla 3-6 Regulación de la bomba de floculante (elaboración propia)

- El tanque de desinfección está dividido en la zona de clarificación, donde es descargado el flujo por las bombas de proceso, y la zona de desinfección. Las aguas entran por la parte superior de la primera zona y fluyen a través de una batería de lamelas, lo que hace que los sólidos en suspensión se depositen en el fondo del tanque.
- Estas partículas son automáticamente trasgadas por la bomba de trasiego de lodos al tanque colector para aumentar el tiempo entre descargas. Las bombas de trasiego se activan cada vez que arrancan las bombas de proceso, para asegurar la limpieza del decantador que se encuentra en el tanque de desinfección. Al igual que sucede en el resto de plantas, estos lodos van aumentando su densidad con el tiempo, por lo que hay que descargarlos como muy tarde a las cuatro semanas.

9. El líquido restante es considerado “líquido clarificado”, rebosa por la parte superior del tanque hacia la zona de desinfección, al tiempo que se añade ozono. Esta operación se lleva a cabo mediante el sistema de generación y dosificación de ozono, que consta de un panel eléctrico que aspira aire y, a través de unas células instaladas en su interior, genera ozono. Éste se inyecta mediante efecto Venturi a la zona de descarga de una bomba de recirculación, que aspira de la parte inferior del tanque de desinfección y descarga la mezcla de agua y ozono al propio tanque de desinfección. Este caudal es de $2,4 \text{ m}^3/\text{h}$, y se mantiene durante periodos de 3 minutos, alternando con descansos de un minuto.
10. Las aguas residuales permanecen en el tanque de desinfección hasta que se reduce el número de coliformes a menos de 250 coliformes/100ml. Al alcanzarse ese nivel, se descarga el agua al mar.

3.3.4.2 Características generales del equipo:

- La carga hidráulica total es de 40000 l/d.
- El flujo del proceso es de 62,5 l/min.
- Ozono 25 g/d.
- Floculante 0,24 l/d.
- Coagulante 4-20 l/d.
- Bombas de vacío $26 \text{ m}^3/\text{h}$.
- Bomba dosificadora coagulante 25 l/h.
- Bomba dosificadora floculante 47 l/h.
- Bomba recirculación al tanque colector $30 \text{ m}^3/\text{h}$.
- Bombas de lodos 4-45 m^3/h .
- Bomba de trasiego de lodos $2.28 \text{ m}^3/\text{h}$.
- Bombas de proceso $4,5 \text{ m}^3/\text{h}$.
- Bombas de efluente $2/29 \text{ m}^3/\text{h}$.

3.3.5 Conclusiones

Tras exponer la información relativa a las distintas plantas de tratamiento de aguas residuales de los buques de la Armada, se podrían deducir dos breves conclusiones:

1. Todas las plantas estudiadas son del tipo físico-químico, modelo que representa casi la totalidad de las plantas de los buques de la Armada, según la información cedida por la empresa DETEGASA. Aunque por ahora estas plantas cumplen la normativa, se van quedando atrás ante el crecimiento exponencial de los requisitos de vertido, y puede que en un futuro próximo no sean capaces de afrontarlos. Por ello, debería considerarse su reemplazo por alguno de los sistemas modernos expuestos, con el objeto de generar un menor impacto en el medio ambiente.
2. Se podría constatar que la planta del BAC CTB es la que presenta una mayor compatibilidad con el medio ambiente, debido a su sistema de desinfección por ozono, que presenta unas características mucho mejores que las de desinfección por hipoclorito del resto de plantas. Así, en caso de no poder modernizar los sistemas de depuración completos de los buques, se podría

plantear cambiar simplemente el sistema de desinfección, sustituyendo el hipoclorito por ozono, o incluso por otros procesos como la radiación de luz UV.

3. Teniendo en cuenta estas dos breves conclusiones, se puede proceder a escoger el buque para el cual será diseñada la planta de depuración, según las características que ofrece cada uno.

3.3.6 Selección de la unidad para el diseño de la nueva planta depuradora

Conociendo las ventajas y desventajas de los procesos de depuración de aguas residuales, podemos evaluar los que se llevan a cabo en los buques estudiados, para elegir cuál se quiere cambiar por uno más moderno.

Así, teniendo en cuenta las ventajas que presenta la ozonización frente a la desinfección por cloración, se ha decidido descartar el buque de aprovisionamiento Cantabria, ya que, con su estación de depuración actual, seguramente obtenga mejores resultados que el resto de buques.

Por otro lado, si hubiera que escoger entre el BE JSE y la fragata F-83, se tomaría como referencia de diseño la fragata, por estar su planta más anticuada, y no haber sido sometida a obras de mejora recientemente. Por ello, se descarta también diseñar la planta para el velero JSE.

Por último, para elegir si diseñar la planta para la F-83 o la F-103, se ha tenido en cuenta el periodo en que se encuentran ambas fragatas dentro de su ciclo de vida útil. Al ser las fragatas F-100 más modernas, se considera que tienen por delante mayor tiempo de vida. Además, se han emitido informes de las mismas fragatas solicitando la renovación de ciertos componentes por algunos fallos, además de la sustitución de su tanque de hipoclorito por uno de ozono. Por ello, son éstas las elegidas para la renovación de la planta de depuración de aguas residuales.

4 SELECCIÓN Y DISEÑO DEL SISTEMA

4.1 Selección de procesos para el sistema de depuración de aguas residuales

Habiendo analizado los distintos procesos disponibles en la actualidad para tratar las aguas residuales a bordo, y conociendo las plantas instaladas en los buques de la Armada, se pretende seleccionar uno de los sistemas explicados para sustituir la planta físico-química de las fragatas F-100. Para ello, se deben fijar unos criterios de selección y escoger el proceso más adecuado en base a ellos. En la Figura 4-1 se puede observar el orden a seguir en la exposición de la información de este apartado, que comenzará por la presentación de los factores que se deben considerar para escoger un sistema, los criterios concretos que se han establecido en este proyecto, y la metodología que se ha seguido para seleccionar el sistema tras aplicar los criterios.

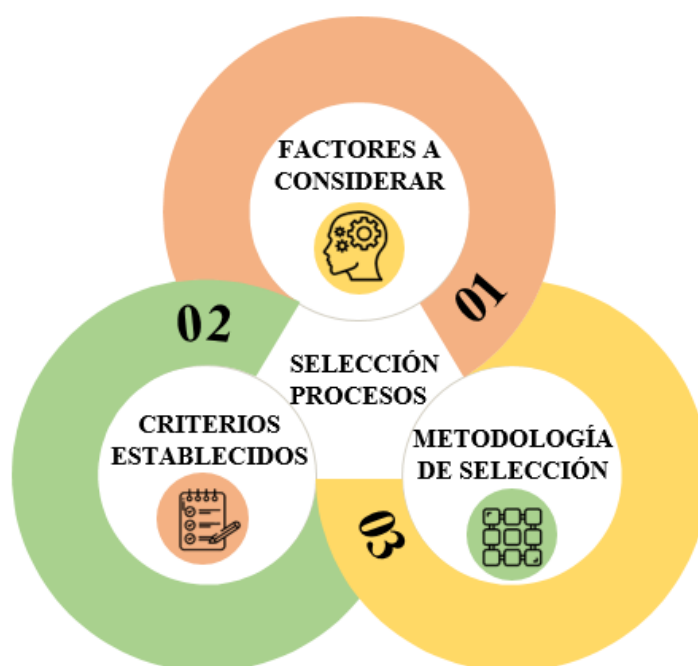


Figura 4-1 Esquema de la selección del sistema de tratamiento (elaboración propia)

4.1.1 Factores a considerar en la selección

Es importante conocer la naturaleza cambiante de los contaminantes de las aguas residuales. Al ser tan variados, se debe buscar un proceso capaz de cumplir los requisitos de vertido en cualquier circunstancia, por lo que se deben evaluar numerosos factores antes de seleccionar un sistema. Además, se deben tener en cuenta las consideraciones referentes tanto a la línea de aguas como a la línea de fangos. Entre los factores a considerar se incluyen los siguientes [13]:

- El flujo influente. Al tratarse de plataformas navales, se debe tener en cuenta que, dependiendo de las horas del día, el flujo de aguas residuales a tratar será muy variado. Por ejemplo, después de las comidas se generarán muchas aguas grises al lavar los platos. Probablemente también aumente el influente en las horas de cambios de guardia, cuando el personal suele utilizar las duchas y los lavabos. Al ser tan cambiante este flujo, podría considerarse la estandarización de caudales.
- Carga contaminante del influente. Debe analizarse si algunas de las sustancias contaminantes del influente son resistentes a determinados procesos de tratamiento, y si podrían ser eliminadas con procesos de oxidación avanzados (POA).
- Requisitos del efluente. El tratamiento debe ser capaz de generar un efluente que cumpla todos los valores establecidos en la normativa vigente.
- Productos químicos necesarios, en caso de utilizar métodos de esta índole.
- Residuos o subproductos generados. Como se ha mencionado anteriormente, es importante tener en cuenta el posible tratamiento de los lodos y otras sustancias que puedan resultar de los procesos.
- Temperatura. Ésta afecta a las condiciones de la reacción en procesos químicos y biológicos, generalmente. Además, que los tratamientos se desarrollen a altas temperaturas puede potenciar los malos olores y limitar la dispersión de algunos compuestos en la atmósfera.
- Consumo energético. Algunos procesos consumen mucha energía, por lo que debe plantearse si es factible con los generadores de un buque.
- Dimensiones de la instalación. El dimensionamiento de un reactor puede basarse en distintos factores:
 - La velocidad de la reacción principal y, por tanto, del tiempo que tarda en ocurrir.
 - La carga del proceso.
 - Transferencia de masa.

Este dimensionamiento debe ser compatible con el espacio del buque destinado a tal fin, ya que es inviable tratar de modificar su estructura. Por ello, debe tenerse en cuenta el tamaño del compartimento que alberga la actual planta depuradora [14].

- Personal. Es esencial saber cuánto personal será necesario para manipular la planta, así como para sus mantenimientos, ya que en un buque el personal suele ser limitado, constituyéndose básicamente por las personas que se encuentren de guardia en ese momento [14]. Aparte, es importante conocer también el tipo de cualificación que precisa el operario de la planta, y considerar si es factible instruir al personal del buque, cuánto tiempo se tardaría en ello, etc.
- Automatización. Este factor se encuentra altamente relacionado con el anterior, ya que, si la planta tiene un nivel alto de automatización, será necesario un número menor de operarios, y probablemente con menor cualificación.

- Fiabilidad. Se debe considerar la existencia de garantías del proceso, es decir, si existen casos de otros buques en los que haya sido aplicado, si ha sido probado con éxito, etc.
- Coste de producción y de mantenimiento.
- Ciclo de vida. Relacionado en gran medida con el coste, ya que al poner sobre una balanza el coste del sistema y su ciclo de vida, se puede apreciar su potencial rentabilidad.
- Olor. Uno de los principales factores a considerar en un buque es el olor, ya que la planta de tratamiento estará situada, probablemente, en algún compartimento por debajo de la línea de flotación, por lo que no tendrá ventilación natural. Así, deben considerarse los posibles olores desprendidos y cómo gestionarlos.
- Eficiencia. Es necesario evaluar la capacidad del sistema para eliminar los contaminantes.
- Compatibilidad con las instalaciones. Es evidente que la estructura de un barco no es susceptible de ser modificada, por lo que el sistema seleccionado debe ser compatible con los compartimentos destinados a dichas plantas, (si se está evaluando un barco existente).
- Adaptabilidad o flexibilidad. Es importante prever posibles reparaciones o mejoras en el futuro, teniendo en cuenta que los límites de vertido son cada vez más exigentes. Por otro lado, se debe considerar el tiempo que supondrían ciertas reparaciones, ya que en alta mar no se dispone de un tiempo ilimitado, como podría ser en tierra. Una avería podría poner en peligro la estabilidad e integridad del buque, por lo que se debe prestar atención al tiempo de reparaciones que supone cada sistema [14].
- Recomendaciones de las instituciones. Como se ha comentado anteriormente, la Resolución MEPC.227 fomenta el uso de sistemas de desinfección basados en ozono o radiaciones ultravioleta, para así eliminar los contaminantes químicos como el cloro, actualmente utilizado en la mayoría de las plantas depuradoras de las unidades de la Armada.

4.1.2 Criterios establecidos para seleccionar el sistema de depuración

Teniendo en cuenta todos los factores que deben ser sopesados a la hora de elegir un sistema de depuración de aguas residuales, el objetivo de este apartado reside en encontrar los criterios que los unifiquen, para así comparar algunos sistemas en base a ellos. De esta manera, se han encontrado distintos estudios sobre métodos de selección de procesos, cada uno basado en unos criterios específicos, entre los que cabe destacar algunos como:

- La evaluación de distintas tecnologías de tratamiento de aguas residuales por Sarkis y Weinrach, que utiliza la técnica DEA (*Data Envelopment Analysis*) [69].
- El estudio de Tsagarakis, cuyo objetivo es apoyar a las ingenierías a la hora de analizar los proyectos de tratamiento de aguas [70].
- El estudio basado en las decisiones multi-criterio aplicables a la selección de técnicas de tratamiento de aguas residuales de Büyükožkan, que evalúa los criterios económicos, técnicos y ambientales de los distintos tratamientos [71].

No obstante, se ha escogido el método propuesto por la Universidad Técnica de Estambul [14], debido a que incluye consideraciones bastante novedosas, ya que fue aceptado en 2019, por lo que hace referencia a los límites de vertido más actualizados y a las tendencias de los sistemas de tratamiento a bordo. Además, contempla muchos de las cuestiones expuestas en el resto de estudios anteriores.

Por otro lado, cabe destacar que dicho estudio realiza una prueba de selección entre los tres tipos de procesos más representativos del tratamiento de aguas residuales: uno biológico, uno físico y uno químico, por lo que se considera muy completo.

El método en cuestión se llama “*Knowledge-Based Expert System on the Selection of Shipboard Wastewater Treatment Systems*”, y está basado en la combinación de dos procesos:

- El proceso analítico de jerarquía difusa (F-AHP), usado para determinar el peso o ponderación de cada uno de los criterios seleccionados.
- La técnica difusa de preferencia de orden por similitud a la solución ideal (F-TOPSIS), usado para evaluar diferentes alternativas basándose en múltiples criterios.

Mediante la aplicación de este método [14], se revelaron los criterios más importantes (seis) a la hora de escoger un sistema de tratamiento de aguas residuales en buques, así como su orden de importancia.

A continuación, se expondrán los 6 criterios de selección en el orden propuesto por el estudio, junto a los factores que se considera que están englobados en cada uno.

1. Cumplimiento de los requisitos ambientales. Se estima que este criterio abarca los siguientes factores: requisitos del efluente; el flujo influente y su carga contaminante, que determinarán los procesos a realizar dentro del sistema; la necesidad de la planta de utilizar productos químicos, que sean susceptibles de acabar en el mar; generación de subproductos y su correspondiente tratamiento posterior y las recomendaciones de las instituciones.
2. Coste de adquisición. Se hace referencia con el coste de adquisición al ciclo de vida del sistema, así como a su eficiencia. Estos factores también se consideran englobados en el criterio de coste de operación y mantenimiento.
3. Dimensiones. Hace referencia a la compatibilidad con las instalaciones presentes en el barco.
4. Coste de operación y mantenimiento.
5. Operabilidad. En este criterio se podrían englobar la automatización y la capacitación del personal, además de los factores relacionados con la comodidad de la planta, como la generación de malos olores o la temperatura a la que debe funcionar el sistema.
6. Consumo energético.

Para este proyecto, se ha decidido usar los criterios expuestos por la Universidad Técnica de Estambul a la hora de seleccionar el proceso de la nueva planta depuradora. Sin embargo, se ha modificado uno de ellos: el coste de operación y mantenimiento, que se ha decidido juntar con el coste de adquisición, por considerar que ambos hacen referencia a los mismos factores, y con el objetivo de no dar una importancia desmesurada al coste respecto al resto de criterios. Así, los criterios definitivos serían los que se muestran en la Figura 4-2.



Figura 4-2 Criterios escogidos para la selección del sistema (elaboración propia)

4.1.3 Metodología y selección del proceso

Tomando los criterios expuestos como fuente principal de la decisión, y con el objeto de seleccionar el proceso de la manera más rigurosa posible, se ha decidido realizar una matriz de decisión para evaluar el cumplimiento de los criterios por parte de cada proceso.

Como los procesos explicados en capítulos anteriores de la memoria incluyen tanto procesos principales en la depuración de contaminantes como post-tratamientos de desinfección, se ha determinado realizar dos matrices de decisión: una para el proceso principal de la planta de depuración y otra para el proceso de desinfección. A continuación, se ha otorgado a cada criterio un valor específico, siendo éstos los que se observan en la Tabla 4-1. Además, se les ha asignado una letra, para facilitar la comprensión de las matrices.

CRITERIO	VALOR ASIGNADO	LETRA ASIGNADA
Cumplimiento de los requisitos ambientales	5	A
Coste de adquisición, operación y mantenimiento	4	B
Dimensiones	3	C
Operabilidad	2	D
Consumo energético	1	E

Tabla 4-1 Valor asignado a cada criterio de selección (elaboración propia)

4.1.3.1 Selección del proceso principal

En la Tabla 4-2 se puede observar la matriz de decisión del proceso principal de la planta de tratamiento de aguas residuales de las fragatas F-100. En ella, de los procesos expuestos en el apartado 3.2, se han incluido únicamente los destinados a eliminar contaminantes principales (sólidos, materia orgánica y/o nutrientes) y los cinco criterios escogidos, con sus valores correspondientes entre paréntesis. Se considera que la tabla representa adecuadamente las distintas clases de procesos disponibles, ya que se incluyen procesos físicos, físico-químicos y biológicos.

Después, se han marcado las casillas con el siguiente código de colores, según los cuales se otorga una puntuación u otra al proceso, con el objetivo alcanzar un mayor nivel de detalle:

- Verde si el sistema cumple el criterio de manera favorable, sumando la puntuación completa.
- Amarillo si no destaca para bien ni para mal en lo referente a ese criterio, sumando la mitad de la puntuación.
- Rojo si no cumple el criterio, sumando 0.

En los siguientes párrafos se puede contemplar la metodología que se ha seguido a la hora de rellenar la tabla. Cabe destacar que el cumplimiento o no de los criterios por los distintos procesos se ha extraído de las características, ventajas y desventajas de cada uno de ellos expuestos en el apartado 3.2.

	A (5)	B (4)	C (3)	D (2)	E (1)	SUMA
Coagulación-floculación						6
Ósmosis inversa						7,5
Fangos activados						7
Biorreactor de membrana						9

Tabla 4-2 Matriz de selección del proceso principal (elaboración propia)

El proceso de coagulación-floculación se ha marcado en rojo en cuanto al cumplimiento de los requisitos ambientales, por la gran cantidad de productos químicos que requiere para llevar a cabo la desinfección de las aguas, la formación de compuestos tóxicos que se puede dar en sus instalaciones y el bajo nivel de depuración que se obtiene con él. También ha recibido este color la casilla de dimensiones, por ser uno de los procesos que más tanques necesita (el de coagulación, el de floculación, y el de decantación, además del tanque que se destine al post-tratamiento necesario para mejorar la calidad del efluente). Sin embargo, se han marcado en verde sus casillas de coste y consumo energético, ya que, al ser un proceso simple, resulta bastante rentable. Por último, se ha marcado en amarillo su operabilidad, por la cantidad de tiempo que requiere el proceso.

El proceso de ósmosis inversa se ha marcado de rojo en el coste, ya que, aunque el proceso en sí sea barato, la materia prima (las membranas) suponen un coste bastante elevado de inversión. A continuación, se ha marcado de amarillo la operabilidad, precisamente por el mantenimiento que suponen las membranas, así como el cumplimiento de los requisitos ambientales, por el hecho de que la ósmosis inversa consiste al fin y al cabo en un proceso de filtración, por lo que para cumplir los requisitos necesitaría llevar a cabo un proceso de desinfección posterior. Cabe mencionar que, aunque necesite una desinfección posterior, no suele utilizar productos químicos como el proceso de coagulación-floculación. Por último, se han marcado de verde las casillas de dimensiones y de consumo energético, por ser sus valores reducidos en comparación con el resto de procesos.

El proceso de fangos activados se ha marcado de rojo por su dimensionamiento, ya que precisa de instalaciones de gran tamaño para el tratamiento del fango, además de clarificadores secundarios. Sin

embargo, se ha marcado de verde su operabilidad, por el escaso mantenimiento que requiere. Por último, se han marcado el resto de casillas de amarillo, ya que supone un coste y un consumo energético medio (aireación del proceso). Cabe reseñar que se ha marcado de amarillo el cumplimiento de los requisitos ambientales, ya que, a pesar de presentar una alta tasa de eliminación de materia orgánica, el sistema convencional de fangos activados no elimina ni el nitrógeno ni el fósforo. Si se quisieran eliminar dichos nutrientes, habría que añadir unas cámaras extra, con lo que empeoraría el criterio de dimensionamiento del sistema, haciéndolo completamente inviable para su instalación en un buque.

El biorreactor de membrana se ha marcado de rojo en cuanto a coste y consumo energético, debido al elevado coste que suponen las membranas, al igual que en el proceso de ósmosis inversa, y por la demanda energética de los sopladores de aire, que son los componentes que más consumen del sistema. Por otro lado, se ha marcado de amarillo su operabilidad, por el mantenimiento requerido por las membranas y, por último, se han marcado de verde las casillas de cumplimiento de los requisitos ambientales y dimensiones. Esto se debe a que el biorreactor, en un solo sistema compacto, consigue eliminar tanto la DQO como el nitrógeno y el fósforo, por la configuración de sus tanques pertenecientes al proceso biológico, y a que este sistema reduce mucho sus dimensiones con respecto a las del sistema de fangos activados.

Como resultado, la matriz muestra cómo el biorreactor de membrana es el proceso principal más adecuado, según los criterios establecidos. Además, se ha contrastado dicho resultado con información obtenida a través de contacto personal con la empresa EVAC, que ha proporcionado datos de 2020 acerca del cumplimiento de los requisitos establecidos en la Resolución MEPC.227 por parte de sus biorreactores de membrana [72] [73]. Estos documentos exponen la eficiencia que han demostrado los MBR instalados por su empresa en cruceros, ferries, mercantes e incluso buques militares, por lo que se considera que la elección de dicho sistema es acertada.

4.1.3.2 Selección del proceso de post-tratamiento

A continuación, se procederá a escoger el tratamiento secundario o de desinfección, aunque cabe destacar que, al ser un biorreactor de membrana el proceso principal escogido, puede que no sea necesario llevar a cabo una desinfección posterior para cumplir los requisitos legales. Para decidir si es necesario o no, se debería evaluar más en detalle la calidad del efluente, sobre todo en relación a los parámetros biológicos; sin embargo, se ha decidido escoger el proceso de desinfección igualmente, debido a que sin duda permitirá alcanzar eficiencias de eliminación mayores para los contaminantes convencionales a la vez que reduciría la cantidad de contaminantes emergentes, como los medicamentos, por ejemplo, que son eliminados de manera bastante efectiva mediante algunos de los tratamientos de desinfección que se evaluarán. Dichos contaminantes emergentes no se encuentran contemplados en la normativa actual, pero podrían aparecer en los próximos años.

Por otro lado, se considera importante disponer de un proceso de desinfección además del MBR como sistema principal de depuración, debido a la imprevisibilidad del medio marino, que puede llevar a la generación de averías en el MBR lejos de costa, lo cual implicaría navegar varios días sin poder verter aguas acordes a la normativa. Así, la adquisición de un sistema de desinfección se considera un sistema de seguridad, para poder llevar a cabo una mínima depuración de las aguas en caso de mal funcionamiento del MBR.

Así, en la Tabla 4-3 se puede observar la matriz de decisión del post-tratamiento. En ella, en lugar de comparar todos los procesos de desinfección explicados en el apartado 3.2, se han evaluado únicamente los procesos más usados en los barcos, según la EPA [74], que incluyen como principales agentes desinfectantes el ozono, el cloro y los rayos UV.

Además, resulta interesante analizar estos tres procesos de desinfección, teniendo en cuenta que son precisamente la ozonización y los rayos UV los recomendados por la Resolución MEPC.227 [42] para sustituir el uso del hipoclorito, que es el utilizado en la propia planta de la F-100 actualmente. Se ha

considerado como proceso de rayos UV el más general, sin incluir las mejoras posibles por el peróxido de hidrógeno o dióxido de titanio. Por otro lado, se ha considerado el ejemplo más representativo de proceso de cloración aquel que usa el hipoclorito sódico, como se hace en las plantas de tratamiento de la propia F-100. Para completar esta matriz se ha seguido el mismo procedimiento que en la anterior, como se podrá observar en las próximas líneas.

	A (5)	B (4)	C (3)	D (2)	E (1)	SUMA
UV						10,5
Ozonización						10
Cloración						7

Tabla 4-3 Matriz de selección del post-tratamiento (elaboración propia)

Comenzando por el proceso de desinfección más convencional, la cloración, se observa que se ha marcado de rojo en la casilla referente al cumplimiento de los requisitos ambientales. Esto se debe al impacto altamente negativo que tiene este compuesto en el medio marino, como se ha ido explicando a lo largo de la presente memoria, además de la actual tendencia a la sobre-cloración. Se ha marcado de amarillo la casilla de las dimensiones por el difícil almacenamiento del hipoclorito sódico, que implica en la mayoría de los casos la necesidad de disponer de un generador in situ de dicho compuesto. También se han marcado de amarillo la operabilidad y el consumo energético, debido a que se considera que el sistema necesita una cantidad de energía media, así como unos mantenimientos de nivel no muy elevado. Por último, el coste se ha marcado de verde, ya que una de las principales ventajas del proceso es la posibilidad de usar agua salada como materia prima.

El proceso de radiación de luz ultravioleta (UV) destaca en cuanto al cumplimiento de los requisitos ambientales, ya que tiene unos subproductos casi inexistentes, por lo que se ha marcado en verde la casilla correspondiente. También se ha marcado en verde la dimensión del sistema, ya que las lámparas no suelen ocupar mucho espacio, el cual depende de la cantidad de agua a tratar, que en un barco se podría considerar baja. Por otro lado, se ha marcado de rojo su operabilidad, debido a la necesidad de un equipo de protección personal que incluya gafas especializadas, además del mantenimiento y las limpiezas que requieren las lámparas UV. Por otro lado, se ha considerado el coste y consumo energético de nivel medio, ya que depende del número de lámparas que se utilicen, por lo que se han marcado dichas casillas de color amarillo.

La ozonización ha sido marcada de amarillo en el cumplimiento de los requisitos ambientales porque, a pesar de eliminar grandes cantidades de contaminantes del agua, la emisión del propio ozono puede ser tóxica si se encuentra en altas concentraciones. También ha sido marcada de amarillo la casilla de dimensiones debido a que, para llevar a cabo este proceso, se requiere disponer de un generador de ozono a bordo. Su coste se ha marcado en verde, ya que los componentes del sistema son simples y, además, generalmente utiliza el aire como materia prima para el generador. Se ha marcado también en verde la operabilidad, ya que no requiere tratamientos previos complejos, ni mantenimientos exigentes. Por último, se ha marcado el consumo energético en rojo, debido a que el proceso de generación de ozono no es muy eficiente. Esto significa que, aunque el coste sea bajo, la eficiencia energética no es acorde al rendimiento que se consigue.

Como se puede observar, la radiación UV es el método escogido como más adecuado para realizar la desinfección secundaria. Sin embargo, cabe mencionar la escasa diferencia en la puntuación entre dicho sistema y la ozonización. El debate sobre qué método ofrece una mejor solución está presente a día de hoy en muchas organizaciones internacionales, como la WEF [75].

4.2 Diseño del biorreactor de membrana

En el presente apartado se pretende diseñar de manera preliminar un biorreactor de membrana para satisfacer las necesidades de depuración de aguas de una fragata F-100. Para ello, primero se describirán las fases generales que debe tener un proceso de depuración que cuenta con un MBR, para después pasar a diseñar algunos aspectos más específicos de cada una de ellas. En este caso, se desarrollarán las fases del proceso biológico y la separación sólido-líquido mediante membranas. Finalmente, se calcularán algunos parámetros específicos, entre los que cabe destacar el volumen de los tanques a utilizar y las características del influente y del efluente. En la Figura 4-3 se puede observar un esquema del orden en que será expuesta la información de este apartado.

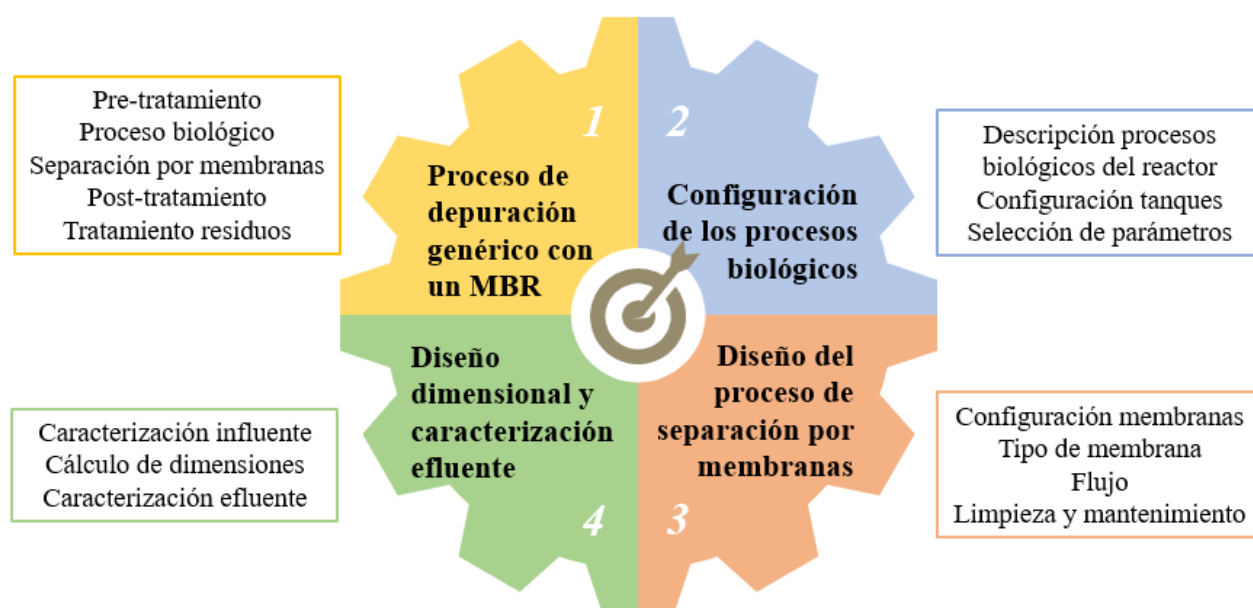


Figura 4-3 Esquema del diseño del sistema (elaboración propia)

Es importante reseñar que en este apartado se utilizarán algunas siglas y conceptos característicos del diseño de plantas residuales, entre los que se encuentran los siguientes:

- MBR: biorreactor de membrana (*Membrane Biorreactor*).
- CAS: proceso clásico de fangos activados (*Classical Activated Sludge*).
- MLSS: sólidos suspendidos totales (*Mixed Liquor Suspended Solids*).
- SRT: tiempo de retención de sólidos (*Solids Retention Time*).
- HRT: tiempo de retención hidráulico (*Hydraulic Retention Time*).
- RAS: recirculación de fangos activados (*Return Activated Sludge Recirculation*).
- WWTP: plantas de tratamiento de aguas residuales (*Wastewater Treatment Plants*).
- OTE: eficiencia en la transferencia de oxígeno (*Oxygen Transfer Efficiency*).

4.2.1 Proceso de depuración genérico con un MBR

A continuación, se explicarán brevemente las fases que tienen lugar en un proceso genérico de depuración de aguas residuales en el que se emplea un MBR. En la Figura 4-4 se puede observar un esquema de dichas fases, en el orden en que serán expuestas, y algunas de sus características o procesos principales. El objetivo del presente apartado es llegar a conocer más a fondo los sistemas que usan MBRs en su tarea de tratamiento de aguas residuales, para poder comprender mejor los siguientes apartados, que se centrarán en dos fases concretas: el proceso biológico y la separación por membranas.

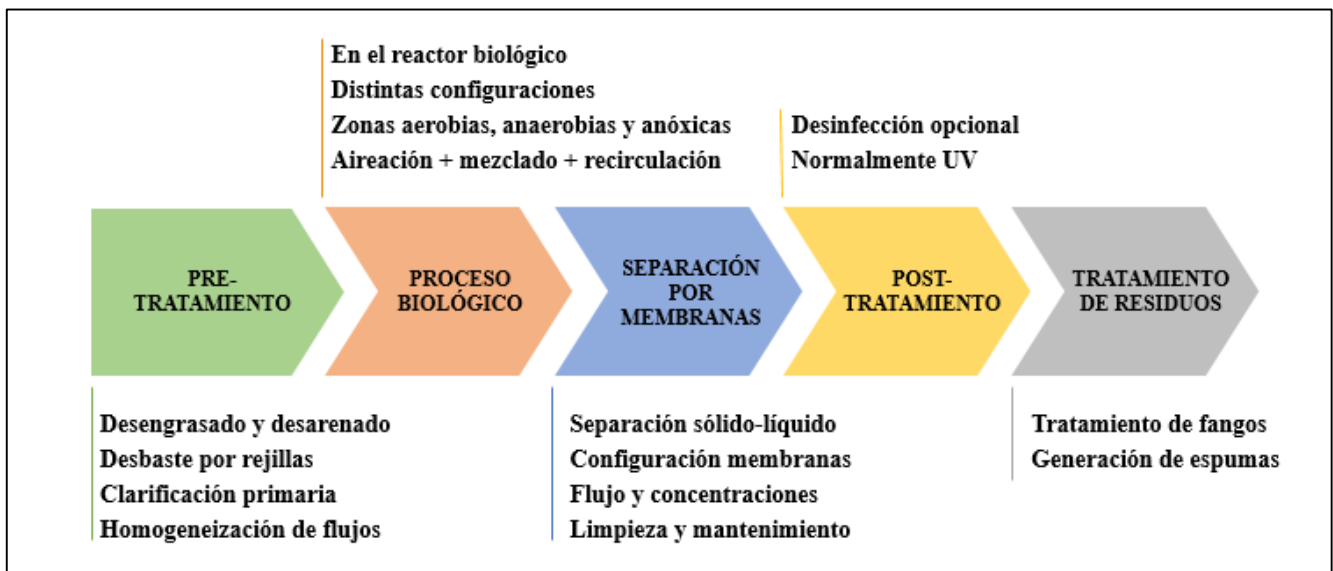


Figura 4-4 Esquema de las fases de un proceso de depuración con MBR (elaboración propia)

Las fases con las que suelen contar estos procesos son las siguientes:

1. Pretratamiento: la eficiencia de la planta MBR y el ciclo de vida de las membranas dependen en gran medida del pretratamiento escogido. Su selección depende de la aplicación específica del biorreactor, y engloba diversas operaciones, entre las que destacan [76] [77]:
 - Desarenado y desengrasado.
 - Desbaste mediante rejillas finas y gruesas.
 - Clarificación primaria.
 - Homogeneización de flujos u otros métodos similares que favorezcan la adecuada gestión de los flujos en periodos de hora punta (los flujos máximos).
2. Reactor biológico: la selección de los procesos que se llevan a cabo en esta etapa depende de las características del agua residual y de los requisitos del efluente. Se podría decir que existe cierta flexibilidad a la hora de escoger dichos procesos; sin embargo, todos los tratamientos biológicos deben incluir aireación, mezclado y recirculación.
3. Separación por membranas: en esta etapa se realiza una filtración a través de las membranas gracias a un diferencial de presión, que permite la separación sólido-líquido. Para mantener la superficie de las membranas libre, se controla la concentración de sólidos durante todo el proceso, mediante recirculación de lodos. En este proceso o etapa se podrían incluir también las limpiezas de las membranas.

4. Post-tratamiento: desinfección opcional para aumentar la calidad del efluente. Suele tratarse de radiación UV, ya que el efluente producido por el MBR tiene unas características óptimas para dicho tratamiento, que reducirían su coste respecto al que tendría implantarlo en un sistema convencional.
5. Tratamiento de residuos: la cantidad de lodos generados en un MBR es mucho menor, pero requiere el mismo proceso de deshidratación que los lodos formados en un CAS. Es importante considerar el punto de recirculación de los lodos, ya que éstos pueden contener polímeros y nutrientes agresivos para el medio ambiente. Lo más normal es recircular los lodos a la parte inicial del sistema, con el objetivo de que los polímeros y nutrientes puedan ser absorbidos en el tanque biológico antes de llegar al tanque de membranas.

El diagrama de flujo habitual de un sistema de depuración mediante biorreactor de membrana es según se muestra en la Figura 4-5, conforme a la WEF (*Water Environment Federation*). En ella se observa que el sistema completo está compuesto por las etapas explicadas anteriormente; sin embargo, se considera que la esencia del proceso lo compone el MBR, el cual incluye solamente el proceso biológico, la separación por membranas y la recirculación, por lo que el diseño se centrará principalmente en estas fases [76].

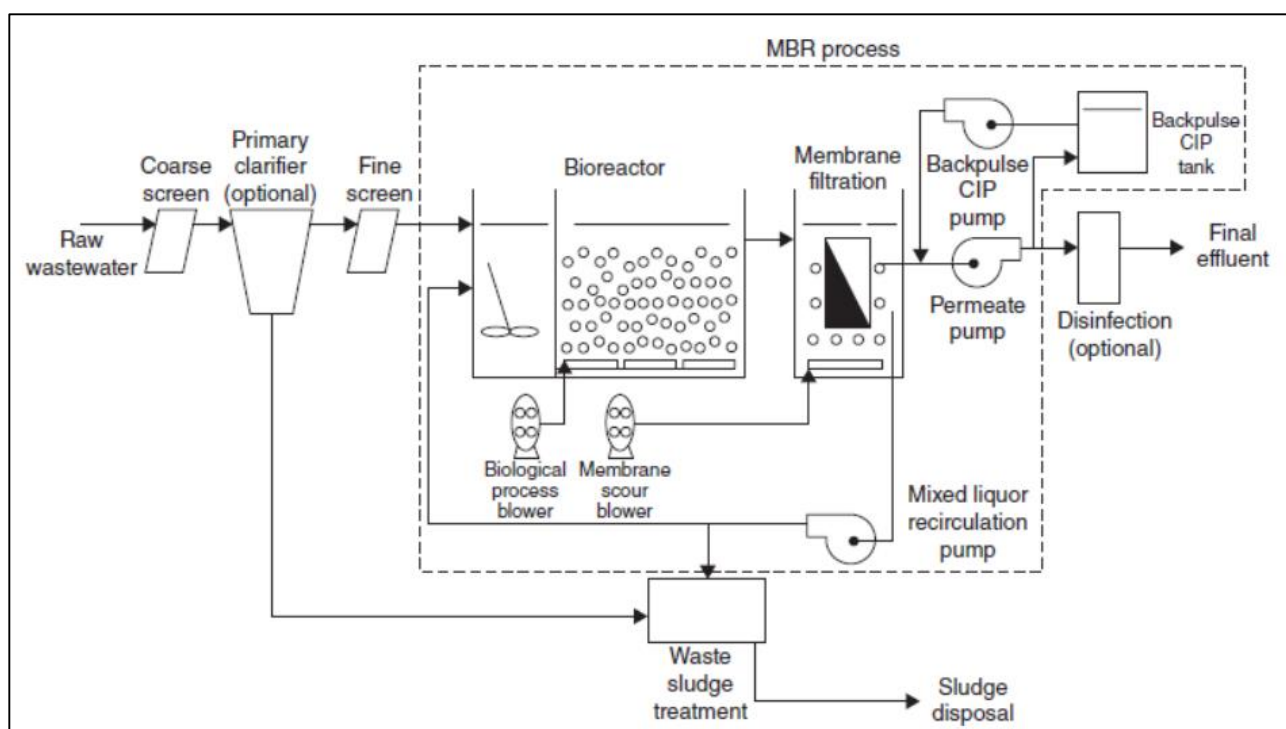


Figura 4-5 Configuración típica de un sistema MBR (tomada de [77])

4.2.2 Configuración de los procesos biológicos

Los procesos biológicos que tienen lugar en el reactor se puede configurar de distintas maneras, alternando zonas aerobias, anaerobias y anóxicas [78], dependiendo principalmente de las características que se quieran obtener en el efluente. Por lo tanto, antes de seleccionar la configuración más apropiada se deben describir los fundamentos de dichos bioprocesos.

4.2.2.1 Descripción de los procesos biológicos del reactor

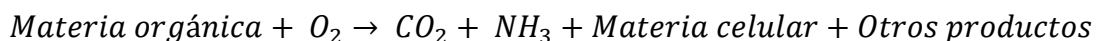
El objetivo principal de los procesos biológicos reside en la eliminación de la materia orgánica del agua residual, así como sus nutrientes (sobre todo nitrógeno y fósforo). Así, se pone de relevancia conocer los procesos capaces de conseguir tal objetivo. En la Figura 4-6 se puede observar un esquema de los conceptos que serán expuestos a continuación.



Figura 4-6 Posibles objetivos del proceso biológico (elaboración propia)

➤ Eliminación de la materia orgánica

La presencia de bacterias en el agua residual hace que la materia orgánica sea consumida de manera sencilla, ya que las bacterias la utilizan, junto al oxígeno de las cámaras aerobias, para crecer y desarrollar nueva materia celular (síntesis). Además, se dan como subproductos dióxido de carbono y amoníaco (cuando la materia orgánica posee nitrógeno en su estructura), como se puede observar en la siguiente fórmula [79]:

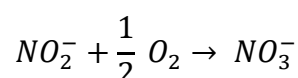
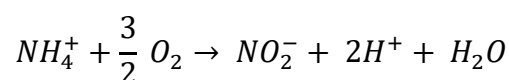


Así, bastaría con la presencia de una cámara aireada para poder eliminar la materia orgánica. Sin embargo, para la eliminación del nitrógeno y del fósforo se necesitan algunas combinaciones más complejas.

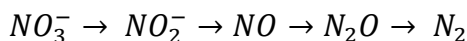
➤ Eliminación del nitrógeno

Se puede llevar a cabo mediante dos procesos principalmente:

1. Nitrificación. Es la combinación de otros dos procesos o reacciones, la nitrificación (oxidación del amonio con oxígeno para dar nitritos), y la nitratación (oxidación posterior de los nitritos para dar nitratos), cuyas reacciones son las siguientes:



2. Desnitrificación. Es la transformación del nitrito o el nitrato en nitrógeno gas. Se puede realizar de manera aislada, o junto a la nitrificación, como es el caso en la mayoría de tratamientos de aguas residuales. En la siguiente ecuación se puede observar el ciclo de reducción del nitrógeno:



Es precisamente la combinación de ambos procesos el método más utilizado para eliminar el nitrógeno de las aguas residuales, llamándose nitrificación-desnitrificación. Se puede implementar de dos maneras diferentes: desnitrificación pre-anóxica, si se produce primero un proceso anóxico de desnitrificación, seguido de un proceso aerobio de nitrificación; o desnitrificación post-anóxica, si se dan los procesos en el orden inverso, una nitrificación aerobia seguida de una desnitrificación anóxica.

➤ Eliminación del fósforo

Este proceso implica la incorporación de fósforo en la biomasa producida en el tratamiento del agua, que será después eliminada en el tratamiento de fangos. El procedimiento se ha visto mejorado en los últimos años gracias a los organismos acumuladores de fósforo (*polyphosphate accumulating organisms* o PAOs), los cuales son capaces de eliminar hasta el 80% del fósforo presente en el agua residual [13].

Así, el proceso mejorado se suele llamar EBPR (*Enhanced Biological Phosphorus Removal*). Para que éste tenga lugar, se deben proporcionar las condiciones adecuadas para el desarrollo de los PAOs, que se dan en un tanque anaerobio. En los sistemas que combinan procesos aerobios y anaerobios, éstos últimos son llamados selectores. Los selectores son tanques que se colocan antes del tanque de aireación principal, donde se mezcla el influente de aguas residuales con la recirculación de los lodos, en condiciones aerobias, anaerobias y/o anóxicas. El objetivo de los selectores es crear las condiciones adecuadas para el crecimiento de bacterias que favorezcan la formación de flóculos, en lugar de filamentos, que daría lugar al bulking del fango. Como se ha mencionado anteriormente, este fenómeno consiste en la interferencia de ciertos organismos filamentosos en la compactación y espesamiento de los fangos, lo que implica la necesidad de destinar un espacio mucho mayor para su sedimentación.

A modo de conclusión, se podría considerar que la Tabla 4-4 resume la relación entre los requisitos del efluente y el proceso que se recomienda para ello [13]:

Objetivo buscado	Proceso que se recomienda
Eliminación de DBO	Tratamiento secundario (aerobio)
Efluente con baja concentración de amoníaco	Nitrificación
Eliminación de nitrógeno	Proceso anóxico-aerobio
Eliminación de nitrógeno y fósforo	Proceso anaerobio-anóxico-aerobio

Tabla 4-4 Proceso correspondiente a las características buscadas en el efluente (elaboración propia)

4.2.2.2 Configuración de los tanques

La disposición de los tanques del reactor biológico se basa en la selección de los procesos aerobios, anaerobios y anóxicos necesarios para conseguir la calidad de efluente que se desea. En el caso que

concierno a este proyecto, cabe recordar que, según la Resolución MEPC.227 (64), los requisitos del efluente son:

- La media geométrica del número de coliformes termotolerantes debe ser menor o igual que 100 coliformes/100 ml.
- La media geométrica del total de sólidos en suspensión debe ser menor o igual que 35 mg/l + Q_i/Q_e .
- La demanda bioquímica de oxígeno sin nitrificación (DBO_5) debe ser menor o igual que 25 mg/l + Q_i/Q_e .
- La demanda química de oxígeno (DQO) debe ser menor o igual que 125 mg/l + Q_i/Q_e .
- El pH debe encontrarse entre 6 y 8,5.

Aparte de esos requisitos de efluente, únicamente sería necesario tener en cuenta la eliminación de nitrógeno y fósforo en caso de navegar por zonas especiales; sin embargo, los buques de la Armada Española realizan numerosas misiones en estas zonas, como por ejemplo la misión de la Agrupación Permanente de Medidas Contra Minas número 2 (SNMCMG-2) en el Mar Negro, o la operación Sea Guardian en el Mar Mediterráneo, en las que se encuentra el cazaminas Tajo en la actualidad [64].

Por ello, se debe escoger un proceso o una combinación de procesos que incorporen la eliminación de nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, según los siguientes límites:

- La media geométrica del contenido total de nitrógeno en la muestra del efluente debe ser menor o igual que 20 mg/l + Q_i/Q_e , o verse reducida la carga de nitrógeno del influente en un 70%.
- La media geométrica del contenido total de fósforo en la muestra del efluente debe ser menor o igual que 1 mg/l + Q_i/Q_e , o verse reducida la carga de fósforo del influente en un 80%.

Atendiendo a la Tabla 4-4, para alcanzar dichos requisitos, el proceso debe constar de 3 tanques: anaerobio-anóxico-aerobio. Esta configuración se puede encontrar en varios procedimientos, como el UCT (*University of Capetown*), JHB (*Johannesburg*) y A^2O (*anaerobic-anoxic-aerobic*), todos los cuales son compatibles tanto con sistemas de fangos activados como con MBR. Analizando las tres opciones, se ha procedido de la siguiente manera para escoger el proceso definitivo:

1. Se ha descartado el proceso UCT por ser más complejo, necesitando una línea extra de recirculación, además de requerir un mayor consumo energético que el resto de procesos. En la Figura 4-7 se puede ver el diagrama de flujo de un proceso UCT general.

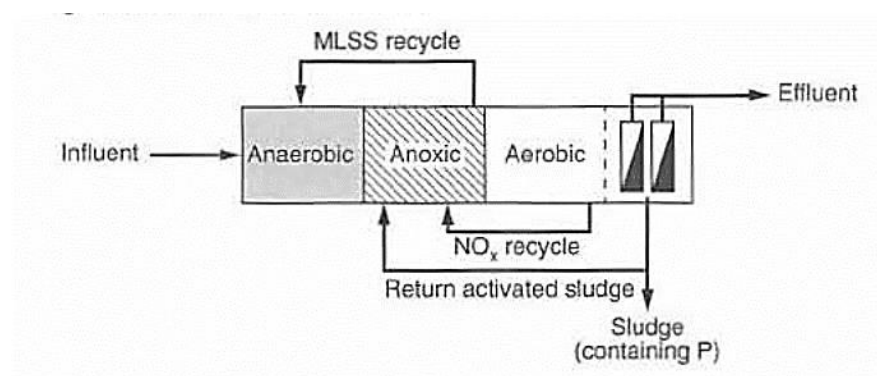


Figura 4-7 Proceso UCT en MBR (tomada de [13])

2. Se ha descartado el proceso JHB por precisar unos tanques de mayor volumen y, por ende, un espacio mayor para albergarlos, además de su complejidad de operación. En la Figura 4-8 se puede ver el diagrama de flujo de un proceso JHB general.

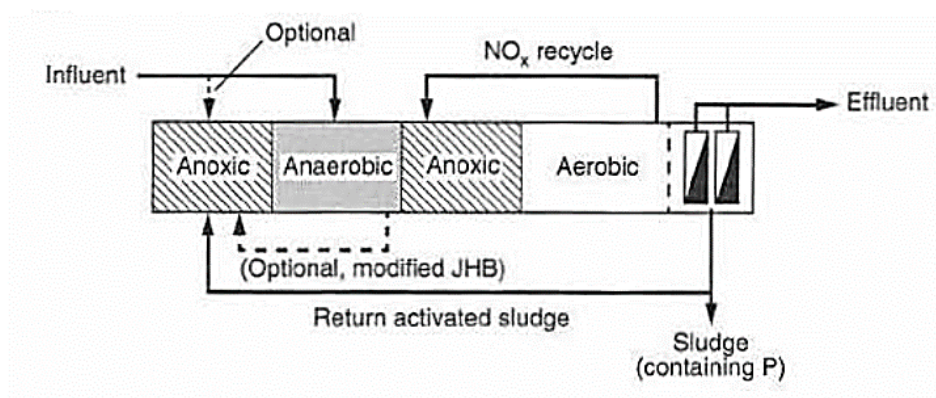


Figura 4-8 Proceso JHB en MBR (tomada de [13])

- Por último, se ha escogido el proceso A^2O , cuya ventaja principal es su simplicidad. Además, proporciona alcalinidad para el proceso de nitrificación, y produce fangos de buen asentamiento, por lo que, previsiblemente, no se producirá bulking. Como ya se ha mencionado, es un proceso bastante simple compatible con MBR y que no consume demasiada energía, en comparación con el resto de procesos. En la Figura 4-9 se puede observar, finalmente, el diagrama de un proceso A^2O para un MBR, el cual servirá como guía para el diseño.

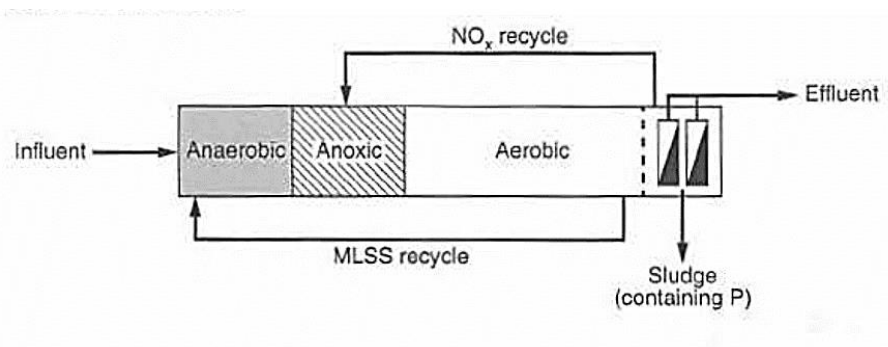


Figura 4-9 Proceso A^2O en MBR (tomada de [13])

Como se puede advertir a partir del diagrama, el agua residual entra en la cámara anaerobia, conteniendo todo tipo de contaminantes, y se mezcla con la recirculación de sólidos que provienen de la zona aerobia, la cual puede contener algunos restos de nitratos. El objetivo principal de esta zona reside en la eliminación del fósforo por la acción de los PAOs. Para que estos microorganismos puedan llevar a cabo su función, es necesario que la relación DBO/fósforo del influente sea alta, para que así exista suficiente DQO biodegradable para favorecer el crecimiento de los PAOs y eliminar el nitrato. En caso de que la relación fuese baja, la DQO se consumiría por completo en la desnitrificación, y el fósforo no sería eliminado.

Después, el licor de mezcla pasa a la zona anóxica, donde se vuelve a mezclar, esta vez con la recirculación de nitratos provenientes de la cámara aerobia. El agua residual va circulando entre la cámara anóxica y la posterior cámara aerobia realizando un proceso de desnitrificación pre-anóxica, el cual permite eliminar las diferentes formas de nitrógeno presentes en el agua residual. En la misma cámara aerobia donde se produce la nitrificación y la eliminación de materia orgánica se encuentran las membranas, que se encargan de la separación sólido-líquido, tras la cual los fangos y el efluente son extraídos por separado.

4.2.2.3 Selección de parámetros relativos al proceso biológico

Habiendo seleccionado el tipo de proceso A²O, se pueden fijar algunos parámetros de operación que van asociados a él [13]:

- SRT: 5-25 d.
- Recirculación de nitratos entre las zonas aerobia y anóxica (recirculación interna): tasa 6/1.
- Recirculación de fangos entre las zonas aerobia y anaerobia (RAS): entre un 25 y un 100% del influente.
- HRT: en la zona anaerobia 0,5-1,5 horas; en la zona anóxica 1-3 horas; y en la zona aerobia 4-8 horas.

Sabiendo el tratamiento que se requiere, se podrán diseñar las distintas cámaras del proceso biológico, lo cual se hará en el apartado 4.2.4. Una vez escogida la configuración de las cámaras o zonas del reactor, se debe prestar atención a los factores a tener en cuenta para su cálculo [77] [76]:

1. SRT: el tiempo óptimo de retención de sólidos en el reactor aporta las condiciones adecuadas para evitar la obstrucción de las membranas. Estas condiciones deben ser controladas a lo largo de todo el proceso, mediante mediciones de la temperatura (no debe haber grandes variaciones), regulación del pH y control de las concentraciones de salinidad y oxígeno disuelto. Además, existe un periodo mínimo de retención de las aguas residuales frescas en el reactor biológico antes de entrar en contacto con las membranas. Normalmente se necesitan 3 horas para que puedan formarse los flóculos antes de pasar al siguiente tanque, y, por tanto, ese es el tiempo que se toma como mínimo. Aun así, este tiempo depende de las características del agua residual y de la tasa de recirculación (a mayor tasa, menor SRT). En definitiva, al depender de tantos factores, el SRT en la actualidad se suele fijar según el tiempo necesario para que la nitrificación se lleve a cabo de manera completa, ya que eso reducirá las posibilidades de obstrucción de las membranas. Para el dimensionamiento del presente MBR, se tomará un SRT de 21 días, por ser el valor medio en los MBR que requieren eliminación de nitrógeno y fósforo [13].
2. La concentración de MLSS: los fabricantes recomiendan una concentración de MLSS en el tanque biológico de entre 8000 y 10000 mg/l para garantizar una tasa de transferencia de oxígeno razonable. Este valor puede disminuir si se reduce también en el tanque de membranas, o si se reduce la recirculación entre ambos tanques.
3. RAS: sirve para distribuir los sólidos en suspensión a lo largo de todo el sistema, y así evitar que se acumulen cerca de las membranas, lo cual ralentizaría el procedimiento. En este caso se tomará una tasa de recirculación RAS de 0,5, por ser un valor comúnmente utilizado, y encontrarse dentro de los valores recomendados [0,25-1].
4. OTE: depende de la concentración de MLSS. Cuanta mayor cantidad de sólidos se encuentre en la mezcla, mayor será la cantidad de oxígeno requerida para el tratamiento, debido al aumento del SRT y a la cantidad de actividad biológica. Las concentraciones típicas de oxígeno disuelto en las distintas zonas del reactor biológico son:
 - Zona aerobia: 1-3 mg/l.
 - Zona anaerobia: 0-0,1 mg/l.
 - Zona anóxica: 0-0,5 mg/l.
 - Membranas: 2-6 mg/l.

Estos valores deben ser controlados con el objetivo de identificar si la demanda de oxígeno supera la producción máxima del equipo. Si eso ocurre, una parte del soplado de aire del tanque de membranas puede utilizarse en el reactor biológico.

4.2.3 Diseño del proceso de separación por membranas

Esta fase, en la que se usan membranas para la separación sólido-líquido, es la que marca la diferencia entre el MBR y otros procesos biológicos como el CAS, que suelen utilizar clarificadores secundarios o filtros de arena. Según la WEF, los tanques existentes de una instalación de tratamiento de aguas residuales pueden ser reutilizados para incorporar las membranas, y así ahorrar en costes de adquisición.

Para diseñar el proceso de separación de membranas se deben fijar parámetros como la configuración y el tipo de membranas, la concentración de MLSS, el flujo, la recirculación de fangos, las limpiezas y mantenimientos, entre otros. Dichos factores se explicarán brevemente a continuación, y en base a las necesidades de la fragata F-103 se establecerán los más apropiados [77] [76].

4.2.3.1 Configuración de las membranas

El sistema de membranas está organizado, generalmente, en módulos llamados cassettes. Cada membrana tiene una superficie, pero es la superficie total (la suma de todas las superficies de las distintas membranas) la que marca la capacidad del proceso. La configuración de los cassettes es bastante flexible, y es común en los MBR dejar espacio para futuras adiciones. Las membranas pueden encontrarse sumergidas en la cámara aerobia del MBR o en un módulo externo. De manera más visual, en la Figura 4-10 se puede observar la diferencia entre los diagramas de un MBR de membranas externas y otro de membranas sumergidas, en ese orden.

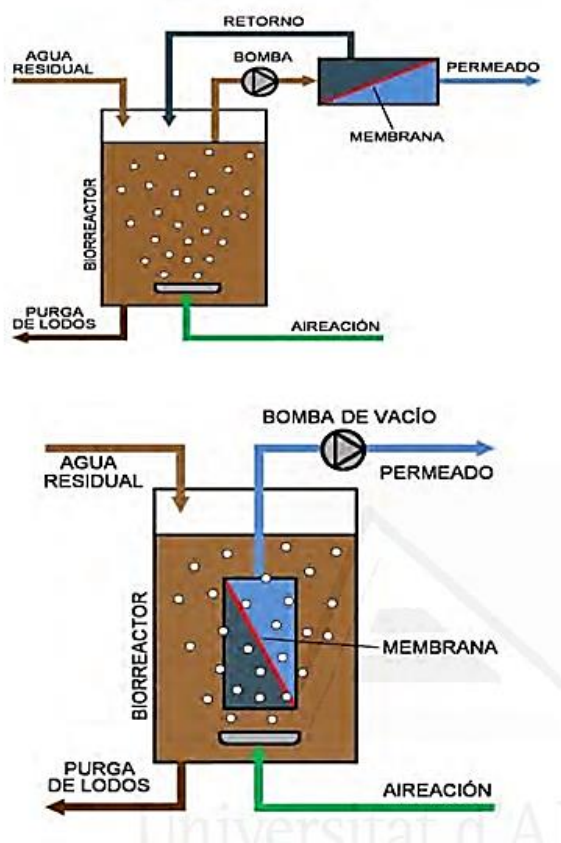


Figura 4-10 Diferencias entre membranas sumergidas y externas (tomada de [58])

Por tanto, para poder seleccionar la configuración más adecuada, se ha realizado una comparativa entre ambos sistemas en la Tabla 4-5, atendiendo a algunos de los factores más influyentes en la adquisición y mantenimiento del sistema a bordo.

	Membrana sumergida	Membrana externa
Presión de trabajo de la membrana	0,05-0,5 bar	0,5-5 bar
Frecuencia de limpieza química	Baja	Alta
Flujo de operación	Bajo	Alto
Coste de adquisición	Mayor	Menor
Costes de operación	Menor	Mayor
Costes de bombeo	Muy bajos	Altos
Costes de aireación	Altos	Bajos

Tabla 4-5 Comparativa entre membranas sumergidas y externas (elaboración propia)

De acuerdo a esta comparativa, se ha escogido el sistema con membranas sumergidas, por motivos de coste total y de espacio [80]. Además, cabe destacar que trabajar con un flujo de operación bajo también presenta ventajas como el aumento del ciclo de vida de las membranas, como se explicará más adelante. Por último, se considera que las membranas sumergidas se adaptan perfectamente a las necesidades de la fragata F-103, ya que los buques no generan caudales demasiado altos de aguas residuales, así que los flujos pueden mantenerse bajos sin causar inconvenientes, para así reducir la superficie necesaria de membranas.

4.2.3.2 Tipo de membranas

Por otro lado, se han considerado cuatro tipos de membranas: de placa u hoja plana, de fibra hueca, tubular y en espiral. Hoy en día, en los reactores de membranas sumergidas son más utilizadas las planas y las de fibra hueca, que se diferencian en lo siguiente [80]:

- Membranas de fibra hueca: filtran el agua residual por succión desde dentro de la fibra. Un inconveniente de este tipo de membranas es el desgaste mecánico que se produce debido al rozamiento entre membranas. Además, resulta complicado detectar la rotura de las fibras.
- Membranas de placa/hoja plana: filtran el agua residual mediante succión o gravedad, y no existe rozamiento entre distintas membranas. Asimismo, las roturas o defectos en las membranas son fácilmente detectables, por lo que se pueden sustituir de manera rápida.

Atendiendo a estas características, se han escogido las membranas de placa plana. Éstas suelen ser rectangulares, aunque su geometría puede variar [81], y están agrupadas en módulos llamados paneles, los cuales pueden ser rígidos, semirrígidos o flexibles. Dentro de los paneles, las membranas se encuentran separadas por espaciadores, y el agua fluye del exterior hacia el interior. Por otro lado, los paneles se agrupan en cassetes, que pueden albergar hasta 200 paneles de membranas. En los sistemas que incorporan este tipo de membranas, se colocan sopladores de aire bajo los módulos, con el objetivo de introducir burbujas entre las membranas, que se encargarán de retirar los lodos, transportándolos a la parte superior del módulo.

En la Figura 4-11 se puede observar una fotografía de un módulo de membranas de hoja plana



Figura 4-11 Módulo de membranas de placa plana (tomada de [81])

Se debe recalcar que los módulos de membranas de hoja plana suelen consistir en paneles de unos 1,5 metros de ancho por 0,55 metros de alto, con un espesor del polímero que envuelve el conjunto de membranas de aproximadamente 8 mm, y una separación entre módulos de 7-8 mm, como se observa en la Figura 4-12, que muestra un esquema de la distribución general que tendrían las membranas de hoja plana en un tanque, así como sus difusores de aire.

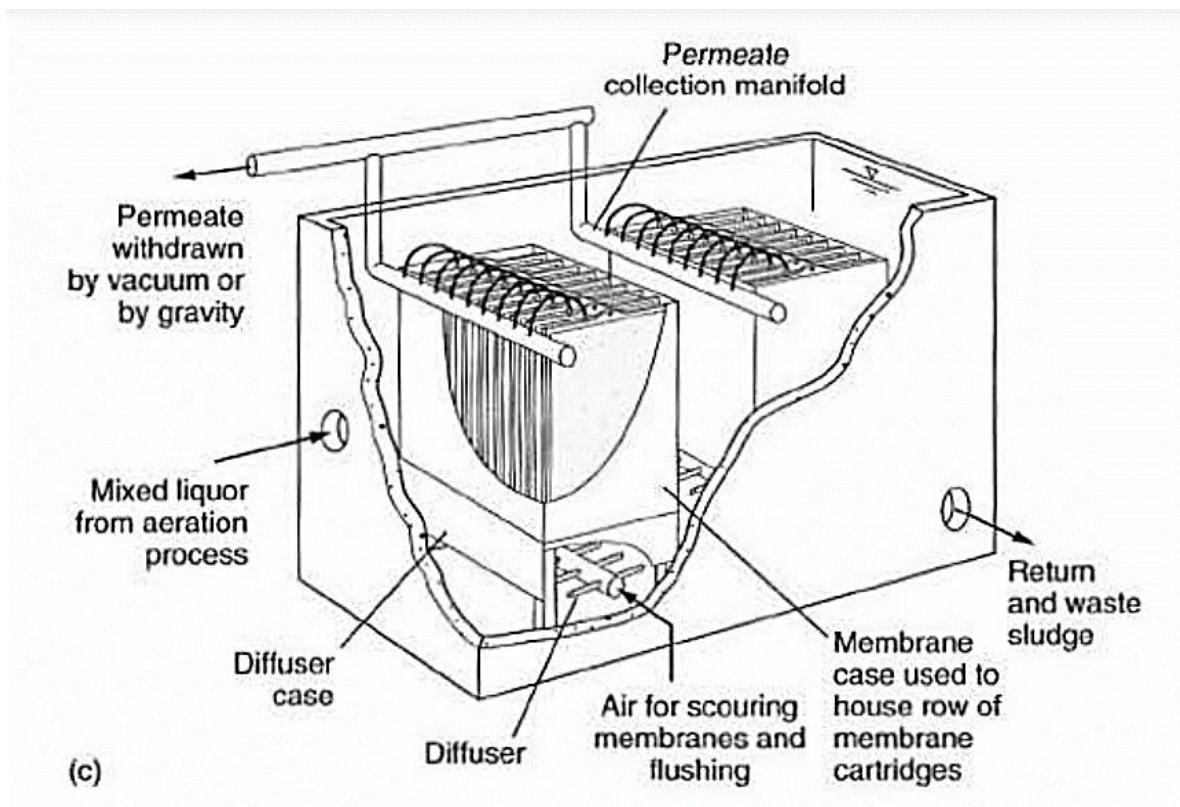


Figura 4-12 Disposición general de las membranas de hoja plana (tomada de [13])

Tras haber escogido un sistema MBR con membranas sumergidas, y el tipo de membranas de placa plana, se procederá a continuación a establecer los parámetros de diseño característicos de las membranas. La mayoría de estos parámetros están fijados por el fabricante, por lo que se han comparado varias membranas y sus respectivos productores [13], hasta escoger finalmente las membranas de la empresa japonesa Kubota. Se han escogido las membranas de Kubota por los siguientes motivos:

- Sus sistemas ya han sido instalados y probados en cruceros, fragatas y cargueros [82].
- Se especializan en membranas de hoja plana.
- La empresa cuenta con una amplia experiencia en sistemas MBR, con más de 6000 plantas instaladas por todo el mundo.
- Certifican el cumplimiento de los requisitos del efluente marcados por la OMI.

Las características principales de las membranas escogidas son las que se muestran en la Tabla 4-6 [13] [82]. Para mejor comprensión de la tabla, se debe definir el concepto de área superficial específica, que es el área total de las membranas en relación con el volumen del tanque en que se encuentra. Por otro lado, la PTM se corresponde con el gradiente de presión aceptable a través de la membrana [13].

CARACTERÍSTICA	VALOR
Tamaño del poro	0,4 μm
Concentración de MLSS máxima	20000 mg MLSS/l
Área superficial específica	150 m^2/m^3
Presión trans-membrana (TMP)	14-55 kPa
Periodos de relajación de filtración	9/1 min (funcionamiento/relajación)
Sopladores de aire	Constantes
Filtro de pretratamiento	$\leq 3 \text{ mm}$

Tabla 4-6 Características principales de las membranas Kubota (elaboración propia)

4.2.3.3 Flujo de las membranas y concentración de MLSS

La selección del flujo debe considerarse como un balance entre el riesgo y el coste:

- Si el flujo es pequeño, supondrá menor riesgo, ya que el ciclo de vida de las membranas aumentará, y puede que se reduzcan sus mantenimientos, por lo que el coste de operación y mantenimiento se reducirá.
- Por otro lado, siendo el flujo pequeño se necesitará mayor superficie de membranas, lo que implicará un mayor número de ellas, y por ende mayor coste de adquisición.

Por otro lado, el flujo de las membranas depende de la temperatura del proceso, que suele variar entre 12 y 15°C, y de la concentración de MLSS del tanque de membranas. Una forma bastante común de determinar el flujo de las membranas es hallándolo a través de su relación con la temperatura y la concentración de MLSS. Esta concentración suele estar recomendada por los fabricantes, y varía entre 8000 y 12000 mg/l, pudiendo aumentar hasta 15000 mg/l en periodos cortos de tiempo. Existen también sistemas que operan en rangos de concentraciones de MLSS muy elevados (15000-25000 mg/l), pero se considera que tienen una menor relación coste-eficacia [13].

En el sistema del presente MBR se tomará como valor de referencia una concentración de 12000 mg/l. Se ha asumido una temperatura del agua del tanque de 15°C, por lo que, según la gráfica de la Figura 4-13, el flujo sería de unos 22 l/m²/h aproximadamente, tomando la línea superior, que corresponde a concentraciones de MLSS en el rango bajo (de 8000 a 12000 mg/l).

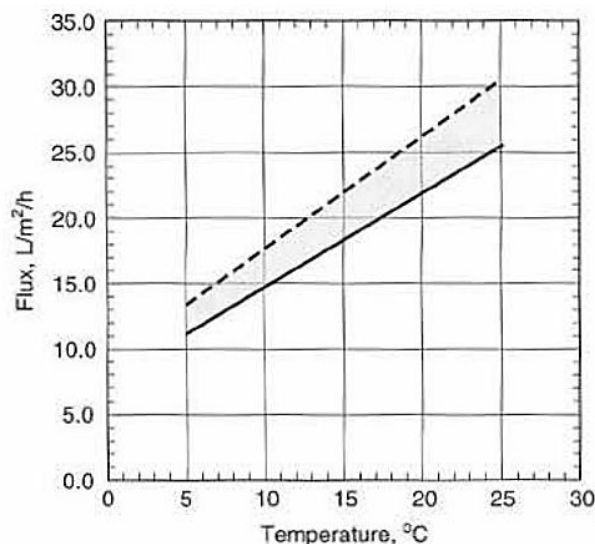


Figura 4-13 Relación entre temperatura y flujo de membranas (tomada de [37])

4.2.3.4 Limpieza y mantenimiento de membranas

Las membranas suelen ser sometidas a lavados químicos, los cuales pueden ser preventivos o correctivos. Los dos compuestos más usados para estos lavados son el hipoclorito, para la carga orgánica, y ácido, para la carga inorgánica. Cabe destacar que las membranas tienen un límite de tiempo de contacto con estos compuestos, por lo que las limpiezas están programadas en periodos cortos. Las preventivas están normalmente automatizadas, y duran entre media hora y dos horas, en las que el módulo de membranas se retira del tanque y se introducen los químicos. Una vez finalizado el proceso, los residuos de dichos productos son recirculados al tanque biológico para ser consumidos o neutralizados, y los casettes son introducidos de vuelta en el tanque de membranas. Este tipo de limpiezas suelen llevarse a cabo una vez a la semana, aproximadamente, aunque no supondría ningún inconveniente en la fragata F-103, al ser paradas de dos horas como máximo, periodos en que las aguas residuales podrían acumularse en el tanque de homogeneización inicial [77].

Por otro lado, las limpiezas correctivas necesitan un periodo de tiempo mayor, así como una mayor concentración de productos químicos, para poder recuperar la eficiencia de las membranas. Este proceso puede durar entre 4 y 24 horas, y puede realizarse in situ o en un tanque externo [76]. Estas limpiezas se suelen llevar a cabo una vez cada 6 meses, por lo que tampoco supondrían un problema en las fragatas, ya que se podrían programar las paradas de la planta los días que el barco se encontrase en puerto, sabiendo que, de media, no se suele navegar más de un mes sin atracar.

En cuanto al mantenimiento, todas las membranas sumergidas precisan de un sistema de soplado de aire, que evita la acumulación de sólidos en su superficie. Este soplado es uno de los procesos que más energía demanda en el MBR, por lo que se están desarrollando técnicas para reducir su consumo, entre las que destacan el soplado intermitente y el soplado a menor presión para flujos más pequeños. Por otro lado, las membranas sumergidas están sometidas a ciclos de producción como medida de mantenimiento. Lo más común es operar durante un periodo de tiempo de entre 5 y 15 minutos, al que sigue un intervalo de relajación de unos 30-120 segundos, en los que no habrá flujo.

4.2.4 Diseño dimensional y caracterización del efluente

Cabe mencionar que, realmente, casi todos los parámetros del sistema de depuración MBR son diseñados por el fabricante, como se ha confirmado mediante contacto personal con las empresas Bioazul y EVAC. Al ser valores tan específicos que dependen de la cinética de reacciones biológicas, son ellos los que adaptan las necesidades del buque a los sistemas MBR disponibles.

Sin embargo, en la presente memoria, además de seleccionar los equipos y su configuración, se pretende obtener el valor de algunas variables que se consideran de gran importancia, con el objetivo de poder obtener un diseño global preliminar del sistema MBR que se necesitaría. Los parámetros de diseño que se van a determinar son:

- El volumen de cada tanque.
- El área total de membranas necesaria.
- Algunas características del efluente.

De entre todos los parámetros que se pueden calcular en el efluente, se ha decidido hallar la concentración de nitrógeno y fósforo, debido a que la fragata F-103 presenta certificados de cumplimiento de algunos requisitos marcados por la normativa, como la demanda biológica y química de oxígeno o el número de coliformes totales y, sin embargo, no se han obtenido datos acerca de las concentraciones de nitrógeno y fósforo. Por ello, es de suponer que no se presta atención a este parámetro o que, al no cumplir la normativa, no ha sido incluido en los certificados.

Así, se quiere comprobar si el MBR a diseñar sería capaz de alcanzar los requisitos correspondientes a estos dos nutrientes, dando por supuesto que se alcanzarían los objetivos relativos a la DBO, DQO, etc., al ser las plantas físico-químicas capaces de ello.

Para poder hallar dichos parámetros, se caracterizarán primero las aguas residuales (aguas y negras) que entran en el sistema de depuración.

4.2.4.1 Caracterización del influente

Según un estudio de la EPA, la generación de aguas grises por persona es la misma en buques grandes y medianos (entre los que se encontrarían las fragatas F-100) [83]. En dicho estudio, se analizó la producción de aguas grises en 47 buques de gran tamaño, y en 36 de buques medianos, y como media se obtuvo que la generación de aguas grises por persona y por día es de 45 galones, lo que equivale a:

$$45 \text{ gal} \cdot 3,7854 \frac{l}{\text{gal}} = 170,34 \text{ l}$$

Además, el mismo estudio realizó hasta 400 analíticas de las aguas grises de 4 de los barcos en cuestión, entre los que figuraba un buque perteneciente a las Fuerzas Armadas. Así, se ha considerado establecer los valores correspondientes a dicho buque como representativos de las aguas grises no tratadas de una fragata F-100. Como excepción, el fósforo no se midió en el buque militar, por lo que se ha tomado como referencia el valor obtenido en las analíticas de un buque de gran tamaño, incluido en el mismo estudio.

Se debe mencionar que el parámetro “Nitrógeno Kjeldahl” incluye la suma de todo el nitrógeno en sus formas orgánicas, además del amonio, y suele ser referido como TKN (*Total Kjeldahl Nitrogen*). Los valores de los parámetros más relevantes que se obtuvieron en el estudio de la EPA se muestran en la Tabla 4-7.

PARÁMETRO	VALOR (mg/l)
DBO5	540
DQO	1440
COT	224
Coliformes/100 ml	142000
Nitratos/nitritos	3,2
TKN	140
SST	802
Sólidos disueltos totales	1760
Fósforo total	3,3

Tabla 4-7 Parámetros característicos de las aguas grises no tratadas (elaboración propia)

Por otro lado, un estudio de 2019 realizado en Alaska por la revista *Marine Policy*, centrada en estudios de políticas oceánicas, proporcionó datos sobre la generación de aguas negras por persona a bordo de buques [84]. Evaluando la información de numerosos barcos de la zona, se concluyó que el valor medio es de 34 litros por persona y por día. En el mismo estudio estimaron también la generación media de aguas grises, cuyo valor es de 170 litros por persona y día. Como se puede observar, dicho valor concuerda con el establecido en el estudio por la EPA.

Para determinar los parámetros característicos de las aguas negras no tratadas, se ha acudido a otro artículo científico elaborado por la IWA (*International Water Association*) [85]. En él se establece que la composición usual de las aguas negras no tratadas se corresponde con los valores de la Tabla 4-8. Por otro lado, para determinar la cantidad de coliformes fecales, se ha consultado un artículo de la revista *Water Research*, [86]. En éste, se establece que la media geométrica de los coliformes fecales sin tratar tiene el valor que se ha incorporado en la Tabla 4-8, el cual está referido a condiciones normales de flujo.

PARÁMETRO	VALOR (mg/l)
DBO	520
DQO	2900
COT	1180
SST	1700
VSS	96
Nitrato	2,2
TKN	270
Coliformes/100 ml	$1,7 \cdot 10^7$
Fósforo total	34,4

Tabla 4-8 Parámetros característicos de las aguas negras no tratadas (elaboración propia)

4.2.4.2 Cálculo de dimensiones

Teniendo en cuenta los valores aportados por los distintos estudios, se ha seguido el siguiente procedimiento para hallar los datos que darán forma al biorreactor objeto de estudio del presente trabajo:

1. Hallar las aguas residuales totales producidas en una F-100.

Según los estudios, cada persona genera las siguientes aguas residuales:

$$170,34 \frac{l}{d} \text{ aguas grises} + 34 \frac{l}{d} \text{ aguas negras} = 204 \frac{l}{d}$$

Según la información proporcionada por los oficiales del buque F-103, la dotación máxima es de 236 personas, por lo que, si se analiza el caso límite, la generación de aguas residuales diaria será la siguiente:

$$204 \frac{l}{d} \cdot 236 = 48144 \frac{l}{d} = 48,14 \frac{m^3}{d} = \text{Caudal influente } (Q_i)$$

2. Hallar los parámetros característicos de dichas aguas residuales.

Los parámetros del agua que entra en el MBR (mezcla de grises y negras) deben ser calculados sumando los valores ponderados de los parámetros de las aguas grises y negras por separado. Si de los 204 litros diarios, 170 son de aguas grises, y 34 son de aguas negras, los porcentajes serán los siguientes:

$$\frac{170}{204} \cdot 100 = 83,3\% \text{ aguas grises}$$

$$\frac{34}{204} \cdot 100 = 16,7\% \text{ aguas negras}$$

Con dichos coeficientes, se ha calculado el valor de los parámetros de la Tabla 4-7 y la Tabla 4-8 para el influente total mediante una hoja de Excel, dando el resultado que se observa en la Tabla 4-9.

PARÁMETRO	NEGRAS (mg/l)	GRISES (mg/l)	INFLUENTE TOTAL (mg/l)
DQO	2900	1440	1683,82
DBO	520	540	536,66
COT	1180	224	383,65
SST	1700	802	951,96
Nitrato	2,2	3,2	3,03
TKN	270	140	161,71
Coliformes/100 ml	17000000	142000	2957286
Fósforo total	34,4	3,3	8,49

Tabla 4-9 Caracterización del influente (elaboración propia)

Como era de esperar, la carga contaminante de las aguas negras es mayor que la de las grises, aunque se genera en menor proporción y, por lo tanto, su contribución al influente final es menor.

3. Hallar la superficie de membranas necesaria.

Conociendo el caudal entrante en el sistema y el flujo de las membranas establecido anteriormente (Figura 4-13), se puede hallar el área total de membranas de la siguiente manera:

$$A = \frac{Q}{f} = \frac{48,14 \frac{m^3}{d}}{22 \frac{l}{m^2 \cdot h}} \cdot \frac{1 d}{24 h} \cdot \frac{1000 l}{1 m^3} = 91,17 m^2$$

4. Calcular el volumen de cada tanque.

En primer lugar, sabiendo que se necesitan $91,17 m^2$ de superficie de membranas, y su área superficial específica (Tabla 4-6), se puede hallar el volumen necesario para las membranas dentro del tanque aerobio (V_m).

$$V_m = \frac{A_{específica}}{A_{total}} = \frac{150}{91,17} = 1,64 m^3$$

El tanque aerobio está formado por el volumen destinado a albergar los módulos de membranas, ya calculado, y el volumen del llamado tanque de pre-aireación (V_{pre}). Éste último, según varios ejemplos del libro Wastewater Engineering [13], suele guardar la siguiente relación:

$$\frac{V_{pre}}{V_{pre} + V_m} = [0,6 - 0,9]$$

Por lo que, aplicando un valor medio de 0,75 al presente MBR:

$$\frac{V_{pre}}{V_{pre} + 1,64} = 0,75 \rightarrow V_{pre} = 4,94 m^3$$

Conociendo el volumen destinado a las membranas y el volumen del tanque de pre-aireación, se puede hallar el volumen total de la cámara aerobia (V_{aer}):

$$V_{aer} = V_{pre} + V_m = 4,94 + 1,64 = 6,58 m^3$$

Por otro lado, el volumen del tanque anóxico (V_{anox}) guarda la siguiente relación:

$$V_{anox} = 0,2 \cdot V_{aer} = 0,2 \cdot 6,58 = 1,32 m^3$$

Se puede hallar el volumen total del reactor (V_r) a través de la carga másica (C_m), que es la relación entre la carga de materia orgánica que entra en el reactor diariamente y la masa de microorganismos existentes en el mismo. Se define según la ecuación [87]:

$$C_m = \frac{Q_i \cdot DBO_5}{V_r \cdot MLSS}$$

El valor de referencia de la carga másica varía entre 0,07 y 0,14 $\frac{kg DBO}{kg \cdot d}$ por lo que en este caso se ha escogido el peor de los casos, un valor de 0,14. Por tanto:

$$V_r = \frac{Q_i \cdot DBO_5}{C_m \cdot MLSS} = \frac{48,14 \cdot 537}{0,14 \cdot 12000} = 14,36 m^3$$

Este valor encaja con el resultado aproximado proporcionado por la empresa Bioazul, que para las características de la F-100 y del influente del presente trabajo, recomendó un volumen total de unos $16 m^3$. Así, se puede hallar el volumen del tanque anaerobio (V_{anaer}) sabiendo que:

$$V_r = V_{anaer} + V_{anox} + V_{aer}$$

$$V_{anaer} = V_r - V_{anox} - V_{aer} = 14,36 - 1,32 - 6,58 = 6,46 m^3$$

4.2.4.3 Caracterización del efluente

1. Calcular la concentración de nitrógeno del efluente.

En los procesos de depuración de los MBR, el nitrógeno presente en el efluente es principalmente nitrato. Por ello, se ha hecho un balance másico del nitrato que se produce en el tanque aerobio, teniendo en cuenta que todo saldrá en la corriente de efluente, recirculación interna y RAS, siendo NO_3 la concentración de nitrato:

$$NO_3 \text{ zona aerobia} = NO_3 \text{ efluente} + NO_3 \text{ recirculación interna} + NO_3 \text{ RAS}$$

A continuación, se debe reseñar que se calculará la cantidad de nitrato en cada corriente multiplicando su concentración por el caudal de la misma. Así, suponiendo un caudal de entrada Q , se ha tomado un valor de recirculación interna igual a $6Q$, y un valor de recirculación RAS de $0,5$, por ser los escogidos en el apartado 4.2.2.3 de selección de parámetros. Por tanto, se puede calcular la concentración de NO_3 en el efluente (Ne):

$$Q \cdot NO_3 = Ne \cdot Q \cdot (6 + 0,5)$$

$$Ne = \frac{NO_3}{6,5}$$

Resulta necesario calcular la cantidad de NO_3^- producida en la zona aerobia. Esto depende del caudal del influente y su concentración de nitrógeno, la cantidad de nitrógeno consumida en la síntesis, y las concentraciones de $NH_4 - N$ y nitrógeno orgánico soluble en el efluente. No obstante, como aproximación conservadora de diseño, se suele considerar que el TKN del influente es totalmente biodegradable, y se ignora la concentración de nitrógeno orgánico soluble en el efluente. Por ello, la cantidad de NO_3^- producida en la zona aerobia se puede aproximar de esta forma [13]:

$$NO_3 = 0,8 \cdot TKN$$

Sabiendo el valor inicial de TKN, calculado a través de la ponderación de TKN de las aguas grises y las aguas negras, se puede hallar el valor de NO_3 :

$$NO_3 = 0,8 \cdot TKN = 0,8 \cdot 161,7 = 129,36 \text{ mg/l}$$

Y por tanto se puede determinar la concentración de nitrógeno en el efluente:

$$Ne = \frac{NO_3}{6,5} = \frac{129,36}{6,5} = 19,9 \text{ mg/l}$$

Como se puede observar, la concentración de nitrógeno es menor del límite establecido (20 mg/l), por lo que el sistema estaría diseñado de manera adecuada. En caso de no cumplir los requisitos, bastaría con modificar el parámetro de tasa de recirculación RAS, lo cual sería simple y asequible, ya que el rango de valores recomendados permite tanto aumentar como disminuir el valor tomado en este caso.

2. Calcular la concentración de fósforo en el efluente.

Para ello, se calculará la concentración de fósforo entrante en el biorreactor, a la que se restará la cantidad de fósforo consumida por el proceso EBPR y por síntesis:

$$P_{\text{efluente}} = P_{\text{influyente}} - P(\text{EBPR}) - P_{\text{síntesis}}$$

El valor de fósforo en el influente es el que se observa en la Tabla 4-9, $P=8,49 \text{ mg/l}$.

Para hallar P (EBPR), en primer lugar, se debe calcular la cantidad de DQO biodegradable (DQOb) presente en el agua.

$$DQOb = 1,6 \cdot DBO = 1,6 \cdot 536,6 = 858,56 \text{ mg/l}$$

De esa DQOb, habrá una parte que sea fácilmente biodegradable (DQO fb), cuya ratio suele ser 0,3 respecto a la DQOb:

$$DQOfb = 0,3 \cdot DQOb = 0,3 \cdot 858,56 = 257,57 \text{ mg/l}$$

Por tanto, en el influente habrá una cantidad de DQOfb de:

$$DQOfb \text{ influente} = Q \cdot DQOfb = 48,14 \cdot 257,57 = 12400 \text{ g/d}$$

Este valor es la DQO disponible al entrar en el reactor, que puede usarse tanto para procesos de eliminación de nitrógeno, como para procesos de eliminación de fósforo. Por ello, para calcular la cantidad de fósforo eliminada por el proceso EBPR, se deberá calcular primero la cantidad de DQO que es consumida con el objetivo de eliminar nitrógeno. A partir de este valor, se podrá hallar la cantidad de DQO restante disponible para la eliminación del fósforo.

Sabiendo que la concentración de nitrato en la cámara aerobia era de 18,48 mg/l, se puede calcular la concentración de nitrato que llega a la cámara anaerobia a través de la recirculación. Para ello, se debe hacer lo siguiente [13]:

$$R \cdot Q \cdot Ne = 0,5 \cdot 48,14 \cdot 19,9 = 479 \text{ mg/l}$$

A partir de este valor, si se aplica el factor que relaciona la DOQ fácilmente biodegradable con la cantidad de nitratos del agua, se obtiene la cantidad de DQO utilizada en el proceso de desnitrificación:

$$5,2 \frac{\text{g DQOfb}}{\text{g NO}_3} \cdot 479 \text{ g NO}_3 = 2490 \text{ g DQOfb/d}$$

Entonces, de la DQOfb del influente, la restante para procesos de eliminación del fósforo es:

$$DQO \text{ disponible} = 12400 - 2490 = 9509 \text{ g/d}$$

Si se pasa este valor a mg/l (a través del caudal):

$$\frac{9509 \text{ g/d}}{4814 \text{ m}^3/\text{d}} = 197,53 \text{ mg/l}$$

Finalmente, para calcular el fósforo eliminado gracias al proceso EBPR se debe tener en cuenta la siguiente relación:

$$P(EBPR) = \frac{DQOfb \text{ disponible}}{DQOfb/P}$$

Donde DQOfb/P hace referencia a la ratio de DQO fácilmente biodegradable total en el influente entre la concentración de P del influente. Por tanto:

$$\frac{DQOfb}{P} = \frac{257,57}{8,49} = 30,34$$

$$P(EBPR) = \frac{DQOfb \text{ disponible}}{DQOfb/P} = \frac{197,53}{30,34} = 6,51 \text{ mg/l}$$

Por último, el valor de la concentración de fósforo eliminada por el proceso de síntesis depende del tipo de bacterias de la mezcla, lo cual no se ha analizado en el presente proyecto. Por ello, se tomará un valor de referencia, extraído de los ejemplos del libro *Wastewater Engineering*. Así,

Psíntesis=1,2 mg/l, lo cual se considera un valor adecuado debido a que el fósforo eliminado por síntesis es siempre menor que el eliminado por el proceso EBPR.

Para calcular el fósforo total en el efluente:

$$P_{\text{efluente}} = P_{\text{influyente}} - P(\text{EBPR}) - P_{\text{síntesis}} = 8,49 - 6,51 - 1,2 = 0,77 \text{ mg/l}$$

Este valor se encuentra por debajo del límite establecido (1 mg/l), por lo que se puede concluir que el reactor cumpliría los requisitos del efluente relativos tanto al nitrógeno como al fósforo. Esto constata la adecuación de instalar un sistema de depuración con un MBR en la fragata F-103, en caso de querer mejorar la calidad del agua vertida y contribuir a la conservación del medio marino.

A modo de resumen del diseño del MBR, se han recopilado los valores escogidos y determinados en la Tabla 4-10, Tabla 4-11 y Tabla 4-12:

PROCESO BIOLÓGICO	
Configuración	Anaerobio-anóxico-aerobio
SRT	21 días
Recirculación interna	6
RAS	0,5

Tabla 4-10 Valores proceso biológico (elaboración propia)

PROCESO SEPARACIÓN MEMBRANAS	
Configuración	Sumergidas
Tipo membrana	Hoja plana
Fabricante	Kubota
Área superficial específica	150 m ² /m ³
Concentración MLSS	12000 mg/l
Flujo	22 l/m ² /h
Temperatura	15°C
Área total de membranas necesaria	91,17 m ²

Tabla 4-11 Valores proceso de separación por membranas (elaboración propia)

DIMENSIONAMIENTO Y CARACTERIZACIÓN EFLUENTE	
Caudal influente	48,14 m ³
Vreactor	14,36 m ³
Vanaerobia	6,46 m ³
Vanóxica	1,32 m ³
Vaerobia	6,58 m ³
Concentración N	19,9 mg/l
Concentración P	0,77 mg/l

Tabla 4-12 Valores dimensionamiento y caracterización efluente (elaboración propia)

Con esto, se pone de manifiesto la complejidad del diseño de un sistema de depuración con un MBR, debido a la multitud de factores que deben tenerse en cuenta a lo largo de todo el proceso. Como se ha podido observar, la mayoría de los parámetros se encuentran relacionados entre sí, afectando sus valores al resto, incluso encontrándose en distintas cámaras del reactor, lo cual se debe a las recirculaciones entre zonas.

En definitiva, se podría decir que se ha diseñado de manera preliminar un MBR viable, ya que cumple las condiciones iniciales que se buscaban en cuanto a la calidad del efluente, y sus dimensiones se encuentran dentro de unos valores estándar, según se ha confirmado con los fabricantes EVAC y Bioazul.

5 CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS

En este apartado se van a exponer las conclusiones del proyecto, y se evaluará el cumplimiento de los objetivos que se fijaron al comenzarlo. Después, serán propuestas algunas líneas de trabajo para continuar desarrollando el ámbito de las aguas residuales de las plataformas navales.

5.1 Conclusiones

Tras haber finalizado el trabajo, se pueden sacar en claro algunas conclusiones. Éstas han sido organizadas según los apartados de la memoria, y se han añadido además algunas consideraciones personales derivadas del trabajo.

5.1.1 Estado del arte

En este apartado se ha analizado la postura de distintas instituciones ante la contaminación del medio marino, y se han clasificado las aguas residuales de los buques en función de su procedencia, destacando las aguas objeto de este estudio: las grises y negras. Además, se ha estudiado la legislación en vigor acerca del vertido de dichas aguas.

Como conclusión, se ha evidenciado que son muchas las instituciones nacionales e internacionales conscientes de la importancia del medio marino y de las consecuencias de su contaminación; la mayoría de las cuales expresa su postura a favor de llevar a cabo un desarrollo sostenible a través de planes de vigilancia y sanciones ante el incumplimiento de las normas establecidas. Sin embargo, es incuestionable que la inmensidad de los mares y océanos hace que esta tarea sea de gran complejidad, por lo que la problemática del vertido de aguas residuales se mantiene vigente hoy en día. Cabe destacar el papel de la Armada Española en este contexto, por el cumplimiento de normas como el Convenio MARPOL, aun no estando sus barcos obligados a hacerlo.

Tras realizar el estudio del marco conceptual, se concluye que las aguas grises y negras pueden ser tratadas de tres formas según el Convenio MARPOL: ser almacenadas en un tanque de retención, ser procesadas en un sistema de desmenuzado, o ser depuradas en una instalación de tratamiento. Debido a las implicaciones de cada uno de estos métodos, se constata que la mejor opción es, sin duda, disponer de una instalación de tratamiento a bordo.

También se saca en claro de este apartado que las aguas residuales de los buques deben ser analizadas de manera previa a su vertido. Entre todos los parámetros que podrían evaluarse para dicho análisis, se ha observado que los más importantes son aquellos reseñados en la Resolución MEPC.227 (64): el número de coliformes, los sólidos en suspensión, la demanda biológica y química de oxígeno y la

concentración de ciertos nutrientes como el nitrógeno y el fósforo, debido a la gran influencia que tienen en el posterior diseño del sistema de tratamiento.

5.1.2 Sistemas de depuración de aguas residuales

En esta sección se ha introducido el concepto de EDAR, para después evaluar algunos sistemas de tratamiento de aguas residuales ya instalados, o susceptibles de estarlo, a bordo de buques. Para realizar un análisis sistemático y completo de las distintas alternativas disponibles, el trabajo se ha centrado en algunos métodos tradicionales, como la coagulación-floculación o la maceración-cloración, para después proponer otras alternativas más modernas y respetuosas con el medio ambiente, como los fangos activados o los biorreactores de membranas.

Se ha realizado también en este apartado una comparativa de las ventajas y desventajas de los diferentes métodos de depuración expuestos, de lo que se ha concluido que, para una misma plataforma, son muchos los sistemas que podrían resultar adecuados, dependiendo en gran medida del objetivo que se busque; es decir, cada buque debe escoger el sistema de tratamiento que se adapte mejor a sus necesidades.

En el caso de la planta de depuración a diseñar para el buque de la Armada, se escogió el biorreactor de membrana por varios motivos, entre los que cabe destacar su cumplimiento de los requisitos ambientales, así como sus dimensiones compactas, altamente necesarias a bordo. No obstante, se han analizado numerosos procesos que también presentan características muy ventajosas, como la simplicidad y rentabilidad de los procesos de coagulación-floculación y maceración-cloración; la compatibilidad con el medio ambiente de los procesos de oxidación avanzada debido a sus escasos residuos o subproductos; la eficiencia energética de la ósmosis inversa; o la alta tasa de eliminación de materia orgánica del proceso de fangos activados. A partir de dicho análisis, cabe destacar también la necesidad de impulsar los sistemas de desinfección recomendados por las instituciones, como la radiación de rayos UV o la ozonización.

Por otro lado, se ha llevado a cabo una comparativa de las plantas de depuración de aguas residuales de cuatro buques de la Armada Española: una fragata F-80, una fragata F-100, el BAC CTB y el BE JSE, con lo que se ha evidenciado la similitud entre los sistemas instalados a bordo de buques en la actualidad, que suelen combinar una filtración inicial con una desinfección química posterior. De esta comparativa se ha concluido que, aunque los buques de la Armada cumplen con la mayor parte de requisitos de la normativa (no se han obtenido datos del cumplimiento de los límites establecidos para el nitrógeno y el fósforo) con sus sistemas físico-químicos, éstos se quedarán atrás en un futuro cercano, debido a la creciente exigencia de los límites de vertido, por lo que se ha propuesto renovarlos.

De los cuatro buques evaluados, se ha escogido la fragata F-103 para servir como modelo de diseño del nuevo sistema de depuración de aguas residuales, lo cual se ha llevado a cabo en los siguientes apartados. La selección de este buque ha sido basada en el valor que suponen las fragatas F-100 para la Armada Española, debido a la modernidad de sus sistemas y a la cantidad de operaciones nacionales e internacionales en que participan. Además, se considera rentable la renovación de sus plantas de depuración, al encontrarse los buques en una fase no muy avanzada de su ciclo de vida.

5.1.3 Selección y diseño del sistema

En este apartado se ha seleccionado el sistema de depuración de aguas residuales que más se adapta a las necesidades de la fragata de la Armada F-103. El proceso de selección se ha llevado a cabo a través de unos criterios basados en los establecidos por la Universidad de Estambul, al considerarse completos por englobar cada uno numerosos factores a considerar en la decisión. Estos criterios son: el cumplimiento de los requisitos ambientales, el coste del sistema, sus dimensiones, su operabilidad y su consumo energético.

Así, se ha realizado una matriz en la que se comparan los principales sistemas de tratamiento en base a dichos criterios, de la cual se ha extraído la conclusión de que el sistema más adecuado para hacer frente a las necesidades de la F-103 es un biorreactor de membranas (MBR). Por otro lado, se ha diseñado de manera preliminar dicho reactor, para lo que se han debido tomar numerosas decisiones, muchas de ellas basadas en los requisitos del efluente establecidos en el estado del arte.

De este apartado se concluye también que el proceso que mejor se adapta al biorreactor de membranas y a los requisitos del efluente es el proceso A^2O , con sus zonas anaerobia-anóxica-aerobia, que permiten una eliminación eficiente de la materia orgánica, el nitrógeno y el fósforo. Además, se ha escogido la configuración de membranas sumergidas, principalmente por el reducido espacio que supone, y las membranas de hoja plana, por precisar un nivel de mantenimiento más bajo. Por último, se han calculado algunos valores cuyo conocimiento se considera relevante a la hora de escoger un biorreactor específico de entre todos los que ofrecen los fabricantes, como pueden ser las dimensiones necesarias de los diferentes tanques, el flujo de las membranas, la concentración de nutrientes en el efluente, o la superficie total de membranas.

En relación con el diseño general de un sistema de tratamiento, tras realizar la memoria se hace evidente la multitud de factores que se deben tener en cuenta a la hora de escoger un proceso de depuración, por lo que se resalta la importancia de tener una metodología clara y sistemática. Cabe destacar que los parámetros que caracterizan las aguas residuales del buque son los que determinan en mayor parte el diseño, de lo que se ha concluido que, las aguas negras, a pesar de ser producidas en menor cantidad, contienen unas concentraciones mucho mayores de contaminantes a tratar. En el caso del diseño de MBRs, se ha llegado a la conclusión de que los parámetros más fundamentales a escoger son: el proceso a realizar en el biorreactor (en este caso A^2O), el tipo de membranas a utilizar y su configuración, ya que estas decisiones conllevan la posterior selección de otros muchos parámetros.

A partir del diseño preliminar del sistema específico de este proyecto, se puede constatar que los MBR ofrecen tratamientos muy completos, con los que apenas resulta necesaria la adición de desinfecciones posteriores. Consecuentemente, este sistema es el que se considera mejor para la obtención de calidad de agua a la que deberían aspirar los buques en lo referente al vertido de aguas residuales. Por añadidura, se ha comprobado la complejidad de dichos sistemas, debido a la gran cantidad de procesos que pueden albergar, así como la variedad de parámetros que se deben controlar para que el efluente adquiera la calidad deseada.

5.1.4 Otras consideraciones personales

La realización del presente estudio también ha puesto de relevancia algunos aspectos a considerar en el ámbito del vertido de aguas residuales por parte de los buques, que se presentan en las siguientes líneas, organizadas en función de dos criterios: las consideraciones relacionadas con la legislación y las que suponen alguna implicación para la Armada Española.

5.1.4.1 Respecto a la legislación aplicable

Se podría concluir que, ante la amplia gama de leyes y normas establecidas en relación con el medio marino, surge cierta dificultad a la hora de establecer los límites de aplicación de cada texto. El ámbito de estudio de cada convenio se hace difuso en cierto grado, al tratar todos sobre temas similares y proponer medidas diferentes. Así, sería de gran ayuda disponer de un buscador centralizado internacional, donde se pudiera consultar toda la legislación relativa al medio ambiente y al medio marino, y en el que alguna entidad pudiera resolver las dudas que surjan a los responsables de los barcos en cuanto a vertidos y emisiones. Por añadidura, se presenta como una necesidad la compilación de todas las normas referentes a este tema en un solo texto, con el fin de ofrecer una visión más orientativa. Éste podría encontrarse dividido por temas y hacer referencia al resto de escritos necesarios para su comprensión.

La legislación específica acerca de los vertidos de aguas residuales tiene como mayor referente el Convenio MARPOL, que establece algunos aspectos de relevancia como las zonas en que los vertidos están autorizados, las condiciones que debe tener el efluente, o los posibles sistemas de tratamiento que debe poseer un barco, entre otros. Sin embargo, la información necesaria para evaluar el efluente no se encuentra en este Convenio, sino en la Resolución MEPC.227 (64). Sería deseable una mayor organización de las normas correspondientes a este ámbito, que facilitasen su aplicación en casos concretos. Así, se podría redirigir al lector a la Resolución desde el Convenio, en caso de querer consultar los parámetros específicos a medir. Por otro lado, debe recalcarse que los límites establecidos en la Resolución sí son claros, aunque probablemente sería de ayuda a la consecución del desarrollo sostenible y al cumplimiento de las normas, que estos límites estuviesen expresados de manera más accesible para todo tipo de público; es decir, sin incluir vocabulario técnico en exceso. Así, todos los responsables de barcos de distinta índole podrían adaptar sus efluentes a los requisitos.

5.1.4.2 Respecto a las implicaciones para la Armada Española

Tras haber realizado la investigación correspondiente, se puede concluir que la mayoría de buques cumplen la mayoría de requisitos marcados por la Resolución, aun no estando obligados a hacerlo. No se puede afirmar con certeza que se cumplan todos los límites, debido a que no se ha encontrado información referente a las concentraciones de nitrógeno y fósforo en sus efluentes. De todas formas, aun cumpliendo lo expuesto por la Resolución, contribuyen de manera negativa a la contaminación del medio marino, aportando restos de productos químicos cuya regulación no es del todo precisa.

Teniendo en cuenta dicha situación, sería conveniente fomentar la renovación de las plantas de tratamiento de los buques, apuntando a una generalización de los procesos biológicos completos, como los fangos activados o los biorreactores de membranas, cuyos efluentes contienen menores cantidades de químicos que los de los procesos convencionales. Como alternativa, en caso de anteponer las necesidades económicas a las ambientales, se podría proponer mantener los procesos de depuración principales, cambiando únicamente los de desinfección, para así normalizar los tratamientos por radiación UV o por ozono, recomendados por varias instituciones internacionales debido a su bajo impacto en el medio marino; o, por otro lado, se podría evaluar la posibilidad de mantener las plantas de depuración de los buques actuales, e implantar las nuevas tecnologías en buques de nueva construcción, como las futuras fragatas F-110. Es aplicable a los buques de la Armada Española lo reseñado en este punto, ya que constituyen un claro ejemplo de la supremacía de los procesos físico-químicos a bordo.

Así, se desea recalcar la importancia de realizar este tipo de proyectos, cuyo fin principal es buscar la sostenibilidad medioambiental, las mejoras tecnológicas y la reducción de la contaminación. Se considera que llevar a cabo programas de esta índole podría posicionar a la Armada como un referente de proactividad en este ámbito, debido al gran esfuerzo que se está haciendo a nivel internacional por el desarrollo sostenible de las actividades marítimas.

Por otro lado, cabe mencionar la posibilidad de acceder a los fondos europeos que serán destinados a la llamada Reconstrucción Verde, una apuesta por la restauración de la naturaleza y las energías renovables con el objetivo de impulsar la recuperación económica de España tras la crisis actual. Este programa incluye como uno de sus pilares fundamentales la mejora de la depuración de aguas vertidas al mar, por lo que se considera una posibilidad la realización de este proyecto a base de dichos fondos.

Está claro que los distintos tipos de agua residual exigen tratamientos muy diferentes. Aunque este trabajo se haya centrado únicamente en el tratamiento de las aguas grises y negras, se pone de relevancia la falta de concienciación en cuanto a las aguas de lastre. Si bien es cierto que la contaminación generada por este tipo de aguas no es comparable con las que han sido objeto de estudio del presente proyecto, se puede constatar la importancia de su gestión y tratamiento. Además, se podría plantear también el estudio de nuevas tecnologías de tratamiento de las aguas de sentina, con el fin de aprovechar el espacio actualmente destinado a los tanques de almacenamiento de éstas.

5.1.5 Conclusión final

A la vista de las conclusiones particulares y las consideraciones expuestas, se podría establecer una conclusión general, basada en la consecución de los objetivos planteados inicialmente. Se considera que los objetivos han sido cumplidos, ya que todos ellos han obtenido una respuesta en la presente memoria de la siguiente manera: se han estudiado las distintas alternativas tecnológicas de depuración de aguas residuales a bordo de buques, de las que se ha realizado una comparativa en función de criterios técnicos, económicos y ambientales; se han comparado las alternativas disponibles en la actualidad con aquellas instaladas en los buques de la Armada Española, y se ha estudiado en profundidad el marco legal al que están sometidos los vertidos de aguas residuales por parte de buques, con lo que se ha concluido el cumplimiento de la Armada con la normativa, así como la escasez de parámetros regulados en ésta; y por último, se ha escogido uno de los sistemas de depuración expuestos (en este caso el MBR) y se ha diseñado de manera preliminar, escogiéndose parámetros fundamentales como el tipo de proceso a llevar a cabo, la configuración y volumen de los tanques, o el tipo de membranas a utilizar y su superficie necesaria.

5.2 Líneas futuras

A raíz de este trabajo surgen numerosas líneas futuras de investigación:

En primer lugar, se plantea estudiar las alternativas tecnológicas de los sistemas de tratamiento de aguas residuales en otro tipo de plataformas navales, como los submarinos. Se podría evaluar el impacto ambiental que éstos generan, y proponer una opción más sostenible, en caso de ser necesario.

En segundo lugar, se propone analizar los usos que se podrían dar al efluente del biorreactor de membranas, con el objeto de aumentar la rentabilidad del sistema. Así, se podría plantear la utilización de las aguas de efluente para limpiezas u otros fines similares.

En tercer lugar, se presenta como una línea interesante de estudio el análisis de los residuos químicos (como los productos farmacéuticos o de cuidado personal) en el efluente de los buques de la Armada, con el fin de determinar el riesgo que suponen estos tratamientos para el medio hídrico.

Por otro lado, se promueve estudiar las mejoras aplicables a los reactores expuestos en el presente trabajo, con el fin de alargar la vida útil de las membranas. Por ejemplo, se propone estudiar la posibilidad de incorporar biofilm en los tanques, para así reducir la carga de trabajo de las membranas, y con ello sus mantenimientos y limpiezas, lo que provocaría una reducción del coste total del proyecto.

También se propone, como se ha mencionado en las consideraciones personales, la creación de un buscador centralizado que incluya toda la normativa relativa al medio marino y su contaminación de manera más organizada, con objeto de facilitar a los responsables de los buques el acondicionamiento de sus efluentes a los requisitos establecidos por la normativa.

Gracias a este proyecto surge también la inquietud de analizar el tratamiento de otro tipo de aguas residuales de buques, como las aguas de lastre o las de sentina, debido al impacto que tienen sobre el medio ambiente, como se ha introducido brevemente en la presente memoria. La gestión actual de las aguas de sentina consiste en su almacenamiento en un tanque y posterior descarga en las instalaciones de puerto, lo cual supone un espacio de almacenamiento que podría destinarse a otro fin. Por otro lado, las aguas de lastre no suelen ser tratadas, por lo que se podría analizar el impacto real que éstas tienen sobre el medio hídrico, y evaluar si sería necesario aplicarles algún tipo de tratamiento, y cuál sería el más rentable y apropiado.

Por último, se plantea la posibilidad de darle un uso posterior a los fangos generados en los sistemas de depuración de aguas residuales. Algunos estudios ya se centran en la viabilidad de generar energía a partir de los lodos, debido al poder calorífico que adquieren al secarse.

6 BIBLIOGRAFÍA

- [1] AGUA.ORG.MX, «AGUA.ORG.MX,» [En línea]. Available: <https://agua.org.mx/en-el-planeta/#cuanta-hay>. [Último acceso: 26 01 2021].
- [2] J. R. Fernández de Tejada, «El tratamiento de las aguas residuales,» de *La ingeniería ambiental*, Síntesis, 2014.
- [3] «Iberdrola,» [En línea]. Available: <https://www.iberdrola.com/>. [Último acceso: 20 01 2021].
- [4] Naciones Unidas, «Objetivos de desarrollo sostenible: Objetivo 6 Agua Limpia y Saneamiento,» [En línea]. Available: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/water-and-sanitation/>. [Último acceso: 21 01 2021].
- [5] Á. Pérez Pro, *TFG: Análisis de la aplicación del Anexo VI del Convenio MARPOL en la flota española.*, Barcelona, 2014.
- [6] A. Martín Martín, «Los residuos agrícolas y ganaderos: posibilidades de explotación,» de *La Ingeniería Ambiental*, Síntesis, 2014.
- [7] Periódico El País, «El desarrollo industrial, máximo factor de contaminación de las aguas de los ríos,» [En línea]. Available: https://elpais.com/diario/1978/09/08/sociedad/274053623_850215.html. [Último acceso: 24 02 2021].
- [8] EEA (European Environment Agency), «Aviation and shipping in the spotlight,» 29 06 2016. [En línea]. Available: <https://www.eea.europa.eu/signals/signals-2016/articles/aviation-and-shipping-in-the-spotlight>. [Último acceso: 11 02 2021].
- [9] J. Pueyo Losa, I. Delgado Lirola y J. Jorge Urbina, «En torno a la revision del régimen jurídico internacional de seguridad marítima y protección del medio marino a la luz del accidente del "Prestige",» *Revista Española de Derecho Internacional*, 2003.
- [10] F. García-Ochoa Soria, «Prevención de la contaminación. El factor ambiental en los procesos industriales,» de *La Ingeniería Ambiental*, Síntesis.
- [11] J. J. Rodríguez Jiménez, «Soluciones para un desarrollo sostenible,» de *La ingeniería ambiental*, Síntesis, 2014.

- [12] F. Martínez Palacios y V. Martínez Tamargo, «Armada Española,» 2008. [En línea]. Available: <https://armada.defensa.gob.es/archivo/rgm/2009/01/cap09.pdf>.
- [13] Metcalf & Eddy, Wastewater Engineering, Fifth ed., New York: McGraw-Hill Education, 2014.
- [14] K. Cicek, «Knowledge-based expert system on the selection of shipboard wastewater treatment systems,» *Journal of ETA Maritime Science*, nº 7 (2), 2019.
- [15] EEA (European Environment Agency), «The European Environment - State and Outlook 2020, Executive summary,» Luxemburgo, 2019.
- [16] EEA (European Environment Agency), «Single Programming Document 2021-2023,» 2020.
- [17] Sociedad de Salvamento y Seguridad Marítima, *Plan de actuación 2019-2021*, 2018.
- [18] Dirección General de Infraestructuras, *Directiva 107/1997, de 2 de junio, del Ministerio de Defensa sobre protección de Medio Ambiente en el ámbito del departamento*, 1997.
- [19] Secretario de Estado de Defensa, *Instrucción 56/2011, de 3 de agosto, del Secretario de Estado de Defensa sobre sostenibilidad ambiental y eficiencia energética en el ámbito del Ministerio de Defensa*, 2011, pp. 21811-21818.
- [20] V. Maza García, *TFG: Análisis de cumplimiento del convenio Internacional de Hong Kong para el reciclaje seguro de buques. Comparación mundial en función del desarrollo económico.*, 2019.
- [21] J. Rodrigo de Larrucea, «El Convenio Internacional de Hong Kong para la seguridad y gestión medioambientalmente racional del reciclado de buques,» *Universidad Politécnica de Cataluña*, 1 04 2015.
- [22] OMI (Organización Marítima Internacional), *International Convention for the Safety of Life at Sea, 1974*, London, 1974.
- [23] OMI (Organización Marítima Internacional), «OMI,» [En línea]. Available: <https://www.imo.org/es/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Safety-of-Life-at-Sea>. [Último acceso: 30 01 2021].
- [24] Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico, «MITECO,» [En línea]. Available: <https://www.miteco.gob.es/>. [Último acceso: 21 01 2021].
- [25] OMI (Organización Marítima Internacional), «OMI,» [En línea]. Available: <https://www.imo.org/es/OurWork/Environment/Paginas/London-Convention-Protocol.aspx>. [Último acceso: 30 01 2021].
- [26] J. Bohórquez Baturone, *TFG: Tratamiento de aguas grises para su reutilización y posible implantación en buques de la Armada*, 2016.
- [27] Boletín Oficial del Estado, *Instrumento de Ratificación del Convenio para la Protección del Medio Ambiente Marino del Atlántico del Nordeste.*, 1998, pp. 20663-20675.
- [28] OMI (Organización Marítima Internacional), *MARPOL 73/78 Edición refundida, 2002*, Londres: Bookcraft (Bath) Ltd, 2002.
- [29] European Union Law, «EUR-Lex,» [En línea]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/ES/TXT/?uri=LEGISSUM%3A128061>.

- [30] G. A. Barahona Sánchez, *TFG: Diagnóstico de la gestión de aguas residuales (grises y negras) de los sistemas sépticos en Puerto Ayora, Cantón Santa Cruz, Galápagos*, U. I. SEK, Ed., 2014.
- [31] P. Bailón Díaz, *Estudio y dimensionamiento de la instalación de recogida y tratamiento de aguas negras en un buque*, Barcelona: Universidad Politécnica de Cataluña, 2016.
- [32] P. Fuentes López, *TFG: Líneas de tratamiento de agua de sentina y potabilización de agua de lluvia en un sistema de recuperación de aguas de un navío*, U. d. S. d. Compostela, Ed., 2017.
- [33] R. Rodríguez, *Especialización y maestría en ingeniería ambiental: Reutilización de aguas grises*, Universidad Tecnológica Nacional de Argentina, 2009.
- [34] GEA, «Tratamiento del agua de sentina,» 2020. [En línea]. Available: <https://www.gea.com/es/marine/protecting-seas-oceans/bilge-water-treatment.jsp>.
- [35] Tamelander et al., *Procedimientos para el desarrollo de la estrategia nacional de control y gestión del agua de lastre y sedimentos de los buques*, 18 ed., Londres: GloBallast Partnerships, 2010.
- [36] Calleja Pardo, Guillermo et al., *Introducción a la Ingeniería Química*, Madrid: Síntesis.
- [37] R. Rojas, «Conferencia Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales,» de *Curso Internacional "Gestión integral de Tratamiento de Aguas Residuales"*, 2002.
- [38] Centro Universitario de la Defensa, *Tecnología medioambiental-Contaminación del agua*.
- [39] Ministerio de Sanidad, Consumo y Bienestar Social, *Análisis de los riesgos derivados de la exposición de la población a las sustancias radiactivas en el agua de consumo humano*, Colección de estudios, informes e investigación, 2019.
- [40] S. Robles, «Las aguas contaminadas, un caldo de cultivo para bacterias tóxicas,» *Universidad Nacional de Colombia*, 20 01 2021.
- [41] Naciones Unidas, «Objetivos del desarrollo sostenible: Objetivo 14 Vida Submarina,» [En línea]. Available: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/oceans/>. [Último acceso: 21 01 2021].
- [42] MEPC (Marine Environment Protection Committee), *Directrices de 2012 sobre la implantación de las normas relativas a efluentes y pruebas de rendimiento de las instalaciones de tratamiento de aguas sucias*, 2012, pp. 1-17.
- [43] OMI (Organización Marítima Internacional), «OMI,» [En línea]. Available: [https://www.imo.org/es/About/Conventions/Paginas/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-\(MARPOL\).aspx](https://www.imo.org/es/About/Conventions/Paginas/International-Convention-for-the-Prevention-of-Pollution-from-Ships-(MARPOL).aspx).
- [44] OMI (Organización Marítima Internacional), *Artículos del Convenio MARPOL 1973 -1978 enmendado y modificado por MEPC.51(32), MEPC.57(33), MEPC.58(33),*.
- [45] Jefe de la Subdirección de Ingeniería de la Dirección de Ingeniería y Construcciones Navales, *Declaración de cumplimiento voluntario de la Armada Española sobre prevención de la contaminación por aguas sucias*, Madrid, 2017.
- [46] Ministerio de Asuntos Exteriores y de Cooperación, *Enmiendas al Anexo del Protocolo de 1978 relativo al Convenio Internacional para prevenir la contaminación por los buques*,

- 1973, (Anexo IV revisado el MARPOL 73/78) aprobadas por Resolución MEPC 115(51), adoptadas el 1 de abril de 2004., 2005, pp. 22774-22779.
- [47] MEPC (Marine Environment Protection Committee), *Resolution MEPC.157(55): Recommendation on standards for the rate of discharge*, vol. Annex 14, 2006.
- [48] Y. de Pazos Azpeitia, *TFG: Diseño preliminar de una planta de depuración de las aguas residuales generadas en la ENM y evaluación de su eco-eficiencia*, Centro Universitario de la Defensa, 2020.
- [49] L. Romero-Martínez, *Tesis doctoral: Tecnologías para tratamiento de aguas de lastre mediante procesos fotoquímicos: diseño, evaluación y optimización*, Cádiz: Universidad de Cádiz, 2015.
- [50] C. Hudson Morehouse y W. D. Eley, «Evaluation of New Technology for Shipboard Wastewater Treatment,» *Oceans 2003. Celebrating the Past ... Teaming Toward the Future.*, vol. 2, pp. 748-753, 2003.
- [51] EPA (United States Environmental Protection Agency), [En línea]. Available: https://search.epa.gov/epasearch/?querytext=Activated+Sludge&areaname=&areacontacts=&areasearchurl=&typeofsearch=epa&result_template=2col.ftl#/.
- [52] DETEGASA, *Manual de instrucciones: Tanque de almacenamiento y generación de hipoclorito sodico electro clorinador Fragatas F-100*.
- [53] «Cloración Salina,» [En línea]. Available: <https://cloracionsalina.org/>. [Último acceso: 11 02 2021].
- [54] LLenntech, «Desinfectantes: hipoclorito de sodio,» [En línea]. Available: <https://www.lenntech.es/procesos/desinfeccion/quimica/desinfectantes-hipoclorito-de-sodio.htm>.
- [55] Cabrera Bermúdez, Xiomara et al., «Estudio del proceso de coagulaciónfloculación de aguas residuales de la empresa,» *Tecnología química, red de revistas científicas de América Latina, el Caribe, España y Portugal*, 2009.
- [56] J.-E. Forero, O.-P. Ortiz y F. Ríos, «Aplicación de procesos de oxidación avanzada como tratamiento de fenol en aguas residuales industriales de refinería,» *Ciencia, tecnología y futuro*, vol. 3, n° 1, pp. 97-109, 2005.
- [57] Bes Monge et al., *Manual técnico sobre procesos de oxidación avanzada aplicados al tratamiento de aguas residuales industriales*, Red Tritón, programa CYTED.
- [58] E. D. Vázquez Rodríguez, *Eliminación de microcontaminantes orgánicos presentes en aguas residuales urbanas mediante MBR combinado con oxidación avanzada y con filtración por membranas*, U. d. Alicante, Ed., 2018.
- [59] J. d. J. Treviño Reséndez, *Tesis doctoral: Remoción de naftaleno y fenantreno en agua mediante un sistema de electrooxidación acoplado a biorreactor con membranas*, México D.F.: Universidad Nacional Autónoma de México, 2015.
- [60] R. Rivas-Pérez y J. S. Soriano, «Control Predictivo Generalizado de las Variables Críticas de una Unidad de Ósmosis Inversa,» *Memorias del XVI Congreso Latinoamericano de Control Automático*, 10 2014.

- [61] L. Salazar Gámez, M. Crespi Rosell y R. Salazar, «Artículo cinetífico: Tratamiento de aguas residuales textiles mediante un biorreactor de membrana,» *Ingeniería y desarrollo*, nº 26, 2009.
- [62] M. M. Vilaseca, «Observación microscópica de fangos activados en los tratamientos de depuración biológica,» *Boletín Intexter, Universidad Politécnica de Cataluña*, nº 119, 2001.
- [63] G. Sela, «Tratamiento de agua: El proceso de lodos activados,» *Cropaia*.
- [64] Ministerio de Defensa, «Armada Española,» [En línea]. Available: <https://armada.defensa.gob.es/>. [Último acceso: 20 01 2021].
- [65] DETEGASA, *Manual de instrucciones Planta de Aguas Residuales Fragata Numancia*.
- [66] DETEGASA, *Manual de instrucciones: Planta tratamiento aguas residuales físico-química DELTA FQ-50*, 2017.
- [67] DETEGASA, *Manual de instrucciones: Fragatas F-100, Planta de tratamiento de aguas residuales y sistema sanitario de vacío*.
- [68] Navantia; DETEGASA, *Manual técnico: Planta de tratamiento de aguas residuales físico-química mod. DELTA FQ-40*.
- [69] J. Sarkis y J. Weinrach, «Using data envelopment analysis to evaluate environmentally conscious waste treatment technology,» *Journal of Cleaner Production*, vol. 9, pp. 417-427, 2001.
- [70] K. Tsagarakis, D. Mara y Angelakis, «Application of cost criteria for selection of municipal wastewater treatment systems,» *Water, Air, & Soil Pollution*, nº 142, pp. 187-210, 2002.
- [71] Büyüközkan, G. et al., *Multi-criteria decision making for e-marketplace selection*, Galatasaray University, 2004.
- [72] EVAC, «Technical Specification MBR 7K-45K. Wastewater treatment.,» 2020.
- [73] EVAC, «Technical Specification MBR 70K-145K. Evac Advanced Wastewater Treatment Plant.,» 2020.
- [74] EPA (United States Environmental Protection Agency), *Emerging technologies for wastewater treatment and in-plant wet weather management*, Virginia: Tetra Tech, Inc, 2013.
- [75] WEF (Water Environment Federation), «Water Environment Federation, the quality water people,» [En línea]. Available: <https://www.wef.org/>. [Último acceso: 22 02 2021].
- [76] WEF (Water Environment Federation), *Membrane Bioreactor Process Design*, New York: McGraw Hill Education, 2012.
- [77] WEF (Water Environment Federation), *Membrane Bioreactors*, New York: McGraw Hill Education, 2012.
- [78] BlueGold, «Biorreactor de membrana MBR: descripción y su aplicación al tratamiento de aguas residuales,» 31 03 2020. [En línea]. Available: <https://www.bluegold.es/biorreactores-de-membrana-mbr-descripcion-y-aplicacion/>. [Último acceso: 26 02 2021].
- [79] J. Knobelsdorf Miranda, *Eliminación biológica de nutrientes en un ARU de baja carga orgánica mediante el proceso VIP*, Universidad Politécnica de Cataluña, 2005.

- [80] C. Jerez García, *TFG: Diseño de un biorreactor de membranas con carbón activo para reducir el ensuciamiento de las membranas causado por las sustancias poliméricas extracelulares*, Universidad politécnica de Valencia, 2017.
- [81] S. Judd, «The MBR Site,» [En línea]. Available: <https://www.thembrsite.com/mbr-flat-sheet-configurations/>. [Último acceso: 18 02 2021].
- [82] Kubota, «Kubota Membrane Europe,» [En línea]. Available: <https://www.kubota-mbr.com/es/Shipboard>.
- [83] EPA (United States Environmental Protection Agency), *Graywater Discharges from Vessels*, Washington DC, 2011.
- [84] Parks, Melissa et al., «Quantifying and mitigating three major vessel waste streams in the northern Bering Sea,» *Marine Policy*, 2019.
- [85] Knerr, H. et al., «Performance of a MBR for the treatment of blackwater,» *Water Science & Technology*, 2011.
- [86] Kay, D. et al., «Faecal indicator organism concentrations in sewage and treated effluents,» *Water Research*, 2007.
- [87] A. Fernández Sanz, *TFG: Diseño de un MBR para el tratamiento de aguas residuales urbanas en una población de 11500 habitantes/equivalentes*, Universidad Politécnica de Valencia, 2019.
- [88] Evac (Cleantech solutions); Ilalco (fluid technology), «EVAC ORCA IV B, Wastewater Treatment Systems,» [En línea].
- [89] N. Téllez Rodero, *TFG: Contaminación ocasionada por las aguas de lastre en el Mediterráneo occidental*, 2011.
- [90] TAERSA, «Taersa, Tratamiento de aguas, efluentes y reúso,» [En línea]. Available: <https://www.taersa.com/tecnologias-procesos/tratamiento-de-efluentes/tratamiento-secundario-o-biologico/membrane-biological-reactor-mbr/>.
- [91] Microlab Industrial, «Los sólidos en el agua; maneje sus sólidos y mejore su efluente,» [En línea]. Available: <https://www.aguasresiduales.info/revista/blog/los-solidos-en-el-agua-maneje-sus-solidos-y-mejore-su-efluente>.
- [92] Vidal Brotons, Daniel et al., *Separación de membranas*, U. P. d. Valencia, Ed., 2018.

ANEXO I

Este anexo pretende demostrar el cumplimiento de las normas relativas a la prevención de la contaminación del Convenio MARPOL por parte de la fragata F-103 de la Armada Española.

Para ello, la siguiente Figura A1-0-1 muestra un fragmento del último certificado de cumplimiento de donde se establece la colaboración voluntaria de la Armada con las normas internacionales de prevención y corrección de la contaminación del medio marino.

DECLARACIÓN DE CUMPLIMIENTO VOLUNTARIO DE LA ARMADA ESPAÑOLA SOBRE PREVENCIÓN DE LA CONTAMINACIÓN POR AGUAS SUCIAS
STATEMENT OF VOLUNTARY COMPLIANCE FOR SEWAGE POLLUTION PREVENTION

Expedido en virtud de lo dispuesto en el Convenio internacional para prevenir la contaminación por los buques, 1973, modificado por el Protocolo de 1978, enmendado por MEPC.88 (44) (en adelante denominado "el convenio"), con la autoridad conferida por el gobierno de:

Issued to document compliance with the provisions of the International Convention for the Prevention of Pollution from Ships, 1973, as modified by the Protocol of 1978 relating thereto, and as amended by MEPC.88(44)(hereinafter referred to as "the Convention"), under the authority of the Government of

ESPAÑA
SPAIN

Por el (by) **RAMO TÉCNICO DE PLATAFORMAS NAVALES DE LA ARMADA ESPAÑOLA.**
(SPANISH NAVY NAVAL ARCHITECTURE AND MARINE ENGINEERING DEPARTMENT)

Nombre del buque <i>Name of ship</i>	Número o letras distintivos <i>Distinctive number or letters</i>	Puerto de matrícula <i>Port of registry</i>	Arqueo Bruto <i>Gross tonnage</i>
F-103 BLAS DE LEZO	EBDC	ARSENAL MILITAR DE FERROL	7.499,4

Figura A1-0-1 Certificado de cumplimiento del Convenio MARPOL de la fragata F-103 (tomada de [45])

Además, en este certificado también se especifica en qué manera cumple la Armada los requisitos del Convenio MARPOL, siendo éstos los que se pueden observar en la Figura A1-0-2.



SE CERTIFICA:

THIS IS TO CERTIFY:

- 1) Que el buque está equipado con una instalación de tratamiento de aguas sucias/un desmenuzador/un tanque de retención y conducto de descarga, de conformidad con lo dispuesto en las reglas 9 y 10 del Anexo IV del Convenio ,según se indica a continuación:

That the ship is equipped with a sewage treatment plant/comminuter/ holding tank and a discharge pipeline in compliance with regulation 9 and 10) of Annex IV of Convention as follows:*

Descripción de la instalación para el tratamiento de aguas sucias:



Description of the sewage treatment plant:

DOS PLANTAS DE TRATAMIENTO FÍSICO-QUÍMICO, PROA Y POPA, QUE CONSTAN CADA UNA DE UN TANQUE COLECTOR PARA RECOGIDA DE LAS AGUAS RESIDUALES POR UN SISTEMA DE VACÍO, UN MÓDULO DE PROCESO QUE ASPIRA DEL TANQUE COLECTOR Y QUE POR ADICCIÓN DE PRODUCTOS Y DECANTACIÓN CLARIFICA Y DESINFECTA LAS AGUAS RESIDUALES EN EL TANQUE DE DESINFECCIÓN.

Tipo de instalación

Type of sewage treatment plant MODELO DELTA FQ-24 (DOS UNIDADES)

Nombre del fabricante

Name of manufacturer DETEGASA (CORUÑA-SPAIN)

La instalación de tratamiento de aguas sucias está certificada por la Administración y se ajusta a las normas sobre efluentes estipuladas en la resolución MEPC.2 (VI).

The sewage treatment plant is certified by the Administration to meet the effluent standards as provided for in resolution MEPC.2 (VI).

Figura A1-0-2 Certificado de cumplimiento del Convenio MARPOL de la fragata F-103 (tomada de [45])

ANEXO II

En la presente sección se desarrollarán más en profundidad las explicaciones de los Anexos I y II del Convenio MARPOL que se encuentran introducidos en el apartado 2.6.1 del proyecto.

ANEXO I MARPOL

El anexo I tiene por objeto prevenir la contaminación del medio marino a causa de los hidrocarburos, que define como “el petróleo en todas sus manifestaciones, incluidos los crudos de petróleo, el fueloil, los fangos, los residuos petrolíferos y los productos de refinación” [28]. En la siguiente Figura A2-0-1 se pueden observar todos los compuestos considerados hidrocarburos según el Apéndice 1 del dicho anexo.

Soluciones asfálticas	Bases para gasolinas
Bases para mezclas asfálticas	Bases alquílicas
Impermeabilizantes bituminosos	Bases reformadas
Residuos de primera destilación	Bases polímeras
Hidrocarburos	Gasolinas
Aceite clarificado	Natural
Crudos de petróleo	De automóvil
Mezclas que contengan crudos de petróleo	De aviación
Dieseloil	Directa de columna
Fueloil N° 4	Fueloil N° 1 (keroseno)
Fueloil N° 5	Fueloil N° 1-D
Fueloil N° 6	Fueloil N° 2
Fueloil residual	Fueloil N° 2-D
Bitumen para riego de afirmados	Combustibles para reactores
Aceite para transformadores	JP-1 (keroseno)
Aceites aromáticos (excluidos los aceites vegetales)	JP-3
Aceites lubricantes y aceites base	JP-4
Aceites minerales	JP-5 (keroseno pesado)
Aceites para automación	ATK (turbo-fuel)
Aceites penetrantes	Keroseno
Aceites ligeros (spindle)	Alcohol mineral
Aceites para turbinas	
Destilados	Naftas
Fracciones directas de columna	Disolventes
Cortes de expansión	Petróleo
Gas oil	Fracción intermedia
De craqueo (cracking)	

Figura A2-0-1 Listado de hidrocarburos (tomada de [28])

En el capítulo 2 del anexo en cuestión, se detallan las normas a seguir en condiciones de servicio, que explican que la descarga de hidrocarburos o mezclas oleosas (que se entiende como cualquier mezcla que contenga hidrocarburos) está prohibida a menos que se cumplan las condiciones de la regla 9, que se explican en la Tabla A2-0-1 a continuación [28]:

	Buques petroleros	Buques no petroleros cuyo arqueado bruto sea igual o superior a 400 toneladas
CONDICIONES	No encontrarse dentro de una zona especial.	No encontrarse dentro de una zona especial.
	Estar a más de 50 millas marinas de la tierra más próxima.	Que el buque tenga en funcionamiento el equipo que se prescribe en la regla 16.
	Estar en ruta	Estar en ruta
	Que el régimen instantáneo de descarga de hidrocarburos sea menor de 30 litros por milla marina.	Que el contenido de hidrocarburos del efluente sin dilución no exceda de 15 ppm.
	Que la cantidad total de hidrocarburos descargada no exceda cierto porcentaje del cargamento total de que formaban parte los residuos • 1/15000 en el caso de petroleros existentes • 1/30000 en el caso de petroleros nuevos	
	Tener en funcionamiento un sistema de vigilancia y control de descargas de hidrocarburos y disponer de un tanque de decantación	

Tabla A2-0-1 Condiciones para la descarga de hidrocarburos (elaboración propia)

En el caso de buques no petroleros de menos de 400 toneladas de arqueado bruto, mientras se encuentren fuera zonas especiales, simplemente deberán estar equipados con instalaciones que garanticen la retención de los residuos de hidrocarburos a bordo para su posterior descarga en instalaciones de recepción, o en el mar si cumplen las condiciones de los buques no petroleros con arqueado bruto mayor o igual que 400 toneladas [28].

Se recalca en el anexo que las descargas al mar no contendrán, en ningún caso, productos químicos en cantidades o concentraciones susceptibles de crear peligros para el medio marino.

Todos aquellos residuos de hidrocarburos cuya descarga al mar no pueda efectuarse cumpliendo los criterios anteriores, serán retenidos a bordo para ser descargados en instalaciones de recepción. (Anexo zonas especiales).

Según la regla 14, los buques no deberían llevar agua de lastre en ningún tanque de combustible líquido, por la posibilidad de que los restos de combustible contaminen el medio marino al lastrar el agua. De ser necesaria esta mezcla, el agua de lastre será descargada en instalaciones de recepción en tierra o en el mar de acuerdo con las condiciones establecidas en la regla 9 y utilizando el equipo especificado en la regla 16, que establece que [28]:

- Todo buque de arqueo bruto entre 400 y 10000 toneladas, deberá poseer un equipo filtrador de hidrocarburos. Éste debe estar preparado para que el contenido de hidrocarburos de cualquier mezcla oleosa que se descargue al mar no exceda de 15 ppm.
- Todo buque de arqueo bruto mayor o igual a 10000 toneladas, deberá poseer un equipo filtrador de hidrocarburos igual que el del caso anterior, además de medios de alarma y detención automática. Estos medios deben indicar el contenido de hidrocarburos en el efluente excede de 15 ppm. Si este límite se rebasa, el sistema se detendrá automáticamente.

ANEXO II MARPOL

El anexo II trata todas las reglas para prevenir la contaminación por sustancias nocivas líquidas transportadas a granel, que se clasifican en las categorías A, B, C y D en la regla 3 [28].

En la regla 5, por otro lado, se explica la posibilidad de descargar estas sustancias según su categoría y la zona en que se encuentre el barco.

Categorías de las sustancias:

Según la regla 3 del anexo II MARPOL, las sustancias nocivas líquidas están clasificadas en las siguientes categorías [28]:

a) Categoría A: Sustancias nocivas líquidas que, si fueran descargadas en el mar, procedentes de operaciones de limpieza o deslastrado de tanques, supondrían un riesgo grave para la salud humana o para los recursos marinos, o irían en perjuicio grave de los alicientes recreativos o de los usos legítimos del mar, lo cual justifica la aplicación de medidas rigurosas contra la contaminación.

b) Categoría B: Sustancias nocivas líquidas que, si fueran descargadas en el mar procedentes de operaciones de limpieza o deslastrado de tanques, supondrían un riesgo para la salud humana o para los recursos marinos, o irían en perjuicio de los alicientes recreativos o de los usos legítimos del mar, lo cual justifica la aplicación de medidas especiales contra la contaminación.

c) Categoría C: Sustancias nocivas líquidas que, si fueran descargadas en el mar, procedentes de operaciones de limpieza o de deslastrado de tanques, supondrían un riesgo leve para la salud humana o para los recursos marinos, o irían en perjuicio leve de los alicientes recreativos o de los usos legítimos del mar, lo cual exige condiciones operativas especiales.

d) Categoría D: Sustancias nocivas líquidas que, si fueran descargadas en el mar, procedentes de operaciones de limpieza o deslastrado de tanques, supondrían un riesgo perceptible para la salud humana o para los recursos marinos, o irían en perjuicio mínimo de los alicientes recreativos o de los usos legítimos del mar, lo cual exige alguna atención a las condiciones operativas.

Sustancias de las categorías A, B y C fuera de las zonas especiales y de la categoría D en todas las zonas:

El texto recoge la prohibición de descargar las sustancias pertenecientes a las categorías A, B, C y D, así como las aguas utilizadas para lavar los tanques donde se encuentran almacenadas, o las aguas de lastre que tengan que acumularse por algún motivo en tanques que contengan residuos de dichas sustancias. No se podrán descargar estas sustancias y aguas al mar, a menos que cumplan las condiciones de la Tabla A2-0-2.

Estará prohibida también la descarga de aquellas sustancias no incluidas en ninguna de las categorías, así como la de aguas de lastre y de lavado de tanques u otros residuos o mezclas que contengan tales sustancias [28].

	A	B	C	D
Buque navegando a 7 nudos o más, si se trata de buques con propulsión propia, o de 4 nudos en caso de no tener medios propios de propulsión.	X	X	X	X
Que la descarga se realice por debajo de la línea de flotación.	X	X	X	
Encontrarse a 12 millas marinas de la tierra más próxima.	X	X	X	X
Tener una sonda no inferior a 25 m.	X	X	X	
Que los métodos y dispositivos de descarga estén aprobados por la Administración, y que se cumpla la concentración máxima de la sustancia en la porción de la estela del buque inmediata a su popa.		X Concentración de 1 ppm.	X Concentración de 10 ppm.	X Concentración de 1/10.
Que la cantidad descargada desde cada tanque no exceda una porción establecida de la capacidad del tanque en metros cúbicos.		X 1 m ³ o 1/3000.	X 3 m ³ o 1/1000.	
Cumplir la concentración máxima de la sustancia en el efluente, medida en % en peso.	X 0,1% Excepción: fósforo amarillo o blanco, con 0,01%.			

Tabla A2-0-2 Condiciones para la descarga de sustancias A, B y C fuera de zonas especiales y D en todas las zonas (elaboración propia)

Sustancias de las categorías A, B y C dentro de las zonas especiales:

Estará prohibido el vertido de las sustancias de categorías A, B y C, así como las aguas que tengan contacto con ellas, dentro de las zonas especiales, a no ser que cumplan las condiciones de la Tabla A2-0-3.

Estará prohibida también la descarga de aquellas sustancias no incluidas en ninguna de las categorías, así como la de aguas de lastre y de lavado de tanques u otros residuos o mezclas que contengan tales sustancias [28].

	A	B	C
Buque navegando a 7 nudos o más, si se trata de buques con propulsión propia, o de 4 nudos en caso de no tener medios propios de propulsión.	X	X	X
Que la descarga se realice por debajo de la línea de flotación.	X	X	X
Encontrarse a 12 millas marinas de la tierra más próxima.	X	X	X
Tener una sonda no inferior a 25 m.	X	X	X
Que los métodos y dispositivos de descarga estén aprobados por la Administración, y que se cumpla la concentración máxima de la sustancia en la porción de la estela del buque inmediata a su popa.		X Concentración de 1 ppm.	X Concentración de 1 ppm.
Que la cantidad descargada desde cada tanque no exceda una porción establecida de la capacidad del tanque en metros cúbicos.			X 1 m ³ o 1/3000.
Cumplir la concentración máxima de la sustancia en el efluente, medida en % en peso.	X 0,05%. Excepción: fósforo amarillo o blanco, con 0,005%.		
Que el tanque haya sido sometido a según el procedimiento de la Administración y que las aguas resultantes se hayan descargado en una instalación receptora.		X	

Tabla A2-0-3 Condiciones para la descarga de sustancias A, B y C en zonas especiales (elaboración propia)

Zonas especiales

Las zonas especiales son las zonas del mar Mediterráneo, el mar Báltico, el mar Negro, el mar Rojo, la zona de los Golfos, el golfo de Adán, la zona del Antártico y las aguas noroccidentales de Europa, según se definen a continuación:

a) Por zona del mar Mediterráneo se entiende este mar propiamente dicho, con sus golfos y mares interiores, situándose la divisoria con el mar Negro en el paralelo 418 N y el límite occidental en el meridiano 5836' W que pasa por el estrecho de Gibraltar.

b) Por zona del mar Báltico se entiende este mar propiamente dicho, con los golfos de Botnia y de Finlandia y la entrada al Báltico hasta el paralelo que pasa por Skagen, en el Skagerrak, a 57844,8' N.

c) Por zona del mar Negro se entiende este mar propiamente dicho, separado del Mediterráneo por la divisoria establecida en el paralelo 418 N.

d) Por zona del mar Rojo se entiende este mar propiamente dicho, con los golfos de Suez y Aqaba, limitado al sur por línea loxodrómica entre Ras Si Ane (12828,5' N, 43819,6' E) y Husn Murad (12840,4' N, 43830,2' E).

e) Por zona de los Golfos se entiende la extensión de mar situada al noroeste de la línea loxodrómica entre Ras al Hadd (22830' N, 59848' E) y Ras al Fasteh (25804' N, 61825' E).

f) Por zona del golfo de Adén se entiende la parte del golfo de Adén que se encuentra entre el mar Rojo y el mar de Arabia, limitada al oeste por la línea loxodrómica entre Ras Si Ane (12828,5' N, 43819,6' E) y Husn Murad (12840,4' N, 43830,2' E), y al este por la línea loxodrómica entre Ras Asir (11850' N, 51816,9' E) y Ras Fartak (15835' N, 52813,8' E).

g) Por zona del Antártico se entiende la extensión de mar situada al sur de los 608 de latitud sur.

h) Las aguas noroccidentales de Europa incluyen el mar del Norte y sus accesos, el mar de Irlanda y sus accesos, el mar Celta, el canal de la Mancha y sus accesos y la parte del Atlántico nororiental que se encuentra inmediatamente al oeste de Irlanda. La zona está limitada por las líneas que unen los siguientes puntos:

i) 48827' N en la costa francesa;

ii) 48827' N, 6825' W;

iii) 49852' N, 7844' W;

iv) 50830' N, 128 W;

v) 56830' N, 128 W;

vi) 628 N, 38 W;

vii) 628 N, en la costa noruega;

viii) 57844,8' N, en las costas danesa y sueca.

