



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA



Universitat Politècnica de València

Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos



TRABAJO FIN DE MÁSTER

**ANÁLISIS DE LA SITUACIÓN ACTUAL DE
LA DEPURACIÓN DE LAS AGUAS
RESIDUALES URBANAS EN EL ESTADO
ESPAÑOL: ESTUDIO DE ALTERNATIVAS
DE DISEÑO DE LA EDAR DEL MUNICIPIO
DE NERJA (MÁLAGA)**

AUTOR: FRANCISCO CASAS BOADA

TUTOR: RAMÓN BARAT BAVIERA

Valencia, julio de 2020



AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría agradecer a mis padres, Juan y Josefa, por sus esfuerzos realizados durante toda mi vida y la de mi hermana para permitirnos tener una buena calidad de vida y una buena educación y por su apoyo recibido en todos nuestros proyectos de vida.

A mi hermana Mónica, mi cuñado Emilio y mi sobrina Gal·la, por los grandes momentos vividos juntos y los que vendrán. Por su apoyo y ayuda constante en las situaciones vividas más difíciles de nuestra vida.

A mi suegra Carmen, que para mi es como una segunda madre, y a su pareja Jesús. Ambos siempre me han apoyado y ayudado en tantas ocasiones. Por los buenos momentos que hemos pasado juntos y los que están por llegar.

A mis compañeros del Máster en Ingeniería Ambiental por las buenas experiencias compartidas y las horas dedicadas juntos en el estudio y la realización de trabajos y prácticas de laboratorio. En especial, a Miguel, Pedro, Angy, Enrique, Sergio, Borja, Daniel, Gonzalo, Álex, Rafa, Maider y Pablo.

A mis profesores del Máster, por su gran profesionalidad y los conocimientos que me han transmitido para proteger el Medio Ambiente y que me han dado la oportunidad de ampliar mis estudios en el sector de las aguas residuales, contaminación atmosférica, gestión de residuos, contaminación de los suelos, etc. En especial a mi tutor del trabajo fin de máster, Ramón Barat Baviera, por su apoyo y ayuda constante durante estos meses para la realización de este trabajo.

Finalmente, quería agradecer a mi mujer, Ana, porque llevamos más de 13 años juntos y es como si fuera toda una vida. Me hace ser mejor persona y estar a su lado es lo más importante para mi. En las buenas y malas circunstancias que nos ha tocado vivir siempre lo hemos disfrutado y sufrido juntos porque somos y seremos el mejor equipo para todo.



ÍNDICE GENERAL

RESUMEN	1
ABSTRACT	3
1. Introducción	5
1.1 <i>Objetivo de Desarrollo Sostenible 6: “Agua limpia y saneamiento”</i>	5
1.1.1 Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización de agua.....	6
1.2 <i>Agua y economía circular</i>	8
1.2.1 El concepto de economía circular.....	8
1.2.2 El agua residual como fuente de recursos.....	9
1.3 <i>Tratamientos convencionales de las aguas residuales urbanas</i>	11
1.4 <i>Tratamientos anaerobios de las aguas residuales urbanas</i>	14
1.4.1 Filtros anaerobios (AF).....	19
1.4.2 Reactor anaerobio de lecho fluidizado (AUFB).....	20
1.4.3 Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB)	20
1.4.4 Reactor anaerobio de lecho granular expandido (EGSB).....	21
1.4.5 Biorreactor anaerobio de membranas (AnMBR)	22
1.5 <i>Tratamientos de regeneración de las aguas residuales urbanas</i>	27
1.6 <i>Legislación ambiental aplicable a las aguas residuales urbanas</i>	33
1.6.1 Normativa ambiental europea	33
1.6.2 Normativa ambiental estatal	36
1.6.3 Normativa ambiental autonómica.....	37
1.7 <i>Descripción del software DESASS</i>	38
2. Objetivos	40
3. Metodología aplicada	41
4. Resultados del análisis de la situación actual de la depuración de las aguas residuales urbanas en el estado español	44
4.1 <i>Análisis del listado de medidas de depuración y saneamiento por demarcación hidrográfica y la previsión por ciclos hidrológicos</i>	45
4.1.1. Análisis de la situación de las medidas de depuración	49
4.1.2. Análisis de la situación de las medidas de depuración del 2º ciclo hidrológico	51



<i>4.2 Análisis del listado de medidas de depuración y saneamiento por subtipo IPH (clasificación de tercer nivel)</i>	52
4.2.1 Análisis de la situación de las medidas de depuración por subtipo IPH	55
4.2.2 Análisis de la situación de las medidas de depuración por subtipo IPH en la previsión del 2º ciclo hidrológico.....	57
4.3 <i>Situación de la inversión ejecutada a diciembre de 2018</i>	58
4.4 <i>Conclusiones del análisis de la situación actual de la depuración de las aguas residuales urbanas en el estado español</i>	63
5. Resultados de la situación actual de las aglomeraciones urbanas incluidas en procedimientos de infracción de la directiva 91/271/CEE	65
5.1 <i>Estado de las medidas de las aglomeraciones urbanas implicadas en los procedimientos de infracción 2004/2031 y 2002/2123</i>	68
6. Estudio de alternativas de diseño de la EDAR del municipio de Nerja (Málaga)	71
6.1 <i>Encuadre territorial de Nerja</i>	71
6.2 <i>Estimación de la temperatura media del agua residual del municipio de Nerja a partir de las estaciones meteorológicas de “Cuevas de Nerja” y “Motril”</i>	72
6.2.1 <i>Estación meteorológica de “Motril” (SIVA 26)</i>	72
6.2.2 <i>Estación meteorológica de “Cuevas de Nerja” (AEMET)</i>	74
6.2.3 <i>Cálculo estimado de la temperatura del agua residual de Nerja</i>	75
6.3 <i>Ubicación de la EDAR de Nerja y características generales</i>	76
6.4 <i>Caracterización del agua residual de la EDAR de Nerja</i>	77
6.5 <i>Requisitos de vertido de las aguas residuales de la EDAR de Nerja</i>	81
6.6 <i>Descripción de las alternativas de diseño de la EDAR de Nerja</i>	82
6.6.1 <i>Alternativa 1: Oxidación total (aireación prolongada)</i>	82
6.6.2 <i>Alternativa 2: Fangos Activos Convencional + Digestión Anaerobia de Fangos</i>	84
6.6.3. <i>Alternativa 3: Membrana UF + Fangos Activos convencional + Digestión Anaerobia</i>	85
6.6.4. <i>Alternativa 4: Biorreactor Anaerobio de Membranas (AnMBR)</i>	86
7. Resultados simulación de las alternativas propuestas	88
7.1 <i>Diseño del tanque de homogeneización</i>	88
7.2 <i>Resultados simulación alternativa 1: Oxidación Total (Aireación Prolongada)</i>	89
7.2.1 <i>Alternativa 1A: Oxidación total sin recirculación interna</i>	90
7.2.2 <i>Alternativa 1B: Oxidación total con recirculación interna</i>	91
7.3 <i>Resultados simulación alternativa 2: Fangos Activos Convencional + Digestión Anaerobia</i>	92



7.3.1 Microturbina de biogás.....	94
<i>7.4 Resultados simulación alternativa 3: Membrana UF + Fangos Activos Convencional + Digestión Anaerobia.....</i>	<i>95</i>
7.4.1 Diseño del sistema de membranas de ultrafiltración	96
7.4.2 Cálculo caudal de aire necesario y potencia de la soplante requerida.....	98
7.4.3 Microturbina de biogás.....	101
<i>7.5 Resultados simulación alternativa 4: Biorreactor Anaerobio de Membranas (AnMBR)</i>	<i>101</i>
7.5.1 Diseño del tanque de membranas.....	103
7.5.2 Diseño de las membranas de desgasificación y cálculo del metano recuperado.....	107
7.5.3 Diseño del tanque CIP (clean-in-place).....	109
7.5.4 Microturbina de biogás.....	110
8. Comparación de las alternativas simuladas.....	111
<i>8.1 Análisis técnico de las alternativas.....</i>	<i>111</i>
<i>8.2 Análisis económico de las alternativas.....</i>	<i>112</i>
8.2.1 Costes fijos de explotación	113
8.2.2 Costes variables de explotación.....	113
8.2.3 Beneficios Cogeneración	123
8.2.4 Costes totales de explotación.....	125
8.2.5 Costes de inversión de las infraestructuras.....	127
8.2.6 Coste total anual (CAPEX + OPEX).....	133
8.2.7 Selección de la alternativa óptima.....	134
9. Conclusiones	137
10. Bibliografía.....	141



ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Diagrama general de economía circular. Fuente: (CONAMA, 2019)	9
Figura 2. Esquema del proceso de fangos activados. Fuente: (Elaboración propia).....	12
Figura 3. Esquema de una EDAR convencional con digestión anaerobia de fangos. Fuente: (EPSAR, C.V)	13
Figura 4. Esquema de una EDAR de aireación prolongada. Fuente: (EPSAR, C.V.) ..	14
Figura 5. Comparación procesos aerobios vs procesos anaerobios.....	16
Figura 6. Transformación que tiene lugar en los procesos anaerobios.....	16
Figura 7. Configuraciones básicas de un AnMBR: a) con membranas externas de flujo tangencial; b) membrana sumergida en el propio reactor anaerobio; c) membranas sumergidas en un tanque externo. Fuente: (Giménez García, 2014).....	24
Figura 8. Clasificación de las membranas en función del tamaño de poro. Fuente: (Giménez García, 2014)	25
Figura 9. Tipos de membranas utilizadas en los procesos MBR. Fuente: (Puga Usucachi, 2016).....	26
Figura 10. Datos reutilización aguas depuradas en España por CCAA. Fuente: (INE/LOCKEN, 2019)	29
Figura 11. Usos del agua en España por CCAA. Fuente: (INE/LOCKEN, 2019).....	29
Figura 12. Tecnologías de regeneración de las aguas residuales urbanas más empleadas. Fuente: (Puig Infante et al., 2010)	31
Figura 13. Tratamientos de regeneración sin desalación. Fuente: (Puig Infante et al., 2010).....	31
Figura 14. Nº de medidas de depuración vigentes a diciembre 2018 para las 25 demarcaciones hidrográficas. Fuente: (Elaboración propia)	48
Figura 15. Distribución de las medidas previstas por ciclos hidrológicos. Fuente: (Elaboración propia)	48
Figura 16. Distribución porcentual de la situación de las medidas vigentes de depuración	49



Figura 17. Situación de las medidas a diciembre de 2018, según los ciclos previstos para su ejecución. Fuente: (Elaboración propia)	50
Figura 18. Distribución porcentual de la situación a diciembre de 2018 del 2º ciclo hidrológico. Fuente: (Elaboración propia)	51
Figura 19. Nº de medidas de depuración vigentes a diciembre de 2018 por subtipo IPH. Fuente: (Elaboración propia)	54
Figura 20 Distribución porcentual a diciembre de 2018 de las medidas vigentes por subtipo IPH. Fuente: (Elaboración propia).....	55
Figura 21. Situación de las medidas de depuración vigentes para cada subtipo IPH a diciembre de 2018. Fuente: (Elaboración propia)	56
Figura 22. Distribución porcentual a diciembre de 2018 de las medidas vigentes por subtipo IPH previsto en el 2º ciclo hidrológico. Fuente: (Elaboración propia).....	57
Figura 23. Situación de las medidas de depuración vigentes para cada subtipo IPH a diciembre de 2018 previstas en el 2º ciclo hidrológico. Fuente: (Elaboración propia)..	58
Figura 24. Inversión total general e inversión total por horizontes temporales. Fuente: (Elaboración propia)	60
Figura 25. Distribución porcentual de la inversión por tipo de situación. Fuente: (Elaboración propia).....	61
Figura 26. Porcentaje de inversión ejecutada a diciembre de 2018 de las medidas vigentes de 2º ciclo respecto a la inversión prevista a 2033. Fuente: (Elaboración propia).....	63
Figura 27. Porcentaje de inversión ejecutada a diciembre de 2018 de las medidas vigentes de 2º ciclo respecto a la inversión prevista a 2021. Fuente: (Elaboración propia).....	63
Figura 28. EDAR Gijón Este. Confederación hidrográfica del Cantábrico. Fuente: (La Voz de Asturias)	70
Figura 29 Localización del término municipal de Nerja. Fuente: (Diagnóstico Ambiental Municipal, 2011)	71
Figura 30. Evolución de la temperatura media de los años 2017,2018 y 2019. Fuente: (Junta de Andalucía).....	73



Figura 31. Evolución de la temperatura media de los años 2017,2018 y 2019 en la estación de “Cuevas.....	74
Figura 32. Ubicación de la EDAR de Nerja y construcciones implicadas en el proyecto. Fuente: (BOE, 2011)	77
Figura 33. Parámetros del agua residual urbana y componentes del modelo de la EDAR de Nerja.....	80
Figura 34. Constantes estequiométricas “i”.....	80
Figura 35. Esquema de tratamiento de la alternativa 1A. Aireación prolongada sin zona anóxica.....	83
Figura 36. Esquema de tratamiento de la alternativa 1B. Aireación prolongada con zona anóxica (25 %).....	83
Figura 37. Esquema de tratamiento de la alternativa 2. Fangos activos + Digestión anaerobia de fangos	85
Figura 38. Esquema de tratamiento de la alternativa 3: Membranas MF + Fangos activos + D.Anaerobia	86
Figura 39. Esquema de tratamiento de la Alternativa 4: Biorreactor anaerobio de membranas (AnMBR)	87
Figura 40. Características geométricas módulo PSH-1800.....	97
Figura 41. Sistema AnMBR con membranas externas en el tanque de membranas (TM) y tanque CIP (clean-in-place). Fuente: (Viruela Navarro, 2017)).....	103
Figura 42. Dimensiones del tanque de membranas y distribución de los módulos.....	104
Figura 43. Diagrama de flujo de operación de los módulos de membrana donde interviene el tanque CIP (fase de contralavado y ventilación). Fuente: (Giménez García, 2014)	109
Figura 44. Distribución consumo energético por m ³ de agua tratada para cada alternativa	121
Figura 45. Coste anual parcial para cada elemento y coste total anual asociado al consumo energético	121



Figura 46. Comparación coste anual parcial de explotación, ahorro cogeneración y coste anual total explotación.....	127
Figura 47. Comparación de la inversión en infraestructuras (CAPEX).....	131
Figura 48. Cuota obra civil y equipos electromecánicos y cuota anual total para todas las alternativas propuestas.....	133
Figura 49. Coste total anual de las alternativas propuestas (OPEX + CAPEX)	134



ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Procesos biológicos de cultivo en suspensión. Fuente: (Ferrer Polo, 2018) ...	12
Tabla 2. Rendimiento de las distintas tecnologías de regeneración. Fuente: (Iglesias Esteban, 2016)	32
Tabla 3. Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas sujetos a lo dispuesto en los artículos 4 y 5 de la Directiva 91/271/CEE	34
Tabla 4. Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles propensas a eutrofización tal como se identifican en el punto A a) del Anexo II.....	34
Tabla 5. Nº de medidas de depuración y saneamiento por ciclos hidrológicos y por demarcación hidrográfica	47
Tabla 6. Situación de las medidas vigentes a diciembre 2018 distribuidas por ciclos hidrológicos	49
Tabla 7. Situación de las medidas vigentes a diciembre 2018 previstas para el 2º ciclo hidrológico (2016-2021).....	51
Tabla 8. Clasificación de las medidas por subtipo IPH (clasificación de tercer nivel) .	52
Tabla 9. Listado de medidas de depuración por subtipo IPH para las 25 demarcaciones hidrográficas	53
Tabla 10. Análisis global de la situación de las medidas de depuración vigentes por subtipo IPH a diciembre de 2018	55
Tabla 11. Análisis de la situación de las medidas de depuración vigentes por subtipo IPH a diciembre de 2018 de la previsión del 2º ciclo hidrológico.....	57
Tabla 12. Inversión total prevista e inversión por horizontes temporales y por demarcaciones hidrográficas	58
Tabla 13. Inversión desglosada por la situación de las medidas para las 25 demarcaciones hidrográficas	60
Tabla 14. Inversión ejecutada desde dic. 2015 a dic. 2018 y la prevista pendiente de ejecutar hasta 2021 y 2033	62



Tabla 15 Información remitida a la CE en mayo 2012 del grado de conformidad de las 13 aglomeraciones urbanas. Fuente: (MITECO,2012)	66
Tabla 16. Distribución de las 612 aglomeraciones no conformes a junio de 2012 por cuencas hidrográficas	66
Tabla 17. Estado de la situación de las medidas de depuración a diciembre de 2018 de las aglomeraciones urbanas implicadas en el expediente de infracción nº 2002/2123 (P > 10.000 habitantes equivalentes que vierten a ZZSS)	68
Tabla 18 Estado de la situación de las medidas de depuración a diciembre de 2018 de las aglomeraciones urbanas implicadas en el expediente de infracción nº 2004/2031 (P > 15.000 habitantes equivalentes que vierten a ZZNN)	69
Tabla 19. Medias mensuales de temperatura en la estación de “MOTRIL”. Fuente: (Junta de Andalucía)	73
Tabla 20. Medias mensuales de temperatura en la estación de “Cuevas de Nerja”. Fuente: (AEMET)	74
Tabla 21. Cálculo de la temperatura estimada del agua residual en temporada alta y baja para ambas estaciones	76
Tabla 22. Caracterización del agua residual de entrada a la EDAR de Nerja. Fuente: (BOE, 2011)	78
Tabla 23. Hipótesis consideradas para la caracterización del afluente. Fuente:(Sánchez-Ramírez, 2008)	79
Tabla 24. Caracterización completa del afluente de la EDAR de Nerja	79
Tabla 25. Requisitos para cumplir por aglomeraciones urbanas de más de 10.000 h-e en zonas normales. Fuente: (Directiva 91/271/CEE)	81
Tabla 26. Calidad exigible al agua regenerada del tipo 2.1. Fuente: (Real Decreto 1620/2007)	81
Tabla 27. Criterios de diseño, calidad del efluente y calidad del fango deshidratado de la alternativa 1A: Oxidación total sin recirculación interna	90



Tabla 28. Características de funcionamiento de las soplantes requeridas para la alternativa 1A	91
Tabla 29. Criterios de diseño, calidad del efluente y calidad del fango deshidratado de la alternativa 1B: Oxidación total con recirculación interna	91
Tabla 30. Características de funcionamiento de las soplantes requeridas para la alternativa 1B.....	92
Tabla 31. Criterios de diseño, calidad del efluente y calidad del fango deshidratado de la alternativa 2: Fangos Activos + Digestión Anaerobia.....	93
Tabla 32. Características de funcionamiento de las soplantes requeridas para la alternativa 2	94
Tabla 33. Microturbinas de la marca comercial CAPSTONE.....	94
Tabla 34. Criterios de diseño, calidad del efluente y calidad del fango deshidratado de la alternativa 3: Membranas UF + Fangos Activos + Digestión Anaerobia	95
Tabla 35. Características de funcionamiento de las soplantes requeridas para la alternativa 3	96
Tabla 36. Características principales de los módulos de membranas PSH-1800 (PURON® MBR).....	97
Tabla 37. Modelos SME de soplantes centrífugas multietapa de la marca HIBON.....	99
Tabla 38. Criterios de diseño, calidad del efluente y calidad del fango deshidratado de la alternativa 4: AnMBR	102
Tabla 39. Diseño reactor anaerobio de 5.720 m ³	103
Tabla 40. Calidad del efluente depurado tras el tratamiento secundario y calidad del fango deshidratado.....	111
Tabla 41. Costes de personal, mantenimiento y costes varios para todas las alternativas. Fuente: (EPSAR, C.V.)	113
Tabla 42. Coste anual fijo del término de potencia para todas las alternativas. Fuente: (IBERDROLA).....	113



Tabla 43. Producción media diaria de fangos y coste anual de gestión agrícola. Fuente: (EPSAR, C.V.)	114
Tabla 44. Consumo y coste anual de polielectrolito catiónico para la deshidratación del fango. Fuente: (EPSAR, C.V.)	115
Tabla 45. Consumo y coste anual de los reactivos químicos necesarios para la limpieza química de las membranas. Fuente:(Puga Usucachi, 2016)	115
Tabla 46. Consumo energético medio (kWh/día) y coste anual de energía (€/año) de las soplantes	116
Tabla 47. Consumo energético medio kWh/día) y coste anual de energía (€/año) asociado a la agitación mecánica.....	117
Tabla 48. Consumo energético asociado a los bombeos más relevantes de todas las alternativas.....	119
Tabla 49. Consumo energético asociado a la deshidratación mecánica de los fangos estabilizados	120
Tabla 50. Consumo energético global, consumo por m ³ agua y coste anual global para cada una de las alternativas	120
Tabla 51. Costes de explotación del tratamiento terciario. Fuente: (Melgarejo et al., 2016).....	122
Tabla 52. Ahorro anual energético generado por el sistema de cogeneración a partir de la corriente de biogás producida.....	123
Tabla 53. Ahorro anual producido con una concentración de 150 mg SO ₄ /l en el agua residual de entrada.....	124
Tabla 54. Coste anual parcial de explotación, ahorro anual cogeneración, balance energético y coste anual total de explotación (OPEX) para cada una de las alternativas de diseño.....	126
Tabla 55. Coste de inversión infraestructuras alternativa 1A: Oxidación total sin recirculación interna. Fuentes: (Melgarejo, 2009);(Viruela Navarro, 2017); EDAR Sueca; EDAR Peñíscola).....	128



Tabla 56. Coste de inversión infraestructuras alternativa 1B: Oxidación total con recirculación interna. Fuentes: (Melgarejo, 2009);(Viruela Navarro, 2017); EDAR Sueca; EDAR Peñíscola).....	128
Tabla 57. Coste de inversión infraestructuras alternativa 2: Fangos activos convencional + Digestión anaerobia. Fuentes: (Melgarejo, 2009);(Viruela Navarro, 2017); EDAR Sueca; EDAR Peñíscola)	129
Tabla 58. Coste de inversión infraestructuras alternativa 3: MF + fangos activos convencional + digestión anaerobia. (Fuentes para el cálculo de costes: (Melgarejo, 2009);(Viruela Navarro, 2017); EDAR Sueca; EDAR Peñíscola).....	129
Tabla 59. Coste de inversión infraestructuras alternativa 4: Biorreactor Anaerobio de Membranas (AnMBR). Fuentes:(Viruela Navarro, 2017); EDAR Sueca; EDAR Peñíscola)	130
Tabla 60. Cuota anual obra civil y equipos electromecánicos y cuota anual total para todas las alternativas	132
Tabla 61. Coste total anual, coste agua regenerada, coste agua regenerada + coste distribución	133



RESUMEN

La Organización de las Naciones Unidas (ONU) aprobó en 2015 la Agenda 2030 sobre Desarrollo Sostenible incluyendo 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) entre los que cabría destacar el ODS 6, “Agua limpia y saneamiento”, puesto que está relacionado con este trabajo fin de máster. Posteriormente, en julio de 2018, el Tribunal de Justicia de la Unión Europea condenó a pagar una multa al estado español por incumplimientos de la Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas en 9 aglomeraciones urbanas de más de 15.000 h.e.: 7 en Andalucía (Alhaurín el Grande, Barbate, Coín, Isla Cristina, Nerja, Matalascañas y Tarifa), 1 en Asturias (Gijón Este) y 1 en Canarias (Valle Güimar). De este modo, en octubre de 2018, el estado español, con el objetivo de dar cumplimiento al ODS 6 y de priorizar el programa de medidas para afrontar la condena y otros expedientes abiertos en materia de depuración de las aguas residuales urbanas, redactó el Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización (Plan DSEAR). El objetivo del plan es garantizar una gestión sostenible basada en el ciclo integral del agua y dándole una gran importancia al potencial de las aguas residuales para avanzar en la economía circular.

Por lo tanto, en una primera parte de este trabajo, se analiza de manera global la situación actual de la depuración de las aguas residuales urbanas (ARUs) en el estado español mediante el análisis del estado de las medidas contempladas en el Plan DSEAR. Para este análisis se ha hecho uso de la base de datos de planificación del Plan DSEAR de cada una de las 25 cuencas hidrográficas en formato Excel. Además, también se valora el estado de las medidas de depuración de las 9 aglomeraciones urbanas implicadas en la condena al estado español.

Por otro lado, la segunda parte del trabajo se centra en el estudio de diseño de la EDAR del municipio de Nerja (Málaga), implicado en la condena, mediante el uso del software informático DESASS. Las 5 alternativas de diseño propuestas son las siguientes: aireación prolongada con recirculación interna y sin recirculación interna (alternativas 1A y 1B), tratamiento convencional de fangos activos y digestión anaerobia de los fangos (alternativa 2), tratamiento convencional de fangos activos y digestión anaerobia de fangos, pero incorporando unas membranas de ultrafiltración entre la decantación primaria y el tratamiento secundario (alternativa 3) y el biorreactor anaerobio de



membranas (alternativa 4). Tras la valoración técnica de estas alternativas mediante el DESASS se procede al cálculo aproximado de los costes de explotación y los costes de inversión para cada una de las 5 alternativas para seleccionar la alternativa óptima de diseño.

Los resultados del análisis global de la situación actual de la depuración de las ARUs en el estado español muestran un grado de avance del **14,3 %** de las 3.140 medidas registradas en el Plan DSEAR. Además, atendiendo al grado de avance con respecto a los **10.719 M€** de inversión total, la inversión total ejecutada es de **1.447,1 M€** (corresponde al 13,5 % respecto al 2033 y un 22,4 % respecto a 2021). Con respecto a las 9 aglomeraciones urbanas implicadas en la condena, únicamente Tarifa (Cádiz) ha logrado solventar los problemas de depuración. Estos resultados ponen de manifiesto que los **50 M€** aproximadamente de multa que el estado español lleva acumulados podrían aumentar si no existe un mayor compromiso del estado español y de las comunidades autónomas en materia de depuración de las aguas residuales urbanas.

Finalmente, los resultados del estudio de diseño de la EDAR del municipio de Nerja (Málaga), tras la comparación técnica y económica de todas las alternativas, han demostrado que la alternativa óptima le corresponde al tratamiento convencional de fangos activos y digestión anaerobia de los fangos (alternativa 2) con un coste de **0,39 €/m³** de agua regenerada y distribuida. No obstante, se ha valorado positivamente la tecnología del biorreactor anaerobio de membranas (AnMBR) por su alto potencial de recuperación de recursos (energía y nutrientes) en sintonía con el concepto de economía circular y su más probable implantación industrial a medio-largo plazo para el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Para ello, debe solventar las desventajas con respecto a las tecnologías convencionales como son el alto coste de las membranas de filtración y el ensuciamiento de las membranas que acortan su vida útil.

Palabras clave: Desarrollo Sostenible, Plan DSEAR, EDAR, DESASS, AnMBR



ABSTRACT

The United Nations (UN) approved in 2015 the 2030 Agenda on Sustainable Development including 17 Sustainable Development Goals (SDGs) from which SDG 6 "Clean Water and Sanitation" should be highlighted, as it concerns this Master's degree final project. Subsequently, in July 2018, the Court of Justice of the European Union ordered to pay a penalty to the Spanish state for non-compliance with Directive 91/271/EEC on urban wastewater treatment in 9 conurbations of more than 15,000 e.i.: 7 in Andalusia (Alhaurín el Grande, Barbate, Coín, Isla Cristina, Nerja, Matalascañas and Tarifa), 1 in Asturias (Gijón Este) and 1 in the Canary Islands (Valle Güimar). Thus, in October 2018, the Spanish state, with the aim of complying with SDG 6 and prioritizing the programme of measures to tackle the sentence and other open files in the field of urban wastewater treatment, drafted a National Wastewater Treatment, Sanitation, Efficiency, Savings and Reuse Plan (WTSESR Plan). The objective of the plan is to ensure sustainable management based on the integral water cycle and give great importance to the potential of wastewater to advance the circular economy.

Therefore, in the first part of this work, it is intended to analyze the current state of urban wastewater treatment (UWWT) in the Spanish state by analyzing the status of the measures considered in the WTSESR Plan. This analysis makes use of the WTSESR Plan water planning database of each of the 25 watersheds in Excel format. Moreover, this analysis also assesses the current state of the measures from 9 conurbations involved in the sentence of the Spanish state.

On the other hand, the second part of the work focuses on the design study of the WWTP of the town of Nerja (Malaga) involved in the conviction, through the use of DESASS computer software. The 5 design alternatives proposed are: prolonged aeration with internal recirculation and no internal recirculation (alternatives 1A and 1B), conventional treatment with activated sludge and anaerobic digestion of sludge (alternative 2), conventional treatment with activated sludge and anaerobic digestion of sludge, but incorporating ultrafiltration membranes between the primary sedimentation and the secondary treatment (alternative 3) and the anaerobic membrane bioreactor (alternative 4). After the technical assessment of these alternatives by DESASS, the approximate calculation of operating costs and investment costs is calculated for each of the 5 alternatives to select the optimal design alternative.



The results of the overall analysis of the current situation of the UWWT in the Spanish state show a degree of progress of 14.3% of the 3,140 measures recorded in the WTSESR Plan. In addition, taking into account the degree of progress regarding the 10,719 million euros of total investment, the total investment executed is 1,447.1 million euros (it corresponds to a 13.5% with reference to 2033 and to a 22.4% as for 2021). With regard to the 9 conurbations involved in the conviction, only Tarifa (Cadiz) has managed to solve the wastewater treatment problems. These results show that the approximately 40 million euros in the accumulated penalty of the Spanish state could increase if there is no greater commitment from the Spanish state and the Autonomous Communities in the treatment of urban wastewater.

Finally, the results of the design study of the WWTP of the town of Nerja (Malaga), after the technical and economic comparison of all the alternatives, they have shown that the optimal alternative corresponds to the conventional treatment of activated sludge and anaerobic digestion of sludge (alternative 2) with a cost of 0.39/m³ of regenerated and distributed water. However, the Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) technology has been positively valued for its high potential for resources recovery (energy and nutrients) in line with the concept of circular economy and its most likely medium-long-term industrial implementation for the treatment of urban wastewater. That is, as long as it resolves disadvantages with respect to conventional technologies such as the high cost of filtration membranes and the biofouling of membranes that shorten their lifespan.

Key words: Sustainable development, WTSESR Plan, WWTP, DESASS, AnMBR



1. Introducción

1.1 Objetivo de Desarrollo Sostenible 6: “Agua limpia y saneamiento”

El 25 de septiembre de 2015, la ONU aprobó la Agenda 2030 sobre el Desarrollo Sostenible para brindar la oportunidad a la sociedad para mejorar la calidad de vida de las personas y proteger el medio ambiente. La Agenda cuenta con 17 Objetivos de Desarrollo Sostenible (ODS) para transformar el mundo, que incluyen aspectos tan importantes como la eliminación de la pobreza, combatir el cambio climático, educación, la igualdad de la mujer, la defensa del medio ambiente o el ODS 6, de garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos, que afecta a este trabajo fin de máster.

El ODS 6 se basa en tener agua libre de impurezas y accesible para todos. En el planeta hay agua dulce para todo el mundo, sin embargo, el reparto no es el adecuado debido a que la escasez de agua afecta a más del 40 % de la población mundial y este porcentaje podría aumentar. En los países subdesarrollados, que representan los más pobres del mundo, esta escasez de agua intensifica el hambre y la desnutrición. Además, hay que destacar los siguientes datos que hacen pensar que hay que trabajar a nivel mundial para solventar el problema del agua (Moran, 2015):

- 3 de cada 10 personas carecen de acceso a servicios de agua potable y 6 de cada 10 carecen de acceso a instalaciones de saneamiento gestionadas de forma segura.
- Al menos 892 millones de personas continúan defecando al aire libre.
- 4 billones de personas carecen de acceso a servicios básicos de saneamiento como retretes o letrinas.
- Entre 1990 y 2015, la proporción de población mundial que utilizaba una fuente de agua potable mejorada paso del 76 % al 90 %.
- Más del 80 % de las aguas resultantes de actividades humanas se vierten a los ríos o mares sin ningún tratamiento, lo que provocan su contaminación.
- Aproximadamente el 70 % de todas las aguas extraídas de los ríos, lagos y acuíferos se utilizan para el riego, por lo que habría que pensar en cambiar esta tendencia.
- Cada día, alrededor de 1.000 niños mueren debido a enfermedades por la falta de higiene.



- Las inundaciones y otros desastres relacionados con el agua representan el 70 % de todas las muertes relacionadas con desastres naturales.

Con todo ello el ODS 6 pretende alcanzar las siguientes metas en 2030:

1. Lograr el acceso universal y equitativo del agua potable a un precio asequible para todos.
2. Lograr el acceso a servicios de saneamiento e higiene adecuados y equitativos para todos y poner fin a la defecación al aire libre, prestando un interés especial a niñas y mujeres y a las personas con una elevada vulnerabilidad.
3. Implementar la gestión integrada de los recursos hídricos a todos los niveles.
4. Proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua (bosques, montañas, humedales, ríos, acuíferos y los lagos).
5. Ampliar la cooperación internacional y el apoyo prestado a los países en desarrollo para la creación de capacidad en actividades y programas relativos al agua y saneamiento (captación agua, desalinización, uso eficiente de los recursos hídricos, tratamiento de aguas residuales, reciclado y tecnologías de reutilización).
6. Apoyar y fortalecer la participación de las comunidades locales en la mejora de la gestión del agua y el saneamiento.

Por lo tanto, sin invertir en agua y saneamiento, millones de personas seguirán muriendo cada año y se seguirá perdiendo diversidad biológica y resiliencia de los ecosistemas, destrozando toda la prosperidad y los esfuerzos realizados en beneficio de un futuro más sostenible.

1.1.1 Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización de agua

En relación con los 17 ODS de la Agenda 2030 para perseguir la igualdad de las personas, proteger el planeta y asegurar la prosperidad a partir de un desarrollo más sostenible, el estado español el 29 de junio de 2018 aprobó el “Plan de Acción para la implementación de la Agenda 2030” con la colaboración de los Departamentos Ministeriales, Comunidades Autónomas, Entidades Locales y organizaciones representativas de todo el espectro de actores sociales y económicos.



Dentro del marco del cumplimiento del ODS 6 de la Agenda 2030, “Agua limpia y saneamiento”, y más concretamente en la meta número 5 citada en el apartado anterior, el estado español en octubre de 2018 redactó el Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización (Plan DSEAR). Posteriormente, en enero de 2020 publicó la versión consolidada tras la consulta pública con las directrices, programa de trabajos, calendario y fórmulas de participación. Entre muchas cuestiones, el Plan DSEAR prestará una atención especial al aprovechamiento del potencial de tratamiento de las aguas residuales para avanzar en el concepto de economía circular con el aprovechamiento de los lodos de depuradora para generar energía, eficiencia energética y potenciando la reutilización. Por lo tanto, se pretende alcanzar una eficiencia global del proceso en términos de energía y recursos.

Entre las metas generales del Plan DSEAR desde un enfoque de transición ecológica, se destacan los siguientes puntos:

- Lucha contra el cambio climático (reducción de emisiones y descarbonización a largo plazo).
- Uso racional y solidario de los recursos.
- Apuesta por las energías renovables y la eficiencia energética.
- Apuesta por la transición energética justa que acompañe a los territorios y a los trabajadores afectados, cambiando el modelo centralizado basado en la oferta a otro descentralizado basado en la gestión de la demanda.
- Apuesta por la generación de empleo.
- Aplicación de medidas transversales que reflejen el consenso de la comunidad investigadora.
- Impulso de una fiscalidad ambiental y de criterios verdes en la contratación pública.
- Amplia participación e implicación de la sociedad, para colocar al ciudadano en el centro de modelo.
- Necesidad de avanzar en el cumplimiento de la Directiva Marco del Agua y demás políticas europeas relacionadas.

De este modo, el objetivo general del Plan DSEAR es ordenar, clarificar y priorizar las medidas que el estado español está obligado a llevar cabo en las materias incluidas en el plan para lograr la imprescindible transición ecológica que requiere la economía española y, por supuesto, atender sin demora la obligación jurídica del estado español en

el ámbito comunitario. Para la consecución de los objetivos generales, el Plan DSEAR integra un programa de medidas que incorpora los planes hidrológicos de cuenca y el plan hidrológica nacional y, por tanto, no deja de ser un plan complementario al proceso general de planificación. Dichos programas de medidas están registrados en la base de datos de planificación y representa una herramienta de gestión diaria que las administraciones competentes trabajan en continuo con ella para la elaboración, actualización y ajuste de los programas de medidas de los planes hidrológicos de cuenca de tercer ciclo (2022-2027) (<https://servicio.mapama.gob.es/pphh/>).

1.2 Agua y economía circular

1.2.1 El concepto de economía circular

En la sociedad actual de los países desarrollados el ser humano está consumiendo los recursos naturales del planeta de una manera insostenible mediante una economía lineal, es decir, basado en el consumo de grandes cantidades de energía y de materias primas y de fácil suministro. Este concepto de “adquirir, usar y desechar” ha generado unos niveles de crecimiento sin precedentes en la historia de la humanidad. Por lo tanto, se debe hacer la transición del modelo de economía lineal hacia un modelo de economía circular mucho más sostenible que satisfaga las necesidades actuales sin llegar a comprometer la capacidad de las generaciones futuras para satisfacer sus propias necesidades. Este concepto integrador de la economía circular ha sido definido por la Fundación CONAMA como aquel modelo económico que (CONAMA, 2019):

- ⇒ Utiliza la mínima cantidad de recursos naturales necesarios, incluidos el agua y la energía, para satisfacer las necesidades requeridas en cada momento.
- ⇒ Selecciona de forma inteligente los recursos, evitando los recursos no renovables y las materias primas críticas, y favoreciendo la utilización de materiales reciclados siempre que sea posible y cumplan los requisitos para una finalidad determinada.
- ⇒ Gestiona eficientemente los recursos utilizados, manteniéndolos y recirculándolos en el sistema económico el mayor tiempo posible, generando una menor cantidad de residuos y evitando utilizar recursos que sean innecesarios.
- ⇒ Reduce los impactos ambientales, además de permitir restituir el capital natural y fomentar su regeneración.

De esta manera, este concepto de economía circular no sólo es capaz de cerrar los ciclos, sino que destaca la reducción de las dependencias, la eficiencia y la necesidad de que el modelo económico mantenga y restituya el capital natural y sus servicios ambientales minimizando las afecciones ambientales a la sociedad. En la Figura 1 se muestra un diagrama sobre economía circular definido por la Fundación CONAMA.

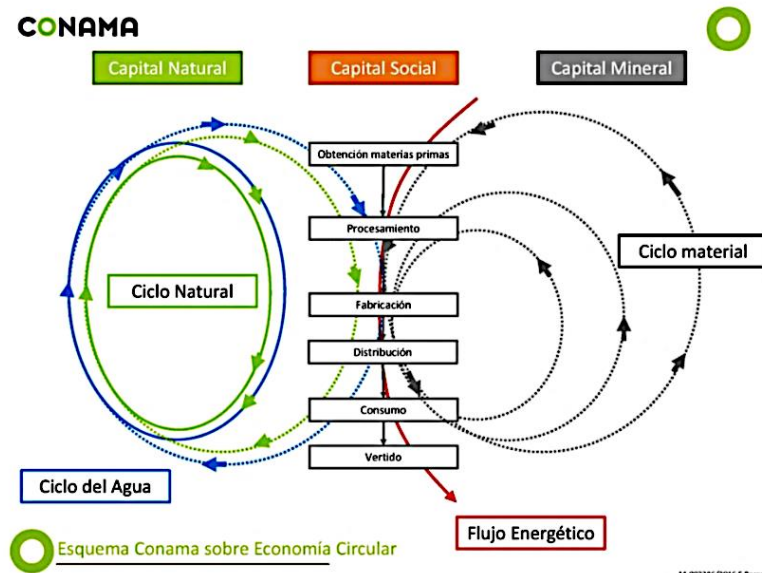


Figura 1. Diagrama general de economía circular. Fuente: (CONAMA, 2019)

1.2.2 El agua residual como fuente de recursos

Una vez se ha definido el concepto de economía circular, se pretende analizar la aplicabilidad de este concepto al agua residual urbana. La sostenibilidad en el proceso de depuración del agua residual se pretende alcanzar optimizando el diseño y el control de las infraestructuras del siguiente modo:

- ⇒ Reduciendo el consumo energético.
- ⇒ Reduciendo la huella de carbono.
- ⇒ Reduciendo la producción de residuos.
- ⇒ Valorización de los nutrientes del agua residual (el N fijado para producir amoníaco mediante el proceso de Haber-Bosch consume mucha energía y el fósforo está alcanzando unos niveles de insostenibilidad altísimos).
- ⇒ Valorización energética de la materia orgánica (M.O.): mediante procesos anaerobios la M.O. es convertida en una corriente de biogás rica en metano (CH_4) que puede ser utilizada como combustible en un proceso de cogeneración



produciendo energía térmica y eléctrica para autoconsumo o para su incorporación a la red.

- ⇒ Reutilización del agua residual para diferentes usos, reduciendo el estrés hídrico y aumentando la disponibilidad del agua superficial y subterránea para otros usos que requieran una mayor calidad del agua.
- ⇒ Utilización de los lodos de la depuradora como enmienda orgánica o restauración de suelos degradados.

Para conseguir dichos objetivos se están desarrollando nuevas tecnologías bajo los principios de reducir, reciclar y reutilizar, con el fin de incluir al sector del tratamiento de aguas residuales urbanas en el modelo de desarrollo dirigido hacia la economía circular. Se pretende maximizar el potencial del agua residual como fuente de recursos y dejar de considerarla como un mero residuo. La necesidad de reducir los impactos negativos sobre el medio ambiente es otro motor clave para sustituir el modelo actual de tratamiento de las aguas residuales por un modelo más sostenible. En este sentido, la reducción de la demanda energética es clave para reducir estos impactos sobre el medio ambiente.

La reutilización de las aguas regeneradas con contenido en nutrientes para fines agrícolas (fertirrigación o irrigación agrícola) no sólo permite reducir el impacto ambiental asociado al agotamiento de los recursos abióticos y minerales sino la recuperación de los recursos tan limitados de fósforo que suelen estar localizados en regiones conflictivas que reducen su disponibilidad y consecuentemente aumenta su coste. Con respecto a la recuperación del nitrógeno para fines agrícolas supone una reducción de costes a nivel mundial al estar asociado a la producción de fertilizantes en base amoníaco con un elevado consumo energético. Por lo tanto, esta reutilización de agua no sólo sirve para recuperar nutrientes sino como se ha comentado anteriormente permitiría reducir el estrés hídrico tan alto del estado español y supondría un ahorro sobre el consumo total de agua del país.

Por lo tanto, el estrés hídrico del estado español, la explotación de nuevas fuentes de recursos, las restricciones legislativas del uso del agua y la valorización energética que ofrece el agua residual, hacen que se desarrollen y se expandan nuevas tecnologías más sostenibles. En este sentido, los tratamientos anaerobios y sobretodo los tratamientos anaerobios con el uso de membranas constituyen una alternativa para convertir el sector tradicional de tratamiento de aguas en un sector basado en procesos de recuperación de



recursos a partir del agua residual, cambiando el modelo de negocio en el contexto de la economía circular (Chiva Vicent et al., 2018).

1.3 Tratamientos convencionales de las aguas residuales urbanas

Las aguas residuales urbanas (ARUs) son sometidas a diferentes tratamientos físicos, químicos y biológicos con el fin de evitar o reducir la concentración de los contaminantes presentes en el agua residual previo a su vertido al medio receptor. Entre los principales contaminantes presentes en las ARUs destacan los sólidos suspendidos (SS), la materia orgánica soluble (fácilmente biodegradable), la materia orgánica suspendida (lentamente biodegradable), nutrientes (nitrógeno y fósforo principalmente), contaminantes emergentes, metales pesados, gases disueltos (CH_4 , H_2S , etc.) y microorganismos patógenos (bacterias, virus y protozoos) como la *Salmonella*, *Escherichia Coli*, *Legionella*, *Vibrio* y *Mycobacterium*, entre otros.

Los tratamientos físicos son los que producen cambios en la calidad del agua mediante la aplicación de fuerzas físicas, destacando los siguientes en una EDAR: enrejados gruesos y finos; mezclado; aireación; floculación; sedimentación; flotación; filtración; procesos de membranas; y radiación ultravioleta (proceso físico de desinfección)

Con respecto a los tratamientos químicos, los cambios en la calidad del agua se producen por medio de reacciones químicas, habitualmente mediante la adición de productos químicos al agua a tratar. Entre los más destacados en el tratamiento de las aguas residuales urbanas, se destacan los siguientes procesos químicos: precipitación química; coagulación; y desinfección.

Por otro lado, actualmente los procesos biológicos se están utilizando para la eliminación de la materia orgánica, la oxidación del nitrógeno amoniacal (nitrificación), la eliminación del nitrógeno en forma de nitrato mediante su conversión a nitrógeno gas (N_2) mediante el proceso de desnitrificación o la eliminación biológica del fósforo. De forma general, los procesos biológicos se pueden clasificar en dos tipos:

- Procesos biológicos de cultivo en suspensión: fangos activados, lagunas aireadas y lagunaje, eliminación biológica de nutrientes y tratamiento de fangos para su estabilización (aerobios o anaerobios).

- Procesos biológicos de soporte sólido: filtros percoladores (lechos bacterianos), contactores biológicos rotativos (RBC) como los sistemas de biocilindros y biodiscos, lechos de turbas (combinan procesos físico-químicos, filtración y adsorción, con procesos biológicos), filtros verdes y procesos anaerobios de biomasa fija.

En la Tabla 1 se muestra una clasificación de los procesos biológicos de cultivo en suspensión:

Tabla 1. Procesos biológicos de cultivo en suspensión. Fuente: (Ferrer Polo, 2018)

Tipo de proceso	Aerobio; Anóxico; Anaerobio
Tipo de reactor	Flujo continuo: de pistón, mezcla completa y flujo disturbado
	Flujo discontinuo
Diagrama de flujo	Con recirculación o sin ella. Esquemas diferentes en los procesos especiales (oxidación por contacto, cámaras separadas, etc)
Carga másica	Alta carga; Convencional; Aireación prolongada (oxidación total)

Entre los procesos biológicos de cultivo en suspensión, el proceso de fangos activados es el más utilizado como tratamiento secundario en una EDAR. La tendencia actual es incluir dentro de los fangos activados a los procesos de eliminación de materia orgánica como de nutrientes mediante la recirculación de los fangos. De manera general, son procesos aerobios en suspensión líquida con recirculación de la biomasa y llevan incorporados un sistema de separación como se muestra en la Figura 2:

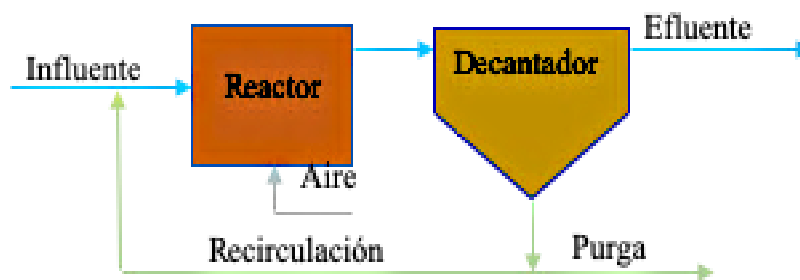


Figura 2. Esquema del proceso de fangos activados. Fuente: (Elaboración propia)

Los microorganismos que han de separarse del sistema para mantener un proceso estable se denomina fangos en exceso (purga). Estos fangos en exceso y los que se reciclan como se muestra en la Figura 2 se denominan “fangos activados” y contienen los microorganismos que llevan a cabo la depuración biológica del agua residual.

A continuación, a modo de ejemplo, en la Figura 3 se muestra un esquema convencional con digestión anaerobia de una EDAR urbana donde se diferencian dos

líneas de tratamiento: la línea de aguas y la línea de fangos. El esquema de tratamiento convencional está formado por una etapa de pretratamiento, formada por rejillas y tamices (desbaste), desarenadores y desengrasadores; una etapa de tratamiento primario, formada por los decantadores primarios que puede ir acompañada de un físico-químico previo; una etapa de tratamiento secundario, formada por el tratamiento biológico donde se produce la estabilización parcial o total de la materia orgánica (anteriormente descritos) y decantación secundaria; y una etapa de tratamiento terciario (que se desarrolla más adelante) cuando se requiera un tratamiento más riguroso para la eliminación de contaminantes emergentes, metales pesados, reducción de SS, reducción de turbidez, reducción de nutrientes o eliminación de bacterias y virus. Con respecto al tratamiento de fangos procedentes de la decantación primaria y secundaria, suele estar formada por una unidad de espesamiento, una estabilización de los fangos por vía aerobia o anaerobia y una deshidratación final previa a su disposición final (uso agrícola, vertedero, compostaje, etc.).

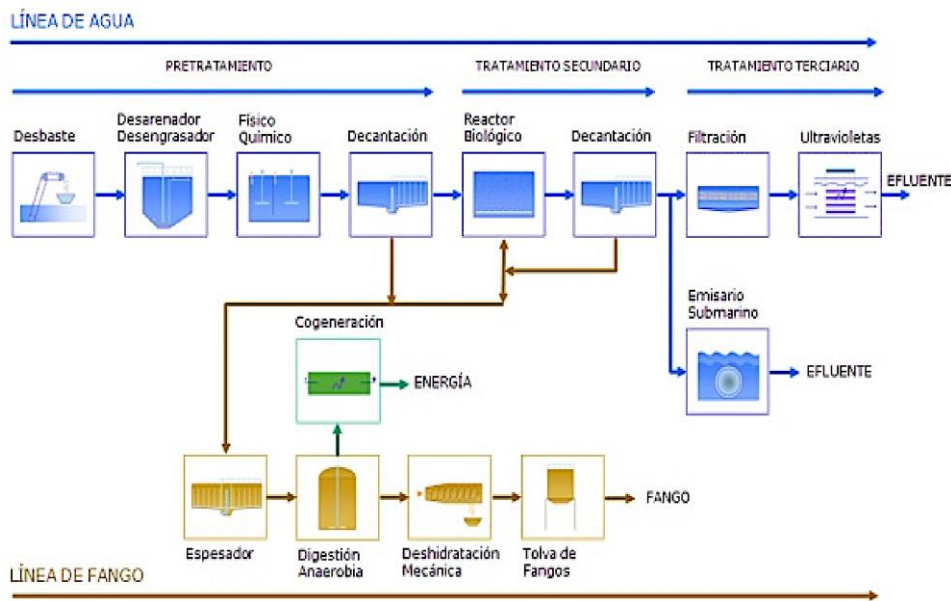


Figura 3. Esquema de una EDAR convencional con digestión anaerobia de fangos. Fuente: (EPSAR, C.V)

De manera general, atendiendo a la clasificación de la carga másica expuesta en la Tabla 1, el proceso convencional descrito anteriormente suele aplicarse en plantas grandes trabajando con un TRC entre 5-15 días, un TRH entre 4-8 horas y una concentración de sólidos de 2,5-4,5 kg SST/m³ en un reactor de mezcla completa. Por su parte, el proceso de oxidación total, desde un punto de vista económico, se utiliza de manera general para plantas de menor tamaño sin el uso de los decantadores primarios

(generalmente para poblaciones de hasta 25.000 habitantes y caudales menores a 10.000 m³/día), en las que el mayor tamaño del reactor de la línea de aguas es compensado por la mayor simplicidad de explotación y gestión, puesto que se elimina la mayor parte de la línea de fangos quedando reducida a la unidad de espesamiento y deshidratación, consiguiendo unos fangos estabilizados (SSVB < 35%). En el proceso de oxidación total se requieren unos TRC elevados en torno a 20-30 días y un TRH entre 18-36 horas para mantener una concentración de sólidos totales en el reactor entre 3-6 kg SST/m³. En este tipo de procesos los microorganismos compiten por el alimento existente utilizando incluso su propia masa celular. Esta situación altamente competitiva da lugar a un efluente tratado con una baja producción de fangos. Finalmente, en los procesos de carga másica alta, no se obtienen los mismos niveles de calidad que los anteriores, por lo que no son utilizados en el tratamiento de aguas residuales urbanas y suelen utilizarse como pretratamiento de determinados efluentes industriales. (Ferrer Polo, 2018). En la Figura 4 se muestra una planta de tratamiento mediante un proceso de oxidación total (aireación prolongada) para un caudal de tratamiento de diseño de 8.140 m³/día.



Figura 4. Esquema de una EDAR de aireación prolongada. Fuente: (EPSAR, C.V.)

1.4 Tratamientos anaerobios de las aguas residuales urbanas

Los procesos biológicos aerobios tienen un elevado consumo energético asociado a los requerimientos de oxígeno por parte del sistema de aireación y al bombeo necesario del agua residual. En una EDAR convencional, los costes de aireación del sistema de fangos activados pueden llegar a ser de hasta el 50 % de los costes de explotación global de la EDAR. De hecho, según el estudio del Instituto de Diversificación y el Ahorro de la Energía (IDAE) de España, el consumo energético medio de depuradoras de aguas



residuales urbanas es de $0,67 \text{ kWh/m}^3$ (Viruela Navarro, 2017). En este sentido, los procesos biológicos anaerobios presentan ciertas ventajas con respecto a los aerobios:

- Reducción en las necesidades de espacio.
- Obviamente no consumen energía en el sistema de aireación al no requerirlos.
- Reducción en la producción de fango hasta un 90 % debido a la menor tasa de crecimiento de las bacterias anaerobias y, además, el fango resultante suele estar adecuadamente estabilizado.
- Menores emisiones de CO_2 y, en consecuencia, menor impacto ambiental.
- Reducción en consumo de energía (1 kWh/kg DQO eliminada).
- Altas cargas de DQO: 20-35 kg DQO por m^3 de reactor y día, requiriendo menor volumen
- Producción de energía: en torno a 13,5 MJ CH_4/kg DQO eliminada, dando una producción eléctrica de 1,5 kWh (asumiendo un 40 % de eficiencia). Además, se puede reutilizar la energía calorífica mediante intercambiadores de calor.
- Posibilidad de reutilización de nutrientes (NH_4^+ y PO_4^{3-}).

No obstante, también hay que citar algunas desventajas de los procesos anaerobios como podrían ser las siguientes (Chiva Vicent et al., 2018):

- Largos periodos de puesta en marcha. Cuando no existen inóculos adecuados, la puesta en marcha de los procesos anaerobios suele prolongarse en comparación con los procesos aerobios. Por otro lado, tras la puesta en marcha, se suelen requerir tiempos elevados de retención celular.
- Extracción de metano disuelto en el efluente. Una fracción del metano producido permanece disuelto en el efluente, de modo que será necesario su recuperación para evitar su emisión a la atmósfera.
- Corrosión y malos olores. La reducción del sulfato a sulfuro por parte de las bacterias sulfatoreductoras puede ocasionar problemas de corrosión a los equipos y malos olores.
- En general, resulta necesario aplicar un post-tratamiento al efluente generado para cumplir con los requisitos de vertido.
- En los sistemas anaerobios con membranas hay que considerar el ensuciamiento de las mismas, pudiendo ser uno de los factores limitantes a considerar. El bioensuciamiento de las membranas reduce progresivamente su permeabilidad

provocando una reducción del rendimiento global del sistema y un incremento del consumo energético.

En el esquema que se presenta en la Figura 5 se observa la comparación de los procesos aerobios frente a los anaerobios con respecto a los requerimientos de aireación, producción de fangos y conversión de la materia orgánica del agua residual urbana:

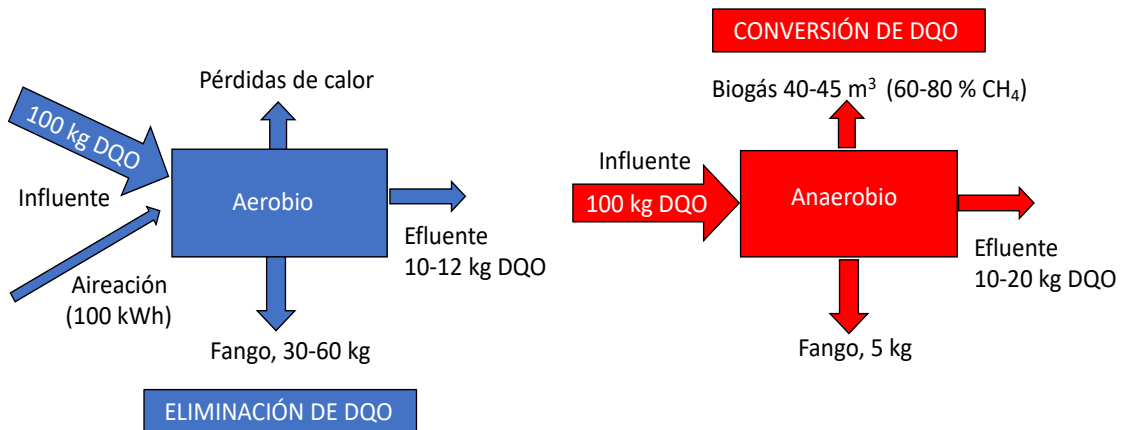


Figura 5. Comparación procesos aerobios vs procesos anaerobios.

Entrando más en detalle en la descripción de los procesos anaerobios, se define como tal cuando en el medio no está presente ni el oxígeno ni el nitrato y está llevado por una multitud de microorganismos que actúan de forma simbiótica. Los principales microorganismos son bacterias que en su mayoría son estrictamente anaerobias, por lo que la presencia de oxígeno en el medio provoca su desaparición (b. metanogénicas). El proceso biológico anaerobio tiene lugar en las siguientes etapas (Ferrer Polo, 2018):

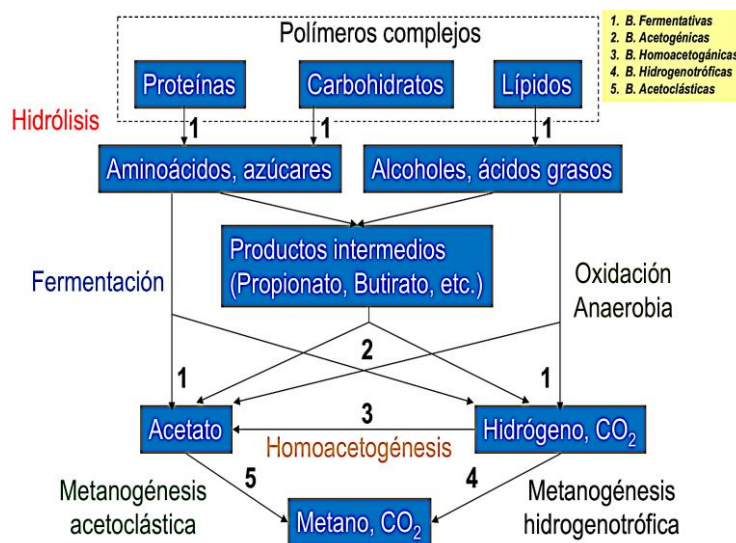


Figura 6. Transformación que tiene lugar en los procesos anaerobios



A continuación, se describen los principales procesos de la Figura 6:

1) Hidrólisis

Representa la etapa limitante del proceso por ser la más lenta. La materia orgánica suspendida debe ser solubilizada antes de poder ser consumida por las bacterias y, además, las moléculas orgánicas de mayor tamaño y peso molecular deben ser transformadas en otras más pequeñas y simples para facilitar su transporte a través de la membrana celular. Las transformaciones hidrolíticas son catalizadas por las enzimas extracelulares sintetizadas por las bacterias. Fundamentalmente lo llevan a cabo las bacterias acidogénicas.

2) Acidogénesis

La etapa de acidogénesis o fermentación representa la transformación de la materia orgánica compuesta por moléculas de tamaño pequeño, fundamentalmente disuelta, en un conjunto de ácidos volátiles de cadena corta (propiónico, butírico, acético...), gases (CO_2 , N_2 y H_2), nuevas células y otros productos.

3) Acetogénesis

Este proceso es llevado a cabo por las bacterias acetogénicas y consiste en la conversión de los ácidos grasos volátiles a acetato e hidrógeno. Las dos rutas para la producción de acetato son: produciendo acetato a partir de ácidos grasos volátiles, lactato, propionato y alcoholes (deshidrogenación acetogénica), o sintetizándolo a partir de hidrógeno y dióxido de carbono (hidrogenación acetogénica). La deshidrogenación acetogénica, al igual que en la acidogénesis, están limitadas por la concentración de hidrógeno.

4) Metanogénesis

La etapa de metanogénesis comprende la formación de metano a partir de acético y a partir de hidrógeno. La transformación a partir del acético lo llevan a cabo las bacterias metanogénicas acetoclásticas produciéndose metano y dióxido de carbono; la transformación a partir hidrógeno y dióxido de carbono lo llevan a cabo las bacterias hidrogenotróficas produciendo metano y agua. Habitualmente dos terceras parte del metano producido procede del ácido acético y el resto del hidrógeno.



Hay que destacar la sinergia existente entre las bacterias metanogénicas que consumen hidrógeno y las bacterias productoras de hidrógeno porque son éstas las que les proporcionan el sustrato necesario para su crecimiento. De este modo, únicamente cuando las bacterias metanogénicas mantienen la concentración de hidrógeno lo suficientemente baja, las bacterias que lo producen pueden crecer. Por lo tanto, es muy importante mantener la presión parcial de hidrógeno en 10^{-4} atm o inferior para que las reacciones sean termodinámicamente favorables y puedan tener lugar. Otros inhibidores del proceso anaerobio son el nitrógeno amoniacal, los ácidos grasos volátiles (AGV), cationes metálicos ligeros y sulfuro.

Por otro lado, entre los parámetros más importantes en el proceso anaerobio, hay que destacar a la temperatura, el pH, la alcalinidad y la relación AGV/alcalinidad. Con respecto a la temperatura, en los procesos anaerobios existen dos óptimos de temperatura donde el proceso se ve favorecido: intervalo mesofílico (30-38 °C) e intervalo termofílico (45-65 °C). No obstante, a temperaturas inferiores a 25 °C pueden crecer los microorganismos psicofílicos aunque la tasa de crecimiento es baja (Giménez García, 2014). Con respecto al pH, hay que mencionar que las bacterias metanogénicas son muy sensibles al pH, disminuyendo drásticamente su velocidad de crecimiento a partir de pH menor a 6 y, el proceso estaría totalmente inhibido a pH igual o inferior a 5,5. El rango óptimo de pH para las bacterias metanogénicas estaría entre 6 y 8. También en el proceso anaerobio hay que tener presente la alcalinidad, jugando un papel fundamental puesto que en el proceso de fermentación se produce una disminución del pH que podría acidificar el proceso, pudiéndose compensar con una alcalinidad elevada. En aguas con baja alcalinidad podría inhibirse el proceso. En este sentido, una relación AGV/alcalinidad constante por debajo de 0,25 mantendría la capacidad tamponante del proceso, a partir de relaciones entre 0,3-0,4 podría causar problemas y relaciones superiores a 0,8 inhibiría totalmente el proceso. El intervalo óptimo de alcalinidad estaría entre 2000-2500 mg CaCO_3 y en condiciones estables las concentraciones de ácidos volátiles están en el intervalo 100-300 mg/l (Ferrer Polo, 2018).

Finalmente, antes de describir los diferentes tratamientos anaerobios existentes, habría que destacar el papel que juegan las bacterias sulfato-reductoras en los procesos anaerobios. En aguas residuales con elevadas concentraciones de sulfato, las bacterias sulfato-reductoras compiten con las bacterias fermentativas o acidogénicas por los

productos de la hidrólisis, con las bacterias acetogénicas por sustratos intermediarios como los AGV y alcoholes y, con las bacterias metanogénicas por los sustratos menos complejos como el hidrógeno y el acetato. Como consecuencia de esta competencia, el rendimiento del metano y sulfuro se verá afectado. Existen muchos factores ambientales como el pH, la temperatura, la inhibición por sulfuros, la concentración de materia orgánica, la concentración de sulfato, metales traza, nutrientes, etc, que influirían en la competencia de estas bacterias (Patidar & Tare, 2005).

Los procesos anaerobios son muy antiguos para el tratamiento de las aguas residuales, pero fueron considerados ineficaces y lentos, debido a las tasas de crecimiento tan bajas de las bacterias anaerobias para poder tratar los volúmenes tan grandes de las aguas residuales. Por este motivo, los tratamientos anaerobios a gran escala sólo se aplican para la estabilización del fango y el tratamiento de aguas residuales industriales (Viruela Navarro, 2017). No obstante, en la actualidad está creciendo la investigación de nuevas tecnologías que permiten la implantación a escala industrial de los procesos de degradación de materia orgánica. Estos sistemas de tratamiento se pueden clasificar en:

- Filtros anaerobios (AF, sus siglas en inglés)
- Reactor anaerobio de lecho granular expandido (EGSB, sus siglas en inglés)
- Reactor anaerobio de lecho fluidizado (AUFB, sus siglas en inglés)
- Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB, sus siglas en inglés)
- Biorreactor anaerobio de membranas (AnMBR, sus siglas en inglés)

1.4.1 Filtros anaerobios (AF)

Los filtros anaerobios son reactores de soporte sólido que consisten en un recipiente cuyo interior está relleno de un material inerte sobre el cual los microorganismos anaerobios pueden quedar adheridos. A medida que el crecimiento de las bacterias resulta excesivo o cuando se mueren, se desprenden del soporte y abandonan el filtro como fangos en exceso. Los principales inconvenientes que presentan son los típicos de un reactor de lecho fijo: creación de caminos preferenciales, taponamientos en los distribuidores y sobre todo de colmatación por sólidos. Por ello, su aplicación más adecuada es para aquellas corrientes con bajos contenidos en sólidos en suspensión. A pesar de que estaba indicado para tratar afluentes de baja carga, mediante una recirculación del efluente de salida permite tratar afluentes más concentrados. Con el filtro se obtienen rendimientos

de depuración muy elevados, pudiendo trabajar con cargas de 10-12 kg DQO/m³/día con elevadas recirculaciones y obteniendo elevados rendimientos de metano por volumen de reactor. Esto se debe a los elevados tiempos de retención celular que se emplean (Ferrer Polo, 2018).

Otros inconvenientes de estos sistemas radican en la necesidad de incorporar medios de soporte para la inmovilización de la biomasa en el sistema, los elevados tiempos de puesta en marcha y los bajos rendimientos en la eliminación de patógenos (Srinivasa Raghavan et al., 2017). Sin embargo, los costes bajos de explotación y mantenimiento asociados al proceso favorecen su uso para pequeñas y medianas poblaciones, así como para la reducción de carga contaminante de determinadas corrientes (Libhaber & Orozco-Jaramillo, 2012).

1.4.2 Reactor anaerobio de lecho fluidizado (AUFB)

En este tipo de reactores anaerobios los soportes sobre los que se han fijado las bacterias se fluidizan mediante el caudal afluente. Estos soportes pueden estar constituidos por arena o por carbón activado, existiendo además diversos tipos patentados en el mercado. En este tipo de reactores, la expansión del lecho se controla mediante la velocidad del agua. El gas producido puede provocar problemas de espumas y flotación en la parte superior del reactor, pudiendo dar lugar a pérdidas de las partículas fluidizadas junto con el efluente tratando. En el tratamiento de aguas residuales de industrias de fabricación de cervezas se está utilizando con éxito (Ferrer Polo, 2018).

1.4.3 Reactor anaerobio de flujo ascendente (UASB)

Dentro de los reactores de biomasa fija, el reactor anaerobio de flujo ascendente, en particular el conocido como UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket), es el sistema anaerobio de alta carga que ha tenido un desarrollo más importante para el tratamiento de aguas industriales de industrias agroalimentarias con importantes contenidos en azúcares o almidón. En industrias azucareras se ha mostrado una elevada eficacia y estabilidad del sistema (Ferrer Polo, 2018).

En este sistema anaerobio se forma un manto denso de lodos en la parte más profunda del reactor, donde se produce el proceso biológico. El manto se forma tanto por la acumulación de sólidos suspendidos del afluente como por el crecimiento de los



microorganismos. El agua residual a tratar se hace circular en dirección ascendente a través del manto que contiene la biomasa, garantizando de esta manera un contacto óptimo entre la biomasa y el agua residual. Por otro lado, el biogás que se genera forma las burbujas que al desprenderse generan turbulencias que favorecen el contacto mencionado. Las principales ventajas de este sistema son (Chiva Vicent et al., 2018):

- Sistema simple con bajos costes de diseño y explotación
- Presenta una gran tolerancia a las fluctuaciones producidas por los cambios en las condiciones de operación (Álvarez et al., 2006)
- El diseño de este sistema anaerobio facilita la adhesión natural de los microorganismos en flóculos y gránulos que hace aumentar su sedimentabilidad y favorece la inmovilización de la biomasa en el sistema
- Rendimientos elevados con respecto a los compuestos orgánicos, incluso a TRH bajos, sin tener que añadir elementos mecánicos, contribuyendo al bajo coste y simplicidad
- La formación de gránulos permite la retención de los microorganismos, reduciendo el tiempo de tratamiento a días o incluso a pocas horas

No obstante, este sistema anaerobio también presenta algunos inconvenientes como son los bajos rendimientos de eliminación de materia orgánica, nutrientes y patógenos (Ince et al., 2005). En consecuencia, se requieren tratamientos posteriores para evitar la contaminación al medio receptor. Por lo tanto, el éxito de este tipo de sistemas dependerá de la elección de estos post-tratamientos que aseguran una elevada calidad del efluente con respecto a los patógenos y una elevada recuperación de recursos tales como nutrientes o energía en forma del biogás generado (Khan et al., 2011).

1.4.4 Reactor anaerobio de lecho granular expandido (EGSB)

El reactor anaerobio de lecho granular expandido, EGSB de sus siglas en inglés, es una variante del sistema UASB para el tratamiento anaerobio de aguas residuales que permite solucionar los problemas de caminos preferenciales y la existencia de zonas muertas existentes en el reactor UASB y, como consecuencia de ello, se producía una mezcla interna insuficiente. Es por ello, que con el reactor EGSB, se introdujo la recirculación de una fracción del efluente unido a una alta relación altura/diámetro, permitiendo establecer elevadas velocidades ascensionales (superiores a 4 m/h) capaces

de producir la expansión y fluidizar el lecho granular. De este modo, se evita la formación de los caminos preferenciales y zonas muertas y se promueve un mayor contacto de la biomasa y el agua residual (Fuentes et al., 2011). El rendimiento de eliminación y estabilidad del proceso dependerá de la retención de la biomasa, debiendo controlar muy bien la expansión del lecho. Con todo esto, las principales ventajas de los reactores EGSB frente a los reactores UASB son (Chiva Vicent et al., 2018):

- Mayor velocidad ascensional, ejerciendo un mejor mezclado, contribuyendo a mejorar la transferencia de materia y la actividad biológica de los microorganismos, así como el transporte de los sustratos hacia los flóculos
- Se pueden tratar elevadas cargas, incluso en condiciones psicrófilicas
- La recirculación del efluente produce un efecto de dilución que permite tratar aguas residuales con elevadas concentraciones de lípidos y componentes tóxicos
- Posibilidad de tratar aguas residuales de baja carga, como las aguas residuales urbanas

No obstante, en el sistema anaerobio EGSB, debido a la mayor velocidad ascensional, se dificulta la retención completa de los sólidos (Mao et al., 2015).

1.4.5 Biorreactor anaerobio de membranas (AnMBR)

En la actualidad, debido al incremento necesario de la reutilización de las aguas residuales, que está regulado en el estado español por el Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, se requieren conseguir unos niveles de eficiencia cada vez más elevados con respecto a determinados parámetros como los sólidos suspendidos, turbidez, patógenos, contaminantes emergentes, etc. Es decir, ha aumentado este nivel de exigencia para conseguir una calidad del agua muy alta que la haga factible para reutilizarla en determinados usos y contribuir en la economía circular del sector del agua. Por este motivo está cobrando mucho interés el desarrollo de tecnologías avanzadas que permitan obtener unas elevadas tasas de depuración. En este sentido, está creciendo la aplicación de la tecnología de las membranas como sistema de filtración en las plantas de depuración de las aguas residuales.

Los últimos desarrollos de una nueva generación de membranas de ultrafiltración (UF) y microfiltración (MF) más productivas y menos costosas han hecho que surgiera un nuevo concepto de tratamiento biológico: el biorreactor anaerobio de membranas

(AnMBR), el cual ofrece una serie de ventajas con respecto a los tratamientos convencionales. Entre estas ventajas destacan la fiabilidad, compacidad, y la excelente calidad del agua tratada. La alta calidad y desinfección de los patógenos que se alcanza en el efluente final permite su aplicabilidad en numerosos fines, como el tratamiento y reutilización de aguas residuales industriales y urbanas, y el tratamiento de lixiviados de vertederos. Por lo tanto, los sistemas de membranas actualmente se aplican en los siguientes campos (Ferrer Polo, 2018):

- Sistema de separación de sólidos en el tratamiento secundario de aguas residuales, sustituyendo al decantador secundario. A esta aplicación se denomina biomembranas
- Tratamiento terciario de aguas residuales, eliminando la turbidez, restos de sólidos suspendidos, parásitos y la mayoría de las bacterias presentes en el efluente del decantador secundario
- Tratamiento de los lixiviados de los vertederos de residuos sólidos urbanos

A pesar de no ser una tecnología madura con respecto a los MBR aerobios (altamente implantados en la industria a nivel mundial), el sistema AnMBR puede dar el salto hacia la sostenibilidad del agua residual, ampliando la aplicabilidad de la biotecnología anaerobia al tratamiento de las aguas residuales de baja carga (ARUs) o a condiciones como la temperatura ambiente de operación. Esta tecnología combina las ventajas del tratamiento anaerobio con respecto a la baja demanda energética gracias a la producción de una corriente de biogás rica en metano, con los beneficios de la tecnología de membranas como son el efluente de elevada calidad y las necesidades de espacio reducidas (Chiva Vicent et al., 2018). En la actualidad se están publicando una gran cantidad de artículos científicos que demuestran el interés por el estudio de su aplicabilidad para el tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Entrando más en detalle, un AnMBR se describe como la combinación de dos procesos, degradación biológica y separación, en un único proceso, donde los sólidos en suspensión y los microorganismos responsables de la biodegradación son separados del agua tratada mediante la unidad de filtración por membranas. La completa retención de la biomasa solventa los problemas derivados de las bajas tasas de crecimiento de la biomasa anaerobia a bajas temperaturas posibilitando por tanto su operación a temperatura ambiente, factor clave para la sostenibilidad tanto económica como

ambiental del proceso (Preteĳ et al., 2013). La membrana en sí misma está fabricada con un material que permite el paso de forma selectiva a algunos de los componentes físicos o químicos que componen una determinada corriente, o lo que es lo mismo, es más permeable a determinados componentes que pasan a su través (permeado), que a otros que quedan retenidos (concentrado). El objetivo principal de esta combinación de los dos procesos es minimizar el volumen de reacción necesario, gracias a la separación entre el tiempo de retención celular (TRC) y el tiempo de retención hidráulico (TRH) que se consigue mediante la retención de la biomasa. De esta manera, se consigue operar a TRC elevados sin necesidad de incrementar el volumen de reacción (Giménez García, 2014).

Con respecto a la configuración de un sistema AnMBR, existen tres tipos de configuraciones como se muestra en la Figura 7. La primera configuración consiste en membranas externas al reactor instaladas en un elemento específico de separación; la segunda configuración corresponde con las membranas sumergidas en el propio reactor; y la tercera configuración, que es la más comúnmente utilizada para el tratamiento de ARUs, consiste en un reactor anaerobio conectado a un segundo tanque anaerobio donde las membranas de UF o MF están sumergidas.

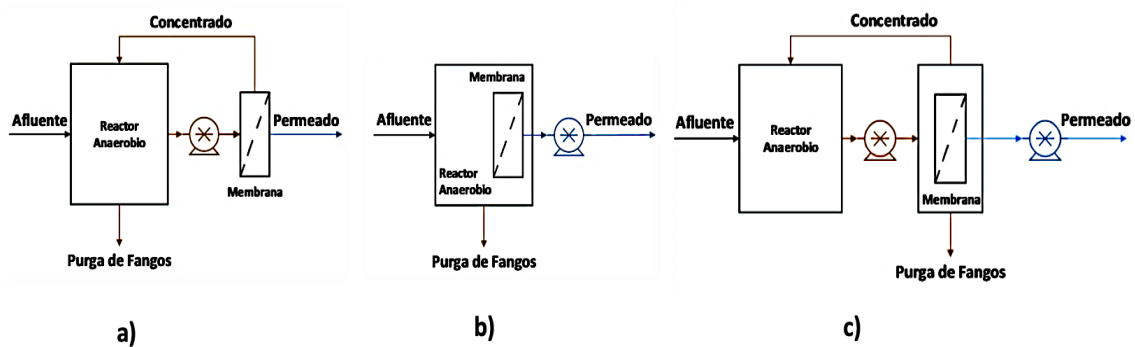


Figura 7. Configuraciones básicas de un AnMBR: a) con membranas externas de flujo tangencial; b) membrana sumergida en el propio reactor anaerobio; c) membranas sumergidas en un tanque externo. Fuente: (Giménez García, 2014)

En la configuración de flujo tangencial con membranas externas (Figura 7a), la separación está asociada a elevadas velocidades de flujo (caudales elevados) sobre la superficie de las membranas con el objetivo de reducir la acumulación de sólidos, lo cual conlleva un elevado consumo energético. En las configuraciones b) y c), las membranas se encuentran sumergidas en el licor mezcla, bien en el propio reactor (Figura 7b) o bien en un tanque externo (Figura 7c). En este tipo de configuraciones se requieren generar un gradiente de presiones para que el líquido pase a través de las membranas. Esto se

consigue mediante la presión hidrostática del líquido y/o la generación de un vacío en el lado del permeado (efluente). En estos casos se operan a presiones transmembrana (TPM) muy inferiores a la configuración de flujo tangencial, minimizando de este modo los consumos energéticos derivados del proceso de filtración.

Con respecto al grado de selectividad que ofrecen las membranas depende del tamaño de poro de las mismas, por lo que las membranas se pueden clasificar en: microfiltración ($> 0,05 \mu\text{m}$), ultrafiltración ($0,002 - 0,05 \mu\text{m}$), nanofiltración ($< 0,002 \mu\text{m}$) y ósmosis inversa ($< 0,001 \mu\text{m}$). En la Figura 8 se muestra la selectividad de las membranas en función del tamaño de poro donde se observa que las membranas de microfiltración pueden retener material particulado y algunas bacterias, las membranas de ultrafiltración retienen virus, bacterias y material particulado y, las más selectivas son capaces de retener iones monovalentes como el sodio (Na^+) o el potasio (K^+) (Giménez García, 2014).

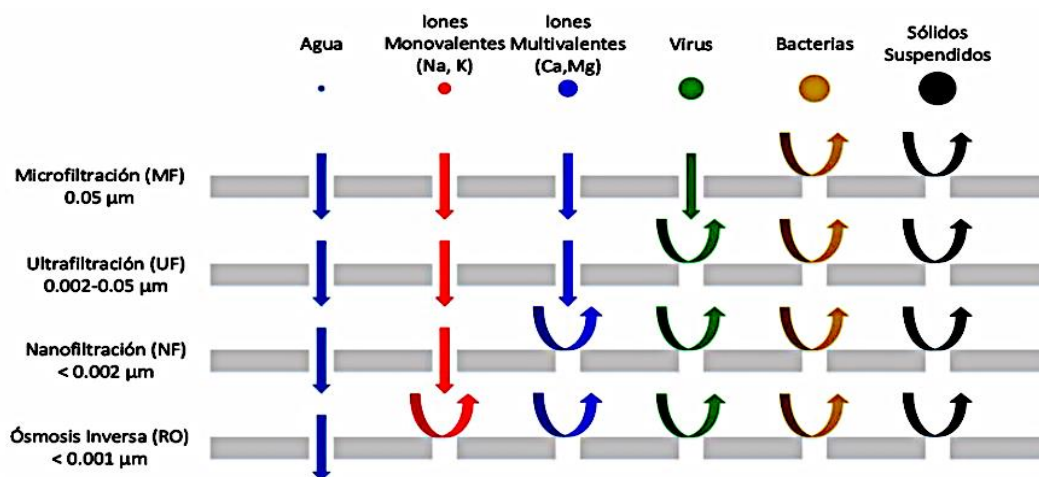


Figura 8. Clasificación de las membranas en función del tamaño de poro. Fuente: (Giménez García, 2014)

Atendiendo al tipo de membranas que más se ha implementado a escala industrial destacan las membranas de UF y MF de baja presión, siguiendo una configuración que permita la turbulencia y una facilidad en la limpieza periódica. En cuanto a su forma, las membranas más utilizadas son las del tipo tubular, placas planas y fibra hueca, como se muestran en la Figura 9 (Puga Usucachi, 2016). Entre ellas, las membranas de fibra hueca son las más empleadas en un gran número de instalaciones, con una configuración fuera-dentro (OUT-IN). De esta forma se minimiza la colmatación y oclusión de las membranas, ya que los sólidos suspendidos permanecen en el exterior de la membrana, y solamente el permeado deriva al interior de la fibra (Ferrer Polo, 2018).



Figura 9. Tipos de membranas utilizadas en los procesos MBR. Fuente: (Puga Usucachi, 2016)

Las principales ventajas del sistema AnMBR con respecto a otras tecnologías son:

- Desacoplamiento del TRC y TRH, posibilitando un incremento del TRC sin necesidad de aumentar el volumen de reacción
- Efluente de elevada calidad sin prácticamente sólidos suspendidos lo que facilita su reutilización con diversos fines (irrigación agrícola, uso urbano, recarga de acuíferos, etc). La filtración por membrana asegura una calidad en el agua tratada independientemente de la sedimentabilidad del fango, eliminando los problemas de bulking y espumas de origen filamentoso (Ferrer Polo, 2018)
- El efluente está prácticamente desinfectado dependiendo del tamaño de poro de la membrana seleccionada, requiriendo únicamente una desinfección de mantenimiento con cloro. Con membranas de ultrafiltración se eliminan sólidos en suspensión, bacterias y virus (**Figura 8**)
- La planta de tratamiento tiene un tamaño compacto ya que el biorreactor de membranas tiene unas necesidades mínimas de espacio y se elimina el espacio de los decantadores secundarios y del tratamiento terciario
- Permite reducir la demanda energética, el coste y el impacto ambiental asociados al tratamiento de aguas residuales urbanas gracias a factores tales como la reducción del volumen de fangos producidos, la reducción del consumo energético gracias a la ausencia de oxígeno para la eliminación de la materia orgánica, o la recuperación asociada a la producción de biogás, entre otros (Pretel et al., 2016a)
- Enfatizar el potencial de recuperación de nutrientes (amonio y fosfato) del efluente generado, o bien empleándolo directamente para irrigación con fines agrícolas (fertirrigación) como se ha comentado en apartados anteriores, o bien



utilizando tecnologías de post-tratamiento basadas en la recuperación de nutrientes cuando el uso directo del efluente generado sobre el terreno no sea posible (Chiva Vicent et al., 2018)

- Intensificación del proceso de eliminación de materia orgánica gracias a la retención de gran parte de los microorganismos presentes en el licor mezcla. Esta característica permite una mayor diversidad microbiológica, gracias a la retención de aquellas especies que presentan un crecimiento más lento o que no forman flóculos (Giménez García, 2014)

Sin embargo, a pesar de las continuas investigaciones y avances conseguidos, siguen existiendo algunos inconvenientes a superar para poder fomentar la inserción de la tecnología AnMBR en el sector, como podrían ser los siguientes (Chiva Vicent et al., 2018):

- Mejorar el balance energético y económico de la tecnología mediante mejoras en las estrategias de operación, la producción de materiales más económicos para la construcción de las membranas que permitan reducir su coste y la optimización de la economía de escala
- El ensuciamiento de las membranas puede llegar a ser un factor limitante para considerar, puesto que un inadecuado control del sistema de membranas puede acortar la vida útil de las mismas e incrementar los costes de explotación y mantenimiento. Por lo tanto, hay que avanzar en estas investigaciones
- Desarrollar nuevos y eficientes sistemas para la recuperación del metano disuelto en el efluente generado, con el objetivo tanto de evitar la descarga a la atmósfera del mismo, así como de mejorar el balance energético
- Evaluar y legislar el uso potencial del efluente generado con fines agrícolas. El uso directo del efluente generado para fertirrigación permitiría mejorar el balance medioambiental de la tecnología, además de mejorar significativamente el balance energético y económico del sector

1.5 Tratamientos de regeneración de las aguas residuales urbanas

En este apartado se analizan los tratamientos para la regeneración de las aguas residuales urbanas, es decir, el efluente de un tratamiento secundario es sometido a un tratamiento terciario con el fin de aumentar la calidad del agua por requerimientos normativos o por la necesidad de reutilizar en multitud de usos como: recarga de



acuíferos, sistemas agrícolas, usos industriales como la refrigeración, riego de parques y jardines, baldeo de calles, etc., evitando el uso de agua potable procedente de las reservas naturales en dichos usos. Esta actividad está regulada en el estado español por el RD 1620/2007 que asegura la calidad y seguridad de esta práctica. Teniendo en cuenta que el estado español cuenta con los niveles más altos de estrés hídrico entre los grandes países europeos y debido al creciente riesgo de desertización, resulta de vital importancia aumentar el consumo de las aguas regeneradas en todo el país para ir paliando poco a poco las futuras carencias hídricas. En la Figura 10 se muestran los niveles de reutilización en España por comunidades autónomas con datos del 2016 según recoge el último informe publicado por el Instituto Nacional de Estadística (INE) a finales de 2018. Se observa que Murcia reutiliza el 71,8 % de sus aguas residuales y la Comunidad Valenciana y Baleares reutilizan un 47,5 % y un 33% respectivamente. El resto de las comunidades reutilizan muy poco y destacan las comunidades de Extremadura, Navarra, la Rioja, Ceuta y Melilla, que no reutilizan nada. Además, las comunidades que presentan un estrés hídrico muy elevado como la comunidad autónoma de Andalucía deberían aumentar estos porcentajes de reutilización.

Por otro lado, en la Figura 11 se muestra una clasificación de los usos del agua según los datos del INE, observando los diferentes usos del agua dependiendo de una región u otra, pudiendo saber en que se basa la economía de una región en función de estos usos. Así, destaca el uso tan bajo del agua reutilizada en Andalucía teniendo en cuenta la alta actividad agraria en esta región. No obstante, esto va a depender de una infinidad de factores como pueden ser el precio del agua reutilizada o la ubicación de estos sistemas avanzados que no siempre se ubican en las cercanías de los cultivos y se instalen más cerca de las ciudades, aumentando por consiguiente otros usos como los servicios urbanos, los industriales, etc.



Figura 10. Datos reutilización aguas depuradas en España por CCAA. Fuente: (INE/LOCKEN, 2019)

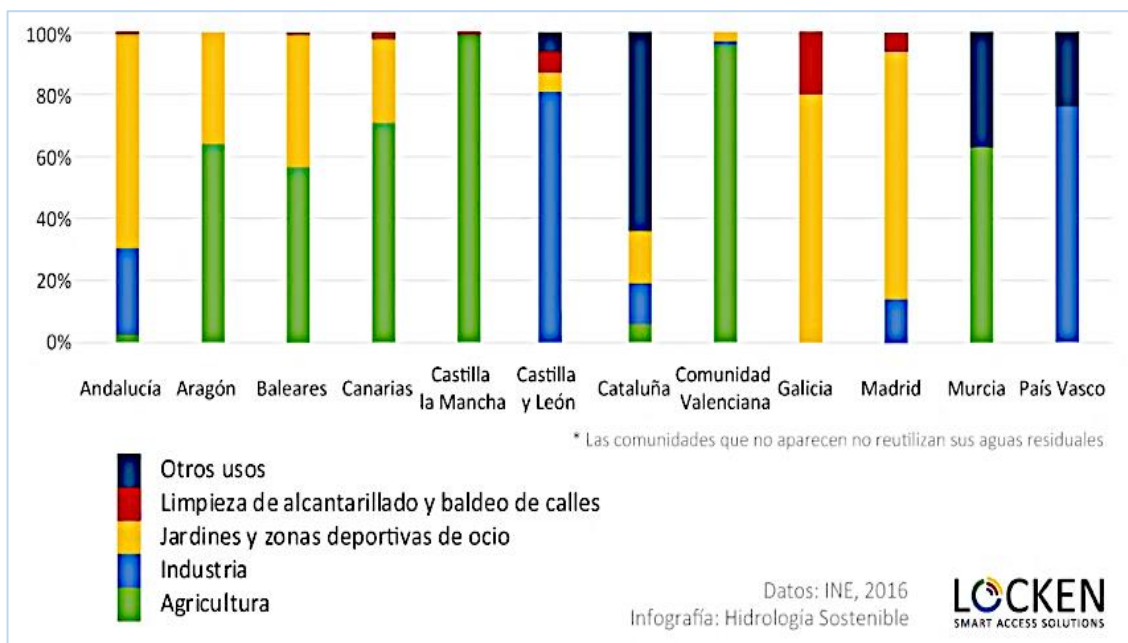


Figura 11. Usos del agua en España por CCAA. Fuente: (INE/LOCKEN, 2019)

En cuanto a los beneficios que ofrece la reutilización del agua regenerada se destacan los siguientes (Melgarejo, 2009):

1. Incremento de los recursos disponibles.
2. Recurso estable al estar condicionado por el abastecimiento y en zonas costeras este recurso aumenta en verano.
3. Es más barato que los trasvases o la desalinización, al consumir menos energía.

4. Con los tratamientos que se van a exponer, la calidad obtenida es suficiente para la mayoría de los usos, no teniendo ningún sentido usar otras fuentes de agua de mejor calidad para el riego u otras actividades a un coste excesivo.
5. Libera recursos de mejor calidad para el abastecimiento mediante el intercambio con los regantes y reservar agua potable para usos domésticos.
6. La utilización de aguas regeneradas permite reducir la explotación de acuíferos sobreexplotados o con problemas de intrusión, especialmente marina de zonas costeras.
7. Con el tratamiento adecuado proporcionan caudales ecológicos o volúmenes ambientales (como la EDAR de Pinedo en Valencia con unos 78 hm³/año para el regadío para la restauración medioambiental del Parque Natural de la Albufera)
8. Las aguas regeneradas aportan nutrientes en la agricultura y, como consecuencia de ello se reducen los consumos de fertilizantes.
9. Proporciona alternativas al vertido del agua depurada en zonas en que éste resulta complicado e incrementan la garantía sanitaria en aquellas zonas en las que ya venían siendo utilizadas las aguas residuales con inferior tratamiento para el riego. Además, mejoran la productividad de los cultivos, al eliminarse sustancias perjudiciales.
10. Contribuye a la depuración del agua cuando se utiliza como filtro verde, al eliminar sustancias más difícilmente biodegradables.
11. Eliminan la contaminación por vertido al dominio público cuando no hay una reutilización directa del agua regenerada.

Una vez descritas la multitud de ventajas que aportaría el incremento en el uso de las aguas regeneradas, se deben describir las tecnologías de tratamiento terciario de las aguas residuales para obtener una calidad adecuada al uso previsto. De esta manera, el tratamiento de regeneración tiene como objeto principal el reducir la cantidad de agentes patógenos que hayan podido sobrevivir a los tratamientos de depuración previos, así como reducir el nivel de sólidos en suspensión y turbidez, para adaptarse a las calidades mínimas exigidas para cada uso que se describen en la normativa. Por lo tanto, los tratamientos suelen ser de naturaleza físico-química o biológica y normalmente se sitúan a continuación del tratamiento secundario. En la Figura 12 se muestran las tecnologías más empleadas para la regeneración del agua residual:

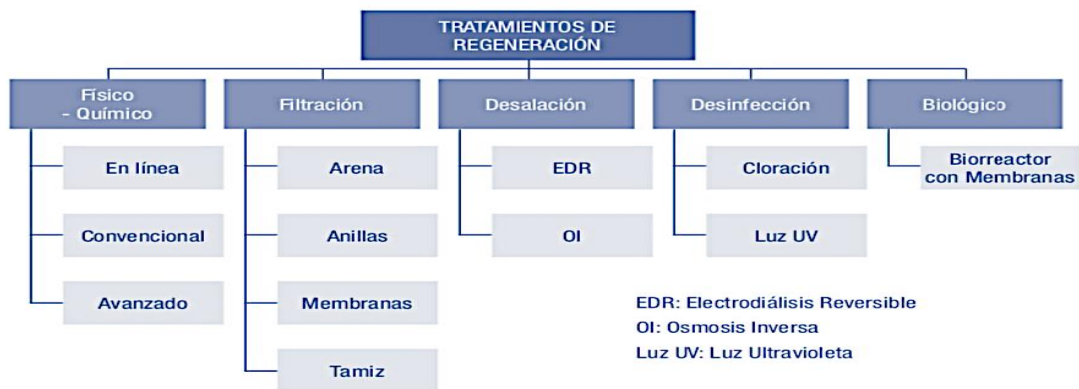


Figura 12. Tecnologías de regeneración de las aguas residuales urbanas más empleadas. Fuente: (Puig Infante et al., 2010)

Recogiendo todas las calidades del RD de reutilización según la calidad bacteriológica exigida, se han agrupado en 6 tipos de calidad (A, B, C, D, E y F), teniendo en cuenta fundamentalmente los límites indicados respecto a *Escherichia coli*, nemátodos intestinales y *Legionella spp.* De este modo, en la Figura 13 se han propuesto las líneas de tratamiento sin desalación en función de la calidad final exigible (Puig Infante et al., 2010):

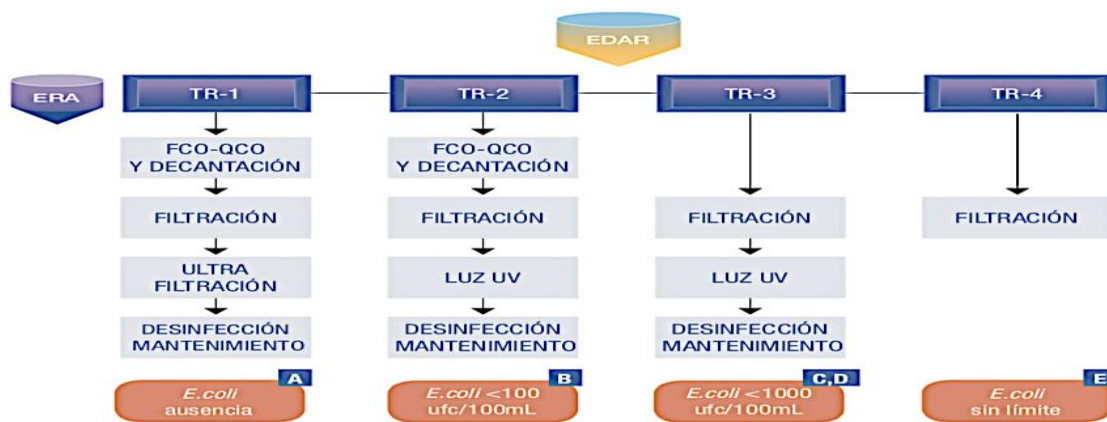


Figura 13. Tratamientos de regeneración sin desalación. Fuente: (Puig Infante et al., 2010)

Por lo tanto, a la vista del esquema representado en la Figura 12, los tratamientos de regeneración se pueden clasificar en 4 grupos: físico-químicos, los que realizan una separación líquido-sólido mediante un medio filtrante y, dentro de este grupo, destacan las membranas de microfiltración y ultrafiltración, los que reducen el contenido en sales del agua y, finalmente los tratamientos de desinfección que tienen por objetivo la eliminación de los microorganismos patógenos. En la Tabla 2 se resumen los rendimientos aproximados de eliminación con respecto a los principales parámetros descritos en el RD 1620/2007 para las tecnologías más utilizadas en el estado español (Iglesias Esteban, 2016).

Tabla 2. Rendimiento de las distintas tecnologías de regeneración. Fuente: (Iglesias Esteban, 2016)

Tipo de tratamiento	SS (% reducción)	Turbidez (% reducción)	<i>Escherichia coli</i> (reducción en u.log)
Físico-Químico			
Convencional	50-70	30-50	1-2
Lastrada	85-95	80-90	≥ 2
Filtración			
Arena (gravedad y presión)	60-80	30-50	< 1
Anillas	20-30	20-30	< 1
Lecho pulsante	75-85	40-50	< 1
Puente móvil	50-80	40-50	< 1
Dualsand	80-90 ⁽¹⁾	85-95	1-2
Dynasand	80-85 ⁽¹⁾	85-95	1-2
Filtro textil	60-80	30-50	< 1
Filtro de tamiz	40-50	30-50 ⁽²⁾	< 1
Filtración por membranas			
Microfiltración	90-95 (<1 mg/l)	96-98	3-4 ⁽³⁾
Ultrafiltración	90-95 (<1 mg/l)	96-98	> 6 (Ausencia) ⁽⁶⁾
Eliminación de sales			
Electrodialísis reversible ⁽⁴⁾	No reduce	No reduce	No reduce
Ósmosis inversa ⁽⁵⁾	100	-	> 6 (Ausencia) ⁽⁶⁾
Desinfección			
Radiación ultravioleta ⁽⁶⁾	-	-	4-6 ⁽⁷⁾
Hipoclorito sódico ⁽⁸⁾	-	-	4-6 ⁽⁹⁾
Ozono	-	-	6 (<10 ufc/100 ml)

⁽¹⁾ Con 4-5 ppm de cloruro férrico o policloruro de alúmina; ⁽²⁾ Con un influente menor de 15 ppm en SS; ⁽³⁾ Ausencia con una pequeña dosificación de hipoclorito sódico; ⁽⁴⁾ El influente debe tener como máximo 20 ppm de SS y 10 UNT de turbidez; ⁽⁵⁾ Influyente con índice de ensuciamiento (SDI) < 3; ⁽⁶⁾ El influente debe tener una turbidez < 15 UNT para garantizar el funcionamiento; ⁽⁷⁾ El valor de < 10 ufc/100 ml se consigue con tratamiento secundario + F-Q + filtración por arena; Con un tratamiento de regeneración mediante filtración se consigue: < 200 ufc/100 ml; ⁽⁸⁾ Fundamentalmente se usa como desinfección de mantenimiento; ⁽⁹⁾ Si se somete previamente a un F-Q + filtración por arena se puede conseguir < 10 ufc/100 ml.

Una vez expuestos los rendimientos aproximados de las distintas tecnologías de regeneración, hay que destacar que en el estado español la estación regeneradora (ERA) más extendida está compuesta por un tratamiento físico-químico con decantación lamelar seguida de una filtración por gravedad con lecho de arena y una desinfección mediante radiación ultravioleta (se le añade una dosificación posterior de cloro de mantenimiento para asegurar la desinfección de la red y la garantía de la calidad bacteriológica del agua regenerada hasta el punto de entrega). Esta línea de tratamiento puede alcanzar con regularidad un efluente regenerado con *Escherichia coli* < 100 ufc/100 ml, SS < 20 mg/l, turbidez < 10 UNT y huevos de nematodo < 0,1u/l, lo que permite su utilización para prácticamente todos los usos establecidos en el RD 1620/2007 de reutilización de las aguas residuales depuradas a excepción de las calidad 1.1 (residencial), calidad 3.2 (torres de evaporación y condensadores evaporativos y calidad 5.2 (recarga de acuíferos por inyección directa) (Iglesias Esteban, 2016).

1.6 Legislación ambiental aplicable a las aguas residuales urbanas

1.6.1 Normativa ambiental europea

En este apartado se describen las normativas europeas más importantes que afectan al tratamiento de aguas residuales urbanas donde destacan la Directiva 91/271/CEE, sobre el tratamiento de aguas residuales y la Directiva 2000/60/CEE, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

- *Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas*

En su artículo 3, se menciona que las “aglomeraciones urbanas” están en la obligación de disponer de un sistema de colectores para la recogida de las aguas residuales urbanas y, en segundo lugar, en los artículos 4 y 5, se menciona la obligación de someter a las aguas residuales a un tratamiento previo a su vertido a las aguas continentales o marinas. También menciona el tratamiento y vertido de las aguas residuales procedentes de determinados sectores industriales. El objetivo de la Directiva es proteger al medio ambiente de los efectos negativos de los vertidos de las mencionadas aguas residuales.

Con respecto al tipo de tratamiento que deben someterse las aguas residuales urbanas antes de su vertido al medio receptor, estos serán más o menos estrictos dependiendo del tipo de calificación que posea la zona afectada por los vertidos. Según la directiva, las zonas donde se efectúen los vertidos se califican como “zonas sensibles”, “zonas menos sensibles” o “zonas normales”. En este sentido, se consideran “zonas sensibles” a aquellas zonas que son eutróficas o que podrían llegar a ser eutróficas en un futuro próximo si no se adoptan medidas de protección. Las zonas “menos sensibles” serán consideradas como tal cuando el vertido de aguas residuales no tenga efectos negativos sobre el medio ambiente debido a la morfología, hidrología o condiciones hidráulicas específicas existentes en esa zona.

Por lo tanto, la Directiva especifica en el Cuadro 1 (Anexo I) los requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales sujetos a los artículos 4 y 5. Estos requisitos se detallan en la Tabla 3, aplicándose el valor de concentración o el porcentaje de reducción:

Tabla 3. Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas sujetos a lo dispuesto en los artículos 4 y 5 de la Directiva 91/271/CEE

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción ¹
DBO ₅ (a 20°C sin nitrificación) ²	25 mg O ₂ /l	70-90
		40 de conformidad con el apartado 2 del artículo 4
DQO	125 mg O ₂ /l	75
Total de sólidos en suspensión	35 mg/l	90
	35 de conformidad con el apartado 2 del artículo 4 (> 10.000 h-e)	90 de conformidad con el apartado 2 del artículo 4 (> 10.000 h-e)
	60 de conformidad con el apartado 2 del artículo 4 (2000-10.000 h-e)	70 de conformidad con el apartado 2 del artículo 4 (2000-10.000 h-e)

¹ Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada; ² Sustituible por carbono orgánico total (COT) o demanda total de oxígeno (DTO) o relación entre DBO₅ y parámetro sustitutivo

Para aquellas zonas declaradas como sensibles y que requieran de un tratamiento más riguroso, se deben cumplir los requisitos de la Tabla 4 que hacen referencia a la reducción del vertido de los nutrientes (nitrógeno y fósforo) y que se especifican como nitrógeno y fósforo totales. De este modo, según la situación local de la zona de vertido, se podrá aplicar uno o los dos parámetros, considerando el valor de concentración o el porcentaje de reducción.

Tabla 4. Requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles propensas a eutrofización tal como se identifican en el punto A a) del Anexo II

Parámetros	Concentración		Porcentaje mínimo de reducción ¹
	10.000-100.000 h-e	más de 100.000 h-e	
Fósforo total	2 mg P/l	1 mg P/l	80
Nitrógeno total ²	15 mg N/l	10 mg N/l	70-80

¹ Reducción relacionada con la carga del caudal de entrada; ² Nitrógeno Kjeldahl total (N orgánico + NH₄⁺), nitrógeno en forma de nitrato y nitrito

- *Directiva 2000/60/CEE del Parlamento Europeo y del Consejo, del 23 de octubre, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas*

El objetivo de la Directiva Marco del Agua (en adelante DMA), es establecer un marco comunitario común para la protección de las aguas superficiales continentales, las aguas de transición, las aguas costeras y las aguas subterráneas que:

- Previenga todo deterioro adicional y proteja y mejore el estado de los ecosistemas acuáticos y, con respecto a sus necesidades de agua, de los ecosistemas terrestres y humedales directamente dependientes de los ecosistemas acuáticos.
- Promueva un uso sostenible del agua basado en la protección a largo plazo de los recursos hídricos disponibles.



- c. Tenga por objeto una mayor protección y mejora del medio acuático, entre otras formas mediante medidas específicas de reducción progresiva de los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias prioritarias, y mediante la interrupción o la supresión gradual de los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias peligrosas prioritarias.
- d. Garantice la reducción progresiva de la contaminación del agua subterránea y evite nuevas contaminaciones.
- e. Contribuya a paliar los efectos de las inundaciones y sequías.

A su vez, la DMA debe contribuir de esta forma a:

- ⇒ Garantizar el suministro suficiente de agua superficial o subterránea en buen estado, tal como requiere un uso del agua sostenible, equilibrado y equitativo.
- ⇒ Reducir de forma significativa la contaminación de las aguas subterráneas.
- ⇒ Proteger las aguas territoriales y marinas.
- ⇒ Lograr los objetivos de los acuerdos internacionales pertinentes.

Por lo tanto, se podrían mencionar todos sus artículos que son de vital importancia para dar respuesta a la necesidad de unificar las actuaciones en materia de gestión de agua en la Unión Europea. De este modo, el reto principal de la DMA es tomar medidas para proteger las aguas tanto en términos cuantitativos como cualitativos y garantizar así su sostenibilidad futura. Además, la DMA permite establecer unos objetivos medioambientales homogéneos entre los Estados Miembros para las masas de agua y avanzar juntos en su consecución. Entre los aspectos más relevantes de la DMA en relación con la planificación hidrológica destaca la participación pública, las demarcaciones hidrográficas, estudios generales de las demarcaciones, zonas protegidas, programa de medidas y recuperación de costes.

Otras directivas europeas relacionadas con las aguas residuales son las siguientes:

- *Directiva 2001/42/CEE del Parlamento Europeo y del Consejo, del 27 de junio, relativa a la evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente (Evaluación Ambiental Estratégica).*
- *Directiva 2003/35/CE del Parlamento y del Consejo, de 26 de mayo de 2003, por la que se establecen medidas para la participación del público en la elaboración de determinados planes y programas relacionados con el medio ambiente y por la que se*



modifican, en lo que se refiere a la participación del público y el acceso a la justicia, las Directivas 85/337/CEE y 96/61/CE del Consejo-Declaración de la Comisión.

- *Directiva 2003/4/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 28 de enero de 2003, relativa al acceso del público a la información medioambiental y por la que se deroga la Directiva 90/313/CEE del Consejo*
- *Directiva 2004/35/CEE, sobre la responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños ambientales.*
- *Directiva 2010/75/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 24 de noviembre de 2010, sobre las emisiones industriales (prevención y control integrados de la contaminación.*
- *Directiva 2014/52/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, del 16 de abril, por la que se modifica la Directiva 2011/92/UE, relativa a la evaluación de repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente.*

1.6.2 Normativa ambiental estatal

- *Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas (transposición de la Directiva 91/271/CEE).*
- *Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, de desarrollo del Real Decreto-Ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.*
- *Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.*
- *Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Aguas.*
- *Real Decreto 606/2003, de 23 de mayo, por el que se modifica el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los Títulos preliminar, I, IV, V, VI y VIII de la Ley 20/1985, de 2 de agosto, de Aguas.*
- *Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.*
- *Real Decreto 1513/2005, de 16 de diciembre, por el que se desarrolla la Ley 37/2003, del 17 de noviembre, del Ruido, en lo referente a la evaluación y gestión del ruido ambiental.*



- *Real Decreto 524/2006, del 28 de abril, por el que se modifica el Real Decreto 212/2002, de 22 de febrero, por el que se regulan las emisiones sonoras en el entorno debidas a determinadas máquinas de uso al aire libre.*
- *Ley 27/2006, de 18 de julio, por la que se regulan los derechos de acceso a la información, de participación pública y de acceso a la justicia en materia de medio ambiente (incorpora las Directiva 2003/4/CE y 2003/35/CE).*
- *Real Decreto Ley 4/2007, de 13 de abril, por el que se modifica el texto refundido de la Ley de Aguas, aprobada por el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio.*
- *Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental.*
- *Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera.*
- *Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.*
- *Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental.*
- *Ley 9/2018, de 5 de diciembre, por la que se modifica la Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental, la Ley 21/2015, de 20 de julio, por la que se modifica la Ley 43/2003, de 21 de noviembre, de Montes y la Ley 1/2005, de 9 de marzo, por la que se regula el régimen del comercio de derechos de emisión de gases de efecto invernadero.*

1.6.3 Normativa ambiental autonómica

En este apartado se destaca la normativa ambiental más relevante en relación con la depuración de las aguas residuales de la Comunidad Autónoma de Andalucía debido a que el municipio de Nerja se ubica en la provincia de Málaga (Andalucía):

- *Orden de 14 de febrero de 1997, por la que se clasifican las aguas litorales andaluzas y se establecen los objetivos de calidad de las aguas afectadas directamente por los vertidos, en desarrollo del Decreto 14/1996, de 16 de enero, por el que se aprueba el Reglamento de calidad de las aguas litorales.*
- *Ley 18/2003, de 29 de diciembre, por la que se aprueban medidas fiscales y administrativas. Hace referencia al impuesto sobre vertidos a las aguas litorales.*
- *Decreto 204/2005, de 27 de septiembre, por el que se declaran las zonas sensibles y normales en las aguas de transición y costeras y de las cuencas hidrográficas intracomunitarias gestionadas por la Comunidad Autónoma de Andalucía.*



- *Ley 7/2007, de 9 de julio de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental (Ley GICA) (última modificación: 12 de marzo de 2020).*
- *Ley 9/2010, de 30 de julio, de Aguas de Andalucía, relativa a los cánones y tributos por el uso del agua (canon de mejora autonómico y canon de servicios generales), en línea con la aplicación del principio de recuperación de costes, sin perjuicio de lo dispuesto en la DMA.*
- *Decreto 109/2015, de 17 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento de Vertidos al Dominio Público Hidráulico y al Dominio Público Marítimo-Terrestre de Andalucía.*

1.7 Descripción del software DESASS

El programa informático DESASS (Design and Simulation of Activated Sludge Systems), desarrollado por el grupo de investigación CALAGUA, permite el diseño, control y optimización del funcionamiento de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR) a partir de la idea de un único modelo para representar todos los procesos físicos, químicos y biológicos que tienen lugar en la EDAR, es decir, procesos biológicos de transformación, reacciones de equilibrio ácido-base y precipitación, y los procesos de transferencia de materia entre las fases líquido-gas. Por lo tanto, se puede llevar a cabo estudios de simulación de plantas completas, teniendo en cuenta las interacciones entre la línea de aguas y la línea de fangos (Ferrer Polo et al., 2011).

El modelo general de procesos de transformación que se ha implementado en el DESASS es el modelo de eliminación biológica de nutrientes nº 1 (Biological Nutrient Renoval Model, No 1, BNRM, (Seco et al., 2004)). Los procesos físicos considerados son: procesos de sedimentación y clarificación (sedimentación floculada, zonal y compresión, (Ribes et al., 2002)), elutriación de los ácidos grasos volátiles y procesos de transferencia de materia entre las fases líquida y gaseosa. Los procesos químicos principales considerados son las reacciones ácido-base, asumiendo condiciones de equilibrio químico local e instantáneo para estos procesos. Los procesos biológicos considerados son: eliminación biológica de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, acidogénesis, acetogénesis y metanogénesis.

Por lo tanto, la implementación del BNRM1 en el software DESASS permite:



- El diseño completo de nuevas EDAR, sea cual sea el esquema de tratamiento propuesto tanto de la línea de agua como la de fangos, teniendo en cuenta el efecto sobre los resultados de la línea de agua de los efluentes de la deshidratación.
- Diagnóstico y optimización de una EDAR que está en funcionamiento. Como paso previo deben calibrarse los parámetros de las bacterias heterótrofas, autótrofas y PAO.
- Investigación y diseño de nuevos esquemas de tratamiento, especialmente para el caso del tratamiento de las aguas residuales industriales.
- Enseñanza y entrenamiento personal. El modelo es especialmente útil para entender el funcionamiento de la EDAR en su totalidad y la influencia de la línea de fangos sobre la línea de agua.



2. Objetivos

Los principales objetivos que se desarrollan en este Trabajo Fin de Máster son:

- 1) Dentro del plan de acción aprobado por el gobierno español en junio de 2018 en referencia con el compromiso de la Agenda 2030 aprobada en septiembre de 2015 por la ONU, se pretende analizar el objetivo de desarrollo sostenible nº 6, “Agua limpia y saneamiento”. Para ello, se pretende analizar la situación actual de la depuración de las aguas residuales urbanas en el estado español mediante el análisis del estado de las medidas de depuración y saneamiento detalladas en el Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización (Plan DSEAR).
- 2) En concordancia con el objetivo anterior, se pretende hacer un análisis de la situación actual de las 9 aglomeraciones urbanas de más de 15.000 habitantes equivalente que están incluidas en la multa interpuesta por el Tribunal de Justicia de la UE al estado español en julio de 2018, al incumplir los requisitos de la Directiva 91/271/CEE sobre el tratamiento de las aguas residuales. Además, también se hace un análisis menos exhaustivo de otros 4 expedientes de infracción abiertos por la Comisión Europea por incumplimientos de la mencionada directiva.
- 3) De las 9 aglomeraciones urbanas afectadas, se ha seleccionado el municipio de Nerja para la propuesta de diseño de la estación depuradora de las aguas residuales (EDAR). Para ello, mediante el uso del software informático DESASS, que permite llevar a cabo estudios de diseño de plantas completas, se pretende analizar la viabilidad técnica de 5 alternativas diferentes de diseño que cumplan con los requisitos de vertido establecidos para una “Zona normal”. Además, se requiere que el agua depurada sea sometida a un tratamiento terciario que la haga viable para su uso en la agricultura y se pueda recuperar los nutrientes del agua residual, potenciando el concepto de economía circular del agua.
- 4) Finalmente, uno de los objetivos más importantes es hacer una aproximación al coste económico anual de cada una de las alternativas de diseño propuestas con el fin de seleccionar aquella alternativa óptima desde un punto de vista técnico y económico. Para ello se analizan los costes de explotación y los costes de inversión de las infraestructuras para cada una de las 5 alternativas propuestas.

3. Metodología aplicada

Para el cumplimiento de los dos primeros objetivos anteriormente mencionados se ha seguido la siguiente metodología:

1. En primer lugar, se ha consultado el noveno informe sobre el estado de ejecución y los programas para la aplicación (conforme al artículo 17) de la Directiva 91/271/CEE del Consejo sobre el tratamiento de las aguas residuales. En este informe de la Comisión Europea con fecha de diciembre de 2017, se evalúa el grado de avance de los estados miembros respecto a la obligatoriedad de dicha directiva en el marco de la consecución del Objetivo de Desarrollo Sostenible 6 (ODS 6): “Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos”. El ODS 6 aporta la esperanza en cuanto a la mejora de la salud y el medio ambiente para todos, así como brinda la oportunidad para que se realicen inversiones y operaciones en el sector del agua. Por tanto, se extraen los grados de cumplimiento del estado español con respecto a los artículos 3, 4 y 5 de la mencionada directiva y se comparan los resultados con respecto a los valores medios obtenidos del resto de los estados miembros.
2. Tras el análisis global del cumplimiento de la Directiva 91/271/CEE, se analizan las infraestructuras vigentes en materia de depuración y saneamiento. Para ello, se ha extraído la información necesaria de la base de datos de planificación del Plan DSEAR de cada cuenca hidrográfica en formato Excel, donde se especifica el catálogo actualizado de las medidas de saneamiento y depuración, ahorro y eficiencia y reutilización, así como la situación actualizada de cada una de ellas. Por lo tanto, a fecha de 4 de febrero de 2020 se ha extraído la tabla Excel completa con todas las medidas vigentes del Plan DSEAR para cada cuenca hidrográfica. Posteriormente, se han seleccionado únicamente las medidas de depuración por ser objeto de estudio de este trabajo, excluyendo para el análisis las medidas del tipo “eficiencia y ahorro” y las del tipo “reutilización”.
3. Una vez seleccionadas las medidas de depuración por cuenca hidrográfica se han contabilizado y clasificado en función del ciclo de planificación que está previsto que se ejecuten. Por otro lado, todas las medidas se han clasificado en función del estado de la situación en que se encuentran a fecha de diciembre de 2018: “Finalizada”, “Completada-Periódica”, “Construcción en marcha (sólo obras)”,



“Planificación en marcha (sólo obras)”, “En marcha”, “No iniciada”, “Descartada” o “Candidata a ser descartada”. Además, se ha hecho una clasificación en función del código de subtipo IPH (clasificación de tercer nivel) de todas las medidas y se ha contabilizado la situación de cada una de ellas. Finalmente, se ha contabilizado la inversión total de cada una de las cuencas hidrográficas y la inversión prevista por horizontes temporales, contabilizando a su vez la inversión que ya está finalizada, completada-periódica, en fase de planificación (sólo obras) o en fase de construcción (sólo obras).

4. Para cada cuenca hidrográfica se ha hecho lo mismo que en el punto anterior, pero para el horizonte de planificación 2016-2021.
5. Una vez obtenidos los resultados parciales para cada cuenca hidrográfica se han presentado en este trabajo el resultado global de los puntos descritos anteriormente para el análisis crítico de la situación actual de la depuración de las aguas residuales en el estado español.

Para el cumplimiento de los objetivos nº 3 y nº 4, se ha seguido la siguiente metodología:

1. En primer lugar, al no disponer de la temperatura del agua residual del municipio de Nerja, se ha procedido a su estimación a partir de la temperatura ambiental, mediante el uso de los datos ambientales de las estaciones meteorológicas de “Cuevas de Nerja” y de “Motril” por su cercanía con la EDAR. Por lo tanto, se han extraído los datos ambientales de los años 2017, 2018 y 2019, para obtener una media de los tres años y se han comparado los resultados obtenidos en ambas estaciones. De este modo, se han considerado los meses de junio, julio, agosto y septiembre, para la estimación del agua en temporada alta y los meses de diciembre, enero y febrero, para la estimación del agua en temporada baja.
2. Tras la estimación de la temperatura del agua para la temporada alta y baja, a partir de los datos disponibles del agua residual afluente y de las hipótesis consideradas, se ha caracterizado el agua residual de la EDAR de Nerja la cual ha sido introducida en el software de simulación DESASS.
3. El paso siguiente ha sido optimizar el diseño propuesto para cada una de las 5 alternativas mediante las simulaciones con el objetivo de dimensionar las unidades de tratamiento principales para su posterior evaluación económica del



coste total de inversión y, al mismo tiempo, hacer una valoración técnica del resultado final obtenido para todas las alternativas (calidad del efluente, estabilización del fango y generación de biogás, principalmente). Además, se han dimensionado aquellas unidades de tratamiento que no han sido calculadas con el DESASS como, por ejemplo, el tanque de homogeneización de todas las alternativas o el tanque de membranas de la alternativa 4 (AnMBR).

4. Finalmente, se realiza una comparación económica de las alternativas propuestas. Para ello, se han calculado los costes de explotación, suma de los costes fijos y costes variables de explotación y, la inversión económica de las infraestructuras necesarias para llevar a cabo cada una de las alternativas. De este modo, con el coste total anual (suma del coste anual de explotación + cuota periódica anual de amortización de las inversiones) y valorando técnicamente cada alternativa propuesta, se ha seleccionado la alternativa óptima de diseño.

4. Resultados del análisis de la situación actual de la depuración de las aguas residuales urbanas en el estado español

La Directiva 91/271/CEE, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas, tiene como objetivo proteger al medio ambiente de los efectos negativos de las mismas. De este modo, todos los estados miembros tienen la obligación de respetarla y trasponerla a su ordenamiento jurídico mediante una transposición de la misma en el plazo asignado. Actualmente, sólo tres países europeos cumplen estrictamente con dicha directiva: Alemania, Austria y Países Bajos. El resto de los países, incluido España, todavía no la respetan. En el caso del estado español, el grado de cumplimiento de la directiva está por debajo de la media de la UE, según el último informe de seguimiento de la directiva de tratamiento de aguas elaborado por la Comisión Europea. En dicho informe, en el apartado que hace referencia a la obligatoriedad de cumplir el artículo 3 de la directiva, es decir, los estados miembros velarán por disponer de sistemas de colectores para todas las aglomeraciones urbanas, se menciona el 100 % de cumplimiento para 18 países. España, en este sentido, su grado de cumplimiento es del **97,9 %** (tres puntos por encima de la media de la UE). Por otro lado, en referencia al artículo 4 de la directiva, de la obligatoriedad de disponer las aglomeraciones urbanas de un sistema de tratamiento secundario o de un proceso equivalente, el grado de cumplimiento es del 88,7% y hay siete estados miembros que llegan al 100 %. Con respecto a España, su grado de cumplimiento es del **84 %** (más de cuatro puntos por debajo de la media de la UE). Finalmente, en el informe se hace referencia al artículo 5 de la directiva de disponer de tratamientos más rigurosos con respecto al artículo 4 y, en este caso, el índice de cumplimiento de la UE en este apartado es del 84,5 %, mientras que el grado de cumplimiento de España únicamente es del **67%** (Planelles, 2018).

Por lo tanto, el estado español presenta un déficit de infraestructuras del ciclo integral del agua que han motivado esos grados de incumplimientos y, consecuentemente, a los 5 expedientes que tiene abiertos por la mala depuración de las aguas residuales, incumpliendo la directiva 91/271/CEE. El primero de ellos, el que hace referencia a la sanción impuesta al estado español en julio de 2018 por incumplimiento de la directiva de 9 aglomeraciones de más 15.000 h.e. El segundo expediente hace referencia a 4 localidades que vierten en zonas sensibles y, otros tres expedientes que afectan a un millar



de núcleos de población, por no disponer de los sistemas de colectores o por depuraciones muy laxas, aunque están en una fase menos avanzada del procedimiento.

En este sentido, después de los mencionados hechos, el gobierno español en verano del 2020 ha puesto en marcha el Plan DSEAR donde se detallan en torno a 3.500 medidas de saneamiento y depuración que se encuentran disponibles en los planes hidrológicos españoles y que tiene un presupuesto estimado de unos 10.000 millones de euros para los próximos 18 años. Además, con la ejecución de dicho plan no sólo se acelera la puesta en marcha de nuevas instalaciones de depuración, sino que pretende profundizar en los criterios de priorización de las actuaciones, estando en coherencia con los planes hidrológicos vigentes y sentando las bases del programa de medidas de los planes hidrológicos de tercer ciclo (2022-2027). El objetivo último del Plan DSEAR es garantizar **una gestión sostenible basada en el ciclo integral del agua** y aportar transparencia a los escenarios de gestión. Entre otros factores, prestará especial atención al aprovechamiento del potencial de tratamiento de las aguas residuales para **avanzar en la economía circular**, en la eficiencia energética y en materia de generación de energía (como el aprovechamiento de los lodos de depuradora para generar energía), favoreciendo también la reutilización (Santos, 2020).

De este modo, a partir del programa de medidas que están detalladas en el Plan DSEAR, según están registradas en la base de datos de planificación, se puede hacer un análisis de la situación de las medidas vigentes de los planes hidrológicos, así como de las medidas que se van incorporando correspondientes al futuro tercer ciclo de planificación (2022-2027). Dado que esta base de datos es una herramienta de gestión diaria y sobre la cual las administraciones pertinentes trabajan en continuo con ella para la elaboración, actualización y ajuste de los programas de medidas de los planes hidrológicos de cuenca de tercer ciclo (2022-2027), se ha optado por extraer unas tablas Excel para cada una de las demarcaciones hidrográficas con fecha 4 de febrero de 2020. Por lo tanto, cabe la posibilidad que una consulta posterior a dicha fecha puede conllevar cambios en el estado de las medidas que se van a analizar.

4.1 Análisis del listado de medidas de depuración y saneamiento por demarcación hidrográfica y la previsión por ciclos hidrológicos

Tras la adopción de la Directiva Marco del Agua (DMA), que tenía como objeto establecer un marco comunitario para la protección de las aguas superficiales

continentales, las aguas de transición, las aguas costeras y las aguas subterráneas, se ha completado el 1º ciclo de planificación por demarcaciones hidrográficas en todos los estados miembros. En la actualidad, está llegando a su fin el 2º ciclo hidrológico (2016-2021) al mismo tiempo que se están desarrollando las bases de trabajo para la revisión del 3º ciclo hidrológico (2022-2027). En este sentido, en el ambicioso Plan DSEAR se describen más de 11.000 medidas con un presupuesto superior a los 47.000 millones de euros que se contemplan en los planes hidrológicos de cuenca y en el plan nacional hidrológico para el periodo de 18 años (2015-2033) y, obviamente el objetivo del Plan DSEAR no es sustituir a los planes hidrológicos (PPHH) en el diseño de los programas de medidas, sino de complementarlos y hacer más hincapié en las cuestiones relacionadas con la depuración, saneamiento, eficiencia, ahorro y reutilización. Uno de los objetivos generales del Plan es la necesidad de avanzar en el cumplimiento de la DMA y demás políticas europeas relacionadas y para ello las medidas que se encuentran documentadas en la base de datos se organizan en 19 tipos principales de medidas de las cuales los tipos 1 al 10 corresponden directamente con medidas de implantación de la DMA, que son las que afrontan los problemas de logro de los objetivos ambientales a alcanzar en el año 2015 y, estas medidas se diferencian entre básicas o complementarias. Las medidas básicas, de obligada consideración, son las necesarias para cumplir con los requisitos mínimos que deben cumplirse en cada demarcación hidrográfica y las medidas complementarias son medidas de carácter adicional sobre las básicas.

Por lo tanto, dentro de los 10 tipos de medidas que se corresponden con el logro de los objetivos ambientales, en este análisis únicamente se va a analizar el **tipo 1** que corresponde con la **reducción de la contaminación puntual** (clasificación de primer nivel) al estar directamente relacionada con las medidas de saneamiento y depuración, dejando de lado aquellas relacionadas con el ahorro, eficiencia y reutilización del Plan DSEAR. Dentro del tipo de medidas que se analizan se destaca a las que reducen la contaminación por vertidos urbanos, código de subtipo 01.01, y a las que gestionan las aguas pluviales, código de subtipo 01.03, siendo una clasificación de segundo nivel.

Una vez se ha hecho una introducción con respecto al tipo de medidas que se analizan, en la Tabla 5 se muestra el número total de las medidas de saneamiento y depuración después de analizar individualmente las 25 demarcaciones hidrográficas a partir de las tablas Excel extraídas de la base de datos de planificación.

Tabla 5. Nº de medidas de depuración y saneamiento por ciclos hidrológicos y por demarcación hidrográfica

Demarcación Hidrográfica	Nº Medidas	Prevista 1º, 2º y 3º ciclo	Prevista 1º y 2º ciclo	Prevista 2º y 3º ciclo	Prevista 2º ciclo	Prevista 3º ciclo
Miño-Sil	134	--	36	--	97	1
Galicia Costa	58	--	39	--	19	--
Cantábrico Oriental	46	--	26	--	20	--
Cantábrico Occidental	30	--	19	--	11	--
Duero	155	--	126	--	8	21
Tajo	371	--	44	--	323	4
Guadiana	303	--	249	--	48	6
Guadalquivir	557	--	254	--	303	--
C.Mediterráneas Andaluzas	110	--	81	--	29	--
Guadalete y Barbate	60	--	55	--	5	--
Tinto, Odiel y Piedras	56	--	55	--	1	--
Segura	248	1	197	--	50	--
Júcar	87	42	27	2	16	--
Ebro	430	--	373	--	53	4
C.Internas de Cataluña	143	--	52	--	88	3
Islas Baleares	165	--	134	--	31	--
Gran Canaria	17	--	--	--	17	--
Fuerteventura	3	--	1	--	2	--
Lanzarote	23	--	1	--	22	--
Tenerife	105	--	26	--	79	--
La Palma	14	--	4	--	10	--
La Gomera	12	--	--	--	12	--
El Hierro	5	--	2	--	3	--
Ceuta	5	--	5	--	--	--
Melilla	3	--	3	--	--	--
Total General	3.140	43	1.809	2	1.247	39

Atendiendo a los resultados de la Tabla 5, se han registrado un total de **3.140 medidas de depuración** que representa una ligera desviación con respecto a las 3.500 comentadas anteriormente. Dicha desviación puede estar motivada por la actualización diaria que puede sufrir esta base de datos con respecto a las medidas futuras del 3º ciclo hidrológico (2022-2027). En la Figura 14 se muestran las medidas totales por demarcación hidrográfica donde se observa que las demarcaciones hidrográficas que tienen un mayor número son la cuenca del Guadalquivir (557), la cuenca del Ebro (430), la cuenca del Tajo (371) y la cuenca del Guadiana (303). Por otro lado, a partir de la Tabla 5 se ha construido la Figura 15 donde se muestra la distribución de las medidas previstas

para cada ciclo hidrológico observando que obviamente el mayor número de medidas están previstas para el 1º y 2º ciclo hidrológico (estaban previstas para el 1º ciclo y continúan en el 2º ciclo) y las previstas en el 2º ciclo (2016-2021). Concretamente, hay un total de **3.056 medidas** de depuración que están planificadas para su finalización hasta diciembre del 2021 cuando finalice el 2º ciclo hidrológico y representan el **97,3 % del total** de las medidas registradas, que son objeto de un mayor análisis.

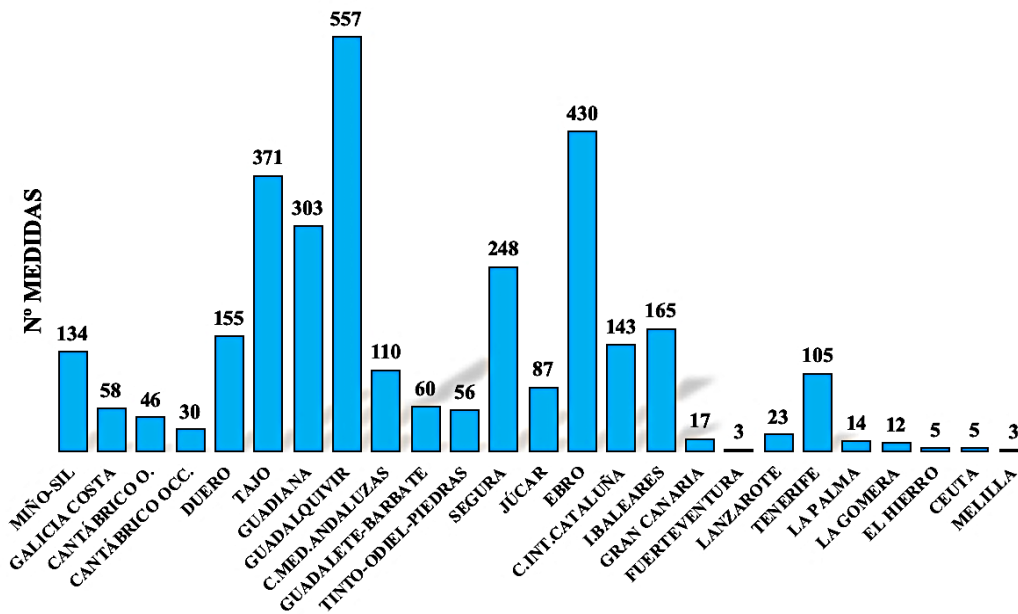


Figura 14. Nº de medidas de depuración vigentes a diciembre 2018 para las 25 demarcaciones hidrográficas. Fuente: (Elaboración propia)

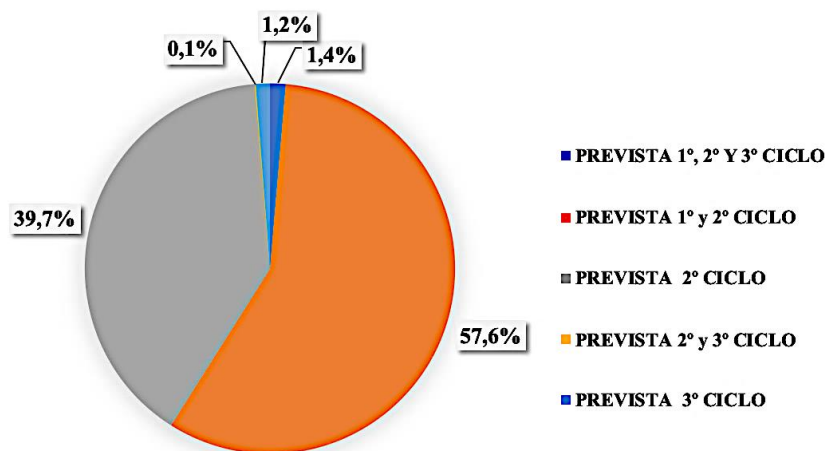


Figura 15. Distribución de las medidas previstas por ciclos hidrológicos. Fuente: (Elaboración propia)

4.1.1. Análisis de la situación de las medidas de depuración

En este apartado se analiza la situación de las medidas de depuración que se han descrito anteriormente. En la Tabla 6 se puede observar el número de las medidas por situación de manera global y distribuidos por diferentes ciclos hidrológicos:

Tabla 6. Situación de las medidas vigentes a diciembre 2018 distribuidas por ciclos hidrológicos

Situación de la medida	Total	Prevista 1º, 2º y 3º ciclo	Prevista 1º y 2º ciclo	Prevista 2º y 3º ciclo	Prevista 2º ciclo	Prevista 3º ciclo
Finalizada	310	--	183	--	103	24
Completada-Periódica	138	--	47	--	91	--
Construcción en marcha (sólo obras)	89	--	52	--	34	--
Planificación en marcha (sólo obras)	284	--	135	--	150	2
En marcha	390	2	238	1	146	3
No iniciada	1.856	41	1.117	1	687	10
Descartada	42	--	21	--	21	--
Candidata para descartar	31	--	16	--	15	--
Total General	3.140	43	1.809	2	1.247	39

Además, a partir de la Tabla 6 se han construido las Figuras 16 y 17 que muestran gráficamente la situación global de todas las medidas de depuración y la situación para cada ciclo hidrológico:

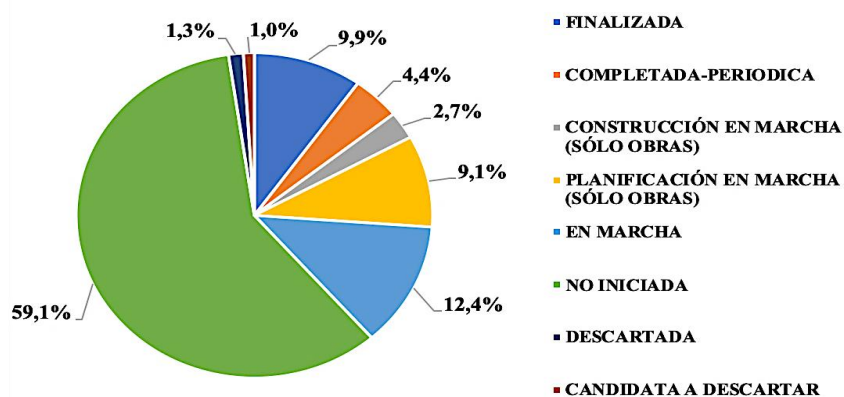


Figura 16. Distribución porcentual de la situación de las medidas vigentes de depuración a diciembre de 2018 a nivel global. Fuente: (Elaboración propia)

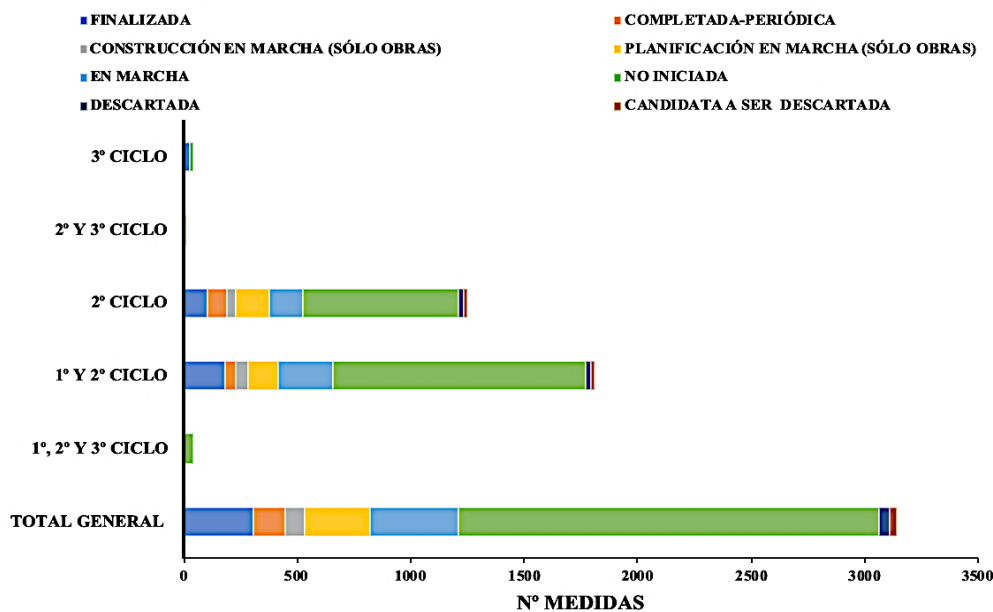


Figura 17. Situación de las medidas a diciembre de 2018, según los ciclos previstos para su ejecución. Fuente: (Elaboración propia)

En la Figura 16 se muestra la distribución porcentual por situación a diciembre de 2018 de las 3.140 medidas de depuración contabilizadas que se encuentran vigentes en la actualidad y que ponen de manifiesto lo siguiente: el **9,9 %** están finalizadas (310), el **4,4%** (138) son del tipo completada-periódica, el **11,8 %** (373) representa la suma de las medidas que están en la fase de planificación/construcción (sólo obras), el **12,4 %** (390) están en marcha, el **2,3 %** (73) representa la suma de las medidas descartadas y candidatas a descartar y el **59,1 %** (1.856) de las medidas no se han iniciado. Teniendo en cuenta que en este periodo de planificación hidrológica de 18 años (2016-2033), sólo se han cumplido 3 años de planificación (desde diciembre de 2015 hasta diciembre de 2018), es decir, representa el 16,7 % del plan vigente, el grado de avance estaría más o menos dentro de las previsiones ya que las medidas finalizadas y las completadas-periódicas representan conjuntamente el **14,3 %**, con muy poca desviación. Además, si las medidas que están en la fase de planificación/construcción (sólo obras) finalizaran en diciembre de 2021, el total de medidas finalizadas y las completadas-periódicas podrían representar un 26,1 %, que estaría un poco por debajo del óptimo grado de avance a esas alturas del plan (33,3 % del plan vigente completado). Estos hechos junto con el 59,1 % de las medidas que todavía no se han iniciado ponen de manifiesto que el ritmo de avance de las medidas debe aumentar para conseguir los objetivos óptimos en cuanto a infraestructuras hidráulicas de depuración se refiere. Con respecto a los resultados de la Figura 17, se pone de manifiesto que el grueso de las medidas de depuración se centra en

el 2º ciclo hidrológico y en las medidas que estaban previstas en el 1º ciclo y que perduran en este 2º ciclo. A continuación, se analizan conjuntamente estas medidas que representan un total de 3.056 medidas y el grado de avance de las mismas con respecto a diciembre de 2021, ya que representa el 50 % del tiempo del plan vigente de 2º ciclo (2016-2021).

4.1.2. Análisis de la situación de las medidas de depuración del 2º ciclo hidrológico

Para el análisis de las medidas que están previstas hasta diciembre de 2021, a partir de la Tabla 6, se han sumado las medidas correspondientes a la cuarta y sexta columna de dicha tabla y se ha obtenido la Tabla 7 que corresponde con la situación de las medidas previstas vigentes del 2º ciclo hidrológico (2016-2021). Del mismo modo, el objetivo es evaluar el grado de avance de las mismas y, obviamente, como se ha comentado anteriormente que estas medidas representan el 97,3 % del total, la situación del estado de las medidas, así como la distribución porcentual de la situación (Figura 18) es muy similar con respecto a los datos globales anteriormente analizados.

Tabla 7. Situación de las medidas vigentes a diciembre 2018 previstas para el 2º ciclo hidrológico (2016-2021)

Situación de la medida	Ciclo hidrológico 2016-2021	%
Finalizada	286	9,4
Completada-Periódica	138	4,5
Construcción en marcha (sólo obras)	86	2,8
Planificación en marcha (sólo obras)	285	9,3
En marcha	384	12,6
No iniciada	1.804	59,0
Descartada	42	1,4
Candidata para descartar	31	1,0
Total General	3.056	100

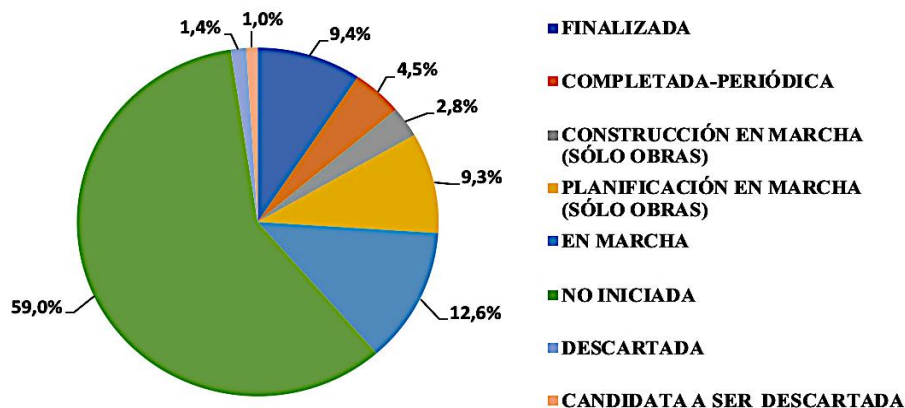


Figura 18. Distribución porcentual de la situación a diciembre de 2018 del 2º ciclo hidrológico. Fuente: (Elaboración propia)

La Figura 18 pone de manifiesto los siguientes resultados: el **9,4 %** están finalizadas (286), el **4,5%** (138) son del tipo completada-periódica, el **12,1 %** (371) representa la suma de las medidas que están en la fase de planificación/construcción (sólo obras), el **12,6 %** (384) están en marcha, el **2,4 %** (73) representa la suma de las medidas descartadas y candidatas a descartar y el **59,0 %** (1.804) de las medidas no se han iniciado. De este modo, desde el punto de vista del avance del primer horizonte 2016-2021, a diciembre de 2018 han transcurrido 3 de los 6 años del ciclo, es decir, el 50 % del tiempo del plan vigente. Dicho de otro modo, el total de las medidas finalizadas y las del tipo completada-periódica debería estar cercana al 50 %. Pero, la realidad indica que la suma de ambos alcanza un **decepcionante 13,9 %**. En el supuesto caso de acelerar mucho el ritmo del grado de avance con respecto a las medidas que están en fase de planificación/construcción (sólo obras), el % alcanzado sería del **26 %**. Como se ha indicado en el análisis global del total de las medidas de depuración, el principal problema radica en el hecho de que a diciembre de 2018 el 59 % de las medidas ni siquiera se han iniciado. Por tanto, se estima que la totalidad de las medidas no finalizarán hasta el 2023 como mínimo, estando ya inmersos en el periodo del 3º ciclo hidrológico.

4.2 Análisis del listado de medidas de depuración y saneamiento por subtipo IPH (clasificación de tercer nivel)

En este apartado se analiza la situación de todas las medidas de depuración clasificadas por el código de subtipo IPH, es decir, hace referencia a la especificidad de cada tipo de medida en una clasificación de tercer nivel y, por tanto, se encuentran englobadas dentro del grupo de medidas que reducen la contaminación por vertidos urbanos (código de subtipo 01.01) y a las medidas que gestionan las aguas pluviales (código de subtipo 01.03), correspondientes a la clasificación de segundo nivel. En la Tabla 8 se describen este tipo de medidas clasificadas por el código de subtipo IPH:

Tabla 8. Clasificación de las medidas por subtipo IPH (clasificación de tercer nivel)

Subtipo IPH	Descripción del subtipo (clasificación de tercer nivel)
01.01.01	Construcción de nuevas instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas
01.01.02	Adaptación del tratamiento en instalaciones existentes de aguas residuales urbanas para la eliminación de nutrientes para cumplir requisitos de zonas sensibles
01.01.03	Otras adaptaciones de instalaciones de depuración de aguas residuales urbanas (ampliación de capacidad, eliminación de olores, desinfección u otras mejoras)

Subtipo IPH	Descripción del subtipo (clasificación de tercer nivel)
01.01.04	Construcción y mejora o reparación de colectores y bombeos de aguas residuales
01.01.09	Explotación y mantenimiento de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR)
01.03.01	Gestión aguas pluviales: construcción de tanques de tormenta en aglomeraciones urbanas

A continuación, en la Tabla 9 se detallan el número de medidas por cada subtipo IPH para cada una de las 25 demarcaciones hidrográficas:

Tabla 9. Listado de medidas de depuración por subtipo IPH para las 25 demarcaciones hidrográficas

Demarcación Hidrográfica	01.01.01	01.01.02	01.01.03	01.01.04	01.01.09	01.03.01	Total
Miño-Sil	28	--	50	52	1	3	134
Galicia Costa	28	1	6	6	17	--	58
Cantábrico Oriental	9	--	17	16	3	1	46
Cantábrico Occidental	16	--	6	6	1	1	30
Duero	103	7	25	19	1	--	155
Tajo	255	51	59	4	2	--	371
Guadiana	226	19	38	6	--	14	303
Guadalquivir	296	66	26	14	154	1	557
C.Mediterráneas Andaluzas	65	1	32	12	--	--	110
Guadalete y Barbate	18	12	13	9	8	--	60
Tinto, Odiel y Piedras	24	3	11	18	--	--	56
Segura	37	9	42	88	--	72	248
Júcar	56	6	15	7	--	3	87
Ebro	326	54	27	22	1	--	430
C. Internas de Cataluña	60	9	41	33	--	--	143
Islas Baleares	15	35	54	59	--	2	165
Gran Canaria	2	--	8	7	--	--	17
Fuerteventura	--	1	--	2	--	--	3
Lanzarote	8	--	3	11	1	--	23
Tenerife	16	--	25	61	3	--	105
La Palma	9	--	4	1	--	--	14
La Gomera	1	--	2	3	6	--	12
El Hierro	4	--	1	--	--	--	5
Ceuta	2	1	--	2	--	--	5
Melilla	--	--	1	2	--	--	3
Total General	1.604	275	506	460	198	97	3.140

Para una mejor comprensión de los resultados de la Tabla 9, en la Figura 19 se representa gráficamente el número de medidas por cada subtipo IPH para cada una de las

25 demarcaciones hidrográficas. En ella se observa que las medidas relacionadas con la construcción de nuevas estaciones depuradoras de aguas residuales predominan en las cuencas del **Ebro, Guadalquivir, Guadiana, Tajo y Duero**. También se observa un número importante de medidas relacionadas con la construcción o mejora de los sistemas de colectores de aguas residuales en las cuencas del Segura, Tenerife, Islas Baleares y la del Miño-Sil. En la cuenca del Guadalquivir llama la atención el gran número de medidas respecto al resto relacionadas con la explotación y mantenimiento de las EDARs y en la cuenca del Segura también destacan las medidas relacionadas con la construcción de tanques de tormenta.

Por otro lado, se ha construido la Figura 20 a partir de la misma tabla anterior que representa la distribución porcentual de las medidas de depuración vigentes por cada subtipo IPH a diciembre de 2018. Los resultados indican lo siguiente: el **51,1 %** de las medidas son del subtipo **01.01.1**, el **8,8 %** son del subtipo **01.01.02**, el **16,1 %** son del subtipo **01.01.03**, el **14,6 %** son del subtipo **01.01.04**, el **6,3 %** son del subtipo **01.01.09** y el **3,1 %** son del tipo **01.03.01**. Por lo tanto, las medidas predominantes son las relacionadas con la construcción de nuevas EDARs, las relacionadas con diferentes tipos de adaptaciones que se realizan a las EDARs existentes y las relacionadas con la construcción o mejora de los sistemas de colectores de las aglomeraciones urbanas. Las medidas menos dominantes son las relacionadas con la construcción de tanques de tormenta y con las relacionadas con la explotación y mantenimiento de las EDARs.

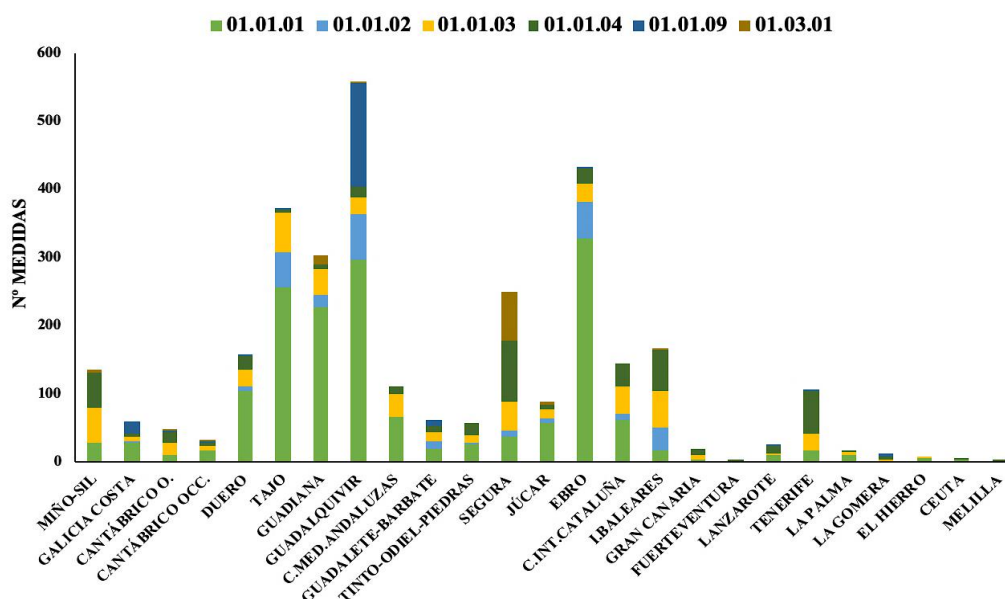


Figura 19. N° de medidas de depuración vigentes a diciembre de 2018 por subtipo IPH. Fuente: (Elaboración propia)

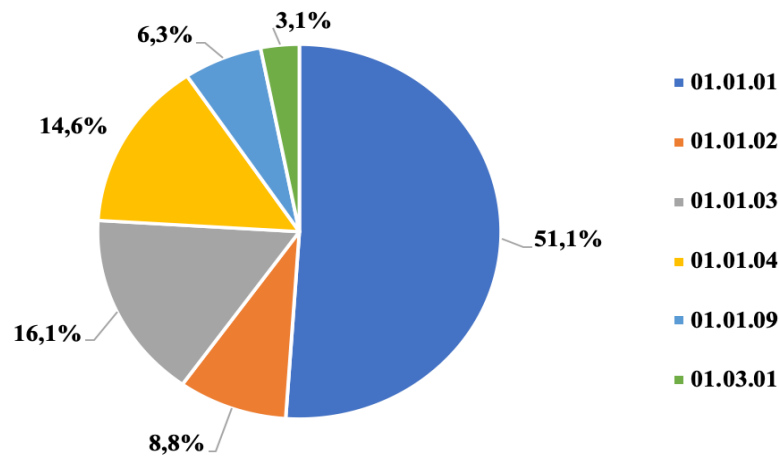


Figura 20 Distribución porcentual a diciembre de 2018 de las medidas vigentes por subtipo IPH.
Fuente: (Elaboración propia)

4.2.1 Análisis de la situación de las medidas de depuración por subtipo IPH

En este apartado se analiza la situación a diciembre de 2018 de todas las medidas descritas anteriormente por el código de subtipo IPH, es decir, se pretende analizar el grado de avance alcanzado para cada tipo de medida. Para ello, en la Tabla 10 y en la Figura 21 se detalla la situación de las medidas para cada subtipo IPH.

Tabla 10. Análisis global de la situación de las medidas de depuración vigentes por subtipo IPH a diciembre de 2018

Situación de la medida	01.01.01	01.01.02	01.01.03	01.01.04	01.01.09	01.03.01	Total
Finalizada	166	27	49	62	2	4	310
Completada-Periódica	--	2	--	--	136	--	138
Construcción en marcha (sólo obras)	25	3	31	24	--	3	86
Planificación en marcha (sólo obras)	160	27	51	46	--	3	287
En marcha	185	28	78	44	54	1	390
No iniciada	1.042	183	274	271	3	83	1.856
Descartada	14	3	10	10	3	2	42
Candidata para descartar	12	2	13	3	--	1	31
Total General	1.604	275	506	460	198	97	3.140

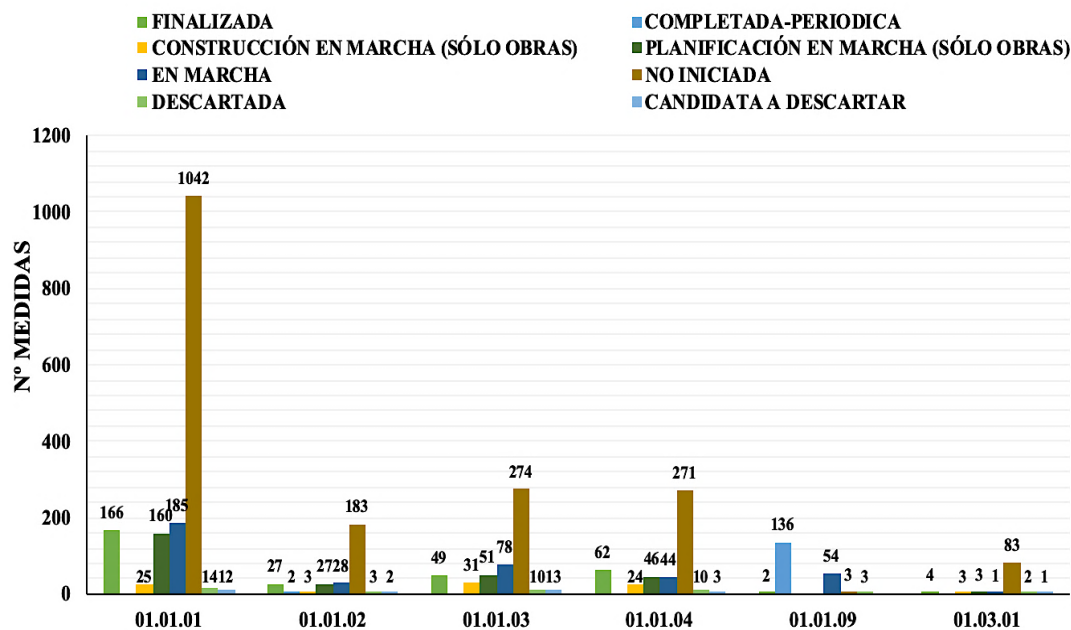


Figura 21. Situación de las medidas de depuración vigentes para cada subtipo IPH a diciembre de 2018. Fuente: (Elaboración propia)

El análisis que se extrae de la Figura 21 indica que para cada subtipo IPH predominan las medidas que no se han iniciado, como se esperaba al haber analizado previamente todas las medidas. Entrando más en detalle, las medidas finalizadas relacionadas con la construcción de nuevas EDARs representan el **10,3 %**, las que se encuentran en fase de planificación/construcción (sólo obras) representan el **11,5 %** y las no iniciadas representan el **65 %** de las 1.604 medidas de este subtipo. Con respecto a las medidas relacionadas con diferentes tipos de adaptaciones que se realizan a las EDARs existentes, las finalizadas representan el **9,7 %**, las que se encuentran en fase de planificación/construcción (sólo obras) representan el **16,2 %** y el **54,2 %** de las 506 medidas de este subtipo no se han iniciado. Otro tipo de medida mayoritaria con subtipo 01.01.04, es decir, aquellas medidas relacionadas con la construcción o mejora de los sistemas de colectores de las aglomeraciones urbanas representan un total de 460 medidas de las cuales **13,5 %** están finalizadas, un **15,2 %** están en la fase de planificación/construcción (sólo obras) y un **58,9 %** de esas medidas que no se han iniciado. Con respecto a las medidas relacionadas con la explotación y mantenimiento de las EDARs, con un total de 198 medidas, el **68,7 %** de las cuales son del tipo completada-periódica y sólo el **1,5 %** de las medidas de este tipo no se han iniciado.

4.2.2 Análisis de la situación de las medidas de depuración por subtipo IPH en la previsión del 2º ciclo hidrológico

El análisis de la situación de las medidas de depuración por el código de subtipo IPH previstas para el 2º ciclo hidrológico, debido a que el 97,3 % de las medidas corresponden a este ciclo, es muy similar a los resultados anteriores. Por lo tanto, en la Tabla 11 y en las Figuras 22 y 23 se muestran los resultados obtenidos sin mayor dilación.

Tabla 11. Análisis de la situación de las medidas de depuración vigentes por subtipo IPH a diciembre de 2018 de la previsión del 2º ciclo hidrológico

Situación de la medida	01.01.01	01.01.02	01.01.03	01.01.04	01.01.09	01.03.01	Total
Finalizada	152	24	43	61	2	4	286
Completada-Periódica	--	2	--	--	136	--	138
Construcción en marcha (obras)	25	3	31	24	--	3	86
Planificación en marcha (obras)	158	27	51	46	--	3	285
En marcha	182	28	77	42	54	1	384
No iniciada	1.040	182	267	267	3	81	1.804
Descartada	14	3	10	10	3	2	42
Candidata para descartar	12	2	13	3	--	1	31
Total General	1.547	271	492	453	198	95	3.056

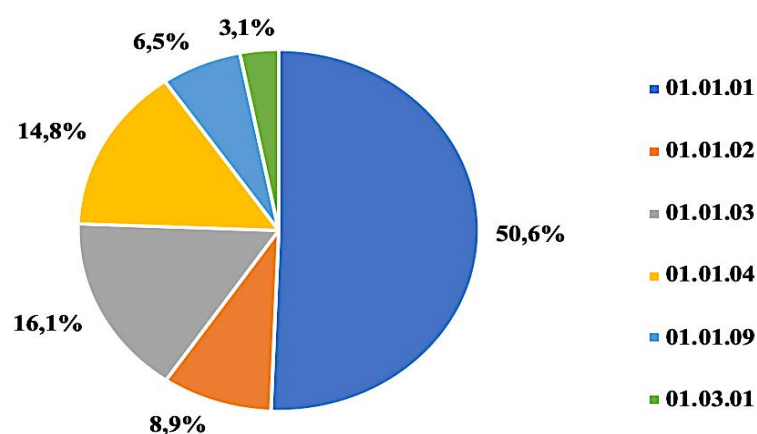


Figura 22. Distribución porcentual a diciembre de 2018 de las medidas vigentes por subtipo IPH previsto en el 2º ciclo hidrológico. Fuente: (Elaboración propia)

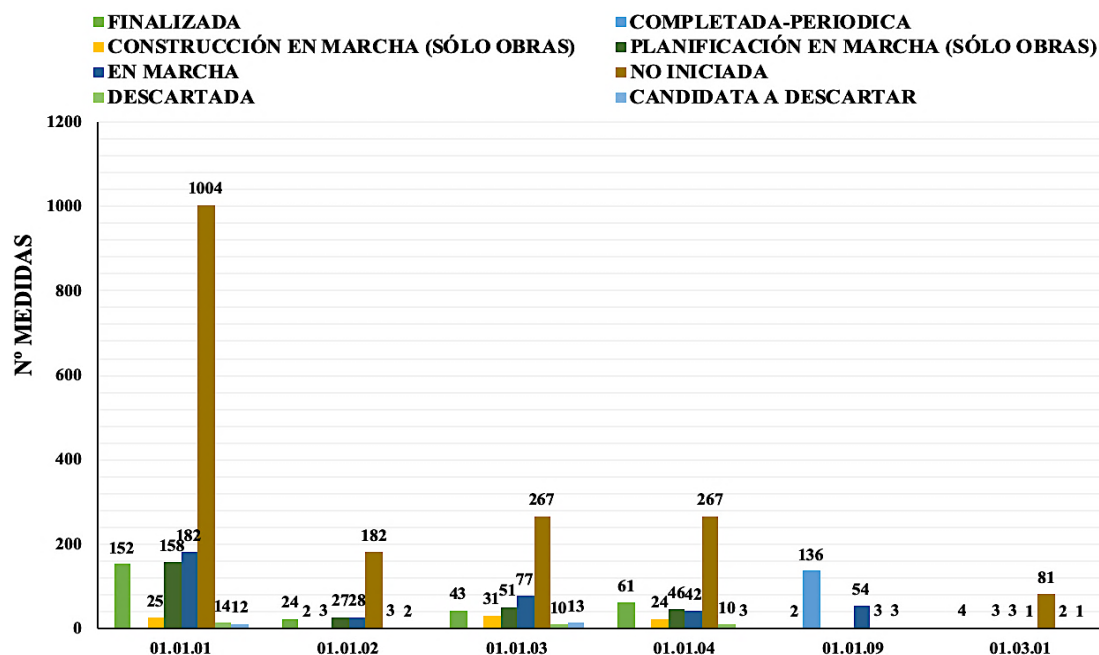


Figura 23. Situación de las medidas de depuración vigentes para cada subtipo IPH a diciembre de 2018 previstas en el 2º ciclo hidrológico. Fuente: (Elaboración propia)

4.3 Situación de la inversión ejecutada a diciembre de 2018

En la Tabla 12, se muestra para cada demarcación hidrográfica la inversión parcial prevista para cada horizonte temporal, así como la inversión total acumulada de todos los horizontes temporales. Además, para cada horizonte temporal se ha contabilizado la inversión total general sumando las inversiones parciales de cada cuenca hidrográfica:

Tabla 12. Inversión total prevista e inversión por horizontes temporales y por demarcaciones hidrográficas

DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA	H 2016-2021 (€)	H 2022-2027 (€)	H 2028-2033 (€)	INVERSIÓN TOTAL (€)
Miño-Sil	175.633.184	30.676.603	0	206.309.787
Galicia Costa	327.523.286	141.030.227	320.748.510	789.302.023
Cantábrico Oriental	374.492.655	169.476.646	37.169.717	581.139.018
Cantábrico Occidental	134.865.933	59.535.113	6.073.705	200.474.751
Duero	228.537.269	10.161.497	104.387.952	343.086.718
Tajo	1.213.331.438	271.083.467	27.045.453	1.511.460.358
Guadiana	370.405.434	140.361.900	0	510.767.334
Guadalquivir	1.130.499.772	722.808.599	171.165.513	2.024.473.884
C. Med. Andaluzas	436.626.835	103.400.307	132.100.000	672.127.142
Guadalete y Barbate	58.877.553	40.859.568	0	99.737.121
Tinto-Odiel-Piedras	70.502.212	75.358.873	0	145.861.085

DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA	H 2016-2021 (€)	H 2022-2027 (€)	H 2028-2033 (€)	INVERSIÓN TOTAL (€)
Segura	290.541.686	261.562.477	196.847.972	748.952.135
Júcar	289.257.080	148.624.141	55.751.625	493.632.846
Ebro	270.043.183	15.054.811	39.953.726	325.051.721
C. Int. de Cataluña	287.159.161	2.183.781	0	289.342.942
Islas Baleares	341.623.290	489.910.153	4.706.077	836.239.520
Gran Canaria	45.706.317	49.056.354	0	94.762.671
Fuerteventura	1.098.270	0	0	1.098.270
Lanzarote	21.026.429	0	0	21.026.429
Tenerife	330.266.707	11.387.013	383.728.905	725.382.625
La Palma	22.227.860	18.105.884	3.050.000	43.383.744
La Gomera	6.806.322	0	0	6.806.322
El Hierro	1.048.667	0	0	1.048.667
Ceuta	17.682.637	13.700.000	0	31.382.637
Melilla	9.400.000	7.250.000	0	16.650.000
Total General	6.455.183.180	2.781.587.414	1.482.729.156	10.719.499.750

Como se observa en la inversión total general, hay una ligera desviación con los 10.000 millones de presupuesto para el periodo 2016-2033 como se había comentado anteriormente. Esta desviación puede ser debida por la continúa actualización a la que está sometida la base de datos de planificación hidrológica. En la Figura 24 se muestra la inversión total general y la inversión total por horizontes temporales. Se observa que el **60,2 % (6.455,2 M€)** de la inversión total general le corresponde al horizonte 2016-2021 como era de esperar debido a que el 97,3 % de las medidas vigentes pertenecen al 2º ciclo hidrológico. El presupuesto para el horizonte 2022-2027 es de **2.781,6 M€** y de **1.482,7 M€** para el horizonte 2028-2033 aunque este último presupuesto puede sufrir alteraciones al alza o a la baja debido a su lejanía temporal

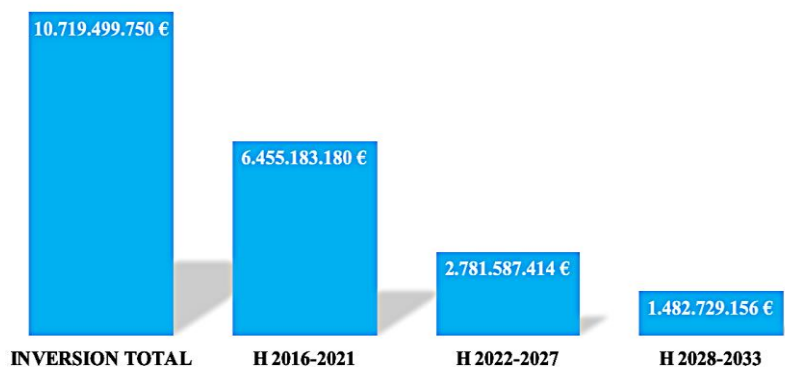


Figura 24. Inversión total general e inversión total por horizontes temporales.
Fuente: (Elaboración propia)

A continuación, en la Tabla 13 se analiza la inversión total desglosada según la situación de las medidas de depuración, es decir, la inversión de tipo finalizado, la inversión de las medidas de tipo completada-periódica, la inversión que se encuentra en fase de planificación/construcción (sólo obras) y la inversión descartada para cada una de las 25 demarcaciones hidrográficas. Hay que mencionar que en esta tabla se han contabilizado únicamente los dos primeros horizontes de presupuesto debido a que son los únicos horizontes que muestran datos activos en la base de datos de planificación a diciembre de 2018. Aunque en la Tabla 12 se muestra un presupuesto total para el horizonte 2028-2033, carece de información en la base de datos de planificación y este presupuesto está sujeto a modificaciones severas en el futuro.

Tabla 13. Inversión desglosada por la situación de las medidas para las 25 demarcaciones hidrográficas

DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA	TIPO DE PRESUPUESTO ¹ (€)			
	Finalizada	Com-Per	Plan/Cons	Descartada
Miño-Sil	67.383.781	0	45.646.902	2.709.861
Galicia Costa	103.333.726	9.690.000	109.500.000	0
Cantábrico Oriental	51.679.767	65.700.000	273.143.694	14.160.000
Cantábrico Occidental	19.000.000	0	100.879.008	6.379.238
Duero	69.055.658	0	0	28.284.820
Tajo	311.227.443	0	142.385.837	45.336.228
Guadiana	83.245.899	0	85.674.346	19.588.815
Guadalquivir	98.524.949	373.257.356	33.277.345	0
C.M. Andaluzas	0	0	353.094.582	0
Guadalete y Barbate	0	0	0	0

DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA	TIPO DE PRESUPUESTO ¹ (€)			
	Finalizada	Com-Per	Plan/Cons	Descartada
Tinto-Odiel- Piedras	0	0	0	0
Segura	60.582.106	0	111.615.873	20.322.365
Júcar	26.438.142	120.000	0	1.800.000
Ebro	25.567.971	0	27.209.256	21.558.962
C.I. Cataluña	29.117.841	0	22.179.604	0
Islas Baleares	35.026.453	0	604.440.557	13.722.700
Gran Canaria	0	0	0	0
Fuerteventura	0	0	0	1.000
Lanzarote	1.338.418	0	0	0
Tenerife	11.726.000	0	0	0
La Palma	0	0	0	0
La Gomera	292.322	0	0	0
El Hierro	760.745	0	0	0
Ceuta	4.000.000	0	12.782.637	0
Melilla	0	0	8.000.000	0
Total General	998.301.221	448.767.356	1.929.829.641	173.863.989

¹Nota: Com-Per: medida del tipo completada-periódica; Plan/Cons: medida en fase de planificación/construcción (sólo obras)

Por lo tanto, a partir de los resultados globales obtenidos en la Tabla 13 para cada situación de inversión de depuración, y teniendo en cuenta que el resto de la inversión les corresponde a las medidas que están en marcha o no se han iniciado, en la Figura 25 se detalla la distribución porcentual de la inversión de las medidas de depuración por tipo de situación:

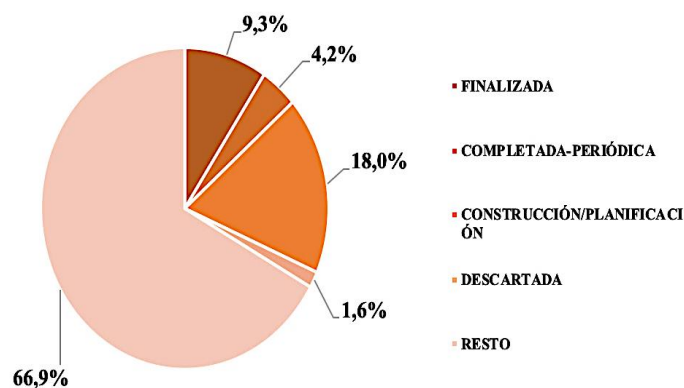


Figura 25. Distribución porcentual de la inversión por tipo de situación.
Fuente: (Elaboración propia)

A modo de resumen y para una mejor comprensión de los resultados de la inversión ejecutada con respecto a todo el periodo de planificación y con respecto al horizonte 2016-2021, en la Tabla 14 se muestran los resultados de la inversión ejecutada acumulada hasta diciembre de 2018 de las medidas vigentes previstas en los planes de 2º ciclo y la inversión que quedaría por ejecutar a 2033 y a 2021.

Tabla 14. Inversión ejecutada desde dic. 2015 a dic. 2018 y la prevista pendiente de ejecutar hasta 2021 y 2033

INVERSIÓN (€)		% respecto 2033	% respecto 2021
Inversión ejecutada total a 2018:	3.376.698.217	31,50	52,31
Finalizadas	998.301.221	9,31	15,47
Completada-Periódica	448.767.356	4,19	6,95
Fase Planificación/Construcción	1.929.829.641	18,00	29,90
Inversión por ejecutar hasta 2021	3.078.284.963	--	47,69
Inversión por ejecutar hasta 2033	7.342.601.533	68,50	--

De este modo, a diciembre de 2018, si se considera la inversión total prevista acumulada de las medidas vigentes a 2033, el grado de avance de la inversión ejecutada es del **13,5 % (1.447,1 M€)**, si se consideran únicamente las medidas de tipo finalizadas y las del tipo completadas-periódicas. En el caso de considerar también las medidas en fase de planificación/construcción (sólo obras), el grado de avance es del **31,5 % (3.376,9 M€)** y la inversión por ejecutar hasta 2033 es del **68,5 % (7.342,6 M€)** de los **10.719,5 M€** de inversión total, como se muestra en la Figura 26.

Por otro lado, a diciembre de 2018, la inversión ejecutada acumulada desde diciembre de 2015 es del **22,4 % (1.447,1 M€)** con respecto al presupuesto previsto para el horizonte 2016-2021 detallados en la **Tabla 12** y **Figura 24 (6.455,2 M€)**, considerando las medidas de tipo finalizadas y las del tipo completadas-periódicas. Del mismo modo, considerando las medidas en fase de planificación/construcción (sólo obras), el grado de avance es del **52,4 %** y la inversión por ejecutar hasta 2021 es del **47,7 % (3.078,3 M€)**, como se muestra en la Figura 27.

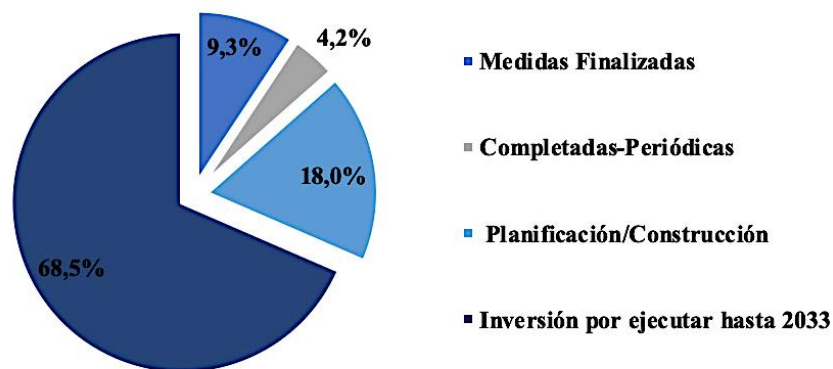


Figura 26. Porcentaje de inversión ejecutada a diciembre de 2018 de las medidas vigentes de 2º ciclo respecto a la inversión prevista a 2033. Fuente: (Elaboración propia)

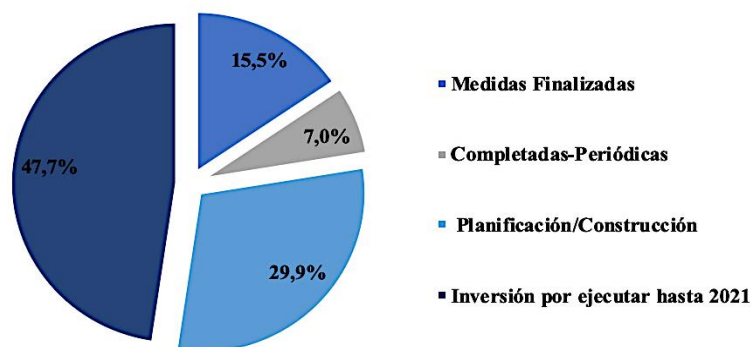


Figura 27. Porcentaje de inversión ejecutada a diciembre de 2018 de las medidas vigentes de 2º ciclo respecto a la inversión prevista a 2021. Fuente: (Elaboración propia)

4.4 Conclusiones del análisis de la situación actual de la depuración de las aguas residuales urbanas en el estado español

La conclusión que se extrae de este estudio, si se analiza la situación actual de la depuración de las aguas residuales en el estado español desde un punto de vista del grado de avance de las medidas vigentes de depuración previstas en los planes hidrológicos de 2º ciclo, con el objetivo de solucionar los actuales expedientes abiertos por la Comisión Europea y los que se pudieran abrir, en referencia a los incumplimientos de la Directiva 91/271/CEE, es que los resultados obtenidos generales no son muy optimistas y esperanzadores.

Por un lado, si estrictamente se analiza sólo el porcentaje del número de medidas finalizadas y las del tipo completadas-periódicas o la inversión ejecutada de las mismas a diciembre de 2018, al haberse cumplido 3 de los 18 años de planificación, que sería un 16,7 % del tiempo del plan total, el grado de avance debería ser similar a ese porcentaje. Según los resultados de la **Tabla 14**, el porcentaje de inversión ejecutada es del **13,5 %** y según los resultados de la **Figura 16**, el nº de medidas finalizadas y del tipo completada-periódica es del **14,3 %**, estando ambos resultados un poco por debajo de lo previsto. En caso de considerar que las medidas que están en fase de planificación/construcción (sólo obras) finalizaran a diciembre de 2021, habiendo pasado 6 años y representando un 33,3 % del plan total, el grado de avance de la inversión ejecutada estaría en el **31,5 %** y el porcentaje del número de medidas finalizadas y completadas-periódicas sería del 26,1%. Así, en este caso tampoco se cumpliría con un grado de avance óptimo.

Por otro lado, desde el punto de vista del grado de avance del primer horizonte 2016-2021, a diciembre de 2018 han transcurrido 3 de los 6 años del ciclo, es decir, un 50 % del tiempo del plan vigente. En este caso, en la **Figura 27** se muestra que sólo se ha ejecutado un **22,5 %** del total del presupuesto para ese ciclo de las medidas del tipo finalizadas y completadas-periódicas y, con respecto al porcentaje del número de medidas de ambos tipos, según la **Figura 18**, sólo se alcanza un **13,9 %**. Por lo tanto, ambos resultados están muy por debajo del 50 % que sería el óptimo, lo que implicaría aumentar encarecidamente el ritmo de finalización de las medidas de depuración si el grado de avance que se quisiera alcanzar rondara el 90-100 % para diciembre de 2021. En el caso de contabilizar con la finalización de las medidas que están en fase de planificación/construcción (sólo obras) para diciembre del 2021, con el 100 % del tiempo del plan finalizado, el porcentaje del nº de medidas finalizadas sería del **26 % (Figura 18)** y el grado de avance con respecto al presupuesto ejecutado sería del **52,3 %** quedando todavía un 47,7 % del presupuesto por finalizar que sería equivalente a **3.078,3 M€**. Por lo tanto, este presupuesto ejecutado estaría muy lejos de alcanzar el 100 % del presupuesto total previsto para el 2º ciclo hidrológico y se estima que para alcanzarlo se necesitarían como mínimo 3-4 años más si no se logra aumentar el ritmo de finalización de las medidas para reducir este tiempo estimado.

5. Resultados de la situación actual de las aglomeraciones urbanas incluidas en procedimientos de infracción de la directiva 91/271/CEE

Para el análisis de este apartado se parte de los distintos procedimientos de infracción de la directiva 91/271/CEE por los cuales se encuentra involucrado el estado español con el fin de valorar el estado de ejecución de los distintos proyectos de saneamiento y depuración que hagan referencia a las aglomeraciones urbanas. Por tanto, de las 3.140 medidas de depuración analizadas en el apartado anterior, las que se encuentren inmersas en dichos procedimientos de infracción deben tener una mayor prioridad en su ejecución con respecto al resto de actuaciones incluidas en el programa de medidas de planificación.

Los 5 expedientes de infracción que se encuentran abiertos actualmente son los siguientes:

- Actuaciones incluidas en el procedimiento de infracción **2004/2031** de la Directiva 91/271/CEE. ZZNN-Zonas Normales- (aglomeraciones con P(población) > 15.000 habitantes-equivalentes que vierten a ZZNN). **Sentencia** C-343/10 de 14 de abril de 2011 del Tribunal de Justicia de la Unión Europea (TJUE) por incumplimiento de los artículos 3 y/o 4 de la mencionada directiva en 38 aglomeraciones urbanas de más de 15.000 h-e en zonas normales. Posteriormente, en julio de 2018, el estado español fue condenado por el TJUE a pagar una multa coercitiva de 10,95 M€ por cada semestre de retraso y una suma a tanto alzado de 12 M€. De las 38 aglomeraciones urbanas implicadas en la sentencia de 2011, la condena afectaba a un total de 9 aglomeraciones: 7 en Andalucía (Alhaurín el Grande, Barbate, Coín, Isla Cristina, Nerja, Matalascañas y Tarifa), 1 en Asturias (Gijón Este) y 1 en Canarias (Valle de Güímar).
- Actuaciones incluidas en el procedimiento de infracción **2002/2123** de la Directiva 91/271/CEE. ZZSS - Zonas Sensibles - (aglomeraciones con P > 10.000 habitantes equivalentes que vierten a ZZSS). **Dictamen motivado** 2002/2123 de zonas sensibles de diciembre de 2008. En el último informe de actualización remitido a la Comisión Europea en mayo de 2012, se detallaba las 13 aglomeraciones urbanas que todavía no estaban conformes y que su distribución por las cuencas hidrográficas es la siguiente:

Tabla 15 Información remitida a la CE en mayo 2012 del grado de conformidad de las 13 aglomeraciones urbanas. Fuente: (MITECO,2012)

COMUNIDAD AUTÓNOMA	AGLOMERACIÓN URBANA	Incumplimiento art. 4 (depuración) y art. 5 (nutrientes)	DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA
ANDALUCÍA	ANTEQUERA	art. 5 (nutrientes)	CUENCAS MEDITERRÁNEAS ANDALUZAS
	ARCHIDONA	art. 5 (nutrientes)	CUENCAS MEDITERRÁNEAS ANDALUZAS
	BOLLULLOS (*)	art. 4 (depuración) y art. 5 (nutrientes)	GUADALQUIVIR
	CONDADO DE HUELVA I (*)	art. 4 (depuración) y art. 5 (nutrientes)	GUADALQUIVIR
CATALUÑA	ANGLES	art. 4 (depuración) y art. 5 (nutrientes)	CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA
	BERGA	art. 5 (nutrientes)	CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA
	EL TERRI	art. 5 (nutrientes)	CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA
	FIGUERES	art. 5 (nutrientes)	CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA
	GUISSONA	art. 4 (depuración) y art. 5 (nutrientes)	CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA
	MONISTROL DE MONTSERRAT	art. 4 (depuración) y art. 5 (nutrientes)	CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA
	MONFERRER	art. 5 (nutrientes)	CUENCAS INTERNAS DE CATALUÑA
CANTABRIA	SANTOÑA	art. 5 (nutrientes)	CANTÁBRICO OCCIDENTAL
GALICIA	PONTEVEDRA-MARIN	art. 4 (depuración) y art. 5 (nutrientes)	GALICIA COSTA

* Actuaciones declaradas de Interés General del Estado

- Actuaciones incluidas en el procedimiento de infracción **2012/2100** de la Directiva 91/271/CEE. PPA- Pequeñas aglomeraciones – (2000 < P < 15.000 habitantes-equivalentes) y ZZSS (2.000 < P < 10.000 habitantes-equivalentes). En este sentido, con fecha de 22 de junio de 2012 la Comisión remitió una **Carta de Emplazamiento**, iniciando el procedimiento de infracción con un total de 612 aglomeraciones urbanas afectadas que se detallan en la Tabla 16 por demarcaciones hidrográficas:

Tabla 16. Distribución de las 612 aglomeraciones no conformes a junio de 2012 por cuencas hidrográficas

Cuenca hidrográfica	Nº aglomeraciones	Interés General	Aglomeraciones por C. Autónomas
Cantábrico Occidental	1 aglomeración	No	Cantabria (1)
Miño-Sil	3 aglomeraciones	No	Galicia (3)
Duero	47 aglomeraciones	Benabides de Órbigo, Carrizo de la Ribera, Vollería de Órbigo	Castilla León (47)
Tajo	107 aglomeraciones	No	Madrid (3), Castilla León (7), Castilla La Mancha (35), Extremadura (62)
Guadiana	92 aglomeraciones	Argamasilla de calatrava (Castilla La Mancha)	Castilla la Mancha (20), Extremadura (63), Andalucía (9)
Guadalquivir	146 aglomeraciones	No	Castilla la Mancha (1), Extremadura (1), Andalucía (144)
Segura	6 aglomeraciones	No	Castilla la Mancha (3), Andalucía (3)
Júcar	17 aglomeraciones	No	Castilla la Mancha (17)

Cuenca hidrográfica	Nº aglomeraciones	Interés General	Aglomeraciones por C. Autónomas
Ebro	41 aglomeraciones	Benasque, Bielsa y Hecho (Aragón)	Aragón (29), Castilla y León (3), Cataluña (9)
Galicia Costa	9 aglomeraciones	No	Galicia (9)
C.Int.Cataluña	4 aglomeraciones	No	Cataluña (4)
Tinto-Odiel-Piedras	3 aglomeraciones	No	Andalucía (3)
Guadalete-Barbate	9 aglomeraciones	No	Andalucía (9)
C.Med.Andaluzas	53 aglomeraciones	No	Andalucía (53)
Islas Baleares	1 aglomeración	No	Islas Baleares (1)
Islas Canarias	73 aglomeraciones	Marazul, Arico, Guía de Isora, La Matanza de Acentejo, Icod el Alto, Radazul, El Tanque Alto, La Victoria de Acentejo y VilaFlor (Canarias)	Islas Canarias (73)

- Actuaciones incluidas en el procedimiento de infracción **2017/2100** de la Directiva 91/271/CEE. Incumplimiento en los requisitos relacionados con los sistemas colectores, tratamiento y control de las aguas residuales en zonas normales y sensibles. En noviembre de 2019 la comisión europea envió un **dictamen motivado** por el incumplimiento de 145 aglomeraciones urbanas en materia de recogida, tratamiento y control de las aguas residuales que deberían haber cumplido sus obligaciones el 31 de diciembre de 1998, el 31 de diciembre de 2000 o el 31 de diciembre de 2005.
- Actuaciones incluidas en el procedimiento de infracción **2016/2134** de la Directiva 91/271/CEE. Incumplimiento por parte de grandes aglomeraciones urbanas en requisitos relativos a sistemas colectores, tratamiento y control de las aguas residuales en zonas normales y sensibles. Las investigaciones de la Comisión revelaron un incumplimiento generalizado de las obligaciones españolas y, en diciembre de 2016, se envió una carta de emplazamiento. Actualmente, en febrero de 2020, una evaluación técnica de las respuestas del estado español muestra que siguen incumpléndose a gran escala las obligaciones de la Directiva, teniendo en cuenta que 133 aglomeraciones vierten en zonas normales o en zonas sensibles. La Comisión ha enviado un **dictamen motivado** y le pide al estado español que acelere el incumplimiento para evitar que la situación sea remitida al TJUE.

Una vez se han descrito los 5 expedientes de infracción relacionados con el incumplimiento de la Directiva 91/271/CEE relativa al tratamiento de aguas residuales, mediante la base de datos de planificación hidrológica utilizada en el análisis global de la situación actual de la depuración en el estado español, se pretende analizar 2 de los 5 expedientes de infracción abiertos más relevantes al tener una mayor prioridad en la ejecución de sus medidas.

5.1 Estado de las medidas de las aglomeraciones urbanas implicadas en los procedimientos de infracción 2004/2031 y 2002/2123

Con respecto a las aglomeraciones urbanas de la **Tabla 15**, en referencia al expediente de infracción N° 2002/2123 y que se ha encontrado información en la base de datos de planificación hidrológica, se destaca a las siguientes: Figueres, El Terri (Banyoles) y Berga en Cataluña y Pontevedra-Marin en Galicia. Por lo tanto, en la Tabla 17, se detalla el estado de la situación de las medidas de depuración de cada una de ellas por demarcación hidrográfica.

Tabla 17. Estado de la situación de las medidas de depuración a diciembre de 2018 de las aglomeraciones urbanas implicadas en el expediente de infracción n° 2002/2123 (P > 10.000 habitantes equivalentes que vierten a ZZSS)

Aglomeración	Cuenca hidrográfica	Descripción medida	Subtipo IPH	Situación diciembre 2018
Pontevedra-Marin	Galicia Costa	Mejora del colector general y nueva impulsión en Marín.	01.01.04	En marcha
El Terri (Banyoles)	C.Int.Cataluña	Ampliación de la capacidad de eliminación de nitrógeno en la EDAR de Banyoles	01.01.03	Finalizada
Berga	C.Int.Cataluña	Ampliación y eliminación de nutrientes de la EDAR	01.01.03	Finalizada
Figueres	C.Int.Cataluña	Remodelación y mejoras de la EDAR para eliminar nutrientes	01.01.03	Finalizada

A la vista de los resultados de la Tabla 17, únicamente la situación de la aglomeración urbana de Pontevedra-Marin, donde las entidades locales aparecen como la administración responsable, sigue sin resolverse de las 13 aglomeraciones que figuraban no conformes en mayo de 2012.

Por otro lado, con respecto a las aglomeraciones urbanas de más de 15.000 h.e., que se han citado en el expediente de infracción 2004/2031, hay que mencionar que representa la máxima prioridad de todos los procedimientos de infracción abiertos debido a que la

multa va aumentando por cada semestre de incumplimiento. De hecho, a fecha de julio de 2020 únicamente la aglomeración urbana de Tarifa (Cádiz) representa la única de las 9 aglomeraciones urbanas implicadas que ha logrado solventar los problemas de depuración integral de sus aguas. El estado español lleva acumulados 4 semestres de retraso y, con los 12 M€ iniciales, la multa acumulada de unos **50 M€** seguirá creciendo por la situación de las 8 aglomeraciones restantes, como se muestra en la Tabla 18, a partir de la información extraída de la base de datos de planificación hidrológica.

Tabla 18 Estado de la situación de las medidas de depuración a diciembre de 2018 de las aglomeraciones urbanas implicadas en el expediente de infracción nº 2004/2031 (P > 15.000 habitantes equivalentes que vierten a ZZNN)

Aglomeración	Cuenca hidrográfica	Descripción medida	Subtipo IPH	Situación diciembre 2018
Barbate	Guadalete - Barbate	EDAR y colectores en el núcleo de Barbate	01.01.01	En marcha
Nerja	C.Medit. Andaluzas	EDAR, colectores interceptores, impulsión y emisarios Nerja	01.01.01	Construcción en marcha
Matalascañas	Guadalquivir	Ampliación de la EDAR de Matalascañas, Almonte (Huelva)	01.01.03	Planificación en marcha
Coín	C.Medit. Andaluzas	EDAR y concentración de vertidos de la aglomeración urbana de Guadalhorce (o Bajo Guadalhorce)	01.01.01	Construcción en marcha
Alhaurín el Grande	C.Medit. Andaluzas	EDAR y concentración de vertidos de la aglomeración Guadalhorce-Norte (o Málaga Norte)	01.01.01	Construcción en marcha
Isla Cristina	Guadiana	Agrupación a EDAR “La Antilla”. Colector de conexión de Isla Cristina (Huelva)	01.01.04	Construcción en marcha
Valle de Güímar	Tenerife	Colectores, estaciones de bombeo e impulsiones de la aglomeración urbana de Valle de Güímar (Fase I)	01.01.04	En marcha
		EDARu Comarcal del Valle de Güímar	01.01.09	En marcha
		Colectores, estaciones de bombeo e impulsiones de la aglomeración urbana de Valle de Güímar (Fase II)	01.01.04	No iniciado
		Instalación de secado solar para la deshidratación intensa de los fangos de la EDARu Comarcal del Valle de Güímar	01.01.03	No iniciado

A la vista de la información detallada en la Tabla 18, ninguna de las 7 aglomeraciones ha finalizado sus respectivas medidas de saneamiento y depuración y de ahí que se pueda predecir que todas las medidas podrían estar concluidas en los próximos 2-3 años. Las aglomeraciones urbanas de Coín, Valle de Güímar y Nerja, al estar en la fase de construcción, podrían entrar en fase de funcionamiento durante el año 2021 y el resto de las aglomeraciones se podrían retrasar hasta el 2023.

Con respecto a la depuradora de Gijón Este, la ejecución de la cual es responsabilidad de la administración general del estado y ubicada junto a la colonia de chalés de El Pisón como se muestra en la Figura 28, aunque las obras de construcción finalizaron en 2016, su funcionamiento fue paralizado por los tribunales a raíz de la anulación de su declaración ambiental. Posteriormente, en noviembre de 2019 el Ministerio para la Transición Ecológica anunció que, tras obtener la nueva declaración de impacto ambiental favorable, se requería un coste estimado de 5,6 M€ para las actuaciones de finalización y puesta en servicio de la depuradora. Por lo tanto, una vez finalizado el plazo de ejecución de 5 meses y un periodo de prueba de 6 meses, se estima que entre en funcionamiento en el primer trimestre del 2021.



Figura 28. EDAR Gijón Este. Confederación hidrográfica del Cantábrico. Fuente: (La Voz de Asturias)

De este modo, atendiendo a los resultados mostrados en la **Tabla 17** y la **Tabla 18**, y sin entrar en el análisis de la situación de las 133 aglomeraciones que vierten en zonas sensibles y normales mencionadas en el procedimiento de infracción nº 2016/2134 ni tampoco en el análisis de las pequeñas aglomeraciones, por falta de información en ambos casos, se podría decir que falta un mayor compromiso por parte del estado español y de las comunidades autónomas para dar cumplimiento a la Directiva 91/271/CEE. Este retraso podría llevar al estado español a aumentar la multa ya existente y a exponerse a nuevas condenas por el resto de los expedientes abiertos.

6. Estudio de alternativas de diseño de la EDAR del municipio de Nerja (Málaga)

6.1 Encuadre territorial de Nerja

El municipio de Nerja se ubica en el sur de España y pertenece a la provincia de Málaga, siendo la población más oriental de la comarca de Axarquía y situado a una latitud de $36^{\circ} 44'$ y una longitud de $-3^{\circ} 47'$. El término municipal de Nerja y la capital están distanciados por 45 km y se encuentra a 30 metros sobre el nivel del mar. Limita al norte con el municipio de Competa, al este con el municipio granadino de Almuñecar, al sur con el mar Mediterráneo y al oeste con los municipios de Torrox y Frigiliana. En la Figura 29 se muestra la localización del término municipal de Nerja.

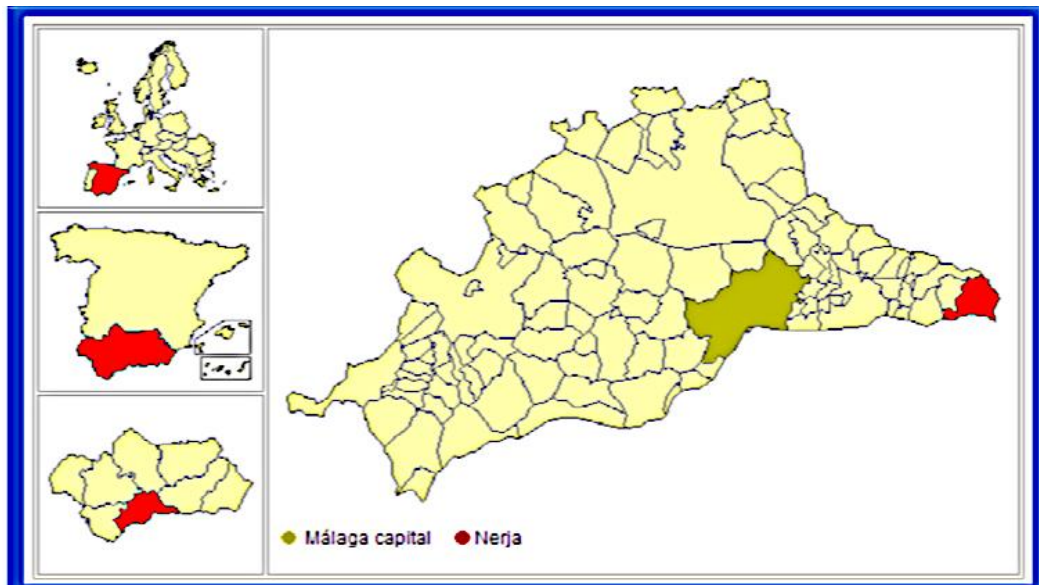


Figura 29 Localización del término municipal de Nerja. Fuente: (Diagnóstico Ambiental Municipal, 2011)

Nerja aproximadamente dispone de una superficie de 85 km^2 y alberga una población de 21.009 habitantes según la revisión del Padrón Municipal en 2019 (INE, 2019). Representa el núcleo turístico más importante de la Costa del Sol Oriental siendo el paisaje costero más atractivo de todo el litoral malagueño. Como consecuencia, en la estación estival la población puede llegar a triplicarse con respecto a la temporada baja.

Con respecto a las actividades económicas, destaca el sector comercio, hostelería, construcción y actividades inmobiliarias. La práctica agrícola por excelencia es el cultivo de frutas tropicales tales como el aguacate y el chirimoyo, con una enorme importancia económica, siendo el aguacate el principal cultivo con una demanda de recursos hídricos

elevada. En un estudio publicado en la revista *Agricultural Water Management*, en relación con la productividad del aguacate, las actuales previsiones del impacto del cambio climático en la zona obligan a establecer una dotación de agua para el cultivo de aguacate en torno a los 5.300 m³/ha año, para poder dar respuesta a todas las demandas existentes. No obstante, para plantaciones adultas, la dotación de agua se sitúa en torno a los 6.700 m³/ha año (SEOGreen, 2019). Este hecho pone de manifiesto la importancia de la reutilización del agua regenerada de la EDAR de Nerja, permitiendo la reducción del estrés hídrico de los recursos convencionales que se utilizan para el riego agrícola.

Por otro lado, con respecto al clima dominante en el municipio de Nerja, hay que destacar que se integra en el dominio mediterráneo, en un clima mediterráneo subtropical, caracterizado por la gran suavidad térmica invernal y que se genera en virtud de tres factores: influencia suavizadora del mar, la orientación sur de la costa y la protección frente a coladas septentrionales que le otorgan las cadenas Béticas.

A continuación, se realiza una caracterización de la temperatura ambiental en el término municipal de Nerja con los datos de la estación meteorológica de “Cuevas de Nerja” y de “Motril” (ubicada a unos 35 km de Nerja). La caracterización climática tiene por objeto la estimación de la temperatura del agua residual del municipio de Nerja a partir de la temperatura ambiental media durante todo el año debido a que este dato es desconocido en el proyecto original de la construcción de la EDAR de Nerja.

6.2 Estimación de la temperatura media del agua residual del municipio de Nerja a partir de las estaciones meteorológicas de “Cuevas de Nerja” y “Motril”

6.2.1 Estación meteorológica de “Motril” (SIVA 26)

A partir de la base de datos de la estación meteorológica de “Motril”, que pertenece a la Red del Servicio de Calidad Ambiental de la Junta de Andalucía, se han extraído los datos ambientales de los últimos tres años completos (2017, 2018 y 2019), es decir, medias mensuales de temperatura, humedad relativa media y velocidad de viento. No obstante, únicamente se han utilizado los datos de las medias mensuales de la temperatura debido a que son objeto de interés para estimar la temperatura media del agua residual de Nerja durante la temporada baja y alta. Por lo tanto, se ha elaborado la Tabla 19 donde se muestran los resultados obtenidos mensuales de las temperaturas medias, máximas y mínimas para los tres años.

Tabla 19. Medias mensuales de temperatura en la estación de “MOTRIL”. Fuente: (Junta de Andalucía)

MES	Temperatura media (°C)			Temperatura máxima (°C)			Temperatura mínima (°C)		
	2017	2018	2019	2017	2018	2019	2017	2018	2019
Enero	12,6	13,3	12,7	17,1	17,7	17,0	8,3	8,6	8,2
Febrero	14,8	12,7	12,4	19,1	16,7	17,5	10,7	8,9	7,5
Marzo	15,6	14,6	15,1	20,5	18,4	20,2	10,6	11,3	9,9
Abril	17,0	16,3	16,2	22,1	20,6	20,5	12,2	11,8	11,7
Mayo	20,2	18,6	19,9	25,1	22,7	24,6	15,2	13,8	14,6
Junio	24,1	22,1	21,8	28,6	26,5	26,1	19,1	17,3	16,8
Julio	24,7	23,9	24,8	29,7	29,3	30,0	19,5	18,5	19,8
Agosto	25,7	26,2	25,5	29,8	31,1	30,3	21,2	21,2	20,7
Septiembre	22,9	24,1	24,0	27,8	28,4	28,0	18,1	20,1	19,7
Octubre	20,3	19,4	19,5	25,2	23,7	24,8	15,7	15,6	14,5
Noviembre	15,5	15,4	16,6	20,5	19,7	20,1	11,1	11,5	13,3
Diciembre	13,3	13,5	15,0	17,8	18,9	19,3	9,4	9,3	10,6
Media Anual	18,9	18,3	18,6	23,6	22,8	23,2	14,2	14,0	13,9
Media 3 años	18,6			23,2			14,1		

Nota: todos los datos se corresponden con valores medios

Para una mejor valoración de la tendencia de las temperaturas en los tres años, a partir de la Tabla 19 se ha construido la Figura 30 con la evolución temporal de la temperatura media mensual. En ella se observa la misma tendencia a lo largo del año, exceptuando que en el año 2017 la temperatura media fue ligeramente superior a los otros años durante los primeros 6 meses del año. De hecho, la media anual de las temperaturas medias es muy similar a los tres años con una diferencia inferior a 1 °C (18,9 °C del año 2017 frente a los 18,3 y 18,6 °C de los años 2018 y 2019 respectivamente). Con respecto a la temperatura promedio de los tres años considerados, su valor medio es de **18,6 °C**.

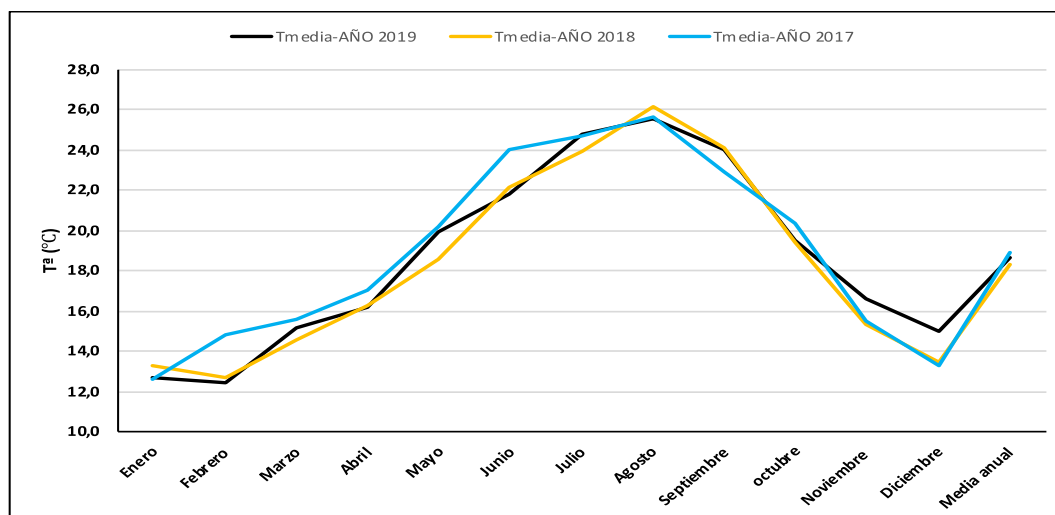


Figura 30. Evolución de la temperatura media de los años 2017,2018 y 2019. Fuente: (Junta de Andalucía)

6.2.2 Estación meteorológica de “Cuevas de Nerja” (AEMET)

De forma análoga al caso anterior, a partir de los datos extraídos de la estación automática nº 6213X de AEMET (“Cuevas de Nerja”), se ha elaborado la Tabla 20 con los datos ambientales de temperaturas medias, máximas y mínimas de los años 2017, 2018 y 2019. Análogamente, en la Figura 31 se muestra la evolución temporal de la temperatura media mensual para dicha estación meteorológica. De este modo, se pueden comparar gráficamente los resultados obtenidos de ambas estaciones meteorológicas que se encuentran ubicadas a una distancia inferior a los 35 km.

Tabla 20. Medias mensuales de temperatura en la estación de “Cuevas de Nerja”. Fuente: (AEMET)

MES	Temperatura media (°C)			Temperatura máxima (°C)			Temperatura mínima (°C)		
	2017	2018	2019	2017	2018	2019	2017	2018	2019
Enero	13,2	13,6	13,9	16,9	17,2	17,6	9,6	10,1	10,1
Febrero	14,8	12,7	13,4	18,3	16,4	17,1	11,3	9,1	9,7
Marzo	15,6	14,4	15,8	19,6	17,8	19,9	11,6	10,9	11,8
Abril	17,4	16	16,2	21,2	19,6	19,9	13,6	12,4	12,5
Mayo	20,0	18,4	19,9	24,0	22,2	24,0	16,1	14,6	15,9
Junio	24,3	22,2	22,1	28,1	26,0	26,0	20,5	18,5	18,2
Julio	25,2	24,7	25,2	29,1	28,9	29,4	21,2	20,4	21,1
Agosto	26,0	26,5	26,2	29,5	30,2	30,0	22,5	22,9	22,4
Septiembre	23,7	24,4	24,0	27,7	27,7	27,6	19,8	21,0	20,4
Octubre	21,2	19,6	20,8	24,6	22,9	24,7	17,7	16,3	16,9
Noviembre	16,6	15,7	16,7	20,1	19,1	20,1	13,1	12,2	13,2
Diciembre	14,1	14,9	15,7	17,7	18,4	19,2	10,4	11,4	12,2
Media Anual	19,3	18,6	19,2	23,1	22,2	23,0	15,6	15,0	15,4
Media 3 años	19,0			22,7			15,3		

Nota: todos los datos se corresponden con valores medios

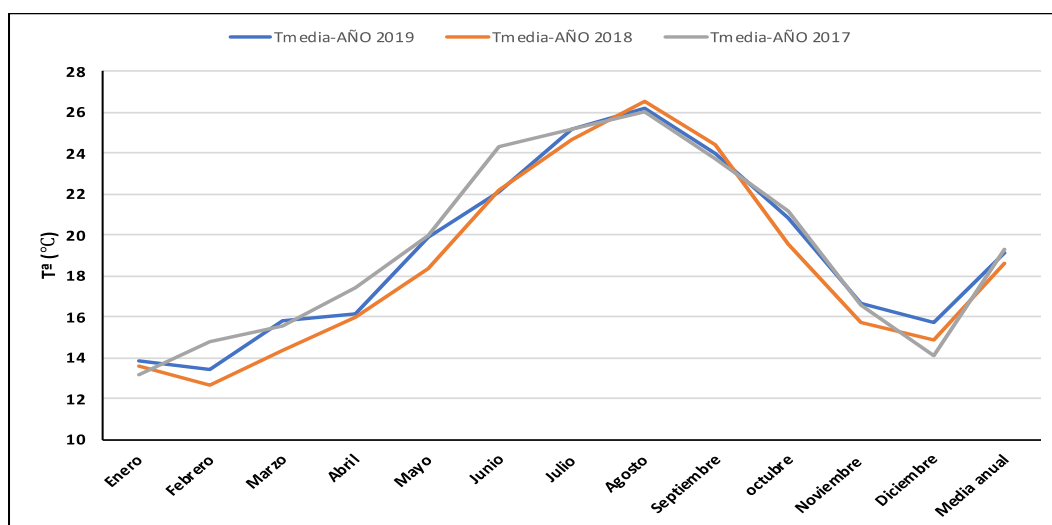


Figura 31. Evolución de la temperatura media de los años 2017,2018 y 2019 en la estación de “Cuevas de Nerja” Fuente: (AEMET)

La evolución temporal de la temperatura media en los tres años evaluados en la estación meteorológica de “Cuevas de Nerja” es muy similar a los resultados de la estación de “Motril”. No obstante, en este caso la evolución temporal de la temperatura media en el año 2017 para los primeros 6 meses del año no siempre ha sido superior a los otros dos años y la evolución de la temperatura en el año 2018 generalmente ha sido inferior durante todos los meses con respecto a los otros años y, además, la temperatura media anual para el año 2018 es ligeramente inferior a los otros dos años. Sin embargo, la temperatura media anual de las temperaturas medias sigue siendo muy parecida y la diferencia entre ellas es inferior a 1 °C (19,3 °C del año 2017 frente a los 18,6 y 19,2 °C de los años 2018 y 2019 respectivamente). La temperatura promedio de los tres años es de **19 °C**, siendo muy similar al promedio obtenido para la estación de “Motril” (**18,6 °C**).

6.2.3 Cálculo estimado de la temperatura del agua residual de Nerja

A la vista de los resultados obtenidos en las dos estaciones meteorológicas, se podrían coger los datos de temperatura de cualquiera de ellas para hacer una estimación de la temperatura del agua residual que entraría en la EDAR de Nerja. No obstante, debido a la proximidad de la estación meteorológica de “Cuevas de Nerja” con respecto a la EDAR, se seleccionan los resultados de la misma para la estimación de la temperatura del agua residual.

Hay que tener en cuenta que el caudal de tratamiento de la EDAR es diferente dependiendo de la temporada debido a que la población en verano puede llegar incluso a triplicarse y como consecuencia de ello, el caudal de tratamiento en temporada alta es mucho mayor. Por lo tanto, hay que estimar una temperatura del agua residual para la temporada baja y otra temperatura para la temporada alta. Para ello, para el cálculo de la temperatura del agua en temporada baja se toma como referencia la temperatura promedio de las temperaturas medias de los meses más frioleros (diciembre, enero y febrero) y, para la temporada alta se consideran los meses más calurosos (junio, julio, agosto y septiembre).

De este modo, a partir de la **Tabla 19** y la **Tabla 20** se ha elaborado la Tabla 21, donde se muestran los resultados de la temperatura del agua residual estimada para ambas estaciones meteorológicas. Además, la temperatura del agua en invierno suele ser

ligeramente superior a la temperatura ambiental (3-4 °C) y la temperatura del agua en verano suele ser ligeramente inferior a la temperatura ambiental (2-3 °C).

Tabla 21. Cálculo de la temperatura estimada del agua residual en temporada alta y baja para ambas estaciones

AÑO	T ^a _{media} Temporada alta (°C)		T ^a _{media} Temporada baja (°C)	
	“Cuevas Nerja”	“Motril”	“Cuevas Nerja”	“Motril”
2017	24,8	24,3	14,0	13,6
2018	24,5	24,1	13,7	13,2
2019	24,4	24,1	14,3	13,4
Media 3 años	24,5	24,2	14,0	13,4
T_{agua estimada}	22,5	22,2	17,0	16,4

Nota: se han considerado 2 °C menos de temperatura para la temporada alta y 3 °C más de temperatura para la temporada baja

Los resultados estimados para la temperatura del agua residual a partir de las 2 estaciones meteorológicas muestran una gran similitud entre ellas, con una dispersión de 0,3 °C para la temporada alta y de 0,6 °C para la temporada baja. Por lo tanto, como se ha comentado anteriormente, debido a la proximidad de la estación meteorológica de “Cuevas de Nerja” con la EDAR de Nerja, se consideran estos resultados como más próximos a la realidad. Es por ello por lo que para el estudio de alternativas de diseño de la EDAR de Nerja se estima que la temperatura del agua residual oscila como un valor medio de temperatura sobre los **22 °C** y **17 °C** para la temporada alta y baja respectivamente.

6.3 Ubicación de la EDAR de Nerja y características generales

La depuradora de aguas residuales del municipio de Nerja tiene prevista su construcción junto al arroyo de la Fuente del Badén al norte de la carretera N-340 y ocupará una superficie de 28.800 m². Las instalaciones y equipos se alojarán en edificaciones al estilo de la zona para minimizar el impacto visual, los ruidos y olores. Se proyectarán 3 zonas diferenciadoras: línea de aguas, línea de fangos y tratamiento terciario con un depósito de regulación de 10.000 m³ para el agua regenerada. Además, se proyectarán equipos de desodorización por vía química de las instalaciones. Finalmente, se construirá un emisario que conducirá al mar Mediterráneo el volumen de agua depurada que no se pueda reutilizar y las aguas sin tratar en el caso excepcional de parada de la EDAR. Su traza va desde la EDAR hasta la EBAR de Burriana (tramo terrestre) y de allí al mar, hasta la cota -41 m. Por lo tanto, la longitud total del emisario será de 2.550 m (tramo terrestre de 1.050 m y 600 mm de diámetro y 1500 m de tramo submarino de al menos 600 mm de diámetro).

Para las alternativas de diseño de la EDAR que se van a plantear, se consideran comunes a todas las alternativas las siguientes unidades de tratamiento:

- Pretratamiento: desbaste fino (3 unidades)-desarenado-desengrasado (2 unidades)
- Depósito de regulación del agua tratada: 10.000 m³
- Sistema de desodorización: desodorización del aire por vía química que da servicio a todas las instalaciones de la EDAR. Está formado por dos torres de lavado en serie, equipos de dosificación de reactivos, ventiladores de aspiración y tuberías de captación y conducción
- Red de agua de servicios, red de aire de servicios, electricidad y automatismo, instrumentación y control

En la Figura 32 se muestra el croquis completo relacionado con el proyecto de construcción de la EDAR de Nerja, aunque este trabajo únicamente se centra en las diferentes alternativas de diseño de la EDAR con respecto al tratamiento biológico que resulte óptimo desde un punto de vista técnico y económico.

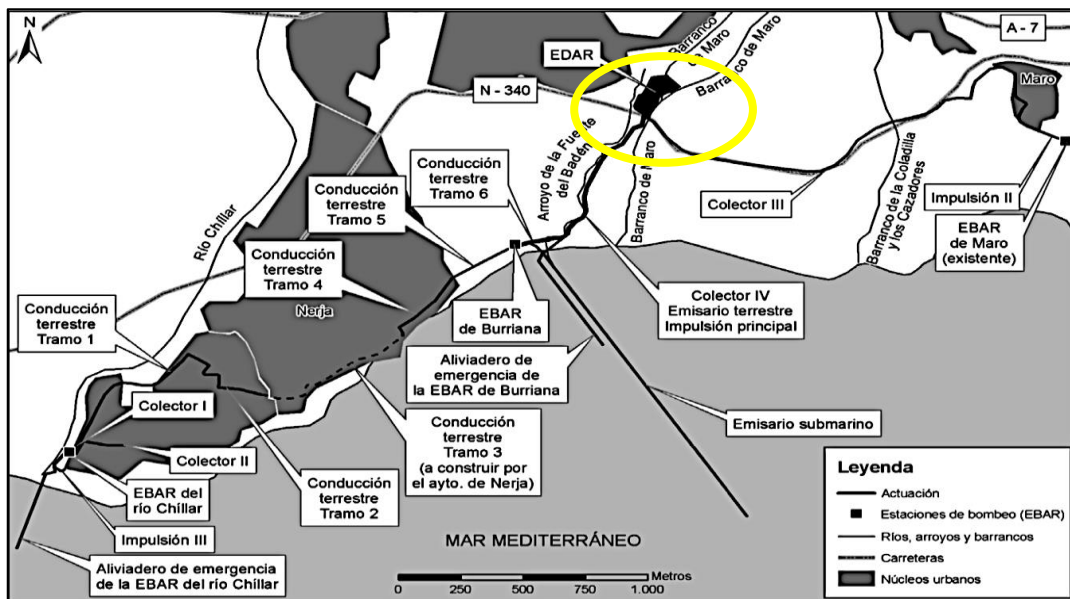


Figura 32. Ubicación de la EDAR de Nerja y construcciones implicadas en el proyecto. Fuente: (BOE, 2011)

6.4 Caracterización del agua residual de la EDAR de Nerja

El caudal medio de entrada a la EDAR de Nerja en temporada alta es de **25.000 m³/día** (1.042 m³/h) y en temporada baja el caudal medio es de **10.000 m³/día** (417 m³/h). El factor punta en ambos casos es de 1,8 y la temperatura del agua residual se ha estimado anteriormente en **22 °C** y **17 °C** para la temporada alta y baja respectivamente. Además, se ha supuesto que los meses de temporada alta son 4 (junio, julio, agosto y septiembre),

es decir, un 33,3 % del total y, el 66,67 % restante se considera temporada baja. Los parámetros conocidos del agua residual de entrada (afluente) para el diseño de la depuradora de Nerja se especifican en la siguiente tabla:

Tabla 22. Caracterización del agua residual de entrada a la EDAR de Nerja. Fuente: (BOE, 2011)

Parámetro	Temporada baja		Temporada alta	
	Kg/d	mg/l	Kg/d	mg/l
DQO_{entrada}	6.000	600	15.000	600
DBO_{5, entrada}	3.000	300	7.500	300
SS_{entrada}	3.000	300	7.500	300
N-NTK_{entrada}	450	45	1.125	45
P_{T, entrada}	100	10	250	10
Alcalinidad	220 ¹ mg CaCO ₃ /l			
Sulfatos	34 ¹ mg SO ₄ ²⁻ /l			
pH	8 ¹			

¹Análisis de agua potable de Nerja del punto de muestreo "Depósito San Juan Capistrano"

Como se observa en la Tabla 22 no se dispone de una caracterización completa del agua residual de entrada. Para poder calcular el resto de los parámetros se necesita conocer las relaciones típicas entre los parámetros de un agua residual típica para posteriormente poder calcular los componentes del modelo a través de las siguientes ecuaciones:

$$S_I = DQO_{sol} - DBO_{lim,sol} \quad \text{Ec. (1)}$$

$$S_F = DBO_{lim,sol} - S_A - S_{pro} \quad \text{Ec. (2)}$$

$$X_S = DBO_{lim,sus} = DBO_{lim,tot} - DBO_{lim,sol} \quad \text{Ec. (3)}$$

$$X_I = DQO_{sus} - DBO_{lim,sus} \quad \text{Ec. (4)}$$

$$SSNV = SS (1 - \% SSV) \quad \text{Ec. (5)}$$

$$SSVB = SSV \cdot (DBO_{lim,sus}/DQO_{sus}) \quad \text{Ec. (6)}$$

Por otro lado, en el trabajo de (Sánchez-Ramírez, 2008) se proponen relaciones entre los distintos datos experimentales y componentes del agua residual según los modelos matemáticos para aguas residuales del tipo ASM, a partir de las caracterizaciones realizadas por el grupo de investigación CALAGUA en diferentes EDARs de la Comunidad Valenciana y la región de Murcia (55 muestras en 22 depuradoras). De este modo, a partir de estas relaciones se han considerado las siguientes hipótesis para este estudio y que se muestran en la Tabla 23.

Tabla 23. Hipótesis consideradas para la caracterización del afluente. Fuente: (Sánchez-Ramírez, 2008)

Relación	Valor	Unidades
S_A : DQO	0,12	mg Ac: mg DQO
S_I : DQO	0,08	mg DQO: mg DQO
S_S : DQO	0,37	mg DQO: mg DQO
X_I : DQO	0,15	mg DQO: mg DQO
SSV: SST	0,79	mg SSV: mg SST
$DBO_{5, \text{sol}}$: DBO_5	0,46	mg DBO: mg DBO
$N_{T, \text{sol}}$: N	0,82	mg N: mg N
NH_4^+ : $N_{T, \text{sol}}$	0,88	mg N: mg N
PO_4^{3-} : P	0,64	mg P: mg P

Por lo tanto, a partir de los datos disponibles de la Tabla 22, de las ecuaciones de balance anteriormente descritas y de las relaciones supuestas de la Tabla 23, se ha caracterizado completamente el agua residual de la EDAR de Nerja. Estos parámetros se detallan en la Tabla 24 y han sido introducidos en el software DESASS.

Tabla 24. Caracterización completa del afluente de la EDAR de Nerja

Parámetro	Valor	Unidades
SST	300	mg/l
% SSV	79 %	--
SSV	237	mg/l
SSNV (X_{NV})	63	mg/l
SSVB	172,4	mg/l
SSNVB	64,6	mg/l
DQO_T	600	mg O/l
% DQO_{sol}	45 %	--
DQO_{sol}	270	mg O/l
DQO_{sus}	330	mg O/l
DBO_5	300	mg O/l
% $DBO_{5, \text{sol}}$	0,46	--
$DBO_{5, \text{sol}}$	138	mg O/l
$DBO_{\text{lím}}$	462	mg O/l
% $DBO_{\text{lím}, \text{sol}}$	48 %	--
$DBO_{\text{lím}, \text{sol}}$	222	mg O/l
$DBO_{\text{lím}, \text{sus}}$	240	mg O/l
N_T	45	mg N/l
% $N_{T, \text{sol}}$	82 %	--
$N_{T, \text{sol}}$	36,9	mg N/l
$N_{T, \text{sus}}$	8,1	mg N/l
$N-NO_3^-$	0	mg NO_3 /l
$N-NH_4^+$	32,5	mg $N-NH_4$ /l
P_T	10	mg P/l
% $P_{T, \text{sol}}$	64 %	--
$P_{T, \text{sol}}$	6,4	mg P/l
S_I	48	mg DQO/l
X_I	90	mg DQO/l
X_S	240	mg DQO/l

Parámetro	Valor	Unidades
S_A	76,7	mg DQO/l
S_F	145,3	mg DQO/l
S_{pro}	0	mg DQO/l
Alcalinidad	220	mg $CaCO_3$ /l
Sulfatos	34	mg SO_4^{-2} /l
pH	8	--

¹Se ha supuesto un valor 0 para la S_{pro}

En las Figuras 33 y 34 se muestran las ventanas del DESASS con los valores de la caracterización del agua residual de la EDAR de Nerja, así como las constantes estequiométricas “i” del modelo, donde se cumple que $i_{NXS} \geq i_{NSF}$ y $i_{PXS} \geq i_{PSF}$.

Datos Analíticos (mg/l)				Dotaciones y Temperatura		Cargas	Sedimentabilidad	Precipitados	
DQO DQO 600.0 mgDQO/l %Sol 45.0 % DQOval 270.0 mgDQO/l DBO DBO5 300.0 mgDBO/l %Sol 46.0 % DBO5val 138.0 mgDBO/l DBOlim 462.0 mgDBO/l %Sol 48.0 % DBOlim val 221.8 mgDBO/l SST SST 300.0 mg/l %SSV 79.0 % SSV 237.0 mg/l Nitrógeno Ntot 45.0 mgN/l %Sol 82.0 % Ntot S 36.9 mgN/l NH4 32.5 mgN/l NO3 mgN/l Ntot Sp 8.1 mgN/l Fosforo Ptot 10.0 mgP/l %Sol 64.0 % Ptot S 6.4 mgP/l PO4 5.4 mgP/l Alcalinid. 220.0 mgHCO3/l pH 8.0 AGV 72.0 mgHcl/l				Invierno Verano So2 0.01 0.01 mgDQO/l Sf 145.06 145.06 mgDQO/l Sa 76.74 76.74 mgDQO/l Srh4 32.50 32.50 mgN/l Sno3 mgN/l Sno2 mgN/l Spo4 5.40 5.40 mgP/l Si 48.20 48.20 mgDQO/l Salk 220.00 220.00 mgCaCO3/l Sn2 15.37 15.37 mgN/l Spro mgDQO/l Sh2 mgDQO/l Sch4 mgDQO/l Sco2 0.09 0.09 mmol Cl Sca 100.00 100.00 mg/l Smg 60.00 60.00 mg/l Sk 30.00 30.00 mg/l Sfe mg/l Sol mg/l Sao4 11.33 11.33 mgS/l Sha mgS/l		Xl bm Xlo 89.80 89.80 mgDQO/l Xs 240.20 240.20 mgDQO/l Xh Xpao Xpp Xpha Xamm Xamm-r Xnit Xaut Xacid Xpro Xnac Xnh2 Xneoh Xnep Xarb-h Xarb-a Xtas 300.00 300.00 mg/l Xrv 63.00 63.00 mg/l			

Figura 33. Parámetros del agua residual urbana y componentes del modelo de la EDAR de Nerja

Nitrógeno		Fosforo		Carbono	
Insi	0.01301	lpsi	0.00000	icsi	0.03000
Insf	0.02601	lpsf	0.00689	icsf	0.02700
Inxi	0.01421	lpxi	0.00631	icxi	0.03000
Inxibm	0.03000	lpxibm	0.01000	icxs	0.02700
Inxs	0.02841	lpxs	0.01263	icbm	0.03100
Inbm	0.07000	lpbm	0.02000		
Azufre		SST		Calcio	
Issi	0.00010	Itssai	0.71818	icasi	0.00000
Issf	0.00010	Itssibm	0.70000	icaf	0.00000
Isxi	0.00010	Itssxs	0.71818	icaxi	0.00000
Isxs	0.00010	Itssbm	0.70000	icaxs	0.00000
Isbm	0.00010			icabm	0.00350
Potasio		Magnesio		Hierro	
Ikopp	0.35000	Imgpp	0.28000	ifesi	0.00000
Ikoi	0.00080	Imgsi	0.00150	ifesf	0.00000
Ikof	0.00080	Imgsf	0.00150	ifexi	0.00000
Ikoi	0.00080	Imgxi	0.00150	ifexs	0.00000
Ikxs	0.00080	Imgxs	0.00150	ifebm	0.00000
Ikbi	0.00080	Imgbi	0.00150		

Figura 34. Constantes estequiométricas “i”

6.5 Requisitos de vertido de las aguas residuales de la EDAR de Nerja

Las aguas residuales depuradas de la EDAR de Nerja deben garantizar los requisitos de calidad exigibles para zonas normales según la Directiva 91/271/CEE, así como dar cumplimiento a la Ley de Aguas, al Reglamento de Dominio Público Hidráulico, a las ordenanzas municipales, a la Directiva Marco del Agua y a la ley de Costas. En la **Tabla 3** se especificaron los requisitos de vertido a cumplir por aquellas instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas según lo dispuesto en los artículos 4 y 5 de la Directiva 91/271/CEE y que se recuerdan otra vez para el caso de estudio:

Tabla 25. Requisitos para cumplir por aglomeraciones urbanas de más de 10.000 h-e en zonas normales. Fuente: (Directiva 91/271/CEE)

Parámetros	Concentración	Porcentaje mínimo de reducción
DBO ₅ (a 20°C sin nitrificación)	25 mg O ₂ /l	70-90
DQO	125 mg O ₂ /l	75
Total de sólidos en suspensión	35	90

Además, teniendo en cuenta que uno de los objetivos principales es la reutilización del agua regenerada para usos agrícolas principalmente, a la salida del tratamiento terciario, de acuerdo con el Real Decreto 1620/2007 se deben cumplir los parámetros del tipo 2.1, “Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco”. En la Tabla 26 se especifican los requisitos más estrictos a cumplir por el agua regenerada detallados en el ANEXO I.A de dicho Real Decreto:

Tabla 26. Calidad exigible al agua regenerada del tipo 2.1. Fuente: (Real Decreto 1620/2007)

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
2.- USOS AGRÍCOLAS¹					
CALIDAD 2.1² a) Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco.	1 huevo/10 L	100 UFC/100 mL Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases ³ con los siguientes valores: n = 10 m = 100 UFC/100 mL M = 1.000 UFC/100 mL c = 3	20 mg/L	10 UNT	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Legionella spp.</i> 1.000 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización) Es obligatorio llevar a cabo la detección de patógenos Presencia/Ausencia (Salmonella, etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=1.000

¹ Características del agua regenerada que requieren información adicional: Conductividad 3,0 dS/m; Relación de Adsorción de Sodio (RAS): 6 meq/l; Boro:0,5 meq/l; Arsénico:0,1 mg/l; Berilio: 0,1 mg/l; Cadmio: 0,01mg/L; Cobalto: 0,05 mg/l; Cromo: 0,1 mg/l; Cobre:0,2 mg/l; Manganeseo:0,2 mg/l; Molibdeno: 0,01 mg/l; Níquel: 0,2 mg/l; Selenio: 0,02 mg/l; Vanadio: 0,1 mg/l. Para el cálculo de RAS se utilizará la fórmula: $RAS(meq/L) = [Na] / \sqrt{[Ca] + [Mg] / 2}$. ² Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que se señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados. ³ Siendo n: n° de unidades de la muestra; m: valor límite admisible para el recuento de bacterias; M: valor máximo permitido para el recuento de bacterias; c: número máximo de unidades de muestra cuyo número de bacterias se sitúa entre m y M.

6.6 Descripción de las alternativas de diseño de la EDAR de Nerja

El trabajo se centra en la selección de la mejor simulación obtenida en el diseño de la EDAR con respecto al tratamiento biológico de cada una de las alternativas, con el objetivo de minimizar el consumo energético y potenciar la economía circular, es decir, maximizar la potencialidad del agua residual para la valorización de los recursos de la misma. Por lo tanto, se seleccionará aquella alternativa que resulte más rentable desde un punto de vista técnico y económico. A continuación, se describe cada una de las alternativas que se va a simular con el software DESASS.

6.6.1 Alternativa 1: Oxidación total (aireación prolongada)

El proceso de oxidación total consiste en un sistema de fangos activados de carga másica baja con un tiempo de retención lo suficientemente elevado para lograr la estabilización del fango, es decir, que los sólidos suspendidos volátiles biodegradables tengan un porcentaje inferior al 35 %. Además, la producción de fangos es baja por esa elevada edad del fango y en este tipo de sistemas no se requiere la instalación de los decantadores primarios. Este tipo de procesos tiene la ventaja de simplificar bastante la línea de fangos ya que quedaría reducida a la unidad de espesamiento y posterior deshidratación del fango previo a su almacenamiento. No obstante, tienen el gran inconveniente de que se necesitan volúmenes de reacción muy elevados, así como unos elevados requisitos de aireación que tienen como consecuencia un elevado consumo energético de la planta. En esta alternativa se han planteado dos posibilidades: con recirculación interna y sin recirculación interna. Mediante la recirculación interna a una zona anóxica libre de oxígeno, los nitratos generados en la zona aerobia son eliminados por desnitrificación por parte de las bacterias facultativas. Estas bacterias son capaces de utilizar el nitrato como aceptor de electrones para la degradación de la materia orgánica (dador de electrones), reduciendo en parte las necesidades de aireación. No obstante, la zona anóxica requerirá un consumo energético para su agitación y también habrá que tener en cuenta el consumo energético asociado al bombeo de la recirculación interna de los nitratos. Por lo tanto, se valorará si compensa la recirculación con respecto a la alternativa sin recirculación interna. La simulación de la oxidación total se simula como una serie de reactores en serie y, en este caso, se han seleccionado 4 reactores.

▪ **Alternativa 1A**

En la Figura 35 se muestra el esquema de tratamiento de oxidación total sin recirculación interna mediante la ventana del DESASS:

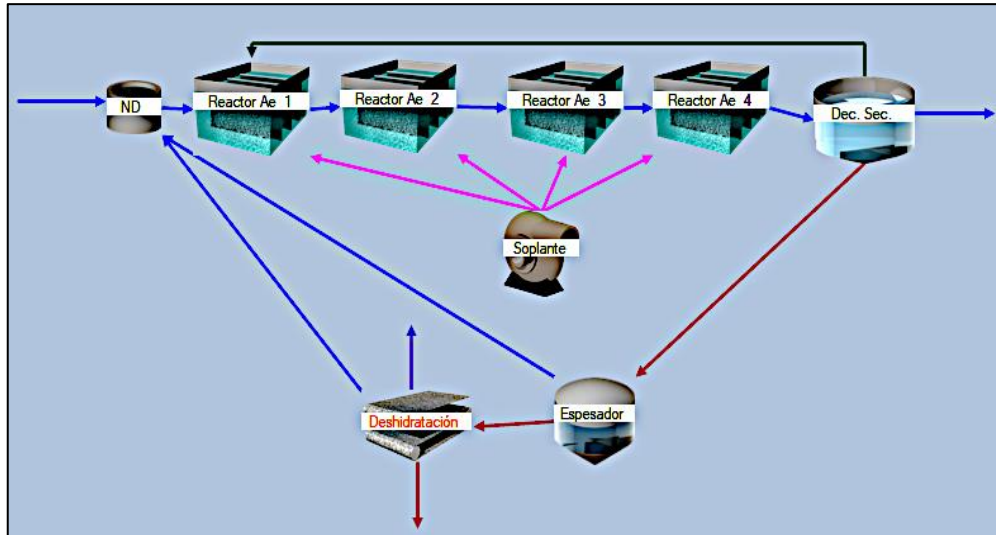


Figura 35. Esquema de tratamiento de la alternativa 1A. Aireación prolongada sin zona anóxica

▪ **Alternativa 1B**

En la Figura 36 se muestra el esquema de tratamiento de oxidación total incorporando una recirculación interna. Se ha seleccionado un 25 % del volumen del reactor para la zona anóxica y un 75 % para la zona aerobia. La relación de recirculación interna se ha optimizado para reducir el consumo energético asociado al bombeo.

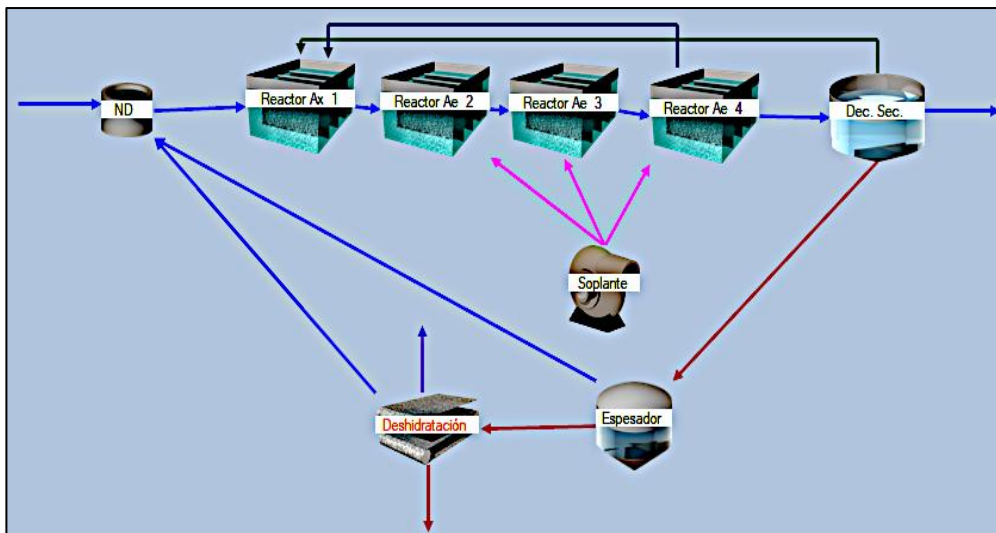


Figura 36. Esquema de tratamiento de la alternativa 1B. Aireación prolongada con zona anóxica (25 %)

Con respecto al efluente del tratamiento secundario, tanto en la alternativa 1A como a la 1B, debe someterse al tratamiento terciario para que el agua regenerada cumpla con los requisitos establecidos en la **Tabla 26**, para su uso para riego agrícola y el pH debe permanecer en el intervalo entre 6,5 y 9. En este sentido, se ha seleccionado una línea de tratamiento consistente en una filtración en lecho de arena, una desinfección con radiación ultravioleta y una desinfección de mantenimiento con hipoclorito sódico.

6.6.2 Alternativa 2: Fangos Activos Convencional + Digestión Anaerobia de Fangos

En esta alternativa se pretende oxidar la materia orgánica de tal manera que cumpla con los requisitos de vertido mencionados en la **Tabla 25** con respecto al tratamiento secundario y evitar la nitrificación (conversión del amonio a nitrato por parte de las bacterias autótrofas) al mínimo posible. El objetivo que se pretende es aprovechar los nutrientes (amonio y fosfato) del efluente de salida para poder aprovecharlos en la agricultura y reducir el uso de los fertilizantes químicos en los suelos agrícolas. Por lo tanto, se optimizará el volumen del reactor al mínimo posible con un tiempo de retención celular muy bajo que permita únicamente la oxidación de la materia orgánica y sin eliminar los nutrientes. Por otro lado, con respecto a línea de fangos, en esta alternativa se ha optado por una digestión anaerobia que permita revalorizar el lodo de la depuradora al máximo posible. Por un lado, la digestión de los fangos de forma anaerobia permite generar una corriente de biogás rica en metano que mediante un sistema de cogeneración permite transformar la corriente de biogás en energía eléctrica y energía térmica, que se pueden aprovechar en la propia depuradora bajando sustancialmente el consumo energético total de la EDAR. Por otro lado, los fangos estarán muy estabilizados y, previa deshidratación mediante bombas centrífugas, se podrán utilizar como enmienda agrícola rica en nutrientes y exenta de patógenos. Por lo tanto, está es la gran diferencia con respecto a la digestión aerobia que implica un consumo de energía para la estabilización de los fangos. Con respecto al efluente del tratamiento secundario, además del intervalo de pH mencionado en la alternativa 1, deberá someterse al tratamiento terciario seleccionado, es decir, filtración con un lecho de arena, desinfección mediante radiación ultravioleta y desinfección de mantenimiento con hipoclorito sódico. En la Figura 37 se muestra el esquema de tratamiento seleccionado para esta alternativa:

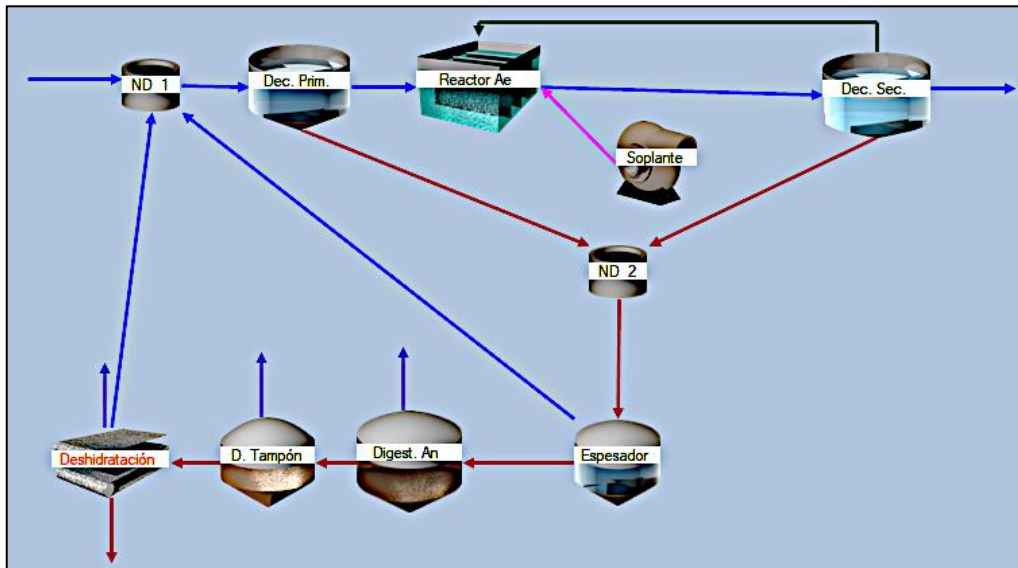


Figura 37. Esquema de tratamiento de la alternativa 2. Fangos activos + Digestión anaerobia de fangos

6.6.3. Alternativa 3: Membrana UF + Fangos Activos convencional + Digestión Anaerobia

El esquema de tratamiento de esta alternativa es idéntico a la alternativa 2 pero con la diferencia de la incorporación de unas membranas de ultrafiltración situadas entre los decantadores primarios y el reactor de fangos activados. Las membranas separan físicamente el agua de los sólidos que quedan tras la decantación primaria y se realiza la recirculación de la corriente concentrada de sólidos a la línea de fangos primarios con el objetivo de llevar toda la materia orgánica al proceso de digestión anaerobia y aumentar el caudal de biogás generado. Por lo tanto, al reactor biológico únicamente llegará la fracción soluble de la materia orgánica y reducirá el volumen de reacción necesario. No obstante, habrá que valorar el incremento de coste de infraestructura que conllevará la instalación de las membranas con respecto al ahorro energético que supone aumentar el caudal de biogás. El resto de las unidades de tratamiento son idénticas a la alternativa 2 incluyendo el tratamiento terciario que se requiere. Para la simulación de esta alternativa en el software DESASS, se ha incorporado una deshidratación ficticia (enmarcada en amarillo en el esquema) después de la decantación primaria para simular que la línea de agua que entra en el reactor biológico está exenta de sólidos, habiendo una separación prácticamente del 100 % de los sólidos que se incorporan a la línea de fangos primarios. En la Figura 38 se muestra el esquema de tratamiento seleccionado para esta alternativa:

Como se muestra en la Figura 39 se ha optado por una configuración de membranas externas ubicadas dentro del tanque de membranas por ser la que ofrece una mayor independencia entre el reactor anaerobio y la fase de filtración de las membranas. La línea de tratamiento de los fangos se reduce a la unidad de espesamiento y deshidratación.

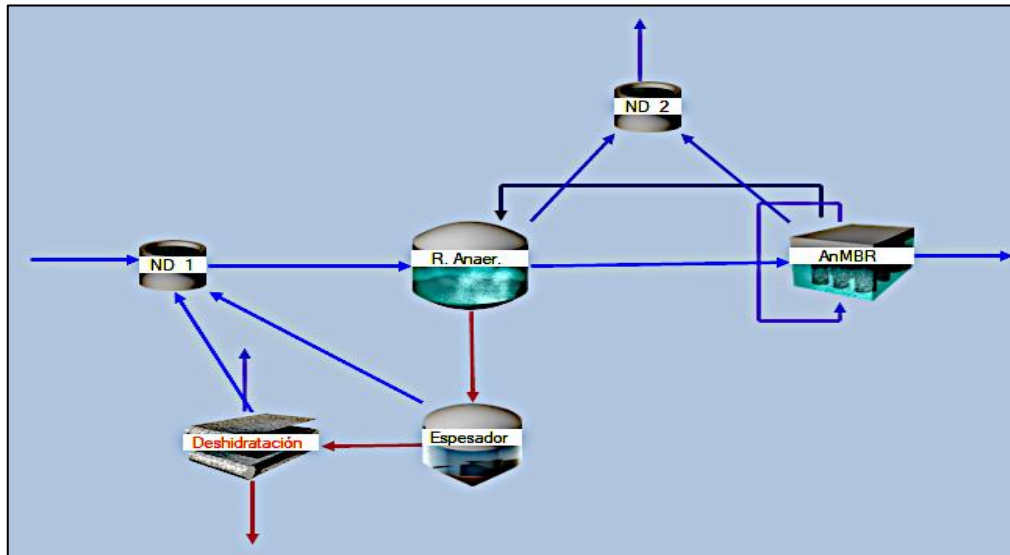


Figura 39. Esquema de tratamiento de la Alternativa 4: Biorreactor anaerobio de membranas (AnMBR)

7. Resultados simulación de las alternativas propuestas

En este apartado se exponen los resultados obtenidos mediante las simulaciones realizadas con el software DESASS para cada una de las alternativas propuestas anteriormente. Los resultados que se muestran se han obtenido después de optimizar cada una de las alternativas con el objetivo de minimizar los costes de explotación y cumplir con los requisitos de vertidos de la **Tabla 25**. Del mismo modo, se ha intentado minimizar al máximo posible los costes de infraestructura seleccionando los mínimos volúmenes de reacción necesarios para cumplir dichos requisitos de vertidos y, en el caso de las alternativas 2, 3 y 4, maximizando la generación de biogás que permita un ahorro energético para la planta sin repercutir en costes excesivos de explotación o en elevadas inversiones en las infraestructuras.

A continuación, previamente a presentar los resultados de simulación de todas las alternativas propuestas, se dimensiona el tanque de homogeneización que es un elemento de diseño común para todas ellas.

7.1 Diseño del tanque de homogeneización

El dimensionamiento del tanque de homogeneización que se ubica después del pretratamiento del agua residual, el cual no ha sido dimensionado en el software DESASS, es un elemento de diseño común para todas las alternativas. Estos tanques de regulación juegan un papel muy importante puesto que se utilizan para evitar los problemas de operación causados por las variaciones en la calidad y caudal de entrada a la planta y para mejorar el rendimiento de los distintos procesos. Su configuración puede ser en serie o en paralelo. En la configuración en serie todo el caudal que entra en planta pasa por el tanque de regulación consiguiendo un caudal constante y una homogeneización de la composición a tratar y, en la configuración en paralelo, sólo se desvía el caudal en exceso sobre el valor medio diario. En esta configuración se minimizan los requisitos de bombeo pero la homogeneización de la composición es mucho menor (Ferrer Polo, 2007).

Las principales ventajas de estos tanques de regulación diaria son:

- El tratamiento biológico se mejora, dado que se eliminan las variaciones bruscas de la carga orgánica, las sustancias inhibidoras pueden diluirse y el pH puede ser estabilizado.



- Se mejora la calidad del efluente y el rendimiento de la sedimentación secundaria posterior al tratamiento biológico.
- Se reducen los requisitos de superficie de filtración para el efluente, se mejora el rendimiento del filtro y se hacen posibles unos ciclos de retrolavado del filtro uniformes.
- Se mejora el control de la adición de productos químicos.

Para el diseño del tanque de homogeneización se ha considerado un tiempo de retención hidráulico (TRH) de diseño de 8 horas, es decir, el volumen del tanque será capaz de almacenar el caudal del agua residual de entrada de 8 horas (Viruela Navarro, 2017). De este modo, el volumen requerido por los tanques de regulación se calcula mediante la siguiente expresión:

$$V_{\text{total,regulación}} = \text{TRH} \cdot Q_{\text{m,T.A.}} \quad \text{Ec. (8)}$$

Sustituyendo en la Ec.(8) se obtiene el volumen total de regulación:

$$V_{\text{total,regulación}} = \frac{8 \text{ h.}}{24 \text{ h./día}} \cdot 25.000 \text{ m}^3/\text{día} = \mathbf{8.333,3 \text{ m}^3}$$

Por lo tanto, debido al elevado volumen se ha decidido instalar 2 tanques de regulación rectangulares con una capacidad unitaria de 4.167 m³ y sistema de agitación mecánica en hélice con un consumo aproximado de 5 W/m³. La altura total del tanque es de 5,5 m (5 m de calado + 0,5 m de seguridad) y unas dimensiones de 31 x 27 m para tener dicha capacidad unitaria. El tanque se construye de tal manera que el nivel del agua está 1 metro por encima de la cota del terreno.

7.2 Resultados simulación alternativa 1: Oxidación Total (Aireación Prolongada)

Los parámetros de diseño de todas las unidades de tratamiento se han obtenido para las condiciones más desfavorables, es decir, para la temporada alta donde el caudal de tratamiento es mucho más elevado y se requiere un volumen de reactor mayor, así como un mayor número de unidades de decantación secundaria. Posteriormente, se ha comprobado el funcionamiento de la EDAR en las condiciones de temporada baja.

7.2.1 Alternativa 1A: Oxidación total sin recirculación interna

A continuación, en la Tabla 27, se muestra los criterios de diseño de la alternativa 1A correspondiente con la configuración de la **Figura 35** utilizando 4 reactores aerobios en serie y sin recirculación interna. Además, en la Tabla 28 se detalla el sistema de aireación requerido por parte de las soplantes.

Tabla 27. Criterios de diseño, calidad del efluente y calidad del fango deshidratado de la alternativa 1A: Oxidación total sin recirculación interna

Parámetro	Temporada alta	Temporada baja
Diseño Reactor de Fangos Activados (Oxidación total)		
Nº Reactores	4	4
V _{reactor} (m ³)	17.000	17.000
TRC (días)	11	19
X _{SST} (mg/l)	3.456,4	2.384,7
X _H (mg/l)	1.173,6	788,7
X _{AUT} (mg/l)	39,2	29,8
Diseño Decantación Secundaria		
Nº decantadores	4	
Diámetro (m)	26,1	
Q _{ext.fangos} /Q _{ent}	0,52	0,45
Q _{sal.fangos} (m ³ /día)	757,7	388,5
X _{SST,sal} (mg/l)	6.607,7	5274,1
Q _{recirculación.fangos} (m ³ /día)	26.304,3	7.786,6
Diseño Espesador		
Diámetro (m)	15,5	
Q _{ext.fangos} /Q _{ent}	0,4	0,3
Concen. Fangos (Kg SS/m ³)	16,4	17,5
Diseño Deshidratación mecánica		
X _{SST} (mg/l)	250.000	
Q _{fangos} (m ³ /día)	19,8	8,1
% SSV	70,3	70,5
% SSVB	33,9	33,6
Calidad Efluente		
DQO _T (mg DQO/l)	63,1	59,1
DBO ₅ (mg DBO/l)	< 0,3	< 0,3
NH ₄ ⁺ (mg N/l)	0,11	0,12
PO ₄ ⁻³ (mg P/l)	7,53	7,51
NO ₃ ⁻ (mg N/l)	16,1	24,0
N _T (mg N/l)	17,4	25,1
P _T (mg P/l)	7,7	7,6
X _{SST} (mg/l)	14,7	10,7
pH	7,1	7,0

Tabla 28. Características de funcionamiento de las soplantes requeridas para la alternativa 1A

Cálculo de Soplantes	Temporada alta	Temporada baja
Necesidades O ₂ reales en condiciones punta (Kg/h)	752,7	317,1
Nº total difusores	4002	
Nº soplantes	3	
Marca-Modelo	LIGP-29.10	
P _{motor} - P _{ads}	315-237	
Potencia instalada (kW)	945	
Pot. Máx. utilizada (kW)	474	
ΔP (mbar)	700	
Consumo energético aproximado (kWh/día)	5423,6	2148,3

7.2.2 Alternativa 1B: Oxidación total con recirculación interna

En la Tabla 29 se muestra los criterios de diseño seleccionados para la alternativa 1B correspondiente con el esquema de tratamiento de la **Figura 36** donde la oxidación total se ha simulado con 4 reactores en serie (1 anóxico y 3 aerobios) y con la incorporación de la recirculación interna. Además, en la Tabla 30 se detalla el sistema de aireación requerido por parte de las soplantes.

Tabla 29. Criterios de diseño, calidad del efluente y calidad del fango deshidratado de la alternativa 1B: Oxidación total con recirculación interna

Parámetro	Temporada alta	Temporada baja	
Diseño Reactor de Fangos Activados (Oxidación total)			
Nº Reactores	4		
V _{reactor} (m ³)	17.000		
V _{aerobio} (m ³) (75%)	12.750		
V _{anóxico} (m ³) (25%)	4.250		
TRC (días)	11	19	
RI / Q _{R.I.} (m ³ /día)	2/51.470,4	2/20.756,9	
R.Aerobio	X _{SST} (mg/l)	3.445,5	2.386,7
	X _H (mg/l)	1.161,2	737,3
	X _{AUT} (mg/l)	39,7	29,9
S _{NO3} (R.Anóxico) (mg N/l)	0,05	0,05	
Diseño Decantación Secundaria			
Nº decantadores	4		
Diámetro (m)	26,1		
Q _{ext.fangos} /Q _{ent}	0,52	0,45	
Q _{sal.fangos} (m ³ /día)	754,8	386,5	
X _{SST,sal} (mg/l)	6.592,3	5273,2	
Q _{recirculación.fangos} (m ³ /día)	26.307,2	7.788,7	
Diseño Espesador			
Diámetro (m)	15,5		
Q _{ext.fangos} /Q _{ent}	0,35	0,3	
Concen. Fangos (Kg SS/m ³)	18,7	17,5	
Diseño Deshidratación mecánica			
X _{SST} (mg/l)	250.000		
Q _{fangos} (m ³ /día)	19,6	8,1	
% SSV	70,1	69,2	
% SSVB	33,8	33,4	

Calidad Efluente		
DQO _T (mg DQO/l)	63,1	59,0
DBO ₅ (mg DBO/l)	< 0,3	< 0,3
NH ₄ ⁺ (mg N/l)	0,16	0,14
PO ₄ ³⁻ (mg P/l)	7,56	6,84
NO ₃ ⁻ (mg N/l)	7,4	7,9
N _T (mg N/l)	8,7	9,0
P _T (mg P/l)	7,7	7,0
X _{SST} (mg/l)	14,6	10,7
pH	7,2	7,3

Tabla 30. Características de funcionamiento de las soplantes requeridas para la alternativa 1B

Cálculo de Soplantes	Temporada alta	Temporada baja
Necesidades O ₂ reales en condiciones punta (Kg/h)	662,4	269,1
Nº total difusores	3048	
Nº soplantes	3	
Marca-Modelo	LIGP-28.10	
P _{motor} - P _{ads}	250-192	
Potencia instalada (kW)	750	
Pot. Máx. utilizada (kW)	384	
ΔP (mbar)	700	
Consumo energético aproximado (kWh/día)	5153,7	1885,9

7.3 Resultados simulación alternativa 2: Fangos Activos Convencional + Digestión Anaerobia

Del mismo modo que en la alternativa 1, los parámetros de diseño de todas las unidades de tratamiento se han obtenido a partir del caudal en temporada alta y, posteriormente se ha comprobado el funcionamiento de la EDAR en condiciones de temporada baja. En esta alternativa se han modificado las simulaciones con el objetivo de calcular el mínimo volumen del reactor que cumpla con los requisitos de vertido, pero sin eliminar los nutrientes (NH₄⁺ y PO₄³⁻). Por otro lado, el tratamiento conjunto de los fangos primarios y secundarios mediante una digestión anaerobia permite reducir la cantidad de fangos con respecto a una digestión aerobia y, por otro lado, la generación de una corriente de biogás rica en metano (CH₄) se puede llevar a un sistema de cogeneración para transformar la corriente de biogás en energía eléctrica que se puede utilizar en la propia planta para reducir el consumo energético de toda la planta. En la Tabla 31 se detallan los criterios de diseño seleccionados para la alternativa 2 correspondiente con el esquema de tratamiento de la **Figura 37**. Además, en la Tabla 32 se detalla el sistema de aireación requerido por parte de las soplantes.

Tabla 31. Criterios de diseño, calidad del efluente y calidad del fango deshidratado de la alternativa 2: Fangos Activos + Digestión Anaerobia

Parámetro		Temporada alta	Temporada baja
Diseño Reactor de Fangos Activados			
V _{reactor} (m ³)		1.500	
TRC (días)		2	
R. Aerobio	X _{SST} (mg/l)	3.584,4	1.807,9
	X _H (mg/l)	2.171,4	1.565,8
	X _{AUT} (mg/l)	0,0	0,0
Diseño Decantación Primaria y Secundaria			
Nº decantadores 1º		2	
Diámetro decantadores 1º (m)		22,9	
Q _{ext.fangos} (1º)		256,0	94,0
X _{SST,sal} (1º) (Kg/m ³)		20,5	21,1
Nº decantadores 2º		4	
Diámetro decantadores 2º (m)		25,9	
Q _{ext.fangos} (2º)		357,7	351,5
X _{SST,sal} (2º) (mg/l)		6.464,1	3.594,1
Q _{recirculación, fangos} (m ³ /día)		30.179,0	9.642,3
Diseño Espesador			
Diámetro (m)		14,0	
Q _{ext.fangos} /Q _{ent}		0,45	
Concen. Fangos (Kg SS/m ³)		26,4	16,5
Digestión Anaerobia			
TRC y Temperatura		20 días; 35 °C	25 días; 35 °C
Q _{biogás} (m ³ /día)		2.919,8	1.426,6
% CH ₄		61,4	61,6
% CO ₂		37,0	36,7
% H ₂ S		0,05	0,08
V _{digestor} (m ³)		6.075	
V _{fango} (m ³)		5.523	5.011
Diseño Deshidratación mecánica			
X _{SST} (mg/l)		250.000	
Q _{fangos} (m ³ /día)		15,5	6,3
% SSV		61,0	60,6
% SSVB		7,6	7,7
Calidad Efluente			
DQO _T (mg DQO/l)		80,8	72,9
DBO ₅ (mg DBO/l)		2,4	< 1
NH ₄ ⁺ (mg N/l)		39,82	40,34
PO ₄ ⁻³ (mg P/l)		8,49	8,62
NO ₃ ⁻ (mg N/l)		0,0	0,0
N _T (mg N/l)		41,5	41,8
P _T (mg P/l)		8,8	8,8
X _{SST} (mg/l)		15,1	9,3
pH		7,70	7,70

Tabla 32. Características de funcionamiento de las soplantes requeridas para la alternativa 2

Cálculo de Soplantes	Temporada alta	Temporada baja
Necesidades O ₂ reales en condiciones punta (Kg/h)	281,2	114,9
Nº total difusores	1.088	
Nº soplantes	2	
Marca-Modelo	LIGP-28.10	
P _{motor} - P _{ads}	250-192	
Potencia instalada (kW)	500	
Pot. Máx. utilizada (kW)	192	
ΔP (mbar)	700	
Consumo energético aproximado (kWh/día)	2.252,3	786,5

7.3.1 Microturbina de biogás

El aprovechamiento del biogás producido en el digester anaerobio y almacenado en el gasómetro de doble membrana se lleva a cabo mediante un sistema de cogeneración utilizando unas microturbinas de biogás. De este modo, se transforma la energía del biogás mediante un proceso de combustión en el que se obtiene energía mecánica que, mediante el uso de un alternador al eje de la microturbina, se logra la conversión en energía eléctrica que se puede reutilizar en la propia planta.

Atendiendo a los resultados de la simulación que se muestra en la Tabla 31, el caudal de biogás generado en temporada alta es de 2.919,8 m³/día (121,7 m³/h) y de 1.426,6 m³/día (59,4 m³/h) en temporada baja y, por tanto, la microturbina debe ser capaz de tratar el caudal de biogás máximo que se genera. En la Tabla 33 se especifican 2 modelos de la marca comercial CAPSTONE que son recomendadas para convertir el biogás generado por los digestores anaerobios con unas emisiones muy bajas de NO_x (< 18 mg/m³) y aceptan concentraciones de H₂S hasta 5.000 ppm. En los resultados de simulación mostrados en la Tabla 31, la concentración máxima de H₂S en el biogás es de 500 ppmV para una concentración de sulfatos de 34 mg/l en el agua residual de entrada. Por lo tanto, las concentraciones de sulfhídrico están por debajo de las 5.000 ppmV, no requiriendo un sistema previo de desulfuración del biogás a la entrada de las microturbinas.

Tabla 33. Microturbinas de la marca comercial CAPSTONE.

MICROTURBINAS CAPSTONE		
Modelo	C65	C200S
Potencia neta (kW)	65	200
Capacidad tratamiento (m ³ /h)	37,96	102,59
Rendimiento eléctrico (PCI)	29 %	33 %

Atendiendo a la capacidad de tratamiento de ambos modelos, se ha decidido instalar 3 microturbinas del modelo C65 para tener una mayor flexibilidad de operación durante todo el año y minimizar el mantenimiento al máximo posible. Al instalar varias microturbinas se pueden arrancar y parar en función de la cantidad de biogás, que en el caso de seleccionar el modelo C200S, al ser de mayor tamaño, tendrá muchos problemas para seguir en funcionamiento a bajas cargas parciales. Además, se optimizan los costes de mantenimiento ya que los equipos parados no computan mientras que un gran equipo a una baja carga sigue contabilizando horas de operación cuyo coste de mantenimiento repercutido por kWh generado será mayor. De este modo, durante la temporada baja se utilizarán 2 microturbinas bajando un poco su rendimiento al no trabajar a máxima potencia y, en temporada de máximo caudal de biogás generado, se utilizarían las 3 microturbinas a máximo rendimiento.

7.4 Resultados simulación alternativa 3: Membrana UF + Fangos Activos Convencional + Digestión Anaerobia

La principal diferencia de esta alternativa con respecto a la alternativa 2, como se ha explicado en el esquema de tratamiento de la **Figura 38**, es la incorporación de unas membranas de ultrafiltración después de la decantación primaria que sean capaces de retener los sólidos que no han sido eliminados en la decantación primaria y recircularlos a la línea de fangos primarios. Por un lado, se consigue reducir el volumen del reactor aerobio necesario para la degradación de la materia orgánica y, por otro lado, al desviar todos los fangos primarios a la digestión anaerobia, se consigue aumentar la producción de biogás al tener una mayor rentabilidad de la materia orgánica. En la Tabla 34 se detallan los criterios de diseño seleccionados para esta alternativa y en la Tabla 35 se detalla el sistema de aireación requerido por parte de las soplantes.

Tabla 34. Criterios de diseño, calidad del efluente y calidad del fango deshidratado de la alternativa 3: Membranas UF + Fangos Activos + Digestión Anaerobia

Parámetro	Temporada alta	Temporada baja
Diseño Reactor de Fangos Activos (Oxidación total)		
V_{reactor} (m ³)	600	
TRC (días)	2	
R.Aerobio	X_{SST} (mg/l)	3.390,4
	X_{H} (mg/l)	2.457,1
	X_{AUT} (mg/l)	0,0
Diseño Decantación Primaria y Secundaria		
Nº decantadores 1º	2	
Diámetro decantadores 1º (m)	22,8	
$Q_{\text{ext.fangos}}$ (lº)	254,7	102,9

$X_{SST,sal}$ (1°) (Kg/m ³)	20,6	20,5
N° decantadores 2°	4	
Diámetro decantadores 2° (m)	25,8	
$Q_{ext.fangos}$ (2°)	106,6	139,3
$X_{SST,sal}$ (2°) (mg/l)	6.112,8	3.723,6
$Q_{recirculación, fangos}$ (m ³ /día)	30.430,1	12.075,3
Diseño Espesador		
Diámetro (m)	12,0	
$Q_{ext.fangos}/Q_{ent}$	0,5	
Concen. Fangos (Kg SS/m ³)	32,5	23,8
Digestión Anaerobia (T^a= 35 °C y TRC= 20 días)		
$Q_{biogás}$ (m ³ /día)	3.349,2	1.517,3
% CH ₄	61,6	61,6
% CO ₂	36,8	36,8
% H ₂ S	0,05	0,07
$V_{digestor}$ (m ³)	5.333	
V_{fango} (m ³)	4.848	2.968
Diseño Deshidratación mecánica		
X_{SST} (mg/l)	250.000	
Q_{fangos} (m ³ /día)	15,4	6,3
% SSV	59,1	60,1
% SSVB	9,1	10,0
Calidad Efluente		
DQO _T (mg DQO/l)	96,5	78,6
DBO ₅ (mg DBO/l)	8,9	1,2
NH ₄ ⁺ (mg N/l)	39,65	39,92
PO ₄ ⁻³ (mg P/l)	8,42	8,51
NO ₃ ⁻ (mg N/l)	0,0	0,0
N _T (mg N/l)	41,7	41,6
P _T (mg P/l)	8,8	8,8
X_{SST} (mg/l)	14,6	10,0
pH	7,7	7,7

Tabla 35. Características de funcionamiento de las soplantes requeridas para la alternativa 3

Cálculo de Soplantes	Temporada alta	Temporada baja
Necesidades O ₂ reales en condiciones punta (Kg/h)	119,9	48,1
N° total difusores	624	
N° soplantes	2	
Marca-Modelo	LIGP-28.10	
$P_{motor} - P_{ads}$	132-114	
Potencia instalada (kW)	264	
Pot. Máx. utilizada (kW)	114	
ΔP (mbar)	700	
Consumo energético aproximado (kWh/día)	2.368,4	874,6

7.4.1 Diseño del sistema de membranas de ultrafiltración

Para el dimensionamiento del sistema de membranas que se instala después de la decantación primaria con el objetivo de retener los sólidos que no han sido eliminados en esta unidad de tratamiento, se debe calcular el área necesaria de filtración a partir del caudal de tratamiento de diseño y el flujo transmembrana. Para un correcto

funcionamiento de las membranas de ultrafiltración de fibra hueca, el flujo transmembrana es necesario que esté entre 10 y 20 LMH (LMH corresponde con la unidad de flujo de $L/m^2/h$) (Viruela Navarro, 2017). Para este diseño, se considera un flujo transmembrana intermedio, es decir, 15 LMH. Por tanto, el área de filtración requerida se calcula mediante la siguiente expresión:

$$\text{Área filtración} = \frac{Q_m}{\text{Flujo TM}} \quad \text{Ec. (9)}$$

Sustituyendo los valores conocidos en la Ec.(9) se obtiene la siguiente área de filtración:

$$\text{Área filtración} = \frac{25.000 \text{ m}^3/\text{d} \cdot 1000 \text{ l}/\text{m}^3}{15 \text{ l}/\text{m}^2\text{h} \cdot 24 \text{ h}/\text{d}} = 69.444,44 \text{ m}^2$$

A partir del catálogo de productos de la marca comercial KOCH MEMBRANE SYSTEMS, se ha seleccionado el producto PURON[®] MBR y el modelo PSH 1800 con un área de filtración por módulo de 1.800 m^2 y un tamaño de poro nominal de 0,03 μm . Las características principales de estas membranas de ultrafiltración de fibra hueca se especifican en la Tabla 36 y Figura 40.

Tabla 36. Características principales de los módulos de membranas PSH-1800 (PURON[®] MBR)

Modelo	Área membrana (m^2)	Filas por módulo	L (mm)	W(mm)	H (mm)	Peso seco (Kg)
PSH-1800	1.800	44	2.244	1.755	2.530	1.570

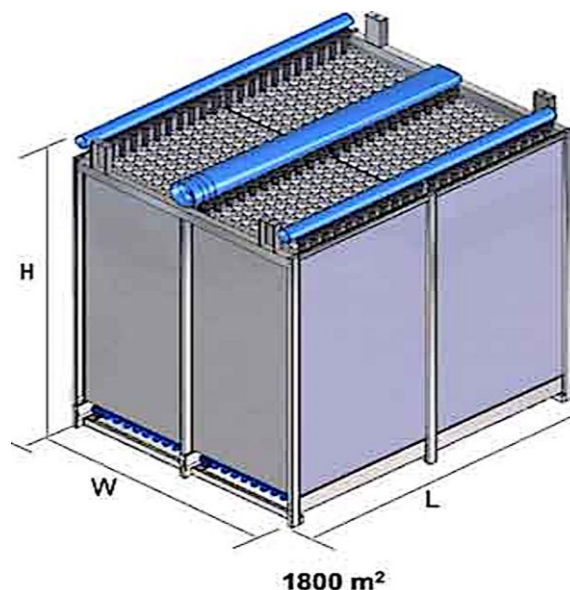


Figura 40. Características geométricas módulo PSH-1800

De este modo, a partir del área de membrana por módulo y la filtración total requerida se calculan el número de módulos necesarios:

$$\text{N}^\circ \text{módulos} = \frac{\text{Área filtración total}}{\text{Área filtración/módulo}} \quad \text{Ec. (10)}$$

Sustituyendo los valores en la Ec. (10) se obtiene el número de módulos:

$$\text{N}^\circ \text{módulos} = \frac{69.444,44}{1.800} = 38,58 \approx \mathbf{39 \text{ módulos}}$$

Teniendo en cuenta que para la temporada baja el caudal de tratamiento es 10.000 m³/día, el área de filtración necesaria es 27.777,7 m² y, por tanto, el número mínimo de módulos son 16. De este modo, se ha decidido subdividir la línea principal que viene de los decantadores primarios en 5 líneas con un caudal de tratamiento por línea de 5.000 m³/día y una instalación de 8 módulos de membrana por cada línea. De esta manera se tiene una mayor flexibilidad en la operación de mantenimiento de las membranas reduciendo los costes de mantenimiento y el consumo energético durante la temporada baja al no tener todas las líneas operativas. Por lo tanto, se instalan un total de **48 módulos** (40 + 8 de reserva) de membranas de ultrafiltración.

7.4.2 Cálculo caudal de aire necesario y potencia de la soplante requerida

Para minimizar el ensuciamiento de las membranas se requiere inyectar aire mediante unas soplantes que permitirán la agitación de las membranas y un correcto mantenimiento de las mismas. Para ello se ha supuesto una demanda específica de aire de 0,1 Nm³/m² h que resultó ser la óptima según estudios realizados en un biorreactor de membranas para la recirculación de biogás (Pretel et al., 2016b). De este modo, el caudal de aire necesario se calcula a partir del área de filtración total calculada anteriormente y de la demanda específica de aire:

$$\text{Caudal aire} = SGD_m \cdot \text{Área filtración} \quad \text{Ec. (11)}$$

Por tanto, sustituyendo los valores en la Ec. (11) se obtiene que el caudal de aire total necesario es:

$$\text{Caudal aire} = 0,1 \frac{\text{Nm}^3}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \cdot 69.444,44 \text{ m}^2 = \mathbf{6.944,44 \text{ m}^3/\text{h}} = 166.666,6 \text{ m}^3/\text{día}$$

Para la selección de la soplante más adecuada se deben calcular las pérdidas de carga de presión mediante la suma parcial de todos los elementos:

$$\Delta p = \Delta H_{\text{estática}} + \Delta H_{\text{difusor}} + \Delta H_{\text{tubería}} + \Delta H_{\text{válvula}} + \Delta H_{\text{filtro}} \quad \text{Ec. (12)}$$

donde:

$\Delta H_{\text{estática}}$, es el calado del agua (2,53 m. de altura de las membranas)

$\Delta H_{\text{tubería}}$, son las pérdidas de carga continua a lo largo de las conducciones del gas y, se estima en 0,15 m.c.a

$\Delta H_{\text{difusor}}$, $\Delta H_{\text{válvula}}$, ΔH_{filtro} , son las pérdidas de carga puntuales en los difusores de las membranas, válvulas y filtros y, aproximadamente se estiman en 0,7, 0,2 y 0,4 m.c.a respectivamente

Sustituyendo todos los valores conocidos en la Ec.(12) se obtiene que la pérdida de presión que debe ofrecer la soplante:

$$\Delta p = 2,53 + 0,7 + 0,15 + 0,2 + 0,4 = 3,98 \text{ m.c.a} = \mathbf{390,3 \text{ mbar}}$$

Con la pérdida de presión calculada y el caudal de aire se puede seleccionar la soplante adecuada utilizando el catálogo de soplantes centrífugas multietapa de la serie SME de la marca HIBON, que se muestran en la Tabla 37.

Tabla 37. Modelos SME de soplantes centrífugas multietapa de la marca HIBON.

Modelo	Máximo Caudal a presión en m ³ /h (cfm)		Presión máxima mbar eff (psig)	
SME 60	1000	(588)	820	(12)
SME 100	6000	(3529)	1050	(15)
SME 200	13000	(7647)	1000	(14.5)
SME 350	17000	(10000)	1050	(15)
SME 450	27500	(16176)	1050	(15)
SME 650	40000	(23530)	1100	(16)

Para poder suministrar dicho caudal de aire se requieren un total de 2 soplantes (+1 de reserva) del modelo SME-100, que ofrece un caudal unitario de 6.000 m³/h y una presión máxima de 1.050 mbar.

Finalmente, para calcular el consumo energético de las soplantes que proporcionarán una agitación de las membranas se requiere estimar la potencia requerida por la soplante

en condiciones de compresión adiabática mediante la siguiente expresión (Viruela Navarro, 2017):

$$P_{sop} \left(\frac{J}{día} \right) = \frac{M \cdot R \cdot T_{aire}}{(\alpha - 1) \cdot \eta_{sop}} \cdot \left[\left(\frac{P_2}{P_1} \right)^{\frac{\alpha-1}{\alpha}} - 1 \right] \quad \text{Ec. (13)}$$

donde:

M, es el caudal de aire en moles/día

R, es la constante universal de los gases ideales (8,314 J/mol/K)

T, es la temperatura del aire, en grados Kelvin

α , es el coeficiente de dilatación adiabática del aire (1,4 a 20 °C), definido como la razón entre la capacidad calorífica a presión constante (C_p) y la capacidad calorífica a volumen constante (C_v)

η_{sop} , es el rendimiento del equipo de soplantes (0,7)

P_1 , es la presión absoluta en la entrada de aire a la soplante, en atm.

P_2 , es la presión absoluta en la salida de aire de la soplante, en atm

Para el cálculo del caudal de aire en moles/día, M, se hace uso de la ecuación general de los gases ideales:

$$P \cdot V = M \cdot R \cdot T \rightarrow M = \frac{P \cdot V}{R \cdot T} \text{ (moles/día)} \quad \text{Ec. (14)}$$

donde:

V, volumen de aire en m³/día (166.666,7 m³/día en temporada alta y 66.666,7 m³/día en temporada baja, para un área de filtración requerida de 27.777,77 m²)

P, es la presión absoluta necesaria para superar toda la columna de agua (1,245 atm), es decir, 0,245 atm (2,53 m.c.a.) + 1 atm

Sustituyendo en la Ec.(14) todos los valores conocidos, se calcula la cantidad de moles diarios para el funcionamiento de la EDAR en temporada alta y baja:

$$M \text{ (T. Alta)} = \frac{1,245 \text{ atm} \cdot 166.666,7 \text{ m}^3/\text{día}}{0,082 \frac{\text{atm} \cdot \text{L}}{\text{mol} \cdot \text{K}} \cdot 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{L}} \cdot (273,15 + 20) \text{ K}} = 8.632.059,7 \frac{\text{moles}}{\text{día}}$$

$$M(T. Baja) = \frac{1,245 \text{ atm} \cdot 66.666,7 \text{ m}^3/\text{día}}{0,082 \frac{\text{atm} \cdot \text{L}}{\text{mol} \cdot \text{K}} \cdot 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{L}} \cdot (273,15 + 20) \text{ K}} = 3.452.824,9 \frac{\text{moles}}{\text{día}}$$

Finalmente, sustituyendo todos los valores calculados en la Ec.(13) se calcula la potencia requerida del sistema de soplantes para la agitación de las membranas, suponiendo un rendimiento del 70% de las soplantes:

$$P_{\text{sop,T.Alta}} = \frac{8.632.059,7 \cdot 8,314 \cdot 293,15}{(1,4 - 1) \cdot 0,7} \cdot \left[\left(\frac{1,245}{1} \right)^{\frac{1,4-1}{1,4}} - 1 \right] = 4.854758,5 \frac{\text{KJ}}{\text{día}} = 1.348,5 \frac{\text{kWh}}{\text{día}}$$

$$P_{\text{sop,T.Baja}} = \frac{3.452.824,9 \cdot 8,314 \cdot 293,15}{(1,4 - 1) \cdot 0,7} \cdot \left[\left(\frac{1,245}{1} \right)^{\frac{1,4-1}{1,4}} - 1 \right] = 1.941.904,0 \frac{\text{KJ}}{\text{día}} = 539,4 \frac{\text{kWh}}{\text{día}}$$

7.4.3 Microturbina de biogás

En esta alternativa, el caudal máximo de biogás a tratar en las microturbinas es de 3.349,2 m³/día (139,6 m³/h) en temporada alta y de 1.517,3 m³/día (63,2 m³/h). Por tanto, se necesitan 4 microturbinas del modelo C65 que trabajarían al mismo tiempo a caudal máximo de biogás y, en temporada baja, únicamente se necesitarían dos de ellas. El rendimiento de las microturbinas, igual que en la alternativa 2, bajaría un poco al trabajar con cargas menores.

7.5 Resultados simulación alternativa 4: Biorreactor Anaerobio de Membranas (AnMBR)

Análogamente a las alternativas anteriores, los parámetros de diseño del biorreactor anaerobio de membranas cuyo esquema está representado en la ventana del DESASS de la **Figura 39**, se detallan en la Tabla 38. Los parámetros de diseño que se han optimizado son el tiempo de retención celular (TRC) que ha permitido el cumplimiento de la DBO₅ y la DQO en el efluente y la mínima relación de recirculación de los fangos junto con el mínimo volumen del reactor anaerobio que han permitido tener una concentración de sólidos en el tanque de membranas inferior a 15 g/l para minimizar el ensuciamiento de las membranas. Como margen de seguridad la concentración de sólidos se ha mantenido por debajo de los 14,0 g/l para la solución adoptada.

Tabla 38. Criterios de diseño, calidad del efluente y calidad del fango deshidratado de la alternativa 4: AnMBR

Parámetro	Temporada alta	Temporada baja
Diseño Reactor Anaerobio		
Nº Reactores Anaerobios	5	
V _{parcial reactor} (m ³)	5.720	
V _{total,reactores} (m ³)	28.600	
V _{total, fangos} (m ³)	26.000	20.800
Volumen gas (% del volumen del fango)	10	
TRC (días)	70	110
X _{SST} (g/l)	10,20	7,95
TRH (h)	25	49,9
Q _{impulsión} (m ³ /día)	101.052,5	30.360,5
Tanque Membranas		
Q _{recirculado} /Q _{entrada}	3	2
Q _{recirculación, fangos} (m ³ /día)	76.067,6	20.366,4
X _{SST} (g/l)	13,55	11,84
Volumen gas (% del volumen del fango)	10	
Generación Biogás		
Q _{biogás} (m ³ /día)	3.066,9	1.216,1
% CH ₄	83,0	82,8
% CO ₂	6,6	5,9
% H ₂ S	0,20	0,18
Diseño Espesador		
Diámetro (m)	9,7	
Q _{ext.fangos} /Q _{ent}	0,5	0,4
Concen. Fangos (Kg SS/m ³)	20,4	19,8
Diseño Deshidratación mecánica		
X _{SST} (mg/l)	250.000	
Q _{fangos} (m ³ /día)	15,0	6,0
% SSV	58,3	58,1
% SSVB	15,8	14,8
Calidad Efluente		
¹ DQO _T (mg DQO/l)	99,3	98,6
S _{CH4} (mg DQO/l)	78,8	87,5
S _{CO2} (mmol C/l)	2,5	2,6
S _{H2S} (mg S/l)	6,8	7,2
DBO ₅ (mg DBO/l)	23,3	22,8
NH ₄ ⁺ (mg N/l)	41,51	41,56
PO ₄ ⁻³ (mg P/l)	8,96	8,97
NO ₃ ⁻ (mg N/l)	0,0	0,0
N _T (mg N/l)	42,50	42,54
P _T (mg P/l)	9,01	9,02
X _{SST} (mg/l)	1	1
pH	6,7	6,7

¹ representa la DQO total sin el metano

Como se observa en la Tabla 38, el volumen total necesario del reactor anaerobio es de 28.600 m³ y, por tanto, se ha decidido diseñarlo con 5 reactores anaerobios de capacidad unitaria de 5.720 m³ que operarán a máximo rendimiento en temporada alta cuando el caudal medio sea de 25.000 m³/día. El volumen ocupado por el fango es de 5.200 m³ y el 10 % del volumen ocupado por el fango es para el almacenamiento del biogás. De este modo, en temporada baja se requerirá el uso de 4 de los 5 reactores anaerobios teniendo

una mayor flexibilidad y reduciendo los costes de operación. Para el diseño unitario de cada reactor anaerobio se ha tomado como referencia el propuesto por (Viruela Navarro, 2017) de tal forma que el nivel del fango aproximadamente está a una altura de 3,9 m sobre la cota del terreno. Las dimensiones aproximadas para un volumen de reactor anaerobio de 5.720 m³ son:

Tabla 39. Diseño reactor anaerobio de 5.720 m³

V_{gas} (m³)	520
h_{cúpula} (m)	2
V_{fango} (m³)	5.200
h_{cilíndrica} (m)	9
D_{sección cilíndrica} (m)	13
V_{sección cilíndrica} (m³)	4.778,4
V_{sección cónica} (m³)	421,6

En la Figura 41 se muestra el diseño completo propuesto que se utiliza en este estudio para diseñar cada uno de sus elementos:

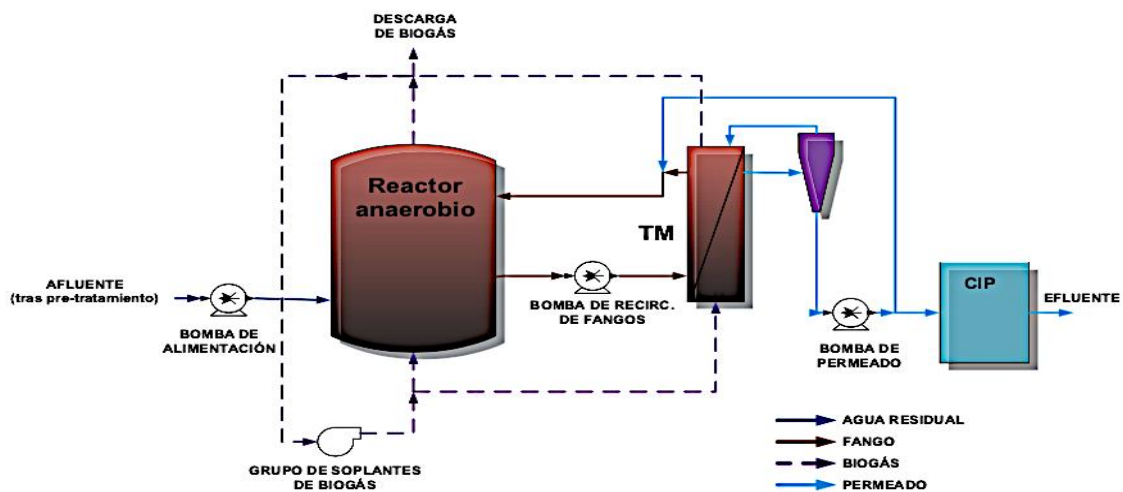


Figura 41. Sistema AnMBR con membranas externas en el tanque de membranas (TM) y tanque CIP (clean-in-place). Fuente: (Viruela Navarro, 2017))

7.5.1 Diseño del tanque de membranas

En este apartado se dimensiona el tanque de membranas necesario que se muestra en la Figura 41, que está configurado por los siguientes elementos:

- ⇒ Sistema de filtración mediante membranas sumergidas en el tanque de membranas (TM) con configuración externa, utilizando las membranas de ultrafiltración de fibra hueca de la marca Koch Membrane Systems.

⇒ Recirculación del biogás para mantener una homogeneización del licor mezcla en el tanque y minimizar el ensuciamiento de las membranas, con una demanda específica de biogás $(SGD)_m$ de $0,1 \text{ Nm}^3/\text{m}^2 \text{ h}$ óptima según estudios anteriores (Pretel et al., 2016b).

Como anteriormente se han diseñado 5 reactores anaerobios de 5.720 m^3 , la conducción principal se debe subdividir en 5 líneas de tratamiento con un caudal de tratamiento unitario de $5.000 \text{ m}^3/\text{día}$ y con un tanque de membranas individual para cada uno de ellos. Por lo tanto, se van a diseñar un total de 5 tanques de membranas más un tanque extra con el objetivo de tener siempre disponible las 5 líneas de tratamiento y minimizando el ensuciamiento de las membranas porque se pueden ir alternando los tanques de membrana de tal manera que uno de ellos estará siempre inoperativo. De este modo, se debe calcular el área necesaria de filtración a partir del caudal de tratamiento de diseño y el flujo transmembrana. El cálculo del área de filtración es idéntico al calculado en la alternativa 3 mediante la Ec.(9), es decir, se requiere un área de filtración de **69.444,4 m^2** y se utiliza el mismo modelo de membranas (PSH-1800). Con la Ec. (10) se ha calculado un total de 39 módulos, pero como se han diseñado 5 tanques de membrana más uno extra, se ha decidido instalar 8 módulos por cada tanque operativo y 8 módulos más para el tanque de reserva. Por lo tanto, el número total de módulos que se van a instalar son **48 módulos**. Finalmente, a partir de las características geométricas del módulo de membranas especificadas en la **Tabla 36** y **Figura 40**, se puede dimensionar el tanque de membranas considerando una distancia de 20 cm entre módulos de membrana y entre módulos y paredes del tanque, para facilitar la circulación del fango. La distribución de los módulos en el tanque de membranas es la siguiente:

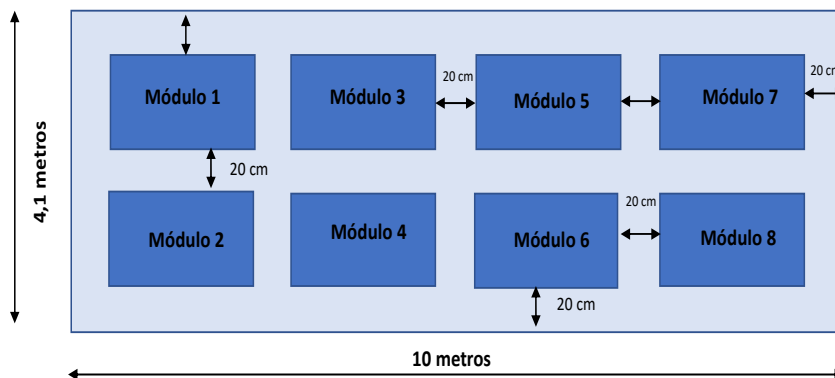


Figura 42. Dimensiones del tanque de membranas y distribución de los módulos

Las dimensiones del tanque de membranas son 4,1x10 metros, considerando una altura total de 2,8 metros. El volumen útil de cada tanque es de 115 m³, considerando un 10 % del volumen ocupado por el biogás. La construcción de los tanques se hace en altura quedando el nivel del fango a 4,4 m. sobre la cota del terreno, es decir, 0,5 m. superior al nivel considerado en los reactores anaerobios. De esta manera, las corrientes de fango de los 5 tanques operativos se conducirán por gravedad a una arqueta conjunta donde se distribuirá el fango de manera equitativa a todos los reactores. Por lo tanto, la recirculación de los fangos desde los reactores anaerobios hasta los tanques se hará por impulsión con las bombas adecuadas, como se muestra en la **Figura 41**.

Finalmente, análogamente a la alternativa 3, se requiere calcular el consumo energético por parte de las soplantes encargadas de recircular el biogás generado con el objetivo de mantener una homogeneización correcta en el tanque y de una agitación constante que minimizaría el ensuciamiento de las membranas. De este modo, a partir de la SGD_m de 0,1 Nm³/m² h, se puede calcular el caudal de biogás necesario a recircular mediante la Ec. (11):

$$\text{Caudal recirculación biogás} = 0,1 \frac{\text{Nm}^3}{\text{m}^2 \cdot \text{h}} \cdot 69.444,44 \text{ m}^2 = \mathbf{6.944,44 \text{ m}^3/\text{h}}$$

Por tanto, el caudal de recirculación de biogás total a los 5 tanques de membranas es de 166.666,6 m³/día (6.944,4 m³/h) y, para la selección de la soplante más adecuada se deben calcular las pérdidas de carga de presión mediante la suma parcial de todos los elementos de la Ec.(12). Para evitar la entrada de oxígeno al interior del tanque de membranas, la presión en la cabeza del reactor es de 1,02 atm y, por tanto, a la ΔH_{estática} le corresponden los 2,53 m. de calado de las membranas más la diferencia de presión (0,02 atm ≡ 0,2 m.c.a), es decir, 2,73 m.c.a. El resto de las pérdidas de carga son iguales a la alternativa 3:

$$\Delta p = 2,73 + 0,7 + 0,15 + 0,2 + 0,4 = 4,18 \text{ m. c. a} = \mathbf{410 \text{ mbar}}$$

Por lo tanto, para poder suministrar el caudal de recirculación de biogás calculado se necesitan 2 soplantes (+1 de reserva) del modelo SME-100 de la **Tabla 37**, que ofrecen un caudal unitario de 6.000 m³/h y una presión máxima de 1.050 mbar.

Por otro lado, para calcular el consumo energético de las soplantes se requiere estimar la potencia requerida en condiciones de compresión adiabática mediante la Ec. (13). Para

el cálculo del coeficiente de dilatación adiabática del biogás hay que tener en cuenta el coeficiente adiabático de los componentes del biogás y se puede calcular con la siguiente expresión (Teruel Lara, 2016):

$$\alpha_{\text{biogás}} = \alpha_{\text{N}_2} \cdot \frac{\% \text{N}_2}{100} + \alpha_{\text{H}_2} \cdot \frac{\% \text{H}_2}{100} + \alpha_{\text{CH}_4} \cdot \frac{\% \text{CH}_4}{100} + \alpha_{\text{CO}_2} \cdot \frac{\% \text{CO}_2}{100} + \alpha_{\text{H}_2\text{S}} \cdot \frac{\% \text{H}_2\text{S}}{100} + \alpha_{\text{NH}_3} \cdot \frac{\% \text{NH}_3}{100} \quad \text{Ec. (15)}$$

donde:

α_{N_2} (1,4), α_{H_2} (1,41), α_{CH_4} (1,306), α_{CO_2} (1,317), $\alpha_{\text{H}_2\text{S}}$ (1,33) y α_{NH_3} (1,318), representan los coeficientes adiabáticos del nitrógeno gas, hidrógeno gas, metano, dióxido de carbono, ácido sulfhídrico y amoníaco respectivamente.

$\% \text{N}_2$, $\% \text{H}_2$, $\% \text{CH}_4$, $\% \text{CO}_2$, $\% \text{H}_2\text{S}$ y $\% \text{NH}_3$, representan el % de cada uno de los gases en la corriente de biogás.

De este modo, a partir de la composición del biogás calculada en la simulación para la temporada alta y baja y, mediante el uso de la Ec.(15), se calcula el coeficiente de dilatación adiabática:

$$\alpha_{\text{biogás, T.A.}} = 1,4 \cdot \frac{8,7}{100} + 1,41 \cdot \frac{1,59}{100} + 1,306 \cdot \frac{82,90}{100} + 1,317 \cdot \frac{6,62}{100} + 1,33 \cdot \frac{0,19}{100} = 1,3166$$

$$\alpha_{\text{biogás, T.B.}} = 1,4 \cdot \frac{9,56}{100} + 1,41 \cdot \frac{1,52}{100} + 1,306 \cdot \frac{82,83}{100} + 1,317 \cdot \frac{5,90}{100} + 1,33 \cdot \frac{0,18}{100} = 1,3171$$

Para el cálculo del caudal de biogás a recircular en moles/día, M, se hace uso de la Ec.(14), teniendo en cuenta que en esta alternativa la presión absoluta necesaria es suma de la presión de cabeza (1,02 atm) más la columna de agua (2,53 m.c.a \equiv 0,245 atm):

$$M (\text{T. Alta}) = \frac{1,265 \text{ atm} \cdot 166.666,7 \text{ m}^3/\text{día}}{0,082 \frac{\text{atm} \cdot \text{L}}{\text{mol} \cdot \text{K}} \cdot 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{L}} \cdot (273,15 + 22) \text{ K}} = 8.929.077,4 \frac{\text{moles}}{\text{día}}$$

$$M (\text{T. Baja}) = \frac{1,265 \text{ atm} \cdot 66.666,7 \text{ m}^3/\text{día}}{0,082 \frac{\text{atm} \cdot \text{L}}{\text{mol} \cdot \text{K}} \cdot 10^{-3} \frac{\text{m}^3}{\text{L}} \cdot (273,15 + 17) \text{ K}} = 3.544.565,9 \frac{\text{moles}}{\text{día}}$$

Finalmente, sustituyendo todos los valores calculados en la Ec.(13) se calcula la potencia requerida del sistema de soplantes para la agitación de las membranas, suponiendo un rendimiento del 70% de las soplantes:

$$P_{\text{sop.T.Alta}} = \frac{8.929.077,4 \cdot 8,314 \cdot 295,15}{(1,3166 - 1) \cdot 0,7} \cdot \left[\left(\frac{1,265}{1,02} \right)^{\frac{1,3166-1}{1,3166}} - 1 \right] = 5.252.658,9 \frac{KJ}{\text{día}} = 1.459,1 \frac{kWh}{\text{día}}$$
$$P_{\text{sop.T.Baja}} = \frac{3.544.565,9 \cdot 8,314 \cdot 290,15}{(1,3171 - 1) \cdot 0,7} \cdot \left[\left(\frac{1,265}{1,02} \right)^{\frac{1,3171-1}{1,3171}} - 1 \right] = 2.049.104,7 \frac{KJ}{\text{día}} = 569,2 \frac{kWh}{\text{día}}$$

7.5.2 Diseño de las membranas de desgasificación y cálculo del metano recuperado

A la vista de los resultados obtenidos en el efluente del AnMBR, detallados en la **Tabla 38**, se observa una elevada concentración de metano disuelto en el efluente, siendo esta concentración más elevada en temporada baja ($T_{\text{agua}} \approx 17^\circ\text{C}$) debido a la mayor solubilidad de los gases con el descenso de la temperatura (87,5 mg DQO/l en temporada baja frente a los 78,8 mg DQO/l en temporada alta).

La presencia de gases disueltos en el agua como CH_4 , CO_2 o H_2S pueden ocasionar una serie de problemas, de los cuales la corrosión de equipos por contacto con el ácido sulfhídrico es el más habitual. Estos gases suponen un problema ambiental si se transfieren a la atmósfera por desabsorción al tratarse de gases de efecto invernadero. Por lo tanto, deben ser eliminados del efluente mediante diferentes procesos como los métodos de adsorción, absorción o de separación por membrana (Viruela Navarro, 2017).

Por el aumento del interés en la tecnología de las membranas, se ha decidido instalarlas en este estudio, permitiendo la recuperación de los gases y con elevados porcentajes de eliminación de los gases en el efluente (se ha supuesto un 80 % de recuperación de metano para este trabajo).

Las membranas de desgasificación se ubican entre el tanque de membranas y el tanque CIP mediante el uso de bombas reversibles que permitan la circulación en ambos sentidos, instalando los módulos de membrana necesarios en cada una de las 5 líneas planteadas. Para el diseño de estos módulos se ha optado por el modelo 6x28 EXTRA-FLOW de la marca comercial Liqui-Cel que permite caudales de tratamiento muy elevados, reduciendo el número de módulos a instalar y, consecuentemente, se necesitan una menor superficie de instalación. Estos módulos de membrana de polipropileno cuentan con una superficie total de filtración de 42 m^2 por unidad, permitiendo unos flujos entre $1-11 \text{ m}^3/\text{h}$ ($24-264 \text{ m}^3/\text{día}$).

De este modo, teniendo en cuenta la capacidad de tratamiento unitaria de cada membrana y siendo el caudal de permeado por línea de $4.997 \text{ m}^3/\text{día}$ ($24.985 \text{ m}^3/\text{día}$ de caudal de permeado total), se obtiene el número de unidades necesarias por línea:

$$\text{N}^\circ \text{ unidades/línea} = \frac{Q_{\text{permeado}}}{\text{Flujo}} \quad \text{Ec. (16)}$$

Sustituyendo los valores en la Ec.(16) se obtiene el número de unidades por línea:

$$\text{N}^\circ \text{ unidades/línea} = \frac{4.997 \frac{\text{m}^3}{\text{día}}}{11 \frac{\text{m}^3}{\text{h}} \cdot \frac{24 \text{ h}}{\text{día}}} = 18,9 \text{ unidades} = \mathbf{19 \text{ unidades}}$$

Por lo tanto, se ha decidido instalar 20 unidades de membranas de desgasificación por cada línea de tratamiento, colocando 5 filas de membranas con 4 unidades de membrana/fila. El número total de membranas de desgasificación a instalar son 120 unidades (5 líneas de tratamiento + línea de reserva). Finalmente, el diseño del sistema de desgasificación por cada línea de tratamiento, dejando unos 25 cm entre cada unidad de membrana, ocupa una superficie aproximada de $3 \times 3 \text{ m}$.

Finalmente, para el cálculo del caudal de metano recuperado mediante las membranas de desgasificación, como se ha comentado anteriormente se ha supuesto un 80 % de recuperación y el caudal se ha calculado a partir de la ecuación de los gases ideales:

$$P \cdot V = n \cdot R \cdot T = \frac{m}{PM} \cdot R \cdot T \rightarrow Q_{CH_4} = \frac{m_{CH_4} \cdot R \cdot T}{PM \cdot P} \text{ (L/día)} \quad \text{Ec. (17)}$$

donde:

m_{CH_4} , es el caudal másico de metano en g/día

PM, es el peso molecular del metano (16,04 g/mol)

P es la presión atmosférica en atm

R es la constante de los gases ideales, $0,082 \text{ atm} \cdot \text{L/mol} \cdot \text{K}$

T es la temperatura en grados Kelvin

Q_{CH_4} es el caudal de metano recuperado en L/día

El caudal másico de metano se calcula a partir de la concentración de metano en el permeado y el caudal de permeado para temporada alta y baja:

$$m_{CH_4}(T. Alta) = \frac{78,8 \text{ mg DQO}}{l} \cdot \frac{1 \text{ mmol } CH_4}{64 \text{ mg DQO}} \cdot \frac{16,04 \text{ mg}}{1 \text{ mmol } CH_4} \cdot \frac{1g}{10^3 mg} \cdot \frac{24.985 \text{ m}^3}{\text{día}} \cdot \frac{1000 \text{ l}}{1 \text{ m}^3} \cdot 0,8 = 394.748 \text{ g } CH_4/\text{día}$$

$$m_{CH_4}(T. Baja) = \frac{87,5 \text{ mg DQO}}{l} \cdot \frac{1 \text{ mmol } CH_4}{64 \text{ mg DQO}} \cdot \frac{16,04 \text{ mg}}{1 \text{ mmol } CH_4} \cdot \frac{1g}{10^3 mg} \cdot \frac{9.994 \text{ m}^3}{\text{día}} \cdot \frac{1000 \text{ l}}{1 \text{ m}^3} \cdot 0,8 = 175.332 \text{ g } CH_4/\text{día}$$

Sustituyendo todos los valores conocidos en la Ec.(17) se obtiene el caudal de metano recuperado para la temporada alta y baja:

$$Q_{CH_4}(T. Alta) = \frac{394.748 \cdot 0,082 \cdot (273,15 + 22)}{16,04 \cdot 1} = 595.624 \text{ L/día} = 595,6 \text{ m}^3/\text{día}$$

$$Q_{CH_4}(T. Baja) = \frac{175.332 \cdot 0,082 \cdot (273,15 + 17)}{16,04 \cdot 1} = 260.071 \text{ L/día} = 260,1 \text{ m}^3/\text{día}$$

7.5.3 Diseño del tanque CIP (clean-in-place)

La función del tanque CIP es almacenar una parte de la corriente de permeado para poder realizar las etapas de contralavado y ventilación. Por un lado, en la fase de contralavado se impulsa una cierta cantidad de permeado en sentido de flujo opuesto al de la etapa de filtración, con el objetivo de eliminar el ensuciamiento (fouling) superficial de la membrana. Por otro lado, en la fase de ventilación, se reintroduce al tanque de membrana una fracción de permeado almacenado en el tanque CIP, haciéndolo pasar a través del desgasificador, en lugar de a través de las membranas, consiguiendo el arrastre del gas acumulado en la cabeza del desgasificador hacia el interior del tanque de membranas. En la Figura 43 se muestra el diagrama de flujo de operación de los módulos de membrana, donde las líneas punteadas muestran el camino a seguir en las etapas ordenadas de contralavado-desgasificación-ventilación (Giménez García, 2014):

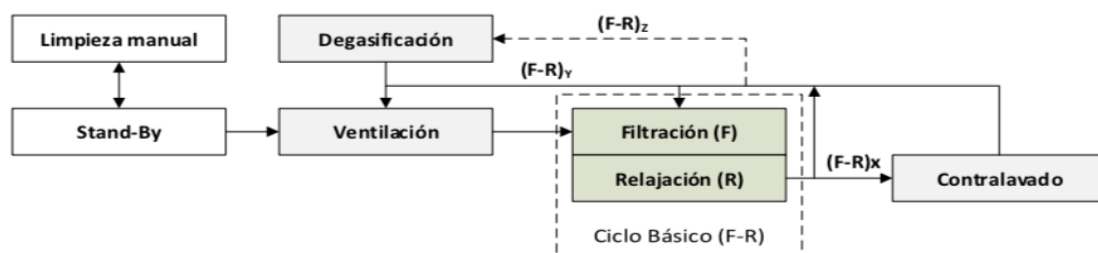


Figura 43. Diagrama de flujo de operación de los módulos de membrana donde interviene el tanque CIP (fase de contralavado y ventilación). Fuente: (Giménez García, 2014)



De este modo, para este caso de estudio se calcula el volumen del tanque CIP necesario para almacenar el permeado durante una hora:

$$\text{Volumen T. CIP} = 24.985 \frac{\text{m}^3}{\text{día}} \cdot \frac{\text{día}}{24 \text{ horas}} \cdot 1 \text{ hora} = \mathbf{1.041 \text{ m}^3}$$

Por lo tanto, para una mayor flexibilidad en la operación se ha decidido instalar 2 tanques CIP con una capacidad unitaria de almacenamiento de 525 m³. De esta manera, en temporada baja, con un caudal de tratamiento medio de 10.000 m³/día, únicamente estaría operativo uno de los tanques CIP. Las dimensiones en planta seleccionadas para la construcción del tanque son 10,25 x 10,25 y una altura de 5 metros (+0,5 metros de resguardo). La construcción del tanque está parcialmente enterrada con la línea de agua a 2 metros por encima de la cota del terreno.

7.5.4 Microturbina de biogás

En esta alternativa, atendiendo a los resultados de la simulación que se muestra en la **Tabla 38** y la recuperación de metano de la corriente de permeado calculada anteriormente, el caudal de biogás generado en temporada alta es de 3.662,5 m³/día (152,6 m³/h) y de 1.476,2 m³/día (61,5 m³/h) en temporada baja y, por tanto, se requiere la instalación de 4 microturbinas para ser capaz de tratar el caudal de biogás máximo que se genera en temporada alta. En este caso, en temporada baja se utilizarían dos de las 4 microturbinas instaladas, pero con un rendimiento menor debido a que trabajaría con una carga menor de biogás.

8. Comparación de las alternativas simuladas

8.1 Análisis técnico de las alternativas

Desde un punto de vista técnico, la calidad del efluente depurado de todas las alternativas cumple con los requisitos de vertido establecidos en la Directiva 91/271/CEE previo a su vertido al mar Mediterráneo mediante el emisario submarino. Además, en todas ellas se consigue una estabilización adecuada del fango al cumplirse que el % SSVB < 35. No obstante, hay diferencias significativas entre las alternativas como se muestra en la Tabla 40:

Tabla 40. Calidad del efluente depurado tras el tratamiento secundario y calidad del fango deshidratado

Calidad del efluente										
Parámetro	Alternativa 1A		Alternativa 1B		Alternativa 2		Alternativa 3		Alternativa 4	
	T.A.	T.B.	T.A.	T.B.	T.A.	T.B.	T.A.	T.B.	T.A.	T.B.
NH_4^+ (mg N/l)	0,11	0,12	0,16	0,14	39,82	40,34	39,65	39,92	41,51	41,56
NO_3^- (mg N/l)	16,1	24,0	7,4	7,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
N_T (mg N/l)	17,4	25,1	8,7	9,0	41,5	41,8	41,7	41,6	42,5	42,5
PO_4^{3-} (mg P/l)	7,53	7,51	7,56	6,84	8,49	8,62	8,42	8,51	8,96	8,97
P_T (mg P/l)	7,7	7,6	7,7	7,0	8,8	8,8	8,8	8,8	9,0	9,0
DQO_T (mg O ₂ /l)	63,1	59,1	63,1	59,0	80,8	72,9	96,5	78,6	99,3	98,6
% Reducción	89,5	90,2	89,5	90,2	86,5	87,9	83,9	86,9	83,5	83,6
DBO_5 (mg O ₂ /l)	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3	2,4	< 1	8,9	1,2	23,3	22,8
% Reducción	99,9	99,9	99,9	99,9	99,2	99,7	97,0	99,6	92,2	92,4
SS (mg SST/l)	14,7	10,7	14,6	10,7	15,1	9,3	14,6	10,0	1	1
% Reducción	95,1	96,4	95,1	96,4	95,0	96,9	95,1	96,7	99,7	99,7
pH	7,1	7,0	7,2	7,3	7,7	7,7	7,7	7,7	6,7	6,7
Calidad del fango deshidratado										
% SSV	70,3	70,5	70,1	69,2	61,0	60,6	59,1	60,1	58,3	58,1
% SSVB	33,9	33,6	33,8	33,4	7,6	7,7	9,1	10,0	15,8	14,8

Teniendo en cuenta que el efluente va a ser sometido a un tratamiento terciario que permita su reutilización para riego agrícola principalmente, se pretende que los nutrientes como el amonio y el fosfato no se eliminen del efluente para poder nutrir al suelo de los mismos y reducir en la medida de lo posible la cantidad de fertilizantes químicos utilizados, así como un ahorro de agua subterránea y superficial para otros usos de mayor

calidad. De este modo, las alternativas 1A y 1B mediante la aireación prolongada, eliminarían totalmente el amonio y únicamente estaría disponible el fosfato al no haberse eliminado en su totalidad ni biológica ni químicamente. Además, en estas alternativas, se estaría aportando una cantidad de nitratos que se podrían infiltrar en los acuíferos y sería indeseable e inaceptable y, por otro lado, la estabilización del fango estaría cerca del límite exigido ($< 35\%$ de los SSVB).

Con respecto al resto de alternativas, cualquiera de las 3 alternativas restantes aporta en el efluente una cantidad significativa de nutrientes, siendo la alternativa 4 la que más nutrientes aporta debido a la mayor mineralización que se produce del nitrógeno y fósforo orgánicos transformándose en amonio y fosfato respectivamente. No obstante, la DBO_5 del efluente en la alternativa 4 está muy cerca del límite legislado por la Directiva 91/271/CEE (DBO_5 debe ser menor de 25 mg DBO/l) y se tendrá en cuenta a la hora de tomar las decisiones finales con respecto a la mejor alternativa.

Por tanto, a pesar de que todas las alternativas cumplen con la legislación vigente, las alternativas 1A y 1B, al considerar que el agua regenerada después del tratamiento terciario no aportarían una concentración de amonio significativa, técnicamente se consideran más desfavorables con respecto a las alternativas 2, 3 y 4. No obstante, también se analizarán con las otras desde un punto de vista económico que va a permitir seleccionar entre una alternativa u otra al analizar los costes de explotación y mantenimiento, así como los costes asociados a la inversión de las infraestructuras realizadas en cada una de las alternativas.

8.2 Análisis económico de las alternativas

El análisis de los costes de explotación y los costes relacionados con la inversión de infraestructuras va a permitir seleccionar la alternativa óptima. Con respecto a los costes de explotación en una EDAR se subdividen en costes fijos y costes variables. Entre los costes fijos que son independientes del caudal de tratamiento, destacan los costes de mantenimiento, el coste fijo de la energía eléctrica, los costes del personal de la depuradora y otros costes varios. Con respecto a los costes variables, que son dependientes del caudal a tratar, destacan los costes variables relacionados con la energía eléctrica, los costes asociados a la gestión de los lodos y los costes de reactivos necesarios para la deshidratación mecánica de los lodos, la limpieza química de las membranas en el caso de la alternativa 3 y 4 y los reactivos químicos necesarios para la desodorización.

8.2.1 Costes fijos de explotación

Los costes de mantenimiento, los costes del personal y otros costes varios (vehículos, material oficina, combustible, jardinería, etc.), se considera que no varían en exceso de una alternativa a otra y se ha tomado como referencia los datos de la EPSAR de la Comunidad Valenciana. Con respecto al término fijo de la energía eléctrica, se ha supuesto una potencia contratada de 800 kW para la modalidad de 6 periodos (tarifa 6.1A). A continuación, se muestran los costes comunes para todas las alternativas:

Tabla 41. Costes de personal, mantenimiento y costes varios para todas las alternativas. Fuente: (EPSAR, C.V.)

Tipo de coste	Coste (€/m ³)	Q _{medio} (m ³ /día)	Coste anual (€/año)
Personal	0,088	15.000	481.800
Mantenimiento	0,026		142.350
Varios	0,014		76.650
Total	0,128		700.800,0

Tabla 42. Coste anual fijo del término de potencia para todas las alternativas. Fuente: (IBERDROLA)

Periodo	Potencia contratada (kW)	Precio Potencia (€/kW/año)	Nº días Periodo Facturación (%) ¹	Coste por periodo (€/año)	Coste Anual Fijo (€/año)
P1	800	39,139427	8	2.504,9	9.776,0
P2	800	19,586654	11	1.723,6	
P3	800	14,334178	5	573,4	
P4	800	14,334178	6	688,0	
P5	800	14,334178	10	1.146,7	
P6	800	6,540177	60	3.139,3	

¹ Porcentajes de consumo típicos de una EDAR por periodo (Fuente: EPSAR, C.V.)

8.2.2 Costes variables de explotación

En este apartado se consideran los costes asociados a la gestión de la evacuación de los fangos generados en la depuradora, los costes de los reactivos utilizados para la deshidratación mecánica de los fangos y la limpieza química de las membranas (alternativa 3 y 4) y los costes asociados al consumo energético de las principales unidades de tratamiento. Los costes de explotación del sistema de desodorización y los costes asociados de explotación del pretratamiento del agua residual (desbaste, desarenado-desengrasado) no se han calculado por considerarse costes comunes para todas las alternativas y no afecta a la toma de decisiones de la alternativa óptima.

▪ *Gestión de los fangos*

En el proceso de depuración se generan unos elementos rechazados del agua que se deben evacuar de la planta como las basuras, arenas, grasas y flotantes y los fangos deshidratados. Los costes asociados al tratamiento de lodos son muy variables dependiendo del tipo de tratamiento seleccionado: secado térmico convencional, secado térmico solar, compostaje, eliminación a vertedero y aplicación directa en agricultura. Los costes sin tener en cuenta el transporte de los lodos oscilan entre los 5 €/tn m.h. y los 60 €/tn m.h., dependiendo de cada tipo de tratamiento.

En este trabajo se ha seleccionado el tratamiento más económico que es la aplicación directa en la agricultura. Este tratamiento lleva asociado una serie de costes como la analítica de los suelos, analítica de los lodos, aplicación al terreno, personal, administración y otros. De este modo, sumando todos los costes y teniendo en cuenta un precio del transporte en camiones de 25 tn alrededor de 11-13 €/tn, el coste de la gestión agrícola de los lodos oscila entre 16-22 €/tn. Por tanto, se toma un precio medio de **19 €/tn** para la gestión agrícola de los lodos de depuradora. En la Tabla 43 se detalla el coste anual de la gestión de lodos para cada alternativa:

Tabla 43. Producción media diaria de fangos y coste anual de gestión agrícola. Fuente: (EPSAR, C.V.)

Alternativa	Temporada	Caudal Fangos (m ³ /día)	Producción Fangos (Kg/día)	Producción Fangos Media (Kg/día)	Coste Anual (€/año)
1A	T.alta	19,8	4.950,0	3.000,0	20.805,0
	T.baja	8,1	2.025,0		
1B	T.alta	19,6	4.900,0	2.983,3	20.689,4
	T.baja	8,1	2.025,0		
2	T.alta	15,5	3.875,0	2.341,7	16.239,5
	T.baja	6,3	1.575,0		
3	T.alta	15,4	3.850,0	2.333,3	16.181,7
	T.baja	6,3	1.575,0		
4	T.alta	15,0	3.750,0	2.250,0	15.603,8
	T.baja	6,0	1.500,0		

▪ *Coste de reactivos químicos*

Entre los reactivos químicos destaca el uso de cantidades en torno a 8-12 Kg de polielectrolito catiónico por Tm. de materia seca de fango producido. Por tanto, se selecciona un consumo medio de polielectrolito de 10 Kg por Tm de materia seca de fango producido que entra en la deshidratación mecánica. El precio del reactivo químico se ha fijado en **2,9 €/Kg**. En la Tabla 44 se detallan los resultados para cada alternativa.

Tabla 44. Consumo y coste anual de polielectrolito catiónico para la deshidratación del fango. Fuente: (EPSAR, C.V.)

Alt.	Temp.	Q _{entrada} Des.Mec. (m ³ /día)	X _{SST} (mg/l)	Carga Masa Seca (Kg/día)	Fangos Secos (Kg M.S./año)	Consumo Polielec. (Kg/año)	Coste Anual (€/año)
1A	Alta	303,1	16.414,0	4.975,1	1.101.295,1	11.013,0	31.937,6
	Baja	116,6	17.487,4	2.038,3			
1B	Alta	264,2	18.674,7	4.933,8	1.093.544,2	10.935,4	31.712,8
	Baja	116,0	17.482,5	2.027,1			
2	Alta	276,1	14.107,4	3.895,6	859.312,8	8.593,1	24.920,1
	Baja	200,4	7.900,7	1.583,6			
3	Alta	242,4	15.973,7	3.871,9	858.106,3	8.581,1	24.885,1
	Baja	145,7	10.918,7	1.590,5			
4	Alta	185,4	20.345,1	3.772,8	824.147,6	8.241,5	23.900,3
	Baja	75,7	19.821,8	1.500,5			

Con respecto a la limpieza química que se requiere para el mantenimiento de las membranas de las alternativas 3 y 4, se suele utilizar hipoclorito sódico y ácido cítrico con un coste aproximado de 260 y 780 €/tn respectivamente (Puga Usucachi, 2016). En la Tabla 45 se muestra el coste anual de los reactivos químicos considerando 2 limpiezas químicas al año.

Tabla 45. Consumo y coste anual de los reactivos químicos necesarios para la limpieza química de las membranas. Fuente:(Puga Usucachi, 2016)

Alt.	Reactivo	Volumen preparación (m ³ /módulo)	Nº módulos	Concentración de reactivo (mg/l)	Consumo reactivo (Kg/año)	Coste anual reactivo (€/año)
3	Hipoclorito Sódico	14,4	48	500	690	179,4
	Ácido cítrico			2.000	2760	2152,8
4	Hipoclorito Sódico	14,4	48	500	690	179,4
	Ácido cítrico			2.000	2760	2152,8

El coste anual necesario de hipoclorito sódico que se requiere para una desinfección de mantenimiento del efluente a la salida del tratamiento secundario no se ha tenido en cuenta en este apartado para no duplicar costes, ya que se tendrá en cuenta de manera global en los costes de explotación del tratamiento terciario que se requiere para cada alternativa. Con respecto a los reactivos químicos necesarios para el sistema de desodorización no se han podido calcular por falta de más información, pero como es un coste común para todas las alternativas no influye para la toma de decisiones de la alternativa óptima.

▪ **Coste consumo energético**

El coste asociado al consumo energético junto con los costes del personal suele representar los costes mayoritarios de una EDAR. En este apartado se tiene en cuenta el consumo energético de las soplantes, bombas, agitación mecánica de digestores, tanques de homogeneización y reactor anóxico y anaerobio, así como la agitación de las membranas para controlar su ensuciamiento en las alternativas 3 y 4 mediante la inyección de aire y la recirculación interna del biogás generado respectivamente. Hay que mencionar que únicamente se han considerado los costes de bombeo principales para todas las alternativas, y como el resto de los bombeos son minoritarios no se han tenido en cuenta. Además, no se dispone de suficiente información para el cálculo de las pérdidas de carga en las conducciones y accidentes (válvulas, codos...etc). El coste medio estimado para la energía eléctrica en la modalidad de 6 periodos para el libre mercado es de **0,08 €/kWh**, según los datos consultados en IBERDROLA.

1) **Soplantes**

El consumo energético aproximado de las soplantes ha sido calculado mediante las simulaciones del DESASS anteriormente descritas para cada alternativa. En la Tabla 46 se muestra el consumo energético medio diario y el coste total anual calculado a partir de un caudal medio de 15.000 m³/día, que corresponde con un 33,33 % al año con un caudal de 25.000 m³/día en temporada alta y con un 66,67 % al año con un caudal de 10.000 m³/día en temporada baja. Con respecto al consumo energético de las soplantes para inyectar el aire en las membranas en la alternativa 3 y para la recirculación de la corriente de biogás en los tanques de membranas en la alternativa 4, se ha calculado mediante la Ec.(13), suponiendo una demanda específica de aire/gas (SGD_m) de 0,1 m³/m²h.

Tabla 46. Consumo energético medio (kWh/día) y coste anual de energía (€/año) de las soplantes

Alternativa	Temporada	Consumo energía (kWh/día)	Consumo energía medio (kWh/día)	Coste anual (€/año)
1A	T.alta	5.423,6	3.240,1	94.609,9
	T.baja	2.148,3		
1B	T.alta	5.153,7	2.975,2	86.874,9
	T.baja	1.885,9		
2	T.alta	2.252,3	1.275,1	37.232,9
	T.baja	786,5		
3	T.alta	3.717,0	2.181,7	63.703,7
	T.baja	1.414,0		
4	T.alta	1.459,1	865,8	25.282,3,7
	T.baja	569,2		

2) Agitadores mecánicos

Los reactores anaerobios y anóxicos, el tanque de homogeneización y los digestores anaerobios requieren una agitación mecánica continua que conlleva un consumo energético. Se considera que la potencia adsorbida en los tanques de homogeneización, en los digestores y en los reactores anaerobios es de **5 W/m³** y en el caso del reactor anóxico se considera una potencia adsorbida de **20 W/m³**.

Tabla 47. Consumo energético medio kWh/día) y coste anual de energía (€/año) asociado a la agitación mecánica

Alternativa	Elemento	Temporada	Consumo energía (kWh/día)	Consumo energía medio (kWh/día)	Coste anual (€/año)
1A	Tanque homogeneización	T.alta	1.000	600,0	17.520,0
		T.baja	400		
1B	Tanque homogeneización	T.alta	1.000	600,0	17.520,0
		T.baja	400		
	Reactor anóxico	T.alta	2.040	2.040,0	59.568,0
		T.baja	2.040		
2	Tanque homogeneización	T.alta	1.000	600,0	17.520,0
		T.baja	400		
	Digestores Anaerobios	T.alta	662,8	621,8	18.156,6
		T.baja	601,3		
3	Tanque homogeneización	T.alta	1.000	600,0	17.520,0
		T.baja	400		
	Digestores Anaerobios	T.alta	581,8	431,4	12.595,7
		T.baja	356,2		
4	Tanque homogeneización	T.alta	1.000	600,0	17.520,0
		T.baja	400		
	Reactores Anaerobios	T.alta	3.120	2.704,0	78.956,8
		T.baja	2.496		

3) Bombas de impulsión

En este apartado se deben considerar todos los bombeos existentes para cada configuración de tratamiento: bombeos de los tanques de homogeneización a los decantadores primarios, bombas de extracción de fangos primarios, bombas de impulsión a los reactores biológicos, bombas de recirculación de los fangos secundarios a los reactores biológicos, bomba de recirculación interna de nitratos del tanque aerobio al anóxico, bombas de extracción de purga de los decantadores secundarios, bombas de fangos espesados, bombas de fangos digeridos, bombas de recirculación de fangos entre los tanques de membranas y los reactores anaerobios, bombas de la purga de los reactores anaerobios, bombas de permeado, etc. Como se ha comentado anteriormente, únicamente se calcula la potencia adsorbida por los bombeos mayoritarios para todas las alternativas

de diseño. De este modo, a partir de los caudales de bombeo obtenidos a partir de las simulaciones del DESASS y de la Ec.(18), se calcula la potencia adsorbida de la bomba para cada caso (Viruela Navarro, 2017):

$$P_{ads} = \frac{q_{imp} \cdot \gamma \cdot H_m}{\eta_{pump}} \quad \text{Ec. (18)}$$

donde:

P_{ads} , es la potencia adsorbida de la bomba, en kW

q_{imp} , es el caudal volumétrico de impulsión, en m^3/s

γ , es el peso específico del agua, $9,81 \text{ kN/m}^3$

η_{pump} , es la eficiencia de la bomba (se considera 0,75)

H_m , la altura manométrica (m.c.a.), es decir, representa la suma de la diferencia de cota entre la entrada y salida de la tubería (altura geométrica) y las pérdidas de carga totales asociadas a las conducciones y a los accidentes en dicho tramo de tubería (codos, válvulas, etc.)

Por falta de información de las pérdidas de carga totales, para el caudal de bombeo de la recirculación interna del tanque aerobio al tanque anóxico de la alternativa 1B se suponen unas pérdida de carga de tuberías y desnivel de bombeo alrededor de 1 m.c.a. y de 2 m.c.a. de pérdidas de carga total para la recirculación de los fangos de las alternativas 1A, 1B, 2 y 3 (Puga Usucachi, 2016). Para el bombeo de los tanques de homogeneización a los decantadores/reactores se ha supuesto unas pérdidas de carga totales de 1,5 m.c.a.. En el caso del AnMBR (alternativa 4), se ha tomado como referencia el diseño propuesto en el proyecto fin de carrera de (Viruela Navarro, 2017), tomando las alturas manométricas para cada bombeo considerado en este proyecto. Del mismo modo, para los bombeos del efluente secundario al tratamiento terciario del resto de las alternativas, se ha supuesto una altura manométrica de 2 m.c.a. Con respecto al bombeo de impulsión a la etapa de pretratamiento se considera común para todas las alternativas y se ha supuesto unas pérdidas de carga total de 8 m.c.a.

De este modo, a partir de la H_m supuesta para cada caso y los caudales de impulsión obtenidos de las simulaciones, mediante la Ec. (18) se obtienen los siguientes resultados:

Tabla 48. Consumo energético asociado a los bombeos más relevantes de todas las alternativas

Alt.	Bombeos	Tem	Q _{imp} (m ³ /s)	Pérdida carga (m)	Potencia Adsorbida (kW)	Consumo energía (kWh/día)	Consumo energía medio (kWh/día)	Coste anual (€/año)																																																																																																																																																																																																
Todas	Cabecera de planta	Alta	0,289	8	30,3	726,7	436,0	12.731,2																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,116		12,1	290,7			1A	T. homogeneización a reactor aerobio	Alta	0,298	1,5	5,8	140,3	84,5	2.466,6	Baja	0,120	2,4	56,6	Recirculación de fangos	Alta	0,304	2	8	191,1	101,4	2.961,9	Baja	0,090	2,4	56,6	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	1B	T. homogeneización a reactor aerobio	Alta	0,298	1,5	5,8	140,3	84,5	2.466,3	Baja	0,120	2,4	56,6	Recirculación interna	Alta	0,596	1,0	7,8	187,0	112,6	3.288,3	Baja	0,240	3,1	75,4	Recirculación de fangos	Alta	0,304	2	8,0	191,2	101,5	2.962,5	Baja	0,090	2,4	56,6	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	2	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,296	1,5	5,8	139,5	84,3	2.461,6	Baja	0,120	2,4	56,7	Recirculación de fangos	Alta	0,349	2	9,1	219,3	111,2	3.246,5	Baja	0,091	2,4	57,1	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	3	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,294	1,5	5,8	138,6	83,3	2.433,0	Baja	0,118	2,3	55,7	Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1	132,2	3.860,4	Baja	0,140	3,7	87,7	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8	Baja	0,118	6,2	148,0	Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9	Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0
1A	T. homogeneización a reactor aerobio	Alta	0,298	1,5	5,8	140,3	84,5	2.466,6																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,120		2,4	56,6				Recirculación de fangos	Alta	0,304	2	8	191,1	101,4	2.961,9	Baja	0,090	2,4	56,6	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	1B	T. homogeneización a reactor aerobio	Alta	0,298	1,5	5,8	140,3	84,5	2.466,3	Baja	0,120	2,4		56,6	Recirculación interna	Alta	0,596	1,0	7,8	187,0	112,6	3.288,3	Baja	0,240	3,1	75,4	Recirculación de fangos	Alta	0,304	2	8,0	191,2	101,5	2.962,5	Baja	0,090	2,4	56,6	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	2	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,296	1,5	5,8	139,5	84,3	2.461,6	Baja	0,120		2,4	56,7	Recirculación de fangos	Alta	0,349	2	9,1	219,3	111,2	3.246,5	Baja	0,091	2,4	57,1	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	3	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,294	1,5	5,8	138,6	83,3	2.433,0	Baja		0,118	2,3	55,7	Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1	132,2	3.860,4	Baja	0,140	3,7	87,7	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8		Baja	0,118	6,2	148,0	Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9	Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3			
	Recirculación de fangos	Alta	0,304	2	8	191,1	101,4	2.961,9																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,090		2,4	56,6				Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	1B	T. homogeneización a reactor aerobio	Alta	0,298	1,5	5,8	140,3	84,5	2.466,3	Baja	0,120	2,4		56,6	Recirculación interna	Alta	0,596	1,0	7,8	187,0	112,6	3.288,3	Baja	0,240		3,1	75,4	Recirculación de fangos	Alta	0,304	2	8,0	191,2	101,5	2.962,5	Baja	0,090	2,4	56,6	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	2	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,296	1,5	5,8	139,5	84,3	2.461,6	Baja	0,120		2,4	56,7	Recirculación de fangos	Alta	0,349	2	9,1	219,3	111,2	3.246,5		Baja	0,091	2,4	57,1	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	3	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,294	1,5	5,8	138,6	83,3	2.433,0	Baja		0,118	2,3	55,7	Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1		132,2	3.860,4	Baja	0,140	3,7	87,7	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8		Baja	0,118	6,2	148,0	Recirculación de fangos	Alta	1,170	3		45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9	Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3											
	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,116		3,0	72,6			1B	T. homogeneización a reactor aerobio	Alta	0,298	1,5	5,8	140,3	84,5	2.466,3	Baja	0,120	2,4	56,6		Recirculación interna	Alta	0,596	1,0	7,8	187,0	112,6	3.288,3	Baja	0,240	3,1		75,4	Recirculación de fangos	Alta	0,304	2	8,0	191,2	101,5	2.962,5	Baja	0,090		2,4	56,6	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	2	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,296	1,5	5,8	139,5	84,3	2.461,6	Baja	0,120	2,4		56,7	Recirculación de fangos	Alta	0,349	2	9,1	219,3	111,2	3.246,5	Baja		0,091	2,4	57,1	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	3	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,294	1,5	5,8	138,6	83,3	2.433,0	Baja	0,118	2,3		55,7	Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1	132,2	3.860,4		Baja	0,140	3,7	87,7	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8	Baja	0,118	6,2		148,0	Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8		17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9	Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																							
1B	T. homogeneización a reactor aerobio	Alta	0,298	1,5	5,8	140,3	84,5	2.466,3																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,120		2,4	56,6				Recirculación interna	Alta	0,596	1,0	7,8	187,0	112,6	3.288,3	Baja	0,240	3,1	75,4		Recirculación de fangos	Alta	0,304	2	8,0	191,2	101,5	2.962,5	Baja	0,090	2,4		56,6	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	2	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,296	1,5	5,8	139,5	84,3	2.461,6	Baja	0,120	2,4	56,7		Recirculación de fangos	Alta	0,349	2	9,1	219,3	111,2	3.246,5	Baja	0,091	2,4		57,1	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	3	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,294	1,5	5,8	138,6	83,3	2.433,0	Baja	0,118	2,3	55,7		Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1	132,2	3.860,4	Baja	0,140	3,7		87,7	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8	Baja	0,118	6,2	148,0		Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8		330,9	Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																																				
	Recirculación interna	Alta	0,596	1,0	7,8	187,0	112,6	3.288,3																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,240		3,1	75,4				Recirculación de fangos	Alta	0,304	2	8,0	191,2	101,5	2.962,5	Baja	0,090	2,4	56,6		Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	2	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,296	1,5	5,8	139,5	84,3	2.461,6	Baja	0,120	2,4	56,7		Recirculación de fangos	Alta	0,349	2	9,1	219,3	111,2	3.246,5	Baja	0,091	2,4	57,1		Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	3	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,294	1,5	5,8	138,6	83,3	2.433,0	Baja	0,118	2,3	55,7		Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1	132,2	3.860,4	Baja	0,140	3,7	87,7		Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8	Baja	0,118	6,2	148,0		Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9		Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																																																	
	Recirculación de fangos	Alta	0,304	2	8,0	191,2	101,5	2.962,5																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,090		2,4	56,6				Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	2	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,296	1,5	5,8	139,5	84,3	2.461,6	Baja	0,120	2,4	56,7		Recirculación de fangos	Alta	0,349	2	9,1	219,3	111,2	3.246,5	Baja	0,091	2,4	57,1		Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	3	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,294	1,5	5,8	138,6	83,3	2.433,0	Baja	0,118	2,3	55,7		Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1	132,2	3.860,4	Baja	0,140	3,7	87,7		Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8	Baja	0,118	6,2	148,0		Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9		Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																																																														
	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,116		3,0	72,6			2	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,296	1,5	5,8	139,5	84,3	2.461,6	Baja	0,120	2,4	56,7		Recirculación de fangos	Alta	0,349	2	9,1	219,3	111,2	3.246,5	Baja	0,091	2,4	57,1		Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	3	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,294	1,5	5,8	138,6	83,3	2.433,0	Baja	0,118	2,3	55,7		Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1	132,2	3.860,4	Baja	0,140	3,7	87,7		Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8	Baja	0,118	6,2	148,0		Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9		Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																																																																											
2	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,296	1,5	5,8	139,5	84,3	2.461,6																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,120		2,4	56,7				Recirculación de fangos	Alta	0,349	2	9,1	219,3	111,2	3.246,5	Baja	0,091	2,4	57,1		Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	3	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,294	1,5	5,8	138,6	83,3	2.433,0	Baja	0,118	2,3	55,7		Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1	132,2	3.860,4	Baja	0,140	3,7	87,7		Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8	Baja	0,118	6,2	148,0		Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9		Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																																																																																								
	Recirculación de fangos	Alta	0,349	2	9,1	219,3	111,2	3.246,5																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,091		2,4	57,1				Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	3	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,294	1,5	5,8	138,6	83,3	2.433,0	Baja	0,118	2,3	55,7		Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1	132,2	3.860,4	Baja	0,140	3,7	87,7		Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8	Baja	0,118	6,2	148,0		Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9		Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																																																																																																					
	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,116		3,0	72,6			3	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,294	1,5	5,8	138,6	83,3	2.433,0	Baja	0,118	2,3	55,7		Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1	132,2	3.860,4	Baja	0,140	3,7	87,7		Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8	Baja	0,118	6,2	148,0		Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9		Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																																																																																																																		
3	T. homogeneización a decantador 1º	Alta	0,294	1,5	5,8	138,6	83,3	2.433,0																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,118		2,3	55,7				Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1	132,2	3.860,4	Baja	0,140	3,7	87,7		Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8	Baja	0,118	6,2	148,0		Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9		Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																																																																																																																															
	Recirculación de fangos	Alta	0,352	2	9,2	221,1	132,2	3.860,4																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,140		3,7	87,7				Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3	Baja	0,116	3,0	72,6	4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8	Baja	0,118	6,2	148,0		Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9		Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																																																																																																																																												
	Efluente a tratamiento terciario	Alta	0,289	2	7,6	181,5	108,9	3.180,3																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,116		3,0	72,6			4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8	Baja	0,118	6,2	148,0		Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9		Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																																																																																																																																																									
4	T. homogeneización a reactor anaerobio	Alta	0,293	4	15,4	368,5	221,5	6.467,8																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,118		6,2	148,0				Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1	Baja	0,351	13,8	330,9		Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																																																																																																																																																																						
	Recirculación de fangos	Alta	1,170	3	45,9	1.101,5	587,8	17.163,1																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,351		13,8	330,9				Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5	Baja	0,116	8,5	203,3																																																																																																																																																																																			
	Permeado a tanque CIP	Alta	0,289	5,6	21,2	508,4	305,0	8.906,5																																																																																																																																																																																																
		Baja	0,116		8,5	203,3																																																																																																																																																																																																		

4) Deshidratación mecánica

Para el cálculo del consumo energético por parte de las centrífugas se ha considerado que trabajan los 7 días a la semana, aunque habitualmente en las EDAR operan a 5 días. De este modo, las centrífugas trabajarán un menor número de horas al día. A partir de los caudales de entrada a la etapa de deshidratación, que anteriormente han sido descritos para el cálculo del polielectrolito catiónico necesario para cada una de las alternativas (Tabla 44), se calcula el número de horas de funcionamiento de las centrífugas. Se ha optado por la instalación de 2 centrífugas del modelo D2 (más una de reserva) de la marca comercial ANDRITZ con una capacidad hidráulica unitaria que va desde 0,2 m³/h hasta un caudal máximo de 15 m³/h y una capacidad de sólidos de 10-800 kg/h. Teniendo en

cuenta que las horas de funcionamiento se han calculado a partir del caudal máximo, según la ficha técnica de la centrífuga, la potencia instalada es de 20 kW. Por lo tanto, en la Tabla 49 se muestra el consumo de energía medio diario y el coste total anual:

Tabla 49. Consumo energético asociado a la deshidratación mecánica de los fangos estabilizados

Alt.	Tem.	Q _{entrada} Des.Mec. (m ³ /día)	Nº centrífugas	Horas funcionamiento (h/día)	Consumo energía (kWh/día)	Consumo energía medio (kWh/día)	Coste Anual (€/año)
1A	Alta	303,1	2	10,1	404,1	238,3	6.958,9
	Baja	116,6	1	7,8	155,4		
1B	Alta	264,2	2	8,8	352,3	220,5	6.438,3
	Baja	116,0	1	7,7	154,6		
2	Alta	276,1	2	9,2	368,2	300,9	8.786,2
	Baja	200,4	2	6,7	267,3		
3	Alta	242,4	2	8,1	323,2	237,2	6.926,6
	Baja	145,7	1	9,7	194,2		
4	Alta	185,4	2	6,2	247,3	149,7	4.371,4
	Baja	75,7	1	5,0	100,9		

Una vez calculados los consumos energéticos aproximados del sistema de aireación requerido para los reactores aerobios, la agitación mecánica requerida en los diferentes elementos considerados, los bombeos principales y la deshidratación mecánica que diferencian unas alternativas de las otras, en la Tabla 50 se muestra un cuadro resumen del consumo energético parcial y el coste anual parcial de cada uno de ellos, el consumo medio global de energía y el coste anual global para cada una de las alternativas.

Tabla 50. Consumo energético global, consumo por m³ agua y coste anual global para cada una de las alternativas

Alt.	Elemento	Consumo energía parcial (kWh/día)	Coste anual parcial (€/año)	Consumo energía global (kWh/día)	Coste anual global (€/año)	Consumo (kWh/m ³)
1A	Soplantes	3.240,1	94.610,0	4.809,2	140.428,9	0,321
	Agitadores	600,0	17.520,0			
	Bombas	730,8	21.340,0			
	D.Mecánica	238,3	6.958,9			
1B	Soplantes	2.975,2	86.874,9	6.779,1	195.029,6	0,445
	Agitadores	2.640,0	77.088,0			
	Bombas	843,4	24.628,5			
	D.Mecánica	220,5	6.438,3			
2	Soplantes	1.275,1	37.232,9	3.538,2	103.315,3	0,236
	Agitadores	1.221,8	35.676,6			
	Bombas	740,4	21.619,6			
	D.Mecánica	300,9	8.786,2			
3	Soplantes	2.181,6	63.703,7	4.210,6	122.951,0	0,281
	Agitadores	1.031,4	30.115,7			
	Bombas	760,4	22.204,9			
	D.Mecánica	237,2	6.926,6			

4	Soplantes	865,8	25.282,3	5.869,8	171.399,1	0,391
	Agitadores	3.304	96.476,8			
	Bombas	1.550,3	45.268,5			
	D.Mecánica	149,7	4.371,4			

A partir de la Tabla 50, en las Figuras 44 y 45 se ha representado gráficamente el consumo energético por m³ de agua tratada, el coste anual parcial por elementos y el coste anual global de la energía requerida para cada una de las alternativas.

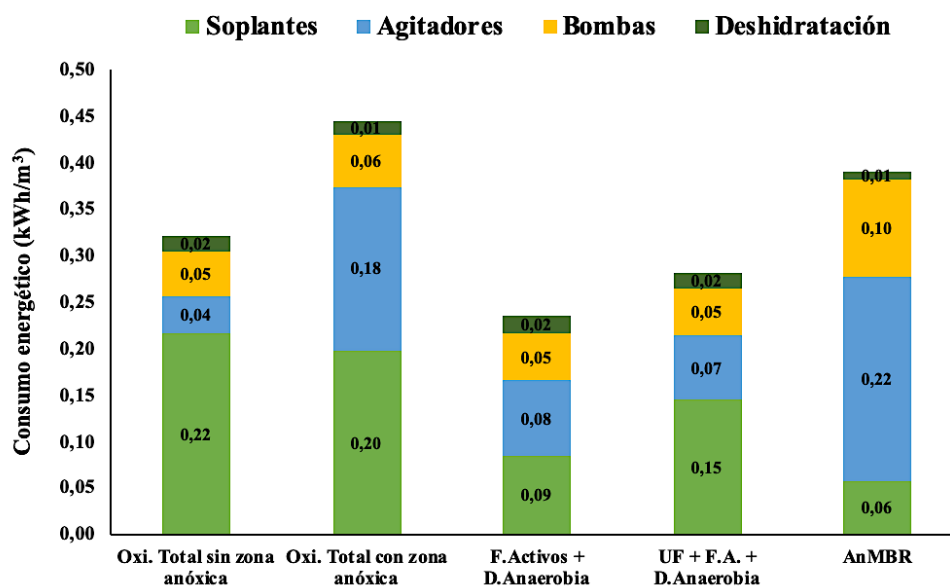


Figura 44. Distribución consumo energético por m³ de agua tratada para cada alternativa

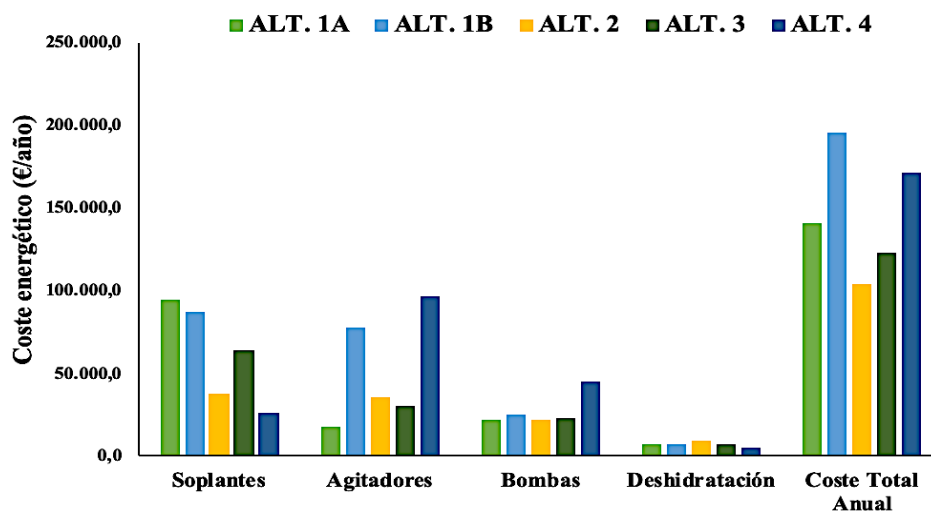


Figura 45. Coste anual parcial para cada elemento y coste total anual asociado al consumo energético

A la vista de los resultados de la Tabla 50 y las Figuras 44 y 45, los consumos energéticos más elevados están asociados a las alternativas 4 y 1B. Con respecto a la alternativa 1B, este consumo energético tan elevado está asociado al consumo por parte del sistema de aireación que representa el 44,5 % del coste total anual y al consumo asociado de la agitación mecánica de la zona anóxica que representa el 39,5 % del total. Con respecto a la alternativa 4, el consumo energético está asociado a la agitación mecánica y a los bombeos que representan el 56,3 % y el 26,4 % del coste total anual respectivamente. Por tanto, desde un punto de vista energético, a las alternativas 2 y 3 les corresponden los consumos energéticos más bajos que están asociados a las soplantes y a los agitadores mecánicos principalmente, es decir, **0,24 y 0,28 kWh/m³** agua tratada respectivamente. A la alternativa 1B, Oxidación total con zona anóxica, le corresponde el mayor consumo energético con un **0,45 kWh/m³**.

▪ *Coste tratamiento terciario*

El efluente depurado del tratamiento secundario es conducido a la etapa de regeneración mediante un tratamiento terciario que consiste en una filtración en un lecho de arena, una desinfección mediante lámparas de ultravioleta y una desinfección de mantenimiento con la utilización de hipoclorito sódico. Estas 3 etapas se aplican a todas las alternativas exceptuando al biorreactor anaerobio de membranas que físicamente impide el paso de sólidos, virus y patógenos proporcionando un agua de elevada calidad y, por tanto, sólo requiere una desinfección de mantenimiento. Para el cálculo de los costes de explotación del tratamiento terciario se ha optado por seleccionar el valor medio de los datos que se muestran en la Tabla 51, para un caudal medio de tratamiento de 15.000 m³/día.

Tabla 51. Costes de explotación del tratamiento terciario. Fuente: (Melgarejo et al., 2016)

Tipo de tratamiento	Coste de explotación (€/m ³) *	Coste Anual (€/año)
Filtración lecho de arena	0,01-0,03	109.500,0
Desinfección ultravioleta	0,01-0,02	82.125,0
Cloración mantenimiento	0,001-0,002	8.212,5
Total	0,052	199.837,5

*se ha seleccionado el valor intermedio del intervalo para el cálculo del coste anual

8.2.3 Beneficios Cogeneración

En las alternativas 2, 3 y 4 se genera una cantidad de biogás rica en metano y aprovechable mediante un sistema de cogeneración para su transformación en energía eléctrica y calorífica. El poder calorífico inferior del metano (**PCI**) aproximadamente es de **9,96 kWh/m³** (IDAE, 2011) y, teniendo en cuenta que la energía generada se utiliza para el consumo propio de la EDAR, se toma como referencia el precio de la energía eléctrica de **0,08 €/kWh**. En la Tabla 52 se muestran los resultados obtenidos a partir de la Ec.(19) y considerando un rendimiento del motor de cogeneración del 29 % como marca la ficha técnica de la microturbina.

$$\text{Energía generada (kWh/día)} = Q_{\text{biogás}} \cdot \% \text{CH}_4 \cdot \text{PCI}_{\text{CH}_4} \cdot \eta_{\text{cogeneración}} \quad \text{Ec. (19)}$$

Tabla 52. Ahorro anual energético generado por el sistema de cogeneración a partir de la corriente de biogás producida

Alt.	Tem.	Caudal Biogás (m ³ /día)	CH ₄ (%)	Energía Generada (kWh/día)	Energía Generada media (kWh/día)	Ahorro Anual (€/año)	Ahorro (kWh/m ³)
2	Alta	2.919,8	61,4	5.178,2	3.418,3	99.813,1	0,23
	Baja	1.426,6	61,6	2.538,3			
3	Alta	3.349,2	61,7	5.970,5	3.792,2	110.731,1	0,25
	Baja	1.517,3	61,7	2.703,0			
4	Alta	3.066,9	83,0	7.352,5	4.389,8	159.550,9	0,36
	Baja	1.216,1	82,8	2.908,4			
4 ¹	Alta	595,6	100	1.720,3	1.074,3		
	Baja	260,1	100	751,3			

¹Recuperación de metano de la corriente de permeado calculado en el apartado 7.5.2

Hay que tener en cuenta que el ahorro de energía para el AnMBR (alternativa 4) es mucho mayor que el resto de las alternativas por la recuperación del metano de la corriente de permeado que se ha calculado en el apartado 7.5.2 mediante el uso de las membranas de desgasificación. Además, hay que tener en cuenta que la baja concentración de sulfatos en el agua residual de entrada ha influido de manera considerable en estos resultados. Si la concentración de sulfatos en el agua residual de entrada hubiera sido de 150 mg SO₄/l (50 mg S/l) en lugar de 34 mg SO₄/l (11,3 mg S/l), la generación de biogás en el biorreactor anaerobio de membranas se habría reducido considerablemente como se muestra en la Tabla 53, donde se comparan los resultados en función de la concentración de sulfatos en el agua residual de entrada.

Tabla 53. Ahorro anual producido con una concentración de 150 mg SO₄/l en el agua residual de entrada

	Tem.	Caudal Biogás (m ³ /día)	CH ₄ (%)	Energía Generada (kWh/día)	Energía Generada media (kWh/día)	Ahorro Anual (€/año)	Ahorro (kWh/m ³)
34 mg SO₄/l en el afluente							
AnMBR	Alta	3.066,9	83,0	7.352,5	4.389,8	159.550,9	0,36
	Baja	1.216,1	82,8	2.908,4			
Efluente¹ AnMBR	Alta	595,6	100	1.720,3	1.074,3		
	Baja	260,1	100	751,3			
150 mg SO₄/l en el afluente							
AnMBR	Alta	2.246,3	82,3	5.339,8	3.133,1	122.590,3	0,28
	Baja	858,0	81,9	2.029,7			
Efluente¹ AnMBR	Alta	592,0	100	1.709,9	1.065,2		
	Baja	257,2	100	257,2			

¹Recuperación de metano de la corriente de permeado

Por lo tanto, con una concentración de sulfatos de 150 mg/l en el agua residual de entrada, el ahorro anual por la generación de biogás y recuperación de metano de la corriente de permeado se ve reducido un **23,2 %** como consecuencia de la competencia de las bacterias sulfatoreductoras y las bacterias metanogénicas como se ha explicado en el apartado de introducción. La tasa de crecimiento de las bacterias sulfatoreductoras es mucho más elevada que las bacterias metanogénicas y con altas concentraciones de sulfato en el agua residual de entrada ha provocado una menor generación de biogás. De hecho, las bacterias metanogénicas hidrogenotróficas no han crecido nada y las bacterias metanogénicas acetotróficas han crecido en menor medida a favor de las bacterias sulfatoreductoras heterótrofas y autotrófas. Este hecho pone de manifiesto la gran repercusión que tiene la concentración de sulfato en el agua residual con respecto al rendimiento general del proceso anaerobio y la importancia de tener bajas concentraciones de sulfatos. Además, hay que destacar que con 150 mg SO₄/l ha provocado que la concentración de sulfhídrico (H₂S) en la corriente de biogás haya alcanzado las 7.000 ppmV teniendo que instalar previamente un sistema de desulfuración para bajar su concentración con el objetivo de evitar la corrosión de los equipos electromecánicos como las microturbinas. Del mismo modo, la concentración de sulfhídrico en la corriente de permeado ha aumentado y también debe ser eliminada.

8.2.4 Costes totales de explotación

Una vez que se han descrito aproximadamente los costes fijos y los costes variables de explotación para cada una de las alternativas, incluyendo el tratamiento terciario y el ahorro energético producido en aquellas alternativas que generan biogás, en la Tabla 54 se detalla el coste anual parcial para cada tipo de coste de explotación y el coste total anual de explotación para cada una de las alternativas. En la Figura 46 se muestra la comparación del coste total anual de explotación de las alternativas, teniendo en cuenta el ahorro energético por cogeneración de las alternativas 2, 3 y 4. Los resultados demuestran que el menor coste de explotación le corresponde al biorreactor anaerobio de membranas con un coste de **0,14 €/m³**. A las alternativas 1A y 1B (aireación prolongada) les corresponde un coste de explotación de 0,20 y 0,21 €/m³ respectivamente, y a las alternativas 2 y 3 tienen un coste de explotación intermedio de 0,174 y 0,176 €/m³ respectivamente. Con respecto al balance energético que se muestra en la Tabla 54, al tratamiento convencional de fangos activos y digestión anaerobia de los fangos (alternativa 2) le corresponde el mejor balance energético, **0,01 kWh/m³** (teniendo en cuenta el ahorro energético producido por el biogás en la digestión anaerobia). Las alternativas 3 y 4 también presentan un buen balance energético con un **0,03 kWh/m³**, que habría que tener en consideración para la toma de decisiones de la alternativa óptima.

Tabla 54. Coste anual parcial de explotación, ahorro anual cogeneración, balance energético y coste anual total de explotación (OPEX) para cada una de las alternativas de diseño

Alternativa	Costes Fijos Explotación (€/año)		Costes Variables de Explotación (€/año)				Ahorro Cogeneración (€/año)	Coste Anual Explotación (€/año)	Balance Energético (kWh/m ³)	Coste (€/m ³)
	Coste Fijo Término Potencia	Mantenimiento, personal y varios	Gestión de Fangos	Reactivos Químicos	Consumo Energético	Tratamiento Terciario				
1A	9.776,0	700.800,0	20.805,0	31.937,6	140.428,9	199.837,5	--	1.103.584,9	0,321	0,202
1B	9.776,0	700.800,0	20.689,4	31.712,8	195.029,6	199.837,5	--	1.157.845,3	0,445	0,211
2	9.776,0	700.800,0	16.239,5	24.920,1	103.315,3	199.837,5	99.813,1	955.075,2	0,01	0,174
3	9.776,0	700.800,0	16.181,7	27.217,3	122.951,0	199.837,5	110.555,1	966.208,3	0,03	0,176
4	9.776,0	700.800,0	15.603,8	26.232,5	171.399,1	8.212,5	159.550,9	772.472,9	0,03	0,141

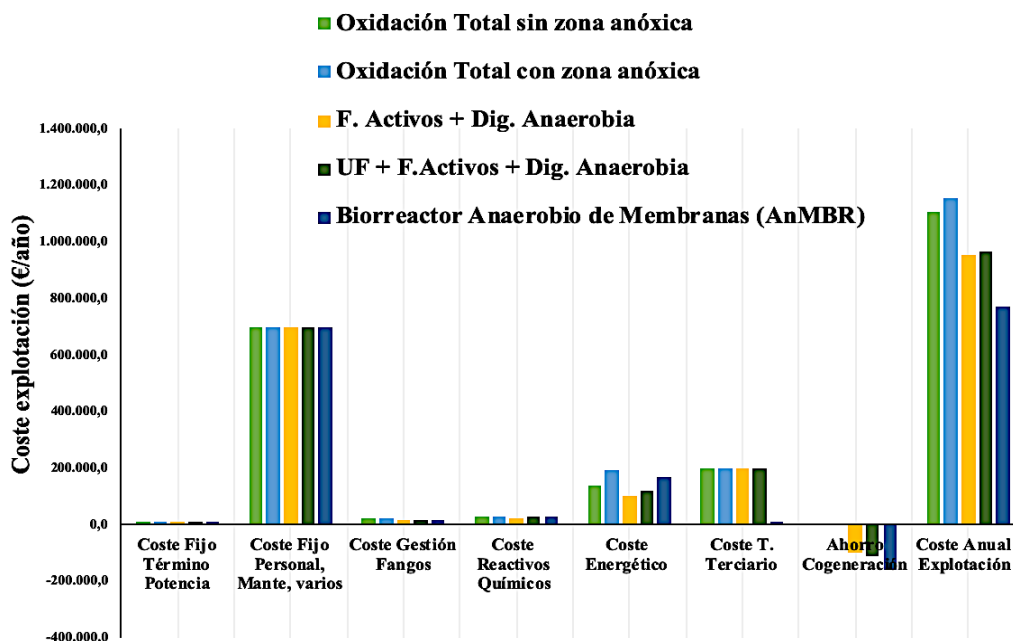


Figura 46. Comparación coste anual parcial de explotación, ahorro cogeneración y coste anual total explotación

8.2.5 Costes de inversión de las infraestructuras

En este apartado se pretende hacer un presupuesto aproximado de la inversión de las infraestructuras necesarias para llevar a cabo cada una de las alternativas propuestas. De este modo, se va a considerar la obra civil a ejecutar para todas las unidades de tratamiento principales, así como elementos tales como soplantes, difusores, bombas, agitadores, microturbinas, membranas, etc. Hay que destacar que los costes son aproximados dada la dificultad de cálculo de todos los costes de inversión asociados a cada alternativa, aunque el principal objetivo es poder comparar los costes entre las diferentes alternativas a pesar de que diste bastante de la realidad. El coste de inversión del pretratamiento del agua residual (desbaste-desarenado-desengrasado), el sistema de desodorización y el depósito de agua regenerada de 10.000 m³ no se ha tenido en cuenta para el cálculo de los costes de inversión debido a que no afecta para la comparación global.

- **Alternativa 1A**

En la Tabla 55 se detalla de forma aproximada los costes de inversión de la alternativa 1A, utilizando los parámetros de diseño simulados y detallados en la **Tabla 27**:

Tabla 55. Coste de inversión infraestructuras alternativa 1A: Oxidación total sin recirculación interna. Fuentes: (Melgarejo, 2009);(Viruela Navarro, 2017); EDAR Sueca; EDAR Peñíscola)

Unidad Tratamiento	Cantidad	Importe (€)
Tanque homogeneización (4190 m ³) + agitación	2	212.484,5
Bombas sumergibles alimentación reactor (49 l/s)	7	45.435,4
Reactor biológico 17.000 m ³	1	3.289.056,9
Decantador secundario 26 m. de diámetro	4	1.949.257,7
Bomba ZULDER XRCP 800 PE para la recirculación de fangos (136,9 l/s)	4	72.537,7
Espesador de 15,5 m. de diámetro	1	295.323,9
Centrífuga modelo D2 Marca ANDRITZ, caudal máx. 15 m ³ /h, 20 kW (2 + 1 reserva)	3	168.000
Tolva almacenamiento fango	1	22.287,5
Instalaciones secundarias fango	Varios	18.599,8
Conducciones, válvulas, caudalímetros..	Varios	211.950,4
Filtración lecho arena (77,5 € /m ³ /día instalado)	--	1.162.500,0
Desinfección ultravioleta	40 módulos	85.897,2
Bombas impulsión a tratamiento terciario (62,5 l/s)	6	49.745,8
TOTAL		7.583.077 €

▪ **Alternativa 1B**

En la Tabla 56 se detalla de forma aproximada los costes de inversión de la alternativa 1B, utilizando los parámetros de diseño simulados y detallados en la **Tabla 29**:

Tabla 56. Coste de inversión infraestructuras alternativa 1B: Oxidación total con recirculación interna. Fuentes: (Melgarejo, 2009);(Viruela Navarro, 2017); EDAR Sueca; EDAR Peñíscola)

Unidad Tratamiento	Cantidad	Importe (€)
Tanque homogeneización (4190 m ³) + agitación	2	212.484,5
Bombas sumergibles alimentación reactor (49 l/s)	7	45.435,4
Reactor biológico 17.000 m ³	1	3.289.056,9
Maquinaria agitación tanque anóxico	2	3.712,6
Decantador secundario 26 m. de diámetro	4	1.949.257,7
Bomba ZULDER XRCP 800 PE recirculación fangos + recirculación interna (136,9 l/s)	9	163.209,8
Espesador de 15,5 m. de diámetro	1	295.323,9
Centrífuga modelo D2 Marca ANDRITZ, caudal máx. 15 m ³ /h, 20 kW (2 + 1 reserva)	3	168.000
Tolva almacenamiento fango	1	22.287,5
Instalaciones secundarias fango	Varios	18.599,8
Conducciones, válvulas, caudalímetros..	Varios	211.950,4
Filtración lecho arena (77,5 € /m ³ /día instalado)	--	1.162.500,0
Desinfección ultravioleta (40 módulos)	40 módulos	85.897,2
Bombas impulsión a tratamiento terciario (62,5 l/s)	6	49.745,8
TOTAL		7.677.461 €

▪ Alternativa 2

En la Tabla 57 se detalla de forma aproximada los costes de inversión de la alternativa 2, utilizando los parámetros de diseño simulados y detallados en la **Tabla 31**:

Tabla 57. Coste de inversión infraestructuras alternativa 2: Fangos activos convencional + Digestión anaerobia. Fuentes: (Melgarejo, 2009);(Viruela Navarro, 2017); EDAR Sueca; EDAR Peñíscola)

Unidad Tratamiento	Cantidad	Importe (€)
Tanque homogeneización (4190 m ³) + agitación	2	212.484,5
Bombas sumergibles decantador 1º (49 l/s)	7	45.435,4
Decantador primario 23 m. de diámetro	2	702.718,0
Reactor biológico 1.500 m ³	1	290.210,9
Decantador secundario 26 m de diámetro	4	1.949.257,7
Bomba ZULDER XRCP 800 PE para la recirculación de fangos (136,9 l/s)	4	72.537,7
Cámara mezcla fango mixto 123 m ³ + agitación	1	79.516,1
Espesador de 14 m. de diámetro	1	241.059,5
Digestor anaerobio de 2.025 m ³	3	1.175.354,2
Depósito tampón 276 m ³	1	178.426,5
Centrífuga modelo D2 Marca ANDRITZ, caudal máx. 15 m ³ /h, 20 kW (2 + 1 reserva)	3	168.000
Tolva almacenamiento fango	1	22.287,5
Instalaciones secundarias fango	Varios	18.599,8
Conducciones, válvulas, caudalímetros....	Varios	211.950,4
Gasómetro de doble membrana 2.000 m ³	1	110.302,4
Antorcha de quemado de biogás	1	8.162,9
Válvulas control de flujo, válvula reguladora de caudal, válvula de seguridad, compresor de gas...	Varios	12.652,1
Microturbina de gas. Modelo C65 CAPSTONE	3	960.204,0
Filtración lecho arena (77,5 €/m ³ /día instalado)	--	1.162.500,0
Desinfección ultravioleta	40 módulos	85.897,2
Bombas impulsión a tratamiento terciario (62,5 l/s)	6	49.745,8
TOTAL		7.757.302 €

▪ Alternativa 3

En la Tabla 58 se detalla de forma aproximada los costes de inversión de la alternativa 3, utilizando los parámetros de diseño simulados y detallados en la **Tabla 34**:

Tabla 58. Coste de inversión infraestructuras alternativa 3: MF + fangos activos convencional + digestión anaerobia. (Fuentes para el cálculo de costes: (Melgarejo, 2009);(Viruela Navarro, 2017); EDAR Sueca; EDAR Peñíscola)

Unidad Tratamiento	Cantidad	Importe (€)
Tanque homogeneización (4190 m ³) + agitación	2	212.484,5
Bombas sumergibles decantador 1º (49 l/s)	7	45.435,4
Decantador primario 23 m. de diámetro	2	702.718,0
Membranas PURON® PSH-1800	48	3.461.280

Unidad Tratamiento	Cantidad	Importe (€)
Soplantes SME 100 modelo HIBON (6000 m ³ /h)	3	56.085,6
Reactor biológico 600 m ³	1	116.084,4
Decantador secundario 26 m de diámetro	4	1.949.257,7
Bombas ZULDER XRCP 800 PE para la recirculación de fangos (136,9 l/s)	4	72.537,7
Cámara mezcla fango mixto 123 m ³ + agitación	1	58.829,0
Espesador de 12 m. de diámetro	1	177.403,1
Digestor anaerobio de 1.778 m ³	3	237.328,3
Depósito tampón 218 m ³	1	140.931,0
Centrífuga modelo D2 Marca ANDRITZ, caudal máx. 15 m ³ /h, 20 kW (2 + 1 reserva)	3	168.000
Tolva almacenamiento fango	1	22.287,5
Instalaciones secundarias fango	Varios	18.599,8
Conducciones, válvulas, caudalímetros....	Varios	211.950,4
Gasómetro de doble membrana 2.000 m ³	1	110.302,4
Antorcha de quemado de biogás	1	8.162,9
Válvulas control de flujo, válvula reguladora de caudal, válvula de seguridad, compresor de gas...	Varios	12.652,1
Microturbina de gas. Modelo C65 CAPSTONE	4	1.280.272,0
Filtración lecho arena (77,5 € /m ³ /día)	--	1.162.500,0
Desinfección ultravioleta	40 módulos	85.897,2
Bombas impulsión a tratamiento terciario (62,5 l/s)	6	49.745,8
TOTAL		11.155.406 €

▪ **Alternativa 4**

En la Tabla 59 se detalla de forma aproximada los costes de inversión de la alternativa 4, utilizando los parámetros de diseño simulados y detallados en la **Tabla 38**:

Tabla 59. Coste de inversión infraestructuras alternativa 4: Biorreactor Anaerobio de Membranas (AnMBR). Fuentes:(Viruela Navarro, 2017); EDAR Sueca; EDAR Peñíscola)

Unidad Tratamiento	Cantidad	Importe (€)
Tanque homogeneización (4190 m ³) + agitación	2	212.484,5
Bombas sumergibles alimentación reactor (49 l/s)	7	45.435,4
Reactor anaerobio 28.600 m ³	1	5.533.354,6
Tanque de membranas y membranas PURON® PSH-1800	48 módulos	3.509.913,0
Bombas ZULDER XRCP 800 PE para la recirculación de fangos (136,9 l/s)	10	181.344,2
Bombas en seco para permeado (62,5 l/s)	6	49.745,8
Sistema de membranas de desgasificación CH ₄ disuelto. LIQUI-CEL. Modelo 6x28 Extra-flow	120 unidades	327.600,0
Tanque CIP 525 m ³	2	42.942,8
Soplantes SME 100 modelo HIBON (6000 m ³ /h)	3	56.085,6
Microturbina de gas. Modelo C65 CAPSTONE	4	1.280.272,0
Espesador de 10 m. de diámetro	1	123.138,6

Unidad Tratamiento	Cantidad	Importe (€)
Conducciones, válvulas, caudalímetros....	Varios	211.950,4
Deshidratación mecánica: centrífuga modelo D2 Marca ANDRITZ, caudal máx. 15 m ³ /h, 20 kW (2 + 1 reserva)	3	168.000
Instalaciones secundarias fango	Varios	18.599,8
Tolva almacenamiento fango	1	22.287,5
Gasómetro de doble membrana 2.000 m ³	1	110.302,4
Antorcha de quemado de biogás	1	8.162,9
Válvulas control de flujo, válvula reguladora de caudal, válvula de seguridad, compresor de gas...	Varios	12.652,1
TOTAL		11.914.272 €

En la Figura 47 se muestra la comparación de la inversión de infraestructuras entre las alternativas propuestas. Se observa la mayor inversión realizada en el biorreactor anaerobio de membranas como consecuencia del coste de las membranas de UF y del coste de la obra civil del reactor anaerobio. Del mismo modo, la principal diferencia entre la alternativa 2 y 3 se debe al coste de inversión de la instalación de las membranas de UF ubicadas entre los decantadores primarios y el tratamiento secundario.

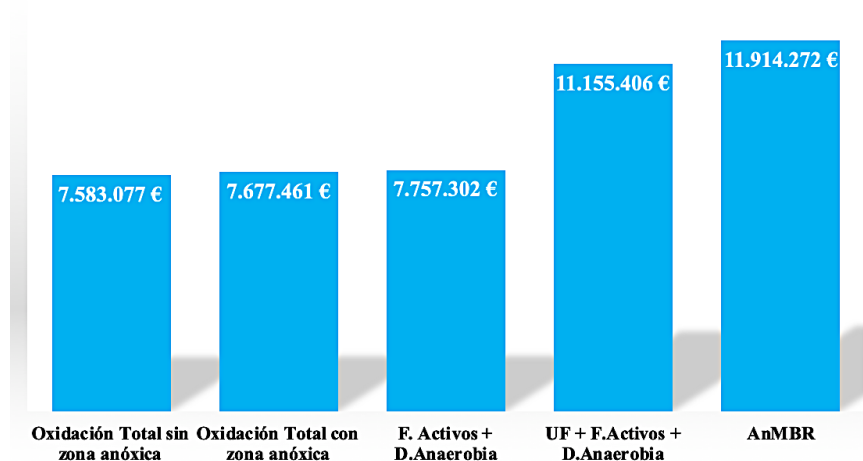


Figura 47. Comparación de la inversión en infraestructuras (CAPEX)

Una vez que se ha obtenido de manera aproximada los costes de inversión de las infraestructuras y equipos electromecánicos para cada una de las alternativas, se debe obtener la cuota anual periódica para poder amortizar dicha inversión. Para ello, se ha considerado una amortización de 20 años (n) como valor medio para las infraestructuras principales y una amortización de 10 años como valor medio para los equipos (bombas, válvulas y caudalímetros, soplantes, membranas, etc.), considerando un interés de

amortización del 4 % (i). Dicho cálculo se realiza utilizando el sistema francés, el cual viene definido por la Ec.(20), manteniéndose constantes las cuotas:

$$\text{Cuota periódica constante} = C_0 \cdot \frac{i \cdot (1 + i)^n}{(1 + i)^{n-1}} \quad \text{Ec. (20)}$$

donde:

C_0 : capital prestado

n: número de períodos (duración de la amortización en años)

i: tipo de interés anual del préstamo

De este modo, a partir de la inversión total de las infraestructuras de la **Tabla 55**, **Tabla 56**, **Tabla 57**, **Tabla 58** y **Tabla 59**, y diferenciando la inversión en el coste de la obra civil y el coste de los equipos, se obtiene la cuota anual periódica para cada concepto y la cuota total anual periódica. Los resultados se muestran en la Tabla 60 y en la Figura 48 para cada una de las alternativas. Se observa que las alternativas 1A, 1B y 2 tienen una cuota periódica anual muy similar y las alternativas 3 y 4 tiene una cuota periódica anual mucho más alta que el resto y muy similar entre si. De las 3 alternativas que se habían considerado técnicamente más favorables, la alternativa de tratamiento convencional con digestión anaerobia de los fangos (alternativa 2) resulta ser la más económica con una cuota periódica de **647.305 €/año**.

Tabla 60. Cuota anual obra civil y equipos electromecánicos y cuota anual total para todas las alternativas

Alt	Coste total capital (€)	Coste Obra Civil (€)	Coste Equipos (€)	Cuota Anual Obra civil (€/año)	Cuota Anual Equipos (€/año)	Cuota Anual Total (€/año)
1A	7.583.077	7.016.807,7	566.269,0	516.309,0	69.815,8	586.124,8
1B	7.677.461	7.016.807,7	660.653,7	516.309,0	81.452,6	597.761,6
2	7.757.302	6.218.177,4	1.539.125,1	457.544,4	189.760,2	647.304,6
3	11.155.406	5.778.847,7	5.376.558,7	425.217,7	662.881,0	1.088.098,7
4	11.914.272	6.101.306,3	5.812.965,3	448.944,8	716.686,0	1.165.630,8

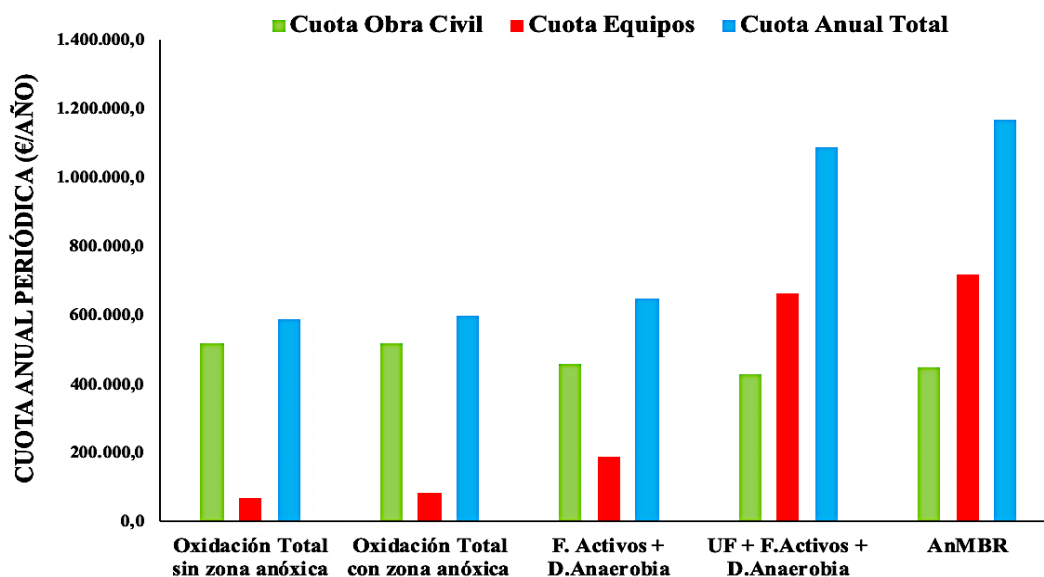


Figura 48. Cuota obra civil y equipos electromecánicos y cuota anual total para todas las alternativas propuestas

8.2.6 Coste total anual (CAPEX + OPEX)

Para el cálculo total anual se deben considerar los costes anuales de operación (OPEX) y los costes anuales de capital (CAPEX) calculados con anterioridad a partir de la **Tabla 54** y **Tabla 60**. De este modo, sumando el OPEX y el CAPEX para cada una de las alternativas, se obtiene el coste total anual que permite seleccionar aquella alternativa óptima desde un punto de vista económico. En la **Tabla 61** y la **Figura 49** se observan los resultados.

Tabla 61. Coste total anual, coste agua regenerada, coste agua regenerada + coste distribución

Alt.	OPEX (€/año)	CAPEX (€/año)	Coste Total (€/año)	Coste Agua Regenerada (€/m ³)	Coste Agua Regenerada + Distribución ¹ (€/m ³)
1A	1.103.584,9	586.124,8	1.689.710	0,31	0,41
1B	1.157.845,3	597.761,6	1.755.607	0,32	0,42
2	955.075,2	647.304,6	1.602.380	0,29	0,39
3	966.208,3	1.088.098,7	2.054.307	0,38	0,48
4	772.472,9	1.165.630,8	1.938.104	0,35	0,45

¹ Se ha considerado un coste de distribución del agua regenerada de 0,1 €/m³

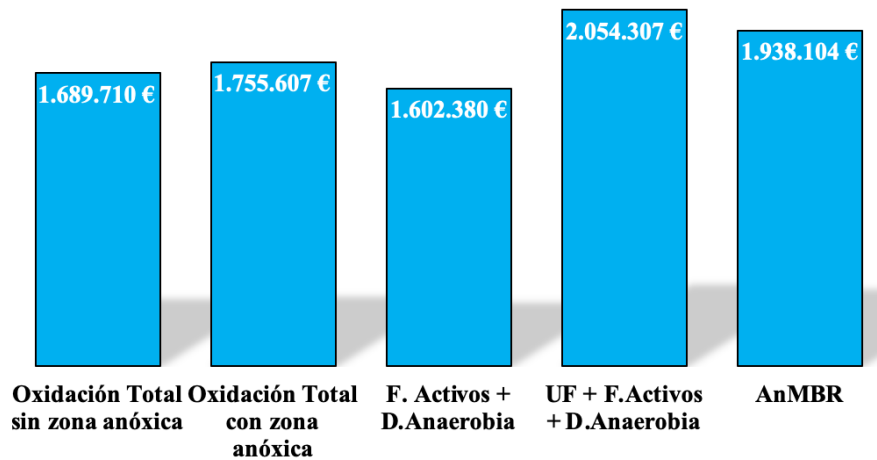


Figura 49. Coste total anual de las alternativas propuestas (OPEX + CAPEX)

Atendiendo a los resultados obtenidos, desde un punto de vista económico, el tratamiento convencional de fangos activos y digestión anaerobia de los fangos (alternativa 2) es la óptima con un coste total anual de **1.602.380 €** y un coste de **0,29 €/m³** de agua regenerada. Sumando los costes de distribución del agua hasta el punto de recogida por parte de los regantes el coste total es de **0,39 €/m³** de agua regenerada y distribuida.

8.2.7 Selección de la alternativa óptima

A la vista de los resultados expuestos en la **Tabla 40**, donde se expone la calidad obtenida del efluente y del fango deshidratado, y del análisis de los costes de operación y capital para cada una de las alternativas propuestas (**Figura 49**), desde un punto de vista técnico y económico, se concluye que el tratamiento convencional de fangos activos y digestión anaerobia de los fangos (alternativa 2) es la alternativa óptima, principalmente por lo siguiente:

- Técnicamente cumple con los requisitos de vertido establecidos para el agua residual urbana del municipio de Nerja una vez sometida al tratamiento secundario (**Tabla 25**). Además, una vez se le aplica el tratamiento de regeneración mediante el proceso de filtración con arena, desinfección con radiación ultravioleta y desinfección de mantenimiento con hipoclorito sódico, la calidad del efluente es tal que permitiría su uso para riego agrícola al cumplir con

uno de los requisitos más estrictos del RD-1620/2007 de reutilización y que se ha detallado en la **Tabla 26**. Por otro lado, la concentración tan alta de nutrientes en el agua regenerada permitiría una reducción en el uso de fertilizantes químicos en la agricultura que generan un alto impacto sobre el medio y, especial sería el caso del fósforo al ser un recurso sobreexplotado. Por lo tanto, esta alternativa permite avanzar en el cambio de modelo en el sector de las aguas residuales urbanas basado en la economía circular.

- Económicamente la alternativa 2, con un coste total anual de **1.602.380 €** y un coste de **0,39 €/m³** de agua regenerada y distribuida, ha resultado ser la alternativa más económica de las 5 que se han propuesto.

Sin embargo, es importante resaltar el potencial de la tecnología del biorreactor anaerobio de membranas que ha tenido un coste de **0,45 €/m³** de agua regenerada, contando la distribución, y un coste total anual de **1.938.089 €**. La principal causa de este coste tan elevado ha sido la inversión realizada en las membranas y en el reactor anaerobio. La vida útil de 10 años para las membranas ha condicionado la cuota anual tan elevada en este concepto y que haya influido tanto en el coste final. Por ello, es primordial la investigación en nuevos materiales para la construcción de las membranas y reducir su precio de coste de 40 €/m², así como investigar en los factores que condicionan el deterioro de las mismas para que les permita alargar su vida útil y con ello hacer que esta tecnología sea mucho más competitiva con respecto a las alternativas convencionales y facilitar su introducción a escala industrial en el tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Por otro lado, hay que destacar que hoy en día los costes de explotación y el balance energético en una EDAR son factores clave que favorecen la reducción de los impactos negativos que se generan sobre el medio ambiente. En este sentido, la tecnología AnMBR ha obtenido un balance energético de **0,03 kWh/m³** gracias a la alta producción de biogás y el coste de explotación más económico con respecto a las otras alternativas, **0,14 €/m³**, lo que le permitiría en un futuro próximo competir sobradamente con las tecnologías convencionales.

Otro aspecto fundamental que destacar de la tecnología AnMBR es que gracias al uso de las membranas de UF la calidad del agua regenerada es mucho mayor que el resto puesto que los porcentajes de eliminación de sólidos suspendidos, turbidez y patógenos



son mucho mayores que los tratamientos de regeneración utilizados (**Tabla 2**). Además, gracias a la mayor mineralización del nitrógeno y fósforo orgánicos de los tratamientos anaerobios, el efluente del AnMBR tiene la mayor concentración de nutrientes con respecto al resto de las alternativas (**41,6 mg NH₄⁺/l** y **8,97 mg PO₄³⁻/l** en temporada baja).

Finalmente, con respecto a los impactos ambientales que se generan en el medio ambiente como el calentamiento global, la eutrofización, la ecotoxicidad del medio acuático marino, el agotamiento de recursos abióticos y la acidificación, la tecnología AnMBR permite reducir los impactos ambientales asociados a estas categorías con respecto al resto de tecnologías convencionales. Esto pone de manifiesto que mediante la tecnología AnMBR es posible maximizar tanto la rentabilidad como la sostenibilidad del tratamiento de las aguas residuales urbanas a partir de la recuperación de los nutrientes presentes en el efluente generado. Como se ha comentado anteriormente, la reutilización de dicho efluente puede ser considerado una alternativa a los fertilizantes actuales mediante la posible aplicación de técnicas de irrigación, obteniéndose un recurso hídrico susceptible de reutilización y reduciendo el estrés hídrico actual existente en el estado español y especialmente en el sur de la península (Chiva Vicent et al., 2018).

9. Conclusiones

Con respecto al análisis del estado actual de las medidas vigentes de depuración de las aguas residuales urbanas en el estado español y del estado de las medidas de depuración de las aglomeraciones urbanas de más de 15.000 h.e. implicadas en la condena impuesta al estado español en julio de 2018, se han extraído las siguientes conclusiones:

- De las **3.140** medidas de depuración registradas a diciembre de 2018 para las 25 demarcaciones hidrográficas, 3.056 están planificadas para el 2º ciclo de planificación (2016-2021) lo que representa un 97,3 % del total. Considerando que han pasado 3 de los 18 años que dura toda la planificación hidrológica (16,7 % del tiempo total), de las 3.140 medidas un **9,9 %** están finalizadas (310) y un **4,4 %** son del tipo completada-periódica (138). De este modo, conjuntamente representan el **14,3 % del total** y estarían un poco por debajo del grado de avance óptimo (**Figura 16**). Hay que destacar que el **59,1 %** de las medidas no se han iniciado siendo un dato muy negativo.
- Si se analiza únicamente las 3.056 medidas de depuración previstas para el 2º ciclo hidrológico, habiendo pasado 3 de los 6 años (50 % del tiempo del plan vigente), únicamente se habrían finalizado un 9,4 % de las medidas (286) y un 4,5 % de las de tipo completada-periódica (138), que conjuntamente representan el **13,9 % (Figura 18)**. Este hecho pone de manifiesto el poco grado de avance de las medidas con respecto al año 2021 y, teniendo en cuenta que en este ciclo también el **59 %** de las medidas ni siquiera se han iniciado, se podría predecir que la totalidad de las medidas no estarán finalizadas a finales del 2º ciclo hidrológico y se solaparán con las medidas del 3º ciclo hidrológico (2022-2027).
- Atendiendo a la clasificación de todas las medidas en función del código de subtipo IPH para las 25 demarcaciones hidrográficas, las medidas predominantes son las relacionadas con la construcción de nuevas EDARs (subtipo 01.01.01) con un **51,1%** del total, las medidas relacionadas con diferentes tipos de adaptaciones que se realizan a las EDARs ya existentes (subtipo 01.01.03) con un **16,1 %** del total y las medidas relacionadas con la construcción o mejora de los sistemas colectores (subtipo 01.01.04) con el **14,6 %** del total (**Figura 20**). Con respecto al estado actual de estas medidas se ha observado que en cada tipo de medida hay un porcentaje entorno al 10 % que están finalizadas, y en correlación a los resultados anteriores,

más del 50 % de las medidas no están iniciadas. Obviamente, para las medidas relacionadas con la explotación y mantenimiento de EDARs (subtipo 01.01.09), el **69 %** son del tipo completada-periódica al estar asociadas a los costes de explotación de las EDARs y los presupuestos anuales se van cumpliendo (**Figura 21**).

- Con respecto a la inversión total general registrada para las 25 demarcaciones hidrográficas, es decir, unos **10.719 M€** en total, el **60,2 %** de la inversión le corresponde al horizonte 2016-2021 debido a que la mayoría de las medidas pertenecen a este ciclo (**Figura 24**). Por otro lado, analizando el total de la inversión ejecutada total hasta diciembre de 2018, contabilizando las medidas finalizadas y las del tipo completada periódica, el grado de avance de la inversión es del **13,5 %** con respecto a la inversión total hasta 2033 y del **22,4 %** con respecto a diciembre de 2021 (**1.447,1 M€**). No obstante, si se considera el presupuesto que está en fase de planificación/construcción (sólo obras), el grado de avance es del **31,5%** con respecto al 2033 y del **52,3 %** con respecto a diciembre de 2021 (**3.376,9 M€**). Por tanto, en este caso la inversión por ejecutar hasta diciembre de 2021 sería del **47,7 % (3.078,3 M€)** y del **68,5 %** hasta 2033 (**7.342,6 M€**) (**Figura 26 y Figura 27**).
- Con respecto al análisis del estado de las medidas de las aglomeraciones urbanas de más de 15.000 h.e. implicadas en la condena al estado español, únicamente la aglomeración urbana de Tarifa (Cádiz) ha logrado solventar los problemas de depuración integral de sus aguas. El estado de las medidas del resto de las aglomeraciones urbanas está en marcha o en fase de planificación/construcción (sólo obras) o no se han iniciado (**Tabla 18**). En referencia al expediente de infracción N° 2002/2123, es decir, las aglomeraciones de más de 10.000 h.e. que vierten en zonas sensibles, la aglomeración urbana de Pontevedra-Marín todavía no ha solucionado los problemas de depuración y el estado español podría ser multado próximamente (**Tabla 17**). Además, aunque no se ha hecho un análisis en profundidad, se deben solucionar los problemas de depuración del resto de expedientes abiertos en relación con las aglomeraciones urbanas más pequeñas.
- En conclusión, si se analiza la situación actual de la depuración de las aguas residuales en el estado español desde un punto de vista del grado de avance de las medidas vigentes de depuración previstas en los planes hidrológicos de 2º ciclo, con el objetivo de solucionar los actuales expedientes abiertos por la Comisión Europea y los que se pudieran abrir en referencia a los incumplimientos de la Directiva



91/271/CEE, los resultados obtenidos generales no son muy optimistas y esperanzadores. Además, podrían agravarse por la actual crisis económica que está sufriendo el estado español. Hoy en día, el estado español lleva acumulados aproximadamente **50 M€ de multa** por los 4 semestres de retraso y por la multa inicial, que podrían aumentar si no hay un mayor compromiso por parte de las comunidades autónomas y del estado español.

Con respecto al estudio de diseño de la EDAR de Nerja (Málaga), que es una de las 9 aglomeraciones urbanas de más de 15.000 h.e. implicadas en la condena al estado español, se han extraído las siguientes conclusiones:

- Desde un punto de vista **técnico**, mediante el uso del software informático DESASS, se ha demostrado la viabilidad técnica de las 5 alternativas propuestas al cumplir con los requisitos de vertido de la Directiva 91/271/CEE para “zonas normales” (**Tabla 3**). En todas las alternativas los porcentajes de reducción de la DQO, DBO₅ y SS en el efluente han sido superiores al **83 %**, **92 %** y **95 %** respectivamente (**Tabla 40**). Sin embargo, adicionalmente se requería la recuperación de los nutrientes (NH₄⁺ y PO₄³⁻) mediante la reutilización del agua regenerada con el objetivo de minimizar los fertilizantes utilizados en la agricultura, así como la reducción del estrés hídrico que está sometido el estado español. En este sentido, las alternativas 1A y 1B (Aireación prolongada sin recirculación interna y con recirculación interna) han eliminado el 100 % del NH₄⁺ y la concentración del PO₄³⁻ en el efluente no es tan elevada como en el resto de las alternativas. Además, en ambas alternativas se estaría aportando una concentración de nitratos que podría infiltrarse en los acuíferos y es totalmente indeseable. Por lo tanto, estas alternativas se consideran más desfavorables con respecto a las otras. La alternativa 4, el biorreactor anaerobio de membranas (AnMBR), es la alternativa que más concentración de nutrientes aportaría por la mayor mineralización producida del nitrógeno y fósforo orgánicos. Además, la filtración por membranas consigue el mayor grado de eliminación con respecto a los principales parámetros descritos en el RD 1620/2007 de reutilización de las aguas depuradas (sólidos suspendidos, turbidez y *Escherichia coli*). Con respecto a la calidad del agua regenerada de las alternativas 2 y 3 sería muy similar a la tecnología de AnMBR mediante el tratamiento terciario descrito para estas alternativas (filtración con arena + radiación ultravioleta + desinfección con cloro) (**Tabla 2**).

- Desde un punto de vista económico, el menor coste de explotación de la EDAR le corresponde a la tecnología AnMBR con un coste de **0,14 €/m³** y un balance energético de **0,03 kWh/m³**. La alternativa 1B, aireación prolongada con recirculación interna, le corresponde el mayor coste de explotación, **0,21 €/m³**, y un balance energético de **0,45 kWh/m³** (Tabla 54). Con respecto al coste de capital, de las 3 alternativas que técnicamente se han considerado más favorables, la alternativa 2, tratamiento convencional de fangos activos y digestión anaerobia de los fangos, le corresponde el menor coste de capital con una inversión total de las infraestructuras de **7.757.302 €** y una cuota anual total de **647.304,6 €** (Tabla 60).
- Considerando los costes de explotación y los costes de capital conjuntamente, **la alternativa 2** se considera la alternativa **óptima** por su menor coste total anual. Concretamente, el coste total anual es de **1.602.380 €** y un coste de **0,29 €/m³** de agua regenerada. Si se contabiliza el coste de distribución del agua regenerada (0,1 €/m³), el coste total es **0,39 €/m³** (Figura 49) y (Tabla 61).
- Finalmente, hay que mencionar que la tecnología AnMBR (alternativa 4) con un coste total anual de **1.938.089 €** y un coste de agua regenerada de **0,45 €/m³** (considerando también los costes de distribución), representa una tecnología con un alto potencial de mejora y que habría que considerarla como una alternativa de futuro a medio-largo plazo con respecto a los tratamientos convencionales. El coste de inversión de 40 €/m² de las membranas y la vida útil de 10 años de las mismas ha repercutido negativamente en el coste total de las infraestructuras de esta tecnología. Por lo tanto, habría que investigar en nuevos materiales de las membranas que permitan reducir su precio sin reducir su rendimiento y, al mismo tiempo, habría que seguir con la investigación de los principales factores que afectan al ensuciamiento de las membranas con el objetivo de alargar al máximo la vida útil de las membranas. Por otro lado, la tecnología AnMBR ha demostrado tener un balance energético muy bueno que permite ayudar en gran medida al autoabastecimiento de energía en la propia planta, repercutiendo en unos costes de explotación muy bajos con respecto a las tecnologías convencionales. Además, ya se ha comentado anteriormente los menores impactos sobre el medio ambiente asociados a esta tecnología y en su potencial de recuperación de recursos (energía y nutrientes) en sintonía con el concepto de economía circular aplicado al sector del tratamiento de las aguas residuales urbanas.



10. Bibliografía

- AEMET. Datos climáticos de la estación meteorológica de Nerja (Málaga). Recuperado 15 de enero de 2020, de <https://es.meteosolana.net/estacion/6213X>
- Agencia Estatal Boletín Oficial del Estado. Recuperado 3 de abril de 2020, de <https://www.boe.es/>
- Agencia Estatal Boletín Oficial del Estado (2011). Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. Resolución de 26 de enero de 2011, por la que se formula declaración de impacto ambiental del anteproyecto EDAR, colectores interceptores y estaciones de bombeo de Nerja. Plan de Saneamiento Integral de la Costa del Sol Axarquía, sector Nerja, Málaga. Recuperado 6 de julio de 2020, de https://www.boe.es/diario_boe/txt.php?id=BOE-A-2011-2513
- Álvarez, J. A., Ruiz, I., Gómez, M., Presas, J., & Soto, M. (2006). Start-up alternatives and performance of an UASB pilot plant treating diluted municipal wastewater at low temperature. *Bioresource Technology*, 97(14), 1640-1649. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.07.033>
- ANDRITZ. Decanter centrifuge for environment. Recuperado 28 de mayo de 2020, de <https://www.andritz.com/products-en/group/separation/decanter-centrifuges/decanter-centrifuges>
- Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento, AEAS. (2017). Día Mundial del Agua. Informe sobre aguas residuales en España. Recuperado 15 de abril de 2020, de <https://www.asoaeas.com/sites/default/files/Documentos/Informe%20sobre%20aguas%20residuales%20AEAS.pdf>
- Bouzas, A., Robles, A., Ruano, M. V., González-Camejo, J., Jiménez-Benítez, A., Mateo, O., Pretel, R., Viruela, A., Greses, S., Serna, R., Durán, F., Ruíz-Martínez, A., Pachés, M., Mora, J. F., Giménez, J. B., Aguado, D., Barat, R., Serralta, J., Martí, N., ... Ferrer, J. (2016). El biorreactor anaerobio de membranas (AnMBR): Alternativa tecnológica para establecer las bases de la EDAR del siglo XXI. 4. <https://www.aguasresiduales.info/revista/articulos/el-biorreactor-anaerobio-de-membranas-anmbr-como-alternativa-tecnologica-para-establecer-las-bases-de-la-edar-del-siglo-xxi>
- Cabezas, E. (2019). Las obras de la depuradora de Nerja se reanudarán la próxima semana. *Diario Sur*. <https://www.diariosur.es/axarquia/obras-depuradora-nerja-20191011130256-nt.html>
- Chiva Vicent, S., Berlanga Clavijo, J. G., Martínez Cuenca, R., & Climent Agustina, J. (2018). *Depuración de aguas residuales: Digestión anaerobia* (1.^a ed.). Universitat Jaume I. <https://doi.org/10.6035/UJI.FACSA.2018.2>



- Comisión Europea. (2017). Informe de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones. Noveno informe sobre el estado de ejecución y los programas para la aplicación (conforme al artículo 17) de la Directiva 91/271/CEE del Consejo sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas. Recuperado 31 de marzo de 2020, de <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/es/TXT/?uri=CELEX%3A52017DC0749>
- Confederación Hidrográfica del Júcar, O.A. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. Proyecto de construcción de la ampliación de la EDAR de Sueca-Valencia. Recuperado 20 de abril de 2020, de <https://www.chj.es/descargas/proyectosdt/08346670/Ejecucion/083466702111-01.MEMORIA%20Y%20ANEJOS.pdf>
- Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía. Subsistema Clima. Redes de estaciones meteorológicas. Recuperado 4 de mayo de 2020, de <http://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/site/portalweb/menuitem.7e1cf46ddf59bb227a9ebe205510e1ca/?vgnextoid=d3604d0e54345310VgnVCM1000001325e50aRCRD&vgnextchannel=786d96f06f245310VgnVCM1000001325e50aRCRD>
- Dirección General del Agua. Secretaria de Estado de Medio Ambiente. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. (2013). Estado actual del tratamiento de las aguas residuales urbanas en España. Recuperado 11 de marzo de 2020, de https://www.miteco.gob.es/es/ceneam/grupos-de-trabajo-y-seminarios/voluntariado-para-la-conservacion-de-la-biodiversidad/Anexo%206%20Cumplimiento%20directivas%20europeas_tcm30-169817.pdf
- Dirección General del Agua. Secretaría de Estado de Medio Ambiente. Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. (2020). «Directrices, programa de trabajos, calendario y fórmulas de participación» del Plan Nacional de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización. Recuperado 11 de abril de 2020, de <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/planificacion-hidrologica/planes-programas-relacionados/>
- El Ágora. (2020). Cronología de 20 años de incumplimiento en depuración de aguas. Recuperado 17 de febrero de 2020, de <https://www.elagoradiario.com/agua/cronologia-de-20-anos-de-incumplimiento-en-depuracion-de-aguas/>
- Entitat de Sanejament d'Aigües, EPSAR. Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR). Recuperado 13 de abril de 2020, de <http://www.epsar.gva.es/sanejament/instalaciones/buscador-edar.aspx>
- Entitat de Sanejament d'Aigües, EPSAR. Proyecto de construcción de la nueva EDAR y colectores generales de Peñíscola (Castellón). Recuperado 4 de mayo de 2020, de <https://www.peniscola.org/bd/archivos/archivo1497.pdf>



- Ferrer Polo, J. (2018). Tratamientos biológicos de aguas residuales (3ª ed.). Universitat Politècnica de València.
- Ferrer Polo, J. (2007). Tratamientos físicos y químicos de aguas residuales. Editorial UPV.
- Ferrer Polo, J., Seco Torrecillas, A., Aguado García, D., Ribes Bertomeu, J., Serralta Sevilla, J., García Usach, M. F., & Ruano García, M. V. (2011). Diseño y simulación de EDAR mediante el software DESASS. Editorial UPV.
- Fuentes, M., Scenna, N. J., & Aguirre, P. A. (2011). A coupling model for EGSB bioreactors: Hydrodynamics and anaerobic digestion processes. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 50(3), 316-324. <https://doi.org/10.1016/j.cep.2011.01.005>
- Fundación Conama. (2019). Conama Informe. Agua y Economía Circular. Recuperado 11 de abril de 2020, de <http://www.fundacionconama.org/wp-content/uploads/2019/09/Agua-y-Economi%CC%81a-Circular.pdf>
- Giménez García, J. B., Robles Martínez, Á., Carretero Martín, L., Durán Pinzón, F., Ruano García, M. V., Gatti, M. N., Ribes Bertomeu, J., Ferrer Polo, J., & Seco Torrecillas, A. (2011). Experimental study of the anaerobic urban wastewater treatment in a submerged hollow-fibre membrane bioreactor at pilot scale. *Bioresource Technology*, 102, 8799-8806. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.07.014>
- Giménez García, J.B. (2014). Estudio del tratamiento anaerobio de aguas residuales urbanas en biorreactores de membranas. <http://roderic.uv.es/handle/10550/35296>
- Henares Jiménez, M. (2017). Recuperación de metano disuelto en el efluente de un reactor anaerobio de lecho expandido mediante contactores de membrana. https://www.openaire.eu/search/publication?articleId=od_2079::8b7b638542da2f2c5b4afe623e64520b
- Hibon. Soplañtes y compresores de baja presión. Para aire y gases. Recuperado 28 de mayo de 2020, de <https://docplayer.es/9796283-Soplañtes-y-compresores-de-baja-presion-para-aire-y-gases.html>
- Iglesias Esteban, R. (2016). La reutilización de efluentes depurados en España: Retrospectiva, desarrollo del marco normativo, estudio de las tecnologías de regeneración frente a los biorreactores de membrana y sus costes en función del uso [Phd, E.T.S.I. Agrónomos (UPM)]. <http://oa.upm.es/39521/>
- Ince, O., Kolukirik, M., Oz, N. A., & Ince, B. K. (2005). Comparative evaluation of full-scale UASB reactors treating alcohol distillery wastewaters in terms of performance and methanogenic activity. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 80(2), 138-144. <https://doi.org/10.1002/jctb.1154>



- Khan, A. A., Gaur, R. Z., Tyagi, V. K., Khursheed, A., Lew, B., Mehrotra, I., & Kazmi, A. A. (2011). Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. *Resources, Conservation and Recycling*, 55(12), 1232-1251. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2011.05.017>
- Koch Membrane Systems. Puron MBR and Pulsion MBR Modules. Recuperado 28 de mayo de 2020, de <https://www.kochmembrane.com/en-US/products/hollow-fiber-membranes/puron-mbr-pulsion-mbr-modules>
- La Voz de Asturias. (2019). La puesta en marcha de la depuradora del este costará 5,6 millones. <https://www.lavozdeasturias.es/noticia/gijon/2019/11/20/puesta-marcha-depuradora-costara-56-millones/00031574274741465568587.htm>
- Lenntech. Water Treatment Solutions. Ficha técnica contactores de membrana modelo 3M-Liqui-Cel-EXF-6x28-Data-Sheet-LC-1042-Celum-L. Recuperado 28 de mayo de 2020, de <https://www.lenntech.com/Data-sheets/3M-Liqui-Cel-EXF-6x28-Data-Sheet-LC-1042-Celum-L.pdf>
- Lew, B., Tarre, S., Beliaevski, M., Dosoretz, C., & Green, M. (2009). Anaerobic membrane bioreactor (AnMBR) for domestic wastewater treatment. *Desalination*, 243(1), 251-257. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2008.04.027>
- Libhaber, M., & Orozco-Jaramillo, Á. (2012). Sustainable Treatment and Reuse of Municipal Wastewater: For decision makers and practising engineers. IWA Publishing. <http://library.oapen.org/handle/20.500.12657/24363>
- Lo Guzzo, D. (2017). Diseño de un digestor de fangos anaerobio con producción de biogás. Estudio de cogeneración. <https://riunet.upv.es/handle/10251/87867>
- LOCKEN. (2019). La reutilización del agua en España. Recuperado 28 de abril de 2020, de <https://www.aguasresiduales.info/revista/blog/la-reutilizacion-del-agua-en-espana>
- Mao, C., Feng, Y., Wang, X., & Ren, G. (2015). Review on research achievements of biogas from anaerobic digestion. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 45, 540-555. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.02.032>
- Mas Ortega, J. G. (2016). Análisis coste/beneficio aplicado a los procesos de depuración y reutilización. https://www.openaire.eu/search/publication?articleId=od_935::6cd7bfa27eafa4a1771480d7c6a3a3ef
- Melgarejo, J. (2009). Efectos ambientales y económicos de la reutilización del agua en España. <http://rua.ua.es/dspace/handle/10045/33318>
- Melgarejo, J., Prats, D., Molina, A., & Trapote, A. (2016). A case study of urban wastewater reclamation in Spain: Comparison of water quality produced by using alternative processes and related costs. *Journal of Water Reuse and Desalination*, 6(1), 72-81. <https://doi.org/10.2166/wrd.2015.147>



- Melgarejo-Moreno, J., & López-Ortiz, M. ^a I. (2017). Depuración y reutilización de aguas en España. *Agua y Territorio*, 8, 22. <https://doi.org/10.17561/at.v0i8.3293>
- Micropower Europe. Ficha técnica microturbina Capstone C65. Recuperado 28 de mayo de 2020, de <http://wm1396961.web-maker.es/PRODUCTOS/Capstone-C65/>
- Ministerio para la Transición Ecológica. Gestión de planes hidrológicos. Recuperado 31 de enero de 2020, de <https://servicio.mapama.gob.es/pphh/>
- Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto demográfico. Informe de progreso: La implementación de la Agenda 2030 de España. (2019). Recuperado 15 de abril de 2020, de <https://www.miteco.gob.es/ca/ceneam/recursos/pag-web/implementacion-agenda2030-espana.aspx>
- Moran, M. (2015). Agua y saneamiento. Desarrollo Sostenible. Recuperado 15 de abril de 2020, de <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/water-and-sanitation/>
- Patidar S. K., & Tare V. (2005). Anaerobic Degradation of Sulfate Laden Organics Employing Different Reactor System Configurations. *Journal of Environmental Engineering*, 131(2), 216-224. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2005\)131:2\(216\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2005)131:2(216))
- Planelles, M. (2018). Bruselas alerta de 1.000 puntos negros que depuran mal las aguas residuales en España. El País. https://elpais.com/politica/2018/07/28/actualidad/1532799069_748599.html
- Pretel, R., Robles, A., Ruano, M. V., Seco, A., & Ferrer, J. (2013). Environmental impact of submerged anaerobic MBR (SAnMBR) technology used to treat urban wastewater at different temperatures. *Bioresource Technology*, 149, 532-540. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.09.060>
- Pretel, R., Durán, F., Robles, A., Ruano, M. V., Ribes, J., Serralta, J., & Ferrer, J. (2015). Designing an AnMBR-based WWTP for energy recovery from urban wastewater: The role of primary settling and anaerobic digestion. *Separation and Purification Technology*, 156, 132-139. <https://doi.org/10.1016/j.seppur.2015.09.047>
- Pretel, R., Robles, A., Ruano, M. V., Seco, A., & Ferrer, J. (2016a). Economic and environmental sustainability of submerged anaerobic MBR-based (AnMBR-based) technology as compared to aerobic-based technologies for moderate-/high-loaded urban wastewater treatment. *Journal of Environmental Management*, 166, 45-54. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.10.004>
- Pretel, R., Robles, A., Ruano, M. V., Seco, A., & Ferrer, J. (2016b). Filtration process cost in submerged anaerobic membrane bioreactors (AnMBRs) for urban wastewater treatment. *Separation Science and Technology*, 51(3), 517-524. <https://doi.org/10.1080/01496395.2015.1094092>
- Puga Usucachi, V. (2016). Evaluación técnica económica de alternativas para eliminación de los nutrientes fósforo y nitrógeno, de la estación depuradora de aguas residuales



(EDAR) Camp de Turia II Comunidad Valenciana.
<https://riunet.upv.es/handle/10251/67091>

Puig Infante, A. (2010). Guía para la aplicación del R.D. 1620/2007 por el que se establece el Régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, Centro de Publicaciones. Recuperado 15 de abril de 2020 de https://www.miteco.gob.es/es/agua/publicaciones/GUIA%20RD%201620_2007_tcm30-213764.pdf

Ribes, J., Ferrer, J., Bouzas, A., & Seco, A. (2002). Modelling of an Activated Primary Settling Tank Including the Fermentation Process and VFA Elutriation. *Environmental Technology*, 23(10), 1147-1156.
<https://doi.org/10.1080/09593332308618333>

Robles, A., Durán, F., Ruano, M. V., Ribes, J., & Ferrer, J. (2012). Influence of total solids concentration on membrane permeability in a submerged hollow-fibre anaerobic membrane bioreactor. *Water Science and Technology*, 66(2), 377-384.
<https://doi.org/10.2166/wst.2012.196>

Robles Martínez, Á., Ruiz Martínez, A., Giménez García, J. B., Aparicio Anton, S. E., Gonzalez Camejo, J., Jiménez Benítez, A. L., Mateo Llosa, O., Mora Sánchez, J. F., Sanchis Perucho, P., Serna Garcia, R., Zamorano López, N., Bouzas Blanco, A., Aguado García, D., Barat Baviera, R., Borrás Falomir, L., Martí Ortega, N., Pachés Giner, M. A. V., Ribes Bertomeu, J., Ruano García, M. V., ... Seco Torrecillas, A. (2018). Maximizing resource recovery from urban wastewater through an innovative facility layout. <https://riunet.upv.es/handle/10251/100482>

Sánchez-Ramírez, J.E. (2008). Estudio estadístico para la obtención de las relaciones necesarias entre parámetros analíticos de las aguas residuales para su caracterización según los modelos matemáticos de fangos activados. Unpublished.
<https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22084.83847>

Santos, M. (2020). Bruselas advierte a España por incumplimiento en depuración de aguas. <https://www.elagoradiario.com/agua/bruselas-espana-incumplimiento-depuracion-aguas-residuales/>

Seco, A., Ribes, J., Serralta, J., & Ferrer, J. (2004). Biological nutrient removal model No.1 (BNRM1). *Water Science and Technology*, 50(6), 69-70.
<https://doi.org/10.2166/wst.2004.0361>

SEOGreen. (2019). Necesidades de agua en el cultivo del aguacate en Andalucía. Viveros grajera. <https://viverosgrajera.com/necesidades-de-agua-en-el-cultivo-del-aguacate/>

Srinivasa Raghavan, D. S., Qiu, G., Song, Y., & Ting, Y.-P. (2017). 12—Anaerobic Treatment of Low-Strength Wastewater. En D.-J. Lee, V. Jegatheesan, H. H. Ngo, P. C. Hallenbeck, & A. Pandey (Eds.), *Current Developments in Biotechnology and*



Bioengineering (pp. 293-320). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-63665-2.00012-6>

Suárez Oquendo, V.E. (2019). Análisis de alternativas para la eliminación de nutrientes en la EDAR La Poveda (Rivas-Vaciamadrid, Madrid). Recuperado 7 de marzo de 2020, de <https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/124187/Su%C3%A1rez%20-%20An%C3%A1lisis%20de%20alternativas%20para%20la%20eliminaci%C3%B3n%20de%20nutrientes%20en%20la%20EDAR%20%22La%20Poveda%22%20%28Rivas....pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Teruel Lara, F. (2016). Tratamiento conjunto del agua residual urbana y la fracción orgánica de los residuos sólidos urbanos: Optimización por simulación de la tecnología de membranas anaerobias. <https://riunet.upv.es/handle/10251/75426>

Viruela Navarro, A. (2017). Propuesta de implantación de un sistema de depuración mediante un biorreactor anaerobio de membranas en la EDAR de Oliva-Norte (Valencia) [Recurso electrónico-CD-ROM]. Universidad Politécnica de Valencia.