



Universidad
Carlos III de Madrid

Departamento de Mecánica de Medios Continuos y
Teoría de Estructuras

PROYECTO FIN DE CARRERA

TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PARA APORTE A CENTRAL TÉRMICA DE CICLO COMBINADO

Autor: Ismael Hernández Sánchez

Tutor: Sergio González López

Titulación: Ingeniería Industrial

Leganés, Abril de 2011

Título: TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES PARA APORTE A UNA
CENTRAL TÉRMICA DE CICLO COMBINADO

Autor: Ismael Hernández Sánchez

Director: Sergio González López

EL TRIBUNAL

Presidente: _____

Vocal: _____

Secretario: _____

Realizado el acto de defensa y lectura del Proyecto Fin de Carrera el día __ de _____
de 20__ en Leganés, en la Escuela Politécnica Superior de la Universidad Carlos III de
Madrid, acuerda otorgarle la CALIFICACIÓN de

VOCAL

SECRETARIO

PRESIDENTE

Agradecimientos

Quiero agradecer este proyecto fin de carrera:

A mi familia, en especial a mis padres por el esfuerzo que han hecho durante tantos años para facilitarme todo aquello que he necesitado en mi infancia y juventud, por su apoyo y por brindarme oportunidades que ellos no disfrutaron.

A Olga Asuar, Luz Pérez y el resto de empleados de Empresarios Agrupados con los que he tenido el placer de compartir estos últimos meses, por su ayuda y por la oportunidad de realizar este proyecto y de iniciar mi camino en el mundo laboral.

A mis amigos de la universidad Carlos III con los que he compartido prácticas, trabajos, exámenes, aprobados y suspensos y muchos buenos momentos durante estos últimos 5 años.

Al departamento de mecánica de medios continuos y estructuras de la universidad Carlos III por ponerme en contacto con Empresarios Agrupados para poder realizar este proyecto.

A todos los profesores que, en mayor o menor medida, durante estos años me han transmitido sus conocimientos y me han hecho crecer como persona.

Y en definitiva a todas las personas que se han cruzado en mi camino a lo largo de mi vida. A los que me han apoyado y hecho feliz y a los que no lo han hecho tanto. Ya que todos ellos forman parte de lo que soy.



Índice

<i>Lista de tablas</i>	3
<i>Lista de figuras</i>	5
<i>Glosario</i>	9
1. Introducción y objetivos	11
1.1. Objetivos del proyecto	12
1.2. Introducción	14
1.3. Plantas de tratamiento de aguas residuales	35
1.4. Reutilización del agua	39
2. Análisis de la tecnología actual	47
2.1. Pretratamiento	50
2.2. Tratamiento primario.....	63
2.3. Tratamiento secundario	68
2.4. Tratamiento de lodos	118
2.5. Eliminación de metales pesados y otros contaminantes	127
2.6. Desmineralización, desionización	153
3. Central térmica de ciclo combinado (C.T.C.C.)	175
3.1. Descripción general de una C.T.C.C	176
3.2. Necesidad de aporte de agua de una C.T.C.C.	181
3.3. Emisiones y vertidos.....	185
3.4. Caso de estudio	187
4. Criterios de selección de alternativas y diseño	199
4.1. Criterios de selección de alternativas	201
4.2. Descripción del sistema seleccionado	221
5. Conclusiones y trabajos futuros	239
5.1. Conclusiones	240
5.2. Trabajos futuros.....	242
6. Referencias	243
6.1. Libros	244
6.2. Páginas o documentos electrónicos en la red.....	245
6.3. Artículos técnicos	245



6.4. Proyectos fin de carrera	246
6.5. Tesis Doctorales.....	246
<i>A. Criterios de calidad de agua reciclada</i>	<i>247</i>
<i>B. Balances de Agua de la central térmica.....</i>	<i>251</i>
<i>C. Diagramas de selección de tratamientos</i>	<i>265</i>
<i>D. Diseño de tratamiento biológico.....</i>	<i>271</i>
D.1. Dimensionado del reactor biológico.....	273
D.2. Dimensionado del sistema de membranas	285
<i>E. Diseño de equipos.....</i>	<i>289</i>
E.1. Tanques de almacenamiento	290
E.2. Línea piezométrica de la planta	291
E.3. Bombeo de agua negra	295
E.4. Bombeo de agua desmineralizada.....	296
E.5. Bombeo de fangos.....	297
E.6. Equipo de ósmosis y electrodesionización	298
<i>F. Planos</i>	<i>305</i>
<i>G. Evaluación económica.....</i>	<i>311</i>
<i>H. Planificación.....</i>	<i>315</i>
<i>I. Hojas de características</i>	<i>317</i>



Lista de tablas

Tabla 1-1, Composición típica del agua residual doméstica bruta, [Metcalf-Eddy,1996].	18
Tabla 1-2, contaminantes de importancia en el tratamiento del agua residual [Metcalf-Eddy,1996].	25
Tabla 1-3, tipos de acciones para la eficiencia de agua y energía (obtenido de http://www.waterymex.org).	34
Tabla 1-4, consumos urbanos (l/hab. Día), según usos y tamaño de la población abastecida, (Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente (1995)).	37
Tabla 1-5, procesos de regeneración de aguas.	41
Tabla 2-1, operaciones y procesos unitarios y sistemas de tratamiento utilizados para eliminar la mayoría de los contaminantes presentes en el agua residual [Metcalf-Eddy, 1996].	49
Tabla 2-2, Descripción de los dispositivos de desbaste empleados en el tratamiento de las aguas residuales, [Metcalf-Eddy, 1996].	51
Tabla 2-3, características dilaceradores.	55
Tabla 2-4, velocidad de sedimentación en función del tamaño de partícula, [Aur, 2004].	56
Tabla 2-5, Gradiente de velocidad (G) y tiempo de detención típico de los procesos de tratamiento de aguas residuales, [Metcalf-Eddy, 1996].	64
Tabla 2-6, Principales procesos biológicos utilizados en el tratamiento del agua residual, [Metcalf-Eddy, 1996].	68
Tabla 2-7, Intervalos de temperatura típicos para algunas bacterias, [Metcalf-Eddy, 1996].	70
Tabla 2-8, efecto de diversas operaciones y procesos de tratamiento sobre los compuestos de nitrógeno.	103
Tabla 2-9, efecto de diversas operaciones y procesos de tratamiento sobre la eliminación de fósforo.	106
Tabla 2-10, Métodos de tratamiento y evacuación de fangos [Metcalf-Eddy, 1996].	118
Tabla 2-11, límites de metales pesados en el vertido de agua residual.	128
Tabla 2-12, umbrales de concentración de contaminantes que inhiben el proceso de fangos activados [Metcalf-Eddy, 1996].	128
Tabla 2-13, características de los agentes de precipitación habituales.	129
Tabla 2-14, agentes empleados para la eliminación de iones metálicos pesados por precipitación.	131
Tabla 2-15, precipitación de metales pesados mediante diferentes reactivos.	132
Tabla 2-16, características del carbón activo en polvo y granular, [Metcalf-Eddy, 1996].	135
Tabla 2-17, compuestos con MUY ALTA probabilidad de ser eliminados por carbón activo.	137
Tabla 2-18, Compuestos con ALTA probabilidad de ser eliminados por carbón activo.	138
Tabla 2-19, compuestos con probabilidad MODERADA de ser eliminados por carbón activo.	138
Tabla 2-20, compuestos cuya eliminación NO es probable con carbón activo.	138
Tabla 2-21, características importantes de los procesos de oxidación directa [VT2, 2006].	141
Tabla 2-22, procesos comerciales de oxidación directa [VT2, 2006].	141



Tabla 2-23, Procesos avanzados de oxidación (heterogéneos) [VT2, 2006].	142
Tabla 2-24, Procesos avanzados de oxidación (homogéneos) [VT2, 2006].	143
Tabla 2-25, comparación de la biosorción de metales pesados por células inertes o células vivas.	147
Tabla 2-26, comparación de la velocidad de captación.	148
Tabla 2-27, principales procesos de desmineralización que se utilizan en la actualidad.	154
Tabla 2-28, materiales y tipo de membranas utilizadas en procesos de ósmosis inversa.	162
Tabla 2-29, principales iones existentes en aguas crudas.	164
Tabla 2-30, comparación entre lechos mixtos y EDI.	171
Tabla 2-31, Resumen de tecnologías de desmineralización.	173
Tabla 3-1, consumo de agua de refrigeración en un ciclo de vapor.	182
Tabla 3-2, temperatura y humedad relativa del emplazamiento.	187
Tabla 3-3, datos pluviométricos del emplazamiento.	187
Tabla 3-4, composición de los gases de escape.	188
Tabla 3-5, parámetros de operación nominal del ciclo de vapor.	189
Tabla 3-6, análisis de agua cruda de aporte.	190
Tabla 3-7, requerimientos del agua de aporte a la caldera.	192
Tabla 3-8, caudales de purga de caldera.	192
Tabla 3-9, caudales de pérdidas de agua recomendados.	196
Tabla 4-1, tipos de desbaste.	201
Tabla 4-2, parámetros de evaluación y ponderación.	205
Tabla 4-3, tratamientos de desmineralización.	215
Tabla 4-4, características del agua obtenida tras el tratamiento de ósmosis.	235
Tabla 4-5, potencia y consumo específico de los diferentes equipos de la planta de tratamiento de agua.	238



Lista de figuras

Figura 1-1, disponibilidad de agua en el año 2000 y previsión para el 2050.	27
Figura 1-2, población mundial histórica y estimada, (datos obtenidos de http://esa.un.org/unpp/).	32
Figura 1-3, densidad de población histórica y estimada, (datos obtenidos de http://esa.un.org/unpp/).	32
Figura 1-4, energía primaria consumida histórica y estimada, (datos obtenidos de http://www.eia.doe.gov).	32
Figura 1-5, Pasos habituales en el uso del agua en un sistema urbano.	40
Figura 2-1, Rejas pozo de gruesos.	52
Figura 2-2, esquema típico de pozo de gruesos.	52
Figura 2-3, desarenador-desengrasador aireado (obtenido de www.consorcioaa.com).	57
Figura 2-4, desarenador rectangular, (obtenido de prueba2.aguapedia.org).	58
Figura 2-5, sistemas de tamizado, tamiz estático izquierda, tamiz de tornillo derecha.	61
Figura 2-6, decantadores PTAR de San Fernando (obtenida de www.sanfernando.es).	67
Figura 2-7, bacterias en tratamiento biológico (obtenida de madridmas.es).	70
Figura 2-8, microalga unicelular <i>Botryococcus braunii</i> (obtenida de www.andaluciainvestiga.com).	71
Figura 2-9, laguna de oxidación (obtenida de educasitios.educ.ar).	76
Figura 2-10, cuba de aireación (obtenido de www.juntadeandalucia.es).	82
Figura 2-11, sistema de aireación de burbuja gruesa (obtenido de www.retema.es).	84
Figura 2-12, lecho bacteriano con soportes de plástico (obtenido de www.nilsa.com).	86
Figura 2-13, reactor biológico rotativo de contacto (obtenido de www.walker-process.com).	88
Figura 2-14, esquema reactor lecho móvil (obtenido de www.yacutec.com).	91
Figura 2-15, sistemas de soporte para reactores de lecho móvil (obtenido de www.yacutec.com).	92
Figura 2-16, sistema anaeróbico de biomasa suspendida (www.paques.nl).	97
Figura 2-17, reactor anaerobio de lecho fluidizado [VT2, 2006].	98
Figura 2-18, esquema sistema MBR.	100
Figura 2-19, proceso de eliminación de nitrógeno modificado por Ludzack-Ettinger [Metcalf-Eddy, 1996].	105
Figura 2-20, proceso de eliminación de nitrógeno con doble recirculación de fangos [Metcalf-Eddy, 1996].	105
Figura 2-21, proceso anaeróbico/aeróbico [Metcalf-Eddy, 1996].	107
Figura 2-22, proceso PhoStrip [Metcalf-Eddy, 1996].	107
Figura 2-23, eliminación de DBO carbonosa y fósforo mediante SBR.	108
Figura 2-24, tratamiento de eliminación de fósforo mediante cal, un paso [Metcalf-Eddy, 1996].	109



Figura 2-25, tratamiento de eliminación de fósforo mediante cal, dos pasos [Metcalf-Eddy, 1996].	109
Figura 2-26, procesos de eliminación simultánea de nitrógeno y fósforo: (a) proceso anaeróbico-anóxico-aeróbico, (b) proceso Bardenpho de 5 etapas, (c) proceso UTC, (d) proceso VIP, [Metcalf-Eddy, 1996].	110
Figura 2-27, sistema de fotobiorreactores abiertos (obtenido de cci-calidad.blogspot.com).	111
Figura 2-28, sistema de fotobiorreactores cerrado (obtenido de mosingenieros.blogspot.com).	115
Figura 2-29, espesadores de fangos por decantación y flotación (obtenido de www.elaguapotable.com).	121
Figura 2-30, espesamiento por flotación forzada con aire.	121
Figura 2-31, filtro prensa (obtenido de acsmedioambiente.com).	124
Figura 2-32, esquema de un filtro banda (obtenido de elaguapotable.com).	125
Figura 2-33, esquema de centrífuga.	125
Figura 2-34, concentración de metal disuelto en función del pH.	131
Figura 2-35, tipos de carbón activo (obtenido de www.grupoalmont.com.mx).	135
Figura 2-36, columna de carbón activo (obtenido de www.indiamart.com).	136
Figura 2-37, principios básicos involucrados en la eliminación/recuperación de metales de soluciones acuosas por biomasa microbiana.	147
Figura 2-39, destilador MSF (obtenido de www.water-kingdom.com).	155
Figura 2-40, destilador MED (obtenido de www.unep.or.jp).	157
Figura 2-41, destilación por compresión de vapor (obtenido de sidem-desalination.com).	158
Figura 2-42, esquema ósmosis inversa [VT2, 2006].	160
Figura 2-43, skid de ósmosis inversa (obtenido de envirochemie.com).	161
Figura 2-44, esquema membranas espirales (obtenido de mmsiberica.com).	162
Figura 2-45, esquema equipo electrodiálisis, (obtenido de hispagua.cedex.es).	167
Figura 2-46, esquema electrodesionización.	169
Figura 3-1, esquema simplificado C.T.C.C. obtenido de wikimedia .	176
Figura 3-2, turbina de gas (obtenido de directindustry.es).	177
Figura 3-3, turbina de vapor (obtenido de www.sapiensman.com).	178
Figura 3-4, esquema general HRSG (obtenido de wikipedia.org).	180
Figura 3-5, torres de refrigeración evaporativa (obtenido de eco.microsiervos.com).	181
Figura 3-6, sistemas de aerocondensadores (obtenido de coolingtower-design.com).	182
Figura 3-7, recuperación de vapor en calderín de baja presión.	193
Figura 3-8, recuperación de vapor en destilador MED.	194
Figura 3-9, intercambiador de calor.	195
Figura 4-1, esquema de la planta de tratamiento de agua.	221
Figura 4-2, arqueta de desbaste.	222
Figura 4-3, sistema de tamizado “tornillo mini”, (Hydrowater S.L.)	223
Figura 4-4, tanque de agua negra.	224
Figura 4-5, sistema de bombeo de agua del tanque de agua negra (obtenido de www.absgroup.com.es).	225
Figura 4-6, válvula de retención con bloqueo (obtenido de www.absgroup.com.es).	226



Figura 4-7, Reactor biológico.	227
Figura 4-8, tanque de membranas.	229
Figura 4-9, difusores.....	230
Figura 4-10, skid ósmosis inversa, GE-Water.....	233
Figura 4-11, skid electrodesionización.....	236
Figura 4-12, equipo ROTAMAT – Pipestrainer.....	237





Glosario

- PTA, Planta de tratamiento de agua.
- CT, Central térmica.
- CTCC, Central Térmica de Ciclo Combinado.
- EDAR, Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales.
- HRSG, Heat Recovery-Steam Generator (Recuperador de calor-generador de vapor).
- PCI, Protección Contra Incendios.
- H.E., Habitantes Equivalentes.
- ST, Sólidos Totales.
- SDT, Sólidos Disueltos Totales.
- SS, Sólidos en Suspensión.
- SD, Sólidos Disueltos.
- SSLM o MLSS, Sólidos en Suspensión en el Licor de Mezcla.
- SST o TSS, Sólidos Suspendidos Totales.
- SSV o VSS, Sólidos en Suspensión Volátiles.
- TRH, Tiempo de Retención Hidráulico.
- TRS, Tiempo de Retención de Sólidos.
- DBO, Demanda Bioquímica de Oxígeno.
- COT, Carbono Orgánico Total.
- DQO, Demanda Química de Oxígeno.
- COVs, Compuestos Orgánicos Volátiles.
- SVI, Sludge Volume Index (índice de volumen del lodo)
- SBR, Sequential Biological Reactor (reactor biológico secuencial).



- RBC ó CBR, Rotative Biological Contactor (contactor biologic rotativo).
- MBR, Membrane Biological Reactor (reactor de biomembranas).
- MF, Microfiltración.
- UF, Ultrafiltración.
- NF, Nanofiltración.
- OI, Ósmosis Inversa.
- EDR, Electrodialisis Reversible.
- EDI, Electrodesionización.
- MED, Multi Effect Distillation (Destilación multiefecto).
- MSF, Multi Stage Flash distillation (Destilación Súbita por efecto Flash).
- CV, Compresión de Vapor.
- OMS, Organización Mundial para la Salud.
- OMC, Organización Mundial de Comercio.
- MOPTMA, Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente.



1. Introducción y objetivos

Objetivos del proyecto	12
1.1.1. Análisis del estado actual de las tecnologías para el tratamiento de agua.....	12
1.1.2. Diseño de un diagrama para la elección de los diferentes procesos en una PTA.....	12
1.1.3. Análisis de alternativas para la combinación de una PTA y una CT	12
1.1.4. Aplicación a un proyecto de central térmica de ciclo combinado.....	13
1.2. Introducción	14
1.2.1. El agua	14
1.2.2. Clasificación del agua.....	16
1.2.2.1. Agua pura	16
1.2.2.2. Agua desionizada	16
1.2.2.3. Agua potable	16
1.2.2.4. Agua dulce	17
1.2.2.5. Agua salobre	17
1.2.2.6. Agua salada o de mar	17
1.2.2.7. Agua residual	17
1.2.3. Contaminantes del agua	19
1.2.3.1. Indicadores de contaminación	19
1.2.3.2. Actividades causantes de la contaminación	26
1.2.4. Escasez de agua	26
1.2.5. El problema energético	31
1.2.5.1. Vínculo entre Agua y Energía	33
1.3. Plantas de tratamiento de aguas residuales	35
1.3.1. Necesidad de depuración de las aguas residuales urbanas	35
1.3.2. Caudales de las aguas residuales.....	36
1.4. Reutilización del agua.....	39
1.4.1. Introducción	39
1.4.2. Aplicaciones de la reutilización	42
1.4.2.1. Reutilización en el medio urbano	42
1.4.2.2. Reutilización industrial	43
1.4.2.3. Reutilización agrícola.....	44
1.4.2.4. Producción de biomasa	45
1.4.2.5. Aprovechamiento térmico	46
1.4.2.6. Recarga de acuíferos	46



1.1. Objetivos del proyecto

1.1.1. Análisis del estado actual de las tecnologías para el tratamiento de agua

En primer lugar se desarrolla un análisis previo de las tecnologías utilizables en una planta de tratamiento de agua. Se tratan tanto las tecnologías ampliamente desarrolladas con años de experiencia como las tecnologías en actual investigación y desarrollo.

1.1.2. Diseño de un diagrama para la elección de los diferentes procesos en una PTA.

Se analizarán las características de los diferentes procesos, como son costes de ejecución del proyecto, costes de operación, utilización de terreno, necesidad de mantenimiento, de aporte de químicos, etc.; y sus posibilidades de aplicación en función de las propiedades de los afluentes y efluentes, agua potable, agua salobre, agua de mar, agua residual, etc.

Para realizar este análisis se divide la planta de tratamiento de agua en una serie de procesos que de forma generalizada serán:

- Pretratamiento.
- Tratamiento biológico.
- Tratamiento terciario.
- Desmineralización.
- Tratamiento de afino.
- Tratamiento de lodos.

La idea es establecer un diagrama de estados, que pueda aplicarse a los diferentes afluentes de la planta de tratamiento de agua, en función de las características de dicho afluente, las características requeridas en el efluente, los costes asumibles, la utilización de terreno requerida y los objetivos a conseguir (revalorización del residuo, eliminación, innovación, ecología,...).

1.1.3. Análisis de alternativas para la combinación de una PTA y una CT

Se analizan posibles alternativas de tratamiento de agua residual en combinación con una central térmica. En este caso es necesario tener en cuenta que los posibles residuos de una planta de tratamiento de agua pueden ser beneficiosos para una central térmica y viceversa. Gracias a esta posible asociación se pueden reducir consumos,



vertidos, contaminación y costes operativos de ambos procesos e incluso obtener un rendimiento económico de ellos.

1.1.4. Aplicación a un proyecto de central térmica de ciclo combinado

El objetivo principal es buscar la reducción, reciclaje y reutilización, del agua de aporte a una central térmica. Para ello en primer lugar se establecen medidas de reducción de consumo, aplicando el concepto de vertido cero.

Una vez establecidos los caudales de agua de la central térmica, se aplicará el diagrama de estados generado, en la elección de los diferentes procesos de la planta de tratamiento de agua.

Finalmente se procederá a generar el prediseño de los diferentes equipos y sistemas necesarios para el correcto funcionamiento de la planta, en especial el tratamiento biológico el cual es el objetivo principal de este proyecto.



1.2. Introducción

1.2.1. El agua

El agua es uno de los elementos básicos de soporte de la vida tal como la conocemos. Sus características especiales hacen que en su seno se desarrolle gran parte de la vida del planeta. Incluso los organismos que vivimos fuera del ambiente acuático también necesitamos el agua como soporte vital y para el transporte de nutrientes, constituyendo alrededor de un 70% de nuestra masa corporal.

La molécula de agua, es una de las moléculas más simples y con mayor presencia sobre la superficie terrestre. Está formada por un átomo de oxígeno rodeado de dos de hidrógeno, separados menos de 100 pm y formando un ángulo de $104,5^\circ$. La energía que mantiene unidos estos átomos es elevada, aproximadamente 500 kJ por mol. Por la diferente electronegatividad de los átomos de oxígeno e hidrógeno, la nube electrónica del enlace se reparte asimétricamente y aparece un momento dipolar. Esta situación produce que los dipolos cercanos se orienten de forma que los polos positivos se acercan a los negativos, dando lugar a lo que se denomina el enlace de hidrógeno. Los enlaces de hidrógeno son interacciones moleculares relativamente fuertes, este enlace entre moléculas fuerte será el que dé la mayor parte de las propiedades del agua.

Propiedades:

- Posibilidad de encontrar el agua en la naturaleza en sus tres estados de agregación: sólido, líquido y gaseoso.
- Su densidad de valor 1 kg/l (ya que la unidad de masa se definió como el peso de un decímetro cúbico de agua) y más concretamente, esta propiedad es distinta respecto a otras sustancias por la disminución de la densidad en valores de temperatura próximos a 0°C .
- La tensión superficial relativamente elevada respecto a otros líquidos.
- Su capacidad como disolvente. Por ser una molécula polar puede interactuar con sustancias iónicas produciendo la dispersión de los iones, los cuales se rodean de moléculas de agua. También pueden disolver sustancias apolares, aunque en menor medida. La solubilidad suele aumentar con la temperatura aunque en ciertos casos es al contrario, como en los gases.
- La capacidad calorífica (energía calorífica que es capaz de almacenar un gramo de una sustancia para que su temperatura suba un grado centígrado). El valor de esta propiedad para el agua es de 1 caloría por gramo, la más alta de los disolventes naturales. Por esta propiedad se convierte en un excelente regulador térmico.
- Calor de vaporización (energía necesaria para evaporar un gramo de agua). También el valor de esta propiedad es muy elevado en el caso del agua, 540 calorías por gramo. La unión de estas dos últimas propiedades convierte al agua en el fluido térmico por excelencia tanto para transportar energía (sistemas de calefacción, turbinas de vapor,...) como para enfriar (torres de refrigeración, sudor,...).



- Transparencia, el agua en su estado puro es transparente, esto significa que deja pasar la luz a su través con una disminución mínima de su intensidad, el agua pura es incolora, adquiriendo su coloración por los diversos contaminantes o por el reflejo del color del medio. Esta propiedad permite que los organismos autótrofos puedan recibir la energía del sol.

Se estima que en el planeta existen 1387 millones de km³ de agua, que cubren el 71% de la superficie terrestre. Aproximadamente el 97,1% del agua del planeta se encuentra formando los océanos, un 2,24% forma los glaciares y casquetes polares, el 0,61% son aguas subterráneas, el 0,016% forma lagos, el 0,001% está presente en la humedad atmosférica y solo el 0,0001% forma los ríos. Teniendo en cuenta que el ser humano no puede utilizar el agua oceánica para su consumo directo, solo una mínima cantidad del agua del planeta está a disposición de usarse sin tratamientos previos.

El agua tiene su propia dinámica en el denominado ciclo del agua, en el cual, el agua superficial tanto oceánica como continental se evapora por la acción de la energía solar, se desplaza con el aire en la atmósfera en forma de vapor y condensa e incluso se congela al cruzarse con frentes fríos, generando los meteoros conocidos (lluvia, granizo, nieve) retornando a la superficie. La lluvia puede producirse tanto sobre la superficie oceánica, como sobre la superficie continental. El ser humano solo puede aprovechar de forma directa el agua recogida sobre la superficie continental que gracias al proceso de evaporación está en condiciones de baja salinidad y contaminantes.

En este ciclo, el hombre ha ido introduciendo modificaciones para poder utilizar el agua para su provecho, sea para su propio consumo personal, para obtener algún beneficio mejorando cosechas, obteniendo energía o utilizándola en los procesos industriales. Este hecho ha ido generando el establecimiento de diferentes ciclos de agua que modifican su circulación y además implican una modificación de sus características, ya que en estos nuevos ciclos el agua ve alterada su calidad. Esta incidencia sobre la calidad del agua ha ido incrementándose a medida que la actividad humana ha sido más intensa.

El aumento de la cantidad de vertidos localizados (debido a las concentraciones de población) junto a la sintetización de nuevas sustancias (logradas por el aumento de la capacidad tecnológica) ha provocado una degradación de la calidad del agua que ha llegado a afectar a algunos de sus usos. La capacidad tecnológica del hombre también ha generado elementos que proporcionan mejoras en la calidad del agua, tanto para su uso como para su devolución al ecosistema, las técnicas actualmente más utilizadas provienen de la observación y concentración de los propios procesos naturales.

Definir la calidad del agua es un tema complicado, ya que incluso durante el ciclo del agua natural se producen modificaciones de sus propiedades físico-químicas respecto a lo que sería un agua "pura", en cuanto el agua condensa absorbe CO₂ y otros contaminantes atmosféricos y una vez en las cuencas fluviales transporta nutrientes, materia disuelta y sólidos en suspensión. Si añadimos que cada cuenca presenta unas características geológicas, climáticas e hidrológicas propias, esto ya implica distintas calidades de agua. Las diferencias comentadas hasta aquí generalmente son mínimas comparadas con las provocadas por la actividad antropogénica.

El agua se utiliza para diferentes usos y cada uso presenta unos requerimientos específicos. No es lo mismo regar un cultivo o llenar una piscina, donde se puede



permitir cierta contaminación (no tóxica) del agua, que refrigerar un reactor químico, donde se requiere agua de excelente calidad.

1.2.2. Clasificación del agua

1.2.2.1. Agua pura

Se obtiene por destilación, es muy difícil obtener agua de alta pureza y más aún mantenerla en esta condición, ya que disuelve los gases atmosféricos, por ejemplo el CO_2 formando ácido carbónico.

Se utiliza en laboratorios químicos, en instalaciones de producción de elementos electrónicos, etc.

1.2.2.2. Agua desionizada

El agua desionizada es aquella a la cual se le han quitado los cationes, como los de sodio, calcio, hierro, cobre y otros, y aniones como el carbonato, fluoruro, cloruro, etc. mediante un proceso de intercambio iónico. Esto significa que al agua se le han quitado todos los iones excepto el H^+ , o más rigurosamente H_3O^+ y el OH^- , pero puede contener pequeñas cantidades de impurezas no iónicas como compuestos orgánicos.

Es parecida al agua destilada en el sentido de su utilidad para experimentos científicos, por ejemplo en el área de la química analítica donde se necesitan aguas puras libres de iones interferentes.

El agua desionizada tiene valores típicos de resistividad de $18,2 \text{ M}\Omega \cdot \text{cm}^{-1}$, o su inversa, una conductividad de $0,055 \mu\text{S} \cdot \text{cm}^{-1}$.

El agua desionizada puede cambiar su pH con facilidad al ser almacenada, debido a que absorbe el CO_2 atmosférico. Éste, al disolverse, forma ácido carbónico, de ahí el aumento de la acidez, que puede ser eliminado hirviendo el agua.

El agua desionizada es bastante agresiva con los metales, incluso con el acero inoxidable, por lo tanto debe utilizarse plástico o vidrio para su almacenaje y manejo.

1.2.2.3. Agua potable

Se denomina agua potable o agua para consumo humano, al agua que puede ser consumida sin restricción. El término se aplica al agua que cumple con las normas de calidad promulgadas por las autoridades locales e internacionales.

En la Unión Europea, la normativa 98/83/EU establece valores máximos y mínimos para el contenido en minerales, diferentes iones como cloruros, nitratos, nitritos, amonio, calcio, magnesio, fosfato, arsénico, además de los gérmenes patógenos. El pH del agua potable debe estar entre 6,5 y 8,5. Los controles sobre el agua potable suelen ser más severos que los controles aplicados sobre las aguas minerales embotelladas.



1.2.2.4. Agua dulce

El agua dulce es agua que contiene cantidades mínimas de sales disueltas, especialmente cloruro sódico. El ser humano, con un proceso (generalmente de filtración y desinfección), la puede purificar y beberla, lo que se llama proceso de potabilización y el agua obtenida se denomina agua potable.

1.2.2.5. Agua salobre

Se llama agua salobre al agua que tiene más sal disuelta que el agua dulce, pero menos que el agua de mar. Técnicamente, se considera agua salobre la que posee entre 0,5 y 30 gramos de sal por litro, expresados más frecuentemente como de 0,5 a 30 partes por mil.

El agua salobre es típica de los estuarios y resulta de la mezcla del agua del río correspondiente con el agua del mar. También se encuentra agua salobre de origen fósil en ciertos acuíferos asociados con rocas salinas. Se puede obtener a partir de la mezcla de agua dulce y agua de mar. Es característico del agua salobre que su salinidad pueda variar considerablemente a lo largo del tiempo y del lugar.

1.2.2.6. Agua salada o de mar

El agua presente en los océanos recibe el nombre de agua salada por su elevada concentración en sales. Es una solución basada en agua que compone los océanos y mares de la Tierra. Es salada por la concentración de sales minerales disueltas que contiene, un 3,5% como media, entre las que predomina el cloruro sódico, también conocido como sal de mesa. El océano contiene un 97,25% del total de agua que forma la hidrosfera.

El agua de mar es una disolución en agua (H₂O) de muy diversas sustancias. Hasta los dos tercios de los elementos químicos naturales están presentes en el agua de mar, aunque la mayoría sólo como trazas. Seis componentes, todos ellos iones, dan cuenta de más del 99% de la composición de solutos, Cloruro (Cl⁻), Sodio (Na⁺), Sulfato (SO₄²⁻), Magnesio (Mg⁺⁺), Calcio (Ca⁺⁺) y Potasio (K⁺).

1.2.2.7. Agua residual

Según la legislación vigente el agua residual se clasifica según:

- **Aguas blancas o de lluvia:** Proceden de drenajes o escorrentías. Se caracterizan generalmente, por ser aportaciones intermitentes de gran volumen y alta concentración en contaminantes durante los primeros 15 a 30 minutos, pasando a continuación a arrastrar casi exclusivamente materia en suspensión. Incorporan la carga contaminante al atravesar la atmósfera y por lavado del terreno. En algunos casos, pueden tener un elevado valor absoluto en contaminantes, como es la escorrentía agropecuaria.



1.- Introducción y objetivos

- Aguas residuales domésticas: Son las aguas residuales procedentes de zonas de viviendas y de servicios y generadas principalmente por el metabolismo humano y las actividades domésticas.
- Aguas residuales industriales: Son todas las aguas residuales vertidas desde locales utilizados para efectuar cualquier actividad comercial o industrial, que no sean aguas residuales domésticas ni aguas de escorrentía pluvial.
- Aguas negras o urbanas: Son las aguas residuales domésticas o la mezcla de las mismas con aguas residuales industriales y/o aguas de escorrentía pluvial. Sus caudales son menores y más continuos que los de las aguas blancas, su concentración en contaminantes mayor. Generalmente tienen carácter puntual y su carga contaminante varía en gran medida con el grado de desarrollo de la zona donde se produzcan, cuantificándose en función de la población equivalente (población de hecho y carga contaminante de origen industrial).

En la Tabla 1-1, se recogen los valores típicos de la composición del agua residual doméstica bruta para distintas concentraciones de contaminación.

Tabla 1-1, Composición típica del agua residual doméstica bruta, [Metcalf-Eddy,1996].

Contaminantes	Unidades	Concentración		
		Débil	Media	Fuerte
Sólidos totales (ST)	mg/l	350	720	1.200
Disueltos, totales (SDT)	mg/l	250	500	850
<i>Fijos</i>	mg/l	145	300	525
<i>Volátiles</i>	mg/l	105	200	325
Sólidos en suspensión (SS)	mg/l	100	220	350
<i>Fijos</i>	mg/l	20	55	75
<i>Volátiles</i>	mg/l	80	165	275
Sólidos sedimentables	ml/l	5	10	20
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO5, 20°C)	mg/l	110	220	400
Carbono orgánico total (COT)	mg/l	80	160	290
Demanda química de oxígeno (DQO)	mg/l	250	500	1.000
Nitrógeno (total en forma N)	mg/l	20	40	85
<i>Orgánico</i>	mg/l	8	15	35
<i>Amoníaco libre</i>	mg/l	12	25	50
<i>Nitritos</i>	mg/l	0	0	0
<i>Nitratos</i>	mg/l	0	0	0
Fósforo (total en forma P)	mg/l	4	8	15
<i>Orgánico</i>	mg/l	1	3	5
<i>Inorgánico</i>	mg/l	3	5	10
Cloruros	mg/l	30	50	100
Sulfato	mg/l	20	30	50
Alcalinidad (como CaCO3)	mg/l	50	100	200
Grasa	mg/l	50	100	150
Coliformes totales	Nº /100ml	10 ⁶ -10 ⁷	10 ⁷ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁸
Compuestos orgánicos volátiles (COVs)	µg/l	<100	100-400	>400



1.2.3. Contaminantes del agua

1.2.3.1. Indicadores de contaminación

Los primeros indicadores utilizados para definir la calidad del agua hacían referencia a su aspecto: color, olor, sabor..., características que pueden ser determinadas fácilmente sin necesidad de ningún tipo de instrumentación. Estas apreciaciones son altamente subjetivas y por lo tanto de difícil sistematización.

Las aguas residuales urbanas se caracterizan por su composición física, química y biológica, apareciendo una interrelación entre muchos de los parámetros que integran dicha composición. A la hora de realizar una adecuada gestión de dichas aguas, se hace imprescindible el disponer de una información lo más detallada posible sobre su naturaleza y características. A continuación se muestran las principales características físicas, químicas y biológicas del agua.

Las características físicas más importantes del agua son:

Color, olor y sabor

- **Color:** el agua pura es incolora. Por tanto, la presencia de color indica la existencia de sustancias extrañas. Parte de este color puede ser debido a la materia en suspensión que lleva el agua (y que quedará reflejada en la medida de lo turbidez o de los sólidos en suspensión), mientras que otra parte es debida a la presencia de sustancias disueltas, que dan lugar a lo que se llama color verdadero. La coloración de las aguas residuales urbanas determina cualitativamente el tiempo de las mismas. Generalmente varía del beige claro al negro. Si el agua es reciente, suele presentar coloración beige clara; oscureciéndose a medida que pasa el tiempo, pasando a ser de color gris o negro, debido a la implantación de condiciones de anaerobiosis, por descomposición bacteriana de la materia orgánica.
- **Olor:** se debe principalmente a la presencia de determinadas sustancias producidas por la descomposición anaerobia de la materia orgánica: ácido sulfhídrico, amoníaco, sustancias orgánicas volátiles. Si las aguas residuales son recientes, no presentan olores desagradables ni intensos. A medida que pasa el tiempo, aumenta el olor por desprendimiento de gases como el sulfhídrico o compuestos amoniacales por descomposición anaerobia.
- **Sabor:** Suele estar asociado íntimamente al olor. Algunas sustancias, como las sales de cobre, hierro o zinc, pueden modificar el sabor, sin alterar el color de efluente.

Sólidos

De forma genérica, los sólidos (ST) son todos aquellos elementos o compuestos presentes en el agua residual urbana que no son agua. La materia presente en el agua se puede encontrar disuelta (SD), en suspensión (SS) y/o en forma coloidal. Las sustancias disueltas son aquellas dispersas de forma homogénea en el líquido de manera que hay una sola fase. El segundo implica la existencia de dos fases: la correspondiente al líquido (en este caso agua) y la correspondiente a las partículas sólidas. Finalmente, la



tercera se encuentra entre las dos, de forma que las partículas son demasiado pequeñas para ser eliminadas por procedimientos normales de sedimentación o filtración.

Entre los efectos negativos sobre los medios hídricos, caben destacar entre otros, disminución en la fotosíntesis por el aumento de la turbidez del agua, deposiciones sobre los vegetales y branquias de los peces, pudiendo provocar asfixia por colmatación de las mismas, formación de depósitos por sedimentación en el fondo de los medios receptores, favoreciendo la aparición de condiciones anaerobias o aumentos de la salinidad e incrementos de la presión osmótica.

Sólidos en suspensión

Son sólidos que no pasan a través de una membrana filtrante de un tamaño determinado (0,45 micras). Dentro de los sólidos en suspensión se encuentran los sólidos sedimentables, que decantan por su propio peso y los no sedimentables.

- **Objetos gruesos:** trozos de madera, trapos, plásticos, etc., que son arrojados a la red de alcantarillado.
- **Arenas:** bajo esta denominación se engloban las arenas propiamente dichas, gravas y partículas más o menos grandes de origen mineral u orgánico.

Parámetros de determinación de sólidos:

Turbidez

La turbidez es un parámetro utilizado habitualmente en aguas naturales como indicador de la presencia de sólidos, especialmente coloidales. En este caso, lo que se mide es la extensión con la que un rayo de luz es reflejado a su paso por el agua, con un ángulo de 90°. La extensión se encuentra relacionada con la cantidad de materia en suspensión. Esta relación no es estrictamente lineal, ya que el proceso de dispersión de la luz se encuentra influenciado tanto por el tamaño como por las características superficiales de la materia presente. Así, una burbuja que en un agua cristalina no provocaría turbidez, sí puede incrementarla si se encuentra insertada en un conjunto de partículas coloidales, aunque su presencia no haya alterado la cantidad de sólidos en suspensión.

La fuente principal de turbidez en las aguas naturales procede de la erosión y transporte de materia coloidal (arcilla, fragmentos de roca, sustancias del lecho...) por parte de los ríos en su recorrido. Otra parte procede de las aportaciones de fibras vegetales que son arrastradas por el río, así como de los microorganismos que viven en su seno. Finalmente, el tercer bloque procede de las aguas residuales (domésticas y/o industriales) que puede recibir. Así, por ejemplo, la presencia de jabones puede provocar una turbidez apreciable.

Filtración y secado

A veces interesará una descripción más detallada de los tipos de sólidos presentes. Por ejemplo, discriminar cuáles de ellos se encontraban en suspensión y cuáles se encontraban disueltos. En este caso procederemos, en primer lugar, a una separación de los sólidos que están en suspensión de los que se hallan disueltos, mediante filtración. Una vez hecha la filtración, en el filtrado quedarán los solubles,



mientras que los sólidos retenidos en el filtro, una vez eliminada el agua que puedan llevar, serán los sólidos en suspensión.

Evaporación

Para determinar la cantidad de sólidos totales podemos eliminar el agua y pesar la materia resultante, que se podría asimilar a la materia presente en la muestra inicial. Esta es la base de los métodos gravimétricos en los que se evapora el agua hasta que quede un residuo sólido que representa los sólidos presentes, normalmente expresados en miligramos por litro.

Para conseguir la evaporación, tan sólo tendremos que llevar la muestra a una temperatura ligeramente superior a la de ebullición del agua (puede ser 105°C) para evaporar el agua superficial, y después a una temperatura superior (puede ser 180°C) para eliminar el agua que pudiera quedar retenida dentro de las partículas. Si se utiliza este procedimiento se habrá determinado la cantidad de sólidos totales.

Determinación de volátiles

Si se quiere determinar qué fracción de los sólidos corresponde a materia orgánica o inorgánica, se deberá recurrir a un procedimiento que permita discriminar entre ambas.

El procedimiento, nuevamente, se basa en la aplicación de energía. A partir de 450°C, la materia orgánica se oxida, transformándose a CO₂, H₂O y otros gases. Por tanto, si los sólidos presentes se calientan a esta temperatura se observa una disminución de materia directamente proporcional a su contenido en materia orgánica. El producto final que queda corresponde a los sólidos inorgánicos.

Como la mayoría de los métodos físicos utilizados en la medida de la calidad del agua, su aplicación permite una determinación global de la materia presente, pero no una identificación específica de cuáles son las sustancias concretas, ni de su reactividad y, sobre todo, de su potencial grado de contaminación.

Temperatura

La temperatura del agua tiene una gran importancia en el desarrollo de los diversos procesos que en ella se realizan.

Un aumento de temperatura modifica la solubilidad (aumentando la de sólidos disueltos y disminuyendo la de los gases, de forma general) y duplica la actividad biológica aproximadamente cada diez grados, (aunque superando un cierto valor característico de cada especie tiene efectos letales para los organismos).

En los efluentes urbanos oscila entre 15° y 20°C, lo que facilita el desarrollo de los microorganismos existentes. En los efluentes industriales esta temperatura puede ser mucho mayor, lo que obliga a la legislación a imponer límites. La legislación española impone una temperatura máxima de los vertidos de 40°C y un incremento máximo de la temperatura de los cauces, a 200 m del vertido, de 1,5 o 3°C en función de las especies presentes.



Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto es fundamental para la respiración de los organismos aerobios presentes en el agua residual.

El control de este gas a lo largo del tiempo, aporta una serie de datos fundamentales para el conocimiento del estado del agua residual. La cantidad presente en el agua depende de muchos factores, principalmente relacionados con la temperatura y actividades químicas y biológicas, entre otros.

El valor máximo de oxígeno disuelto varía con la temperatura. La concentración habitual es de aproximadamente 9 mg/l, considerándose que por debajo de 4 mg/l el agua no es apta para desarrollar vida aeróbica en su seno.

Demanda bioquímica de oxígeno

La demanda bioquímica de oxígeno es la cantidad de oxígeno necesaria para que los microorganismos aerobios puedan oxidar metabólicamente la materia orgánica presente en la muestra de agua. Se determina por diferencia entre el oxígeno disuelto en la muestra inicial y el medido en función del tiempo de incubación. Al ser esta demanda variable con el tiempo se suele determinar a dos tiempos diferentes DBO_5 y DBO_{ult} , siendo la primera la más importante.

La Demanda Bioquímica de Oxígeno a los 5 días (DBO_5) es la cantidad de oxígeno disuelto (mg O_2 /l) necesario para oxidar biológicamente la materia orgánica de las aguas residuales. En el transcurso de los cinco días de duración del ensayo se consume aproximadamente el 70 % de las sustancias biodegradables.

La DBO nos da información de la cantidad de materia orgánica biodegradable presente en una muestra, sin aportar información sobre la naturaleza de la misma.

$$\text{Kg DBO/día} = DBO_5(\text{mg/L}) \cdot Q(\text{m}^3/\text{día}) \cdot 10^{-3}$$

Demanda química de oxígeno

Mide la cantidad de oxígeno (mg O_2 /l) necesaria para oxidar los componentes del agua recurriendo a reacciones químicas. Se determina añadiendo una cantidad perfectamente pesada de dicromato potásico ($K_2Cr_2O_7$) a un volumen conocido de la muestra, acidulando el medio. El dicromato sobrante se evalúa mediante un agente reductor. La DQO es igual a la cantidad de dicromato consumido, expresado como mg/L de oxígeno presente en la disolución.

Carbono orgánico total

Indica la cantidad total de carbono orgánico presente en una muestra, expresándolo en mg/L. En la actualidad existen equipos comerciales que proporcionan simultáneamente el contenido total de carbono orgánico, junto al inorgánico y CO_2 disuelto, como valores independientes. Es un método instrumental, basado en la combustión total del carbono a CO_2 en presencia si es necesario de catalizadores, y la posterior determinación de CO_2 por espectroscopia infrarroja



Aceites y grasas

Son sustancias que al no mezclarse con el agua permanecen en su superficie dando lugar a natas. Su procedencia es tanto doméstica como industrial. Son sustancias con requerimientos de oxígeno: materia orgánica y compuestos inorgánicos que se oxidan fácilmente, lo que provoca un consumo del oxígeno del medio al que se vierten.

El contenido en aceites y grasas presentes en un agua residual se determina mediante su extracción previa con un disolvente apropiado, la posterior evaporación del disolvente y el pesaje del residuo obtenido. En las aguas residuales urbanas, sin componente industrial, la presencia de grasas y aceites suele ser baja, no más de un 10%, lo que no evita que puedan provocar problemas tanto en la red de alcantarillado como en las plantas de tratamiento.

Si no se elimina el contenido en grasa antes del vertido del agua residual, puede interferir con los organismos existentes en las aguas superficiales y crear películas y acumulaciones de materia flotante desagradables, impidiendo en determinadas ocasiones la realización de actividades como la fotosíntesis, respiración y transpiración.

Fenoles

Son compuestos hidroxiderivados del benceno y de compuestos aromáticos polinucleares. Suelen provenir de actividades industriales (plantas de coquización, refinerías, papeleras, etc.), degradación de productos fitosanitarios y de la descomposición de materia vegetal. Son extremadamente tóxicos, y su presencia en aguas sometidas a procesos de cloración produce compuestos clorofenólicos tóxicos y de sabor desagradable.

Acidez, Alcalinidad

Es una medida de la concentración de iones hidronio (H_3O^+) en la disolución, con valores entre 1 y 14. Las aguas con valores de pH menores de 7 son aguas ácidas y favorecen la corrosión de las piezas metálicas en contacto con ellas, y las que poseen valores mayores de 7 se denominan básicas o alcalinas y pueden producir precipitación de sales insolubles (incrustaciones).

Conductividad

Es la capacidad del agua de conducir la corriente eléctrica. Es una medida indirecta de la cantidad de sólidos disueltos, aunque también depende del tipo de iones, estando relacionada con estos mediante expresión empírica.

$$SD \text{ (mg/L)} = 0.8 \cdot \Lambda_0 \text{ (}\mu\text{S cm}^{-1}\text{)}$$

El valor máximo instantáneo autorizado en vertidos es de $5000 \mu\text{S cm}^{-1}$.

Dureza

Es otra forma de indicar el contenido iónico de un agua, refiriéndolo a la concentración total de iones calcio, magnesio, estroncio y bario, aunque se debe fundamentalmente a los dos primeros. La presencia de este tipo de iones en el agua



suele ser de origen natural, y raramente antrópica. Se obtiene a partir de la determinación por separado del contenido en calcio y magnesio en la muestra o de manera conjunta por compleximetría con EDTA, expresándose en diferentes unidades, mg de Ca^{2+} equivalente/L.

El problema de las aguas duras se centra en la formación de precipitados insolubles de carbonatos e hidróxidos. Que al depositarse sobre tuberías y equipos pueden causar problemas de funcionamiento en calderas de vapor, torres de refrigeración, intercambiadores de calor, filtros, etc. Según su grado de dureza las aguas pueden clasificarse en muy blandas (0 - 30 mg de Ca^+ equivalente/L), blandas (30 - 60 mg de Ca^+ equivalente/L), semiduras (60 - 130 mg de Ca^+ equivalente/L), duras (130 - 200 mg de Ca^+ equivalente/L) y muy duras (más de 200 mg de Ca^+ equivalente/L).

Cloro

El cloro puede aparecer en el agua formando distintas especies, cloruro (Cl^-), cloro (Cl_2) e hipoclorito (ClO^-). La presencia de estas especies es, generalmente, debida a la cloración del agua para su desinfección, y a procesos de salinización por aguas marinas.

Nitrógeno

El nitrógeno se presenta en las aguas residuales en forma de amoníaco (NH_3) fundamentalmente y, en menor medida, como nitratos (NO_3^-) y nitritos (NO_2^-). El amoníaco es uno de los compuestos intermedios formados durante la biodegradación de los compuestos orgánicos nitrogenados que forman parte de los seres vivos, y junto con el nitrógeno orgánico es un indicador de que un curso de agua ha sufrido una contaminación reciente. Ambas formas de nitrógeno se determinan frecuentemente en una sola medida (método Kjeldhal). La oxidación aeróbica de los compuestos amoniacales y organonitrogenados, conduce a la formación de nitritos y posteriormente de estos en nitratos. Para la determinación de nitritos, nitratos y amonio se recurre a métodos espectrofotométricos.

Fósforo

El fósforo junto con el nitrógeno, son dos de los nutrientes fundamentales de todos los seres vivos, de forma que, contenidos anormalmente altos de estos en las aguas pueden producir un crecimiento incontrolado de la biomasa acuática (eutrofización). Su presencia en las aguas es debida principalmente a los detergentes y a los fertilizantes. Igualmente, las excretas humanas aportan nitrógeno orgánico. El nitrógeno, fósforo y carbono son nutrientes esenciales para el crecimiento de los organismos. Cuando se vierten al medio acuático, pueden favorecer el crecimiento de una vida acuática no deseada. Si se vierten al terreno en cantidades excesivas pueden provocar la contaminación del agua subterránea.

Metales pesados

Están entre los contaminantes más dañinos, y entre ellos se incluyen elementos esenciales para la vida como el hierro junto con otros de gran toxicidad como el cadmio, cromo, mercurio, plomo, etc. Su presencia en el agua es, generalmente indicativo de un vertido de tipo industrial, y dada su gran toxicidad y que interfieren en los procesos de



depuración (alteran los procesos de biodegradación) se hace necesaria su eliminación antes de los mismos.

Parámetros radiológicos:

Tanto las aguas continentales, como las oceánicas y subterráneas, poseen una radiactividad natural inherente a la composición de las mismas. De los elementos radiactivos más presentes en el agua destacan ^{40}K , ^{226}Ra , ^{238}U provenientes de la lixiviación de terrenos graníticos. La radioactividad es producida por la emisión de los núcleos atómicos de radiaciones ionizantes (núcleos de helio) β (electrones) o γ (fotones), que al interactuar con la materia pueden inducir modificaciones, mutaciones sobre materia viva.

Tabla 1-2, contaminantes de importancia en el tratamiento del agua residual [Metcalf-Eddy,1996].

Contaminantes	Razón de la importancia
<i>Sólidos en suspensión</i>	Los sólidos en suspensión pueden dar lugar al desarrollo de depósitos de fango y de condiciones anaerobias cuando se vierte agua residual sin tratar al entorno acuático.
<i>Materia orgánica biodegradable</i>	Compuesta principalmente por proteínas, carbohidratos, grasas animales, la materia orgánica biodegradable se mide, en la mayoría de las ocasiones, en función de la DBO y de la DQO. Si se descargan al entorno sin tratar su estabilización biológica puede llevar al agotamiento de los recursos naturales de oxígeno y al desarrollo de condiciones sépticas.
<i>Patógenos</i>	Pueden transmitirse enfermedades contagiosas por medio de los organismos patógenos presentes en el agua residual.
<i>Nutrientes</i>	Tanto el nitrógeno como el fósforo, junto con el carbono, son nutrientes esenciales para el crecimiento. Cuando se vierten al entorno acuático, estos nutrientes pueden favorecer el crecimiento de una vida acuática no deseada. Cuando se vierten al terreno en cantidades excesivas, también pueden provocar la contaminación del agua subterránea.
<i>Contaminantes prioritarios</i>	Son compuestos orgánicos o inorgánicos determinados en base a su carcinogenicidad, mutagenicidad, teratogenicidad o toxicidad aguda conocida o sospechosa. Muchos de estos compuestos se hallan presentes en el agua residual.
<i>Materia orgánica refractaria</i>	Esta materia orgánica tiende a resistir los métodos convencionales de tratamiento. Ejemplos típicos son los agentes tensoactivos, los fenoles y los pesticidas agrícolas.
<i>Metales pesados</i>	Los metales pesados son, frecuentemente, añadidos al agua residual en el curso de ciertas actividades comerciales e industriales, y puede ser necesario eliminarlos si se pretende reutilizar el agua residual.
<i>Sólidos inorgánicos</i>	Los constituyentes inorgánicos tales como el calcio, sodio y los sulfatos se añaden al agua de suministro como consecuencia del uso del agua, y es posible que se deban eliminar si se va a reutilizar el agua residual.

Parámetros biológicos:

Se basan en la presencia de especies relacionadas con los niveles de contaminación (organismos indicadores). Son especies fáciles de aislar y cultivar en laboratorio, inoocuos para el hombre y los animales, con relación cualitativa y cuantitativa con otros patógenos. La presencia de indicadores no implica la existencia de patógenos, indica probabilidad. Estas especies son:

- Coliformes totales y fecales: Habitantes de la flora intestinal.
- Bacterias aerobias: Indican la eficacia o no del tratamiento.



- **Estreptococos:** Son indicadores complementarios.

En la Tabla 1-2, se exponen los contaminantes de importancia que más habitualmente se encuentran en el agua residual.

1.2.3.2. Actividades causantes de la contaminación

Contaminación natural: El agua disuelve gases presentes en la atmósfera (CO_2 , O_2 , N_2 , etc.), sales del terreno por lixiviación (Na^+ , Ca^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , etc.), compuestos orgánicos provenientes de seres vivos y su descomposición y arrastra sólidos en suspensión. En algunos casos la concentración de estas sustancias es suficiente como para hacer no utilizables las aguas (aguas salobres, grandes avenidas, zonas pantanosas).

Contaminación antrópica: Aquel agua que ha sufrido modificación en sus propiedades por acción del hombre se define como agua contaminada de origen antrópico. Se suele reservar el término “agua contaminada” a este tipo de alteración del agua. Dicha contaminación puede ser causada por diversas actividades:

- **Producción industrial:** consume en torno al 20% del total del agua empleada por el hombre, estimándose que aproximadamente el 2% del agua utilizada se incorpora a los productos, y el 98% restante se devuelve al medio natural en forma de vapor o líquida. En la mayoría de los casos el vertido de estas aguas se realiza con sus características modificadas en mayor o menor medida. El aporte de contaminantes es característico de cada actividad industrial y puede provenir tanto de las materias primas utilizadas, como de los productos de transformación o acabado, así como de las operaciones de transmisión de calor.
- **Desagüe de aguas residuales domésticas y municipales:** Representa el 10% del consumo mundial de agua. Este agua incorpora sustancias procedentes de los residuos de la actividad humana (alimentos, deyecciones, limpieza doméstica y viaria, etc.) de naturaleza orgánica, inorgánica y microbiana.
- **Actividad agropecuaria:** Aproximadamente el 70% del consumo mundial de agua dulce corresponde a la agricultura y ganadería, y aunque su carga contaminante puede ser baja, la cantidad de sustancias extrañas aportadas al medio natural por este tipo de actividades es la mayor en valor absoluto, y suele consistir en pesticidas, herbicidas, fertilizantes, heces y excreciones líquidas (purines), residuos de la industria de transformación agrícola, etc.

1.2.4. Escasez de agua

La escasez de agua es ya hoy en día uno de los mayores problemas globales. En el futuro aumentará la cantidad de países en los que el agua dulce sea un bien escaso. Con ello aumenta también el peligro de que se desaten crisis alimentarias. Las hipótesis de reservas de agua escasas hace prever conflictos por su usufructo.

En la actualidad viven aproximadamente 600 millones de personas en 25 países en los que falta o escasea el agua. Incluso en los lugares donde se dispone de este bien preciado, la mala calidad del agua ocasiona con frecuencia enfermedades que hacen peligrar la vida. Según estimaciones de la Organización Mundial para la Salud (OMS),

hoy ya son 1.200 millones de personas las que no tienen acceso a agua potable limpia. En los países en vías de desarrollo, aproximadamente el 80% de las enfermedades y defunciones están relacionadas con el agua contaminada.

La escasez de agua afecta fundamentalmente al Cercano Oriente y a Oriente Medio, así como a amplias zonas de África. En el futuro podría agudizarse la situación, dado que se prevé que la población de estas regiones se duplique o incluso triplique en los próximos 50 años.

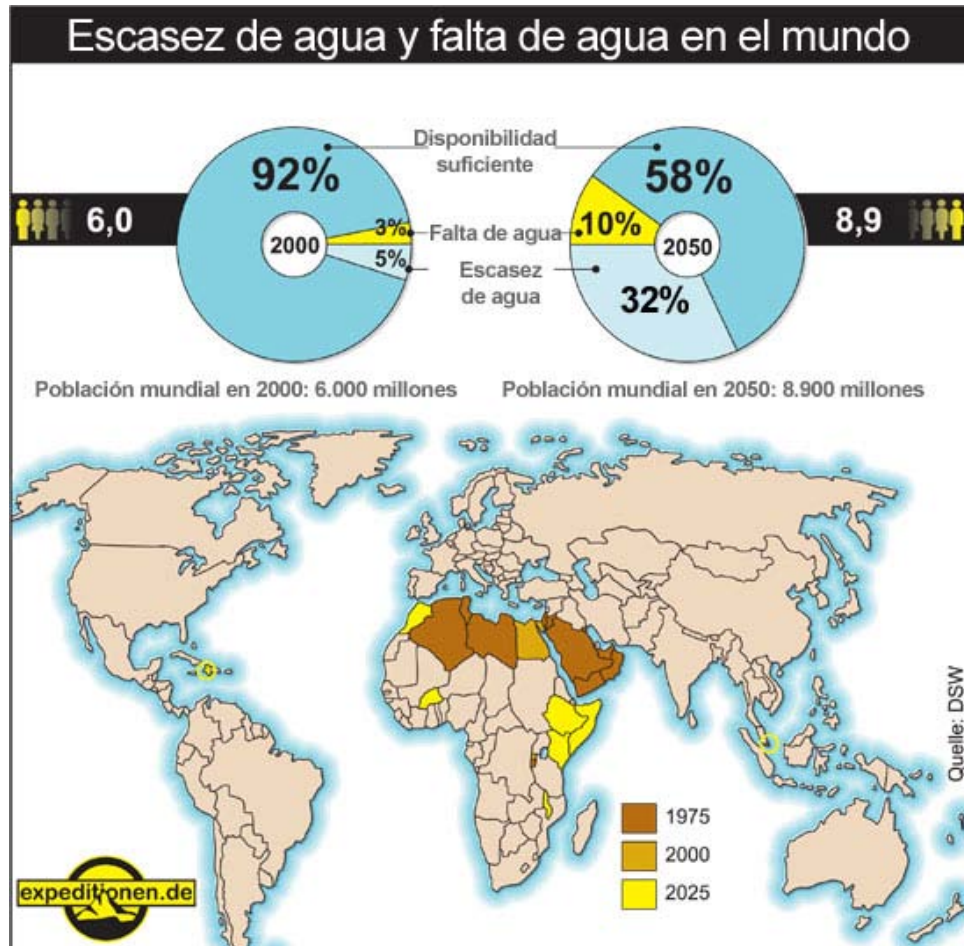


Figura 1-1, disponibilidad de agua en el año 2000 y previsión para el 2050.

El agua aparece como el mayor conflicto geopolítico del siglo XXI ya que se espera que en el año 2025, la demanda de este elemento tan necesario para la vida humana será un 56% superior que el suministro y quienes posean agua podrían ser blanco de un saqueo forzado. Se calcula que para los 6.250 millones de habitantes actuales se necesitaría ya un 20% más de agua. La pugna es, entre quienes creen que el agua debe ser considerada un bien comerciable (como el trigo y el café) y quienes expresan que es un bien social relacionado con el derecho a la vida. Los alcances de la soberanía nacional y las herramientas legales son, también, parte de este combate.

El problema no es la falta de agua dulce potable, sino más bien, la mala gestión y distribución de los recursos hídricos y sus métodos. La mayor parte del agua dulce, aproximadamente un 70%, se emplea en la agricultura. De esta cantidad, más de la mitad se pierde a causa del riego ineficiente.



Mientras que en los últimos 70 años la población mundial se triplicó, en ese mismo lapso el consumo de agua se sextuplicó. Para 2025, el consumo mundial de agua aumentará cerca de un 40%.

Casi la mitad del agua de los sistemas de suministro de agua potable de los países en desarrollo se pierde por filtraciones, conexiones ilícitas y vandalismo. A medida que la población crece y aumentan los ingresos se necesita más agua, que se transforma en un elemento esencial para el desarrollo.

El origen de la comercialización del agua habría que buscarla en noviembre de 2001, cuando los recursos naturales al igual que la salud y la educación, empezaron a ser objeto de negociaciones en la OMC (Organización Mundial de Comercio). La meta final fue la liberalización de los servicios públicos para el 2005. Esto que suena árido y aburrido, puede simplificarse: lo que hasta ahora era regulado por los estados, pasaría a ser mercado de libre comercio.

Dentro de este contexto, existen dos escenarios probables:

La apropiación territorial:

La apropiación territorial podría realizarse mediante la compra de tierras con recursos naturales (agua, biodiversidad), sin descartar los posibles conflictos armados.

La privatización del agua:

En los últimos tiempos, las grandes corporaciones han pasado a controlar el agua en gran parte del planeta y se especula que en los próximos años, unas pocas empresas privadas poseerán el control monopólico de casi el 75% de este recurso vital para la vida en el planeta.

Mientras existen poblaciones no tienen acceso a la salubridad, grandes corporaciones venden agua pura embotellada para subsanar el mal. Entre 1970 y 2000, la venta de agua embotellada creció más de 80 veces. En 1970 se vendieron en el mundo mil millones de litros. En 2000, 84 mil millones. Las ganancias fueron de 2.200 millones de dólares.

Los acuíferos más grandes que se conocen son:

- Acuífero de Areniscas de Nubia con un volumen de 75 mil millones de metros cúbicos.
- Acuífero del Norte del Sahara con un volumen de 60 mil millones de metros cúbicos.
- Sistema acuífero Guaraní con un volumen de 37 mil millones de metros cúbicos.
- Gran Cuenca Artesiana con un volumen de 20 mil millones de metros cúbicos.
- Acuífero Altas Planicies con un volumen de 15 mil millones de metros cúbicos.
- Acuífero del Norte de China con un volumen de 5 mil millones de metros cúbicos.



Desafíos en la distribución y tratamiento del agua

La Declaración Ministerial de La Haya de marzo de 2000 aprobó una serie de desafíos como base de la acción futura en temas de escasez de agua:

Primer desafío

El primero de ellos apunta a satisfacer las necesidades humanas básicas, ya que las dolencias relacionadas con el agua son una de las causas más comunes de enfermedad y de muerte entre los pobres en los países en desarrollo. Las estadísticas hablan por sí mismas.

En 2000, la tasa de mortalidad estimada sólo por diarreas relacionadas con la falta de sistemas de saneamiento del agua fue de 2.213 millones de personas. La mayoría de los afectados por mortalidad y morbilidad relacionadas con el agua son niños menores de cinco años.

Segundo desafío

El segundo desafío busca proteger los ecosistemas, y el agua constituye una parte esencial de todo ecosistema. Y no hay dudas de que los ecosistemas acuáticos continentales presentan graves problemas.

El caudal de alrededor del 60% de los mayores ríos del mundo ha quedado interrumpido por alguna estructura hidráulica.

Tercer desafío

Las necesidades divergentes del entorno urbano constituyen el tercer tema planteado. Según las estimaciones de los organismos internacionales, el 48% de la población mundial actual vive en pueblos y ciudades. En 2030 la proporción será de cerca del 60%.

Las aglomeraciones urbanas concentran desechos, y cuando la gestión de los residuos es precaria o inexistente, las ciudades se transforman en los entornos más peligrosos que existen en el mundo. De ahí que se hace imperiosa la adopción de ciertas medidas para mejorar el suministro de agua, el saneamiento y el control de las inundaciones en las ciudades. Por ejemplo, la existencia de buenos servicios sanitarios es primordial, ya se trate de empresas públicas, semi-privadas o privadas, sujetas a una reglamentación adecuada.

Cuarto desafío

El cuarto desafío habla de asegurar el suministro de alimentos para una población mundial creciente. Con una agricultura no controlada se logra alimentar a unos 500 millones de personas, por eso, para alimentar a la población mundial actual, de seis mil millones de individuos, es necesario recurrir a la agricultura sistemática.

Si bien la mayor parte de la agricultura depende de la lluvia, es clave el uso eficiente del agua de riego, actualmente situado alrededor del 38% en todo el mundo. Este debería mejorar hasta alcanzar un promedio del 42% en 2030, gracias a la tecnología y a una mejor gestión del agua de riego.



Quinto desafío

El quinto desafío apunta a promover una industria más limpia. La utilización del agua en los procesos de fabricación, a menudo en grandes cantidades, es muy corriente. Luego se devuelve a los sistemas locales.

El agua vertida por las industrias puede ser de muy mala calidad y, a no ser que se trate de forma adecuada, es una amenaza para las aguas superficiales y subterráneas en las que se vierte.

La industria puede constituir una amenaza crónica debido al vertido constante de efluentes, o bien una amenaza crítica si, por un fallo accidental, se genera una contaminación intensa en un período corto.

La formación en materia de gestión de la demanda, combinada con la transferencia de tecnología, puede beneficiar al medio ambiente y mejorar el rendimiento económico de las empresas.

Sexto desafío

El sexto desafío consiste en utilizar la energía para cubrir las necesidades del desarrollo. El agua es imprescindible para la producción de energía. Sus dos aplicaciones principales son la producción de electricidad de origen hidráulico y su uso a efectos de enfriamiento en centrales térmicas de energía eléctrica.

Con todo, la electricidad contribuye a la reducción de la pobreza en muchas formas. Resulta esencial para la subsistencia de pequeñas empresas y para mejorar los servicios médicos, incluyendo los equipos electrógenos y la refrigeración de vacunas y medicamentos, entre otras funciones.

Séptimo desafío

La reducción de los riesgos y hacer frente a la incertidumbre es el séptimo desafío. Las razones hay que buscarlas en el número de víctimas de los diversos desastres naturales, ya que aumentó de 147 millones a 211 millones por año entre 1991 y 2000.

Las pérdidas económicas derivadas de las catástrofes naturales han aumentado de 30 mil a 70 mil millones de dólares en los Estados Unidos entre 1990 y 1999. Asimismo, alrededor del 97% de las muertes causadas por los desastres naturales han tenido lugar en países en desarrollo.

En el caso de las inundaciones, el riesgo potencial está relacionado con su magnitud y frecuencia. Es posible calcular la probabilidad de su aparición y prever las inundaciones en tiempo real.

Medidas

El informe de las Naciones Unidas insta a compartir el agua, no sólo entre sus diferentes usos (energía, ciudades, alimentación, etc.), sino también entre los diferentes usuarios (regiones administrativas o países que comparten una misma cuenca o acuífero).



También a identificar y valorar las múltiples facetas del agua, no sólo como un valor económico, sino además en su dimensión social, religiosa, cultural y ambiental.

El conjunto de desafíos deberá estar acompañado por una responsabilidad colectiva y una administración responsable del agua para asegurar un desarrollo sostenible.

1.2.5. El problema energético

Desde la revolución industrial el hombre ha conseguido grandes avances en un intento por mejorar su calidad de vida. Con la aparición de la máquina de vapor y las siguientes generaciones de máquinas con capacidad para transformar energía térmica en mecánica, la capacidad para seguir con este progreso aumentó considerablemente por encima de la capacidad de autoadaptación de los ciclos naturales.

Este desequilibrio entre la capacidad adquirida por el hombre para modificar los ciclos naturales y la menor velocidad de autoadaptación de la naturaleza, es el culpable de los actuales problemas medioambientales.

Si nos centramos, por ejemplo, en el ciclo del carbono. Durante millones de años se produjo una acumulación de carbono en el subsuelo terrestre en forma de yacimientos de carbón y petrolíferos, generados por la descomposición de materia orgánica. La tecnología actual permite hacer uso de estos yacimientos para obtener la energía almacenada y liberar todo este carbono acumulado, en forma de dióxido de carbono, en solo unas decenas de años. De forma natural se produce la acumulación de este carbono por medio de los seres autótrofos, algas, plantas superiores y algunos otros organismos, gracias a la utilización, por estas, de la energía proveniente del sol. Pero la tasa de liberación de carbono actual, es muy superior a la capacidad que tienen estos organismos para acumularlo, de ahí el problema ecológico de acumulación de CO₂ en la atmósfera.

Otro ciclo igualmente importante es el del agua. Este ciclo puede ser relativamente corto en regiones tropicales, donde se produce la evaporación y precipitación de la misma de forma habitual, pero en la mayoría de los casos el agua que llega a la superficie terrestre en forma de precipitaciones, permanece un largo periodo sobre esta, sufriendo diferentes grados de contaminación y autodepuración natural. Ciertos organismos aumentan la concentración en el agua de unos productos, mientras que otros organismos pueden utilizar dichos productos emitiendo nuevos, en una simbiosis natural. Esta es la base de la depuración natural del agua, es un equilibrio al que se ha llegado después de millones de años de evolución. Con el aumento de la industria y del consumo de agua doméstico, aumenta la contaminación del agua superficial y no solo crecen los valores de las concentraciones de productos, sino que a su vez, se producen nuevos contaminantes para los que los procesos de depuración natural no están adaptados. Todo ello, de forma muy resumida, supone un desequilibrio en el ciclo del agua y el actual problema de escasez de agua de calidad para consumo.

En el contexto actual, de los ya conocidos efectos del cambio climático, de una creciente población mundial y la mejora de las condiciones de vida en países hasta ahora subdesarrollados (que lleva a mayores demandas y competencias por el agua y la energía) llega el momento de integrar la gestión de estos recursos, sabiendo que están

1.- Introducción y objetivos

intrínsecamente relacionados. Una muestra de la situación se presenta en las figuras Figura 1-2, Figura 1-3 y Figura 1-4, donde se esquematiza la demanda mundial de energía y el crecimiento de la población mundial.

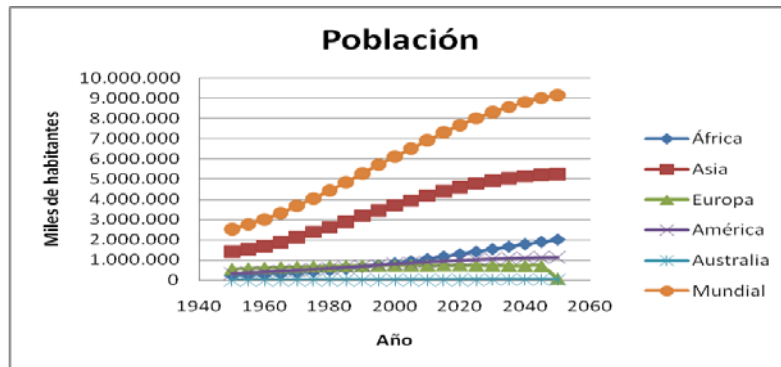


Figura 1-2, población mundial histórica y estimada, (datos obtenidos de <http://esa.un.org/unpp/>).

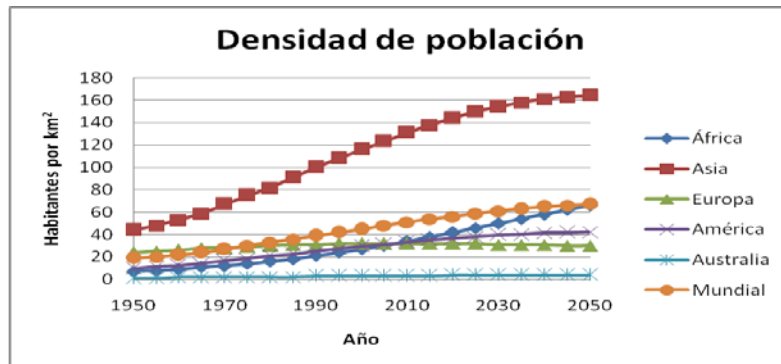


Figura 1-3, densidad de población histórica y estimada, (datos obtenidos de <http://esa.un.org/unpp/>).

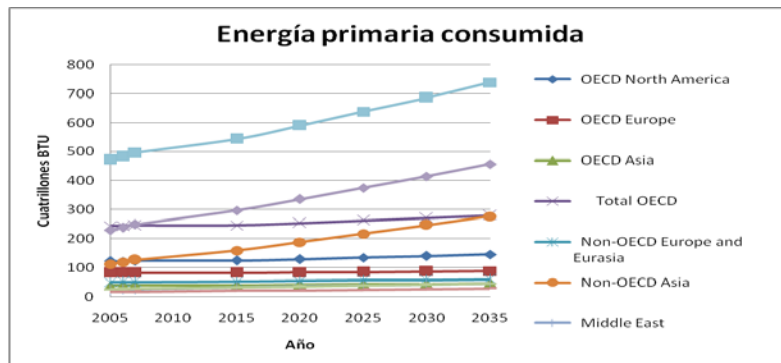


Figura 1-4, energía primaria consumida histórica y estimada, (datos obtenidos de <http://www.eia.doe.gov>).

Es vital para mantener o mejorar las condiciones de vida actuales que los diferentes sistemas productivos generados por el hombre, se adapten a los ciclos naturales. Para conseguir esta adaptación existen dos vías principales:

- La primera de ellas es reducir la producción para adaptarse a los equilibrios actuales. Es evidente que nadie está dispuesto a reducir la calidad de vida que aportan los sistemas productivos en la actualidad. Igual de evidente, es que los países subdesarrollados quieren llegar a los mismos niveles de calidad de vida y por lo tanto no solo resulta muy complicado reducir la producción, si no que resulta inevitable que esta aumente en los próximos años.



- Una segunda vía es la modificación completa de los ciclos naturales, es decir, que estos incrementen su actividad en todas las etapas del ciclo o crear nuevos ciclos artificiales de corta duración. Por ejemplo, si queremos liberar una mayor cantidad de carbono a la atmósfera, será necesario aumentar de igual forma la cantidad de carbono acumulada. En la actualidad se están desarrollando diferentes sistemas de almacenamiento de CO₂, como son la intensificación de producción de biomasa, para su uso como alimento o generación de biocombustibles, o el almacenamiento en yacimientos geológicos profundos. Otro tema en investigación es la concepción de microecosistemas aislados con capacidad para autoregenerarse. En ellos se reducen los ciclos naturales utilizando los organismos más beneficiosos en cada caso. Esta idea se aplica en las estaciones espaciales experimentales. La realidad es, que todos estos ciclos naturales se encuentran interconectados y no es posible plantearse la modificación de uno de ellos sin tener en cuenta las consecuencias que esto tiene sobre los otros, como se ha venido haciendo hasta ahora.

En la mayoría de los casos la solución ideal parte de la combinación de estas dos vías, y debe ser función de los actuales científicos, con el apoyo de los legisladores y el resto de la población, la identificación de las posibilidades de reducción de los consumos energético, de agua, etc. y la adaptación de los sistemas productivos para mejorar el equilibrio de los ciclos.

La observación e intensificación de los procesos naturales es una muy buena solución para lograr estos objetivos, ya que estos acumulan el conocimiento generado durante miles de años de evolución. Como ejemplo los sistemas habituales de depuración biológica de agua se basan en este concepto, intensificando los procesos de depuración que se dan en la naturaleza, en zonas localizadas.

Identificar las relaciones entre los diferentes ciclos y procesos productivos, puede también mejorar las condiciones, reducir consumos y contaminación. Lo que para un determinado proceso es un desecho, probablemente suponga una fuente de recursos para otros. Un ejemplo típico de esta idea son los sistemas de cogeneración, gracias a ellos se da un nuevo uso al calor residual de la producción eléctrica, mediante su aplicación a sistemas de climatización.

1.2.5.1. Vínculo entre Agua y Energía.

El estudio de la relación del agua y la energía es fundamental para que las próximas generaciones sean partícipes de un futuro sostenible. Estudios que vinculen soluciones a la disminución del consumo energético en los sistemas de obtención, distribución y tratamiento de agua, así como la disminución del consumo de agua en sistemas de generación energética y el desarrollo de políticas sectoriales en el ámbito del agua y la energía, permitirán obtener múltiples beneficios y aprovechar oportunidades de ahorro, tanto de agua como de energía, y sumado a ello, las oportunidades de desarrollo económico y social que se traducen en una mejor calidad de vida en la actualidad y en el futuro.

El agua y la energía son dos recursos esenciales para la vida. Sin embargo, la situación actual de ambas y sus perspectivas futuras a nivel global, se reflejan en una palabra, *escasez*.



Como dato el 39 % del agua dulce procedente de ríos, lagos y acuíferos en los Estados Unidos va dirigido al enfriamiento de centrales termoeléctricas. La tecnología ha conseguido que las centrales eléctricas utilicen menos agua.

Dada la presente situación se deben tener en cuenta las diferentes perspectivas a la hora de elaborar los estudios, investigaciones y políticas en relación a estos recursos y sus consecuencias. Existen diferentes puntos de vista desde los que se considera el nexo entre el agua y la energía, que iluminan diferentes oportunidades para aumentar la eficiencia y la reducción de los impactos ambientales:

- El aprovechamiento energético de la infraestructura de agua (se centra en la prestación del servicio de agua).
- El uso del agua en la infraestructura energética (se centra en la generación de energía).

Se sabe que la energía es necesaria en todas las etapas del ciclo integral del agua. Y se necesita agua para generar electricidad en las centrales hidroeléctricas, para refrigerar turbinas de centrales térmicas, para la extracción y producción de los diferentes derivados del petróleo, para los biocombustibles, para producir hidrógeno, para su uso en la industria, para su uso doméstico, etc.

Reducir el consumo de agua de los productos relacionados con la energía, como grifos, duchas y bañeras, puede provocar también una reducción del 20 % de las necesidades de calefacción, mientras que cambiar la duración de la ducha, la frecuencia con que se toman baños o el modo de utilizar los grifos puede generar ahorros del 20 % al 30 %. Un ejemplo de ello se muestra en la Tabla 1-3 donde se exponen algunas de las acciones que se han tomado para lograr ahorros sustanciales en algunos sistemas municipales de aguas.

Tabla 1-3, tipos de acciones para la eficiencia de agua y energía (obtenido de <http://www.waterymex.org>).

Tipo de Acciones	Nivel de inversión	% de ahorro típico
<i>Adecuado Mantenimiento a sistemas de bombeo y redes de distribución.-Políticas Operativas. Manejo adecuado de tarifas de energía eléctrica. Corrección del factor de potencia. Limpieza de tuberías de los pozos. Ajuste de capacidad de sistemas de bombeo (ajuste de impulsores). Adecuaciones mínimas al sistema de distribución para reducir pérdidas por fricción.</i>	Nulo- Mínimo	5–10 %
<i>Implementación de Tecnologías de alta eficiencia.</i>	Medio – Alto	20–40 %

A través del ahorro de agua también ahorramos energía, como de igual forma, ahorrando energía también ahorraremos agua.



1.3. Plantas de tratamiento de aguas residuales

1.3.1. Necesidad de depuración de las aguas residuales urbanas

En muchas ocasiones los vertidos de aguas residuales urbanas superan la capacidad de dilución y autodepuración de los cauces y medios receptores, lo que lleva a un deterioro progresivo de la calidad de los mismos, e imposibilita la reutilización posterior del agua.

Independientemente del origen y características de las aguas residuales urbanas, éstas han de ser tratadas adecuadamente antes de su vertido o reutilización, con el fin de:

- Proteger el estado ecológico de los medios receptores (embalses, ríos, barrancos, acuíferos, mar, etc.) del grueso de la contaminación orgánica procedente de las aguas residuales urbanas.
- Evitar riesgos para la salud pública de la población.
- Producir efluentes con características físicas, químicas y microbiológicas aptas para su reutilización.

Hoy en día, las estaciones de tratamiento de aguas residuales (EDAR) son un complemento artificial e imprescindible de los ecosistemas acuáticos. En ellas se intentan reproducir las condiciones de autodepuración de los cauces de forma concentrada. El grado de tratamiento de un agua residual dependerá en gran medida del conocimiento que se tenga del medio receptor, ya que esto podrá determinar la carga contaminante que puede admitir el mismo, sin llegar a producir un desequilibrio irreversible o importante en el medio. Por tanto, el grado de tratamiento debe estar de acuerdo con:

- Características del medio receptor y estado de las aguas del mismo.
- Relación de caudales entre el medio receptor y el vertido.
- Utilización por parte de otros usuarios aguas abajo del vertido, así como posibilidad de tomas de aguas próximas o subterráneas.
- Balance hídrico de la zona.
- Fauna y flora tanto del medio receptor como del entorno.

El agua residual urbana sin depurar presenta una serie de componentes, que dependiendo de su naturaleza y concentración, pueden producir alteraciones en los equilibrios fisicoquímicos y biológicos del ecosistema receptor. Si el efluente vertido ha sido previamente tratado o depurado, los efectos negativos serán menores cuanto más completo haya sido el tratamiento. Entre estos efectos destacan:

Aparición de fangos y flotantes: si las aguas residuales se vierten sin tratar, los residuos sólidos gruesos (plásticos, restos de alimentos, etc.) y sólidos en suspensión sedimentables (arenas y materia orgánica) presentes, pueden originar sedimentos sobre



el fondo, o dar lugar a la acumulación de grandes cantidades de sólidos en la superficie y/o en las orillas de los medios receptores, formando capas de flotantes. Los depósitos de fangos y flotantes no sólo son desagradables a la vista sino que, además, al contener materia orgánica pueden llegar a provocar el agotamiento del oxígeno disuelto presente en las aguas y originar el desprendimiento de malos olores.

Agotamiento del contenido de oxígeno presente en las aguas: los organismos acuáticos necesitan oxígeno para vivir. Al verter a los medios receptores residuos fácilmente oxidables (materia orgánica y compuestos amoniacales), las bacterias empezarán a alimentarse y consumirán oxígeno del medio. Si este consumo es excesivo, el contenido en oxígeno del agua descenderá por debajo de los valores mínimos necesarios para el desarrollo de la vida acuática, produciéndose la muerte de los organismos existentes en el medio. Por otro lado, al producirse procesos anaerobios, se generarán olores desagradables.

Fenómenos de eutrofización en los medios receptores: debido principalmente a aportes excesivos de nutrientes (Nitrógeno y Fósforo, principalmente) se provoca el crecimiento masivo de algas y otras plantas en los medios receptores. Estos crecimientos pueden llegar a impedir el empleo de estas aguas para usos domésticos e industriales.

Daño a la salud pública: el aumento de la concentración y propagación de microorganismos patógenos para el ser humano en el medio receptor, principalmente virus y bacterias, puede provocar enfermedades que pueden propagarse a través de las aguas contaminadas por los vertidos de aguas residuales urbanas, destacando el tifus, el cólera, la disentería, la polio y la hepatitis (A y E).

Influencia sobre la microbiología del medio natural receptor: tras un vertido de aguas residuales urbanas a un ecosistema acuático, se produce una disminución en el número de eubacterias (mayoría de las bacterias presentes, cuya composición química es similar a la de las eucariotas) y algas, mientras que aumenta el de otras bacterias que se desarrollan en aguas residuales con gran cantidad de materia orgánica, como la *Sphaerotilus natans* (forma parte de los llamados hongos del lodo y causa bulking en los procesos de fangos activados). Posteriormente al vertido, se detectan incrementos en la cantidad de protozoos y finalmente de algas.

Vertidos industriales: dependiendo de su naturaleza pueden producir contaminación de los organismos por compuestos químicos tóxicos o inhibidores.

1.3.2. Caudales de las aguas residuales

A la hora de abordar el diseño de una instalación de depuración de aguas residuales, donde se incluirán los sistemas de recogida, tratamiento y evacuación de las mismas, la primera fase consistirá en conocer el volumen y composición de las aguas a tratar y el régimen de caudales. Estas tres condiciones van a suponer las bases de partida, y cualquier error en las mismas llevará a que la futura instalación no cumpla con las previsiones iniciales.

Cada agua residual es única en sus características, si bien, en función del tamaño de la población, del sistema de alcantarillado empleado, del grado de industrialización y



de la incidencia de la pluviometría, pueden establecerse unos rangos de variación habituales tanto para los caudales como para las características fisicoquímicas de los vertidos.

El caudal de agua a tratar corresponde al volumen de agua que llega a la estación depuradora por unidad de tiempo.

La cantidad de aguas residuales que produce una comunidad está en proporción con el consumo de agua de abastecimiento y el grado de desarrollo económico y social de la misma, ya que un mayor desarrollo propicia un mayor y más diverso uso del agua en las actividades humanas.

Los factores que van a influir en la cantidad de aguas residuales generadas son:

- Consumo de agua de abastecimiento.
- Pluviometría.
- Pérdidas, que pueden deberse a fugas en los colectores o a que parte de las aguas consumidas no llegan a la red de alcantarillado, destinándose a otros usos como por ejemplo riego de jardines o usos agrícolas no extensivos.
- Ganancias, por vertidos a la red de alcantarillado o por intrusiones de otras aguas a la red de colectores.

Según las instrucciones para la redacción de proyectos de abastecimiento y saneamiento del agua, dictadas en 1995 por el Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente (MOPTMA), las dotaciones de abastecimiento para los distintos rangos poblacionales se muestran en la Tabla 1-4.

Tabla 1-4, consumos urbanos (l/hab. Día), según usos y tamaño de la población abastecida, (Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente (1995)).

Población (habitantes)	Doméstico municipales	Industrial	Servicios	Fugas de redes y varios	TOTAL
1.000	60	5	10	25	100
1.000-6.000	70	30	25	25	150
6.000-12.000	90	50	35	25	200
12.000-50.000	110	70	45	25	250
50.000-250.000	125	100	50	25	300
> 250.000	165	150	60	25	400

La estimación del caudal diario del agua residual urbana que llega a una estación depuradora, en la mayoría de los casos, se realiza a partir de la dotación y población servida, de la forma:

$$Q = D \cdot P / 1000$$

Donde:

- Q = Caudal diario (m³/d).
- D = Dotación (l/hab. d).
- P = Población (hab.).



En la práctica, entre el 60 y el 85% del agua de abastecimiento consumida se transforma en aguas residuales, dependiendo del consumo de agua para actividades particulares como el riego de zonas verdes, de la existencia de fugas, del empleo del agua en procesos productivos, etc. Este porcentaje debe aplicarse a los datos obtenidos a partir de la fórmula anterior.

Los caudales que llegan a las estaciones depuradoras siguen una variación diaria que es fiel reflejo de las actividades desarrolladas en la zona. Estas variaciones suelen ser importantes, siendo similares a las de consumo de agua de abastecimiento o de energía eléctrica, que para el caso de las aguas de abastecimiento, presenta un desfase de algunas horas, sobre todo en aquellas situaciones en las que las aportaciones externas e incontroladas a la red de saneamiento son mínimas.

Durante la noche y primeras horas del día, en las que los consumos de agua son mínimos, también son mínimos los caudales de aguas residuales, estando éstos compuestos fundamentalmente por aguas infiltradas y pequeñas cantidades de aguas residuales domésticas. La primera punta de caudal se alcanza cuando llega a la estación depuradora el agua correspondiente al consumo punta, aproximadamente a media mañana. La segunda punta de caudal suele tener lugar a últimas horas de la tarde, entre las 19:00 y 21:00 horas.

Es importante conocer los valores máximos (Q_{\max}), mínimos (Q_{\min}), medios (Q_{med}) y el factor de punta (F_p) de dichos caudales. El caudal medio (Q_{med}) vendrá definido por:

$$Q_{\text{med}} \text{ (m}^3\text{/h)} = Q(\text{m}^3)/24\text{h}$$

El caudal máximo, se puede determinar a partir de una serie de fórmulas matemáticas de tipo empírico, siendo una de las más utilizadas la que sigue:

$$Q_{\max} = Q_{\text{med}} \cdot (1,15 + 2,575 / (Q_{\text{med}})^{0,25})$$

La relación entre el caudal máximo y el medio se define como F_p , de la forma:

$$F_p = Q_{\max}/Q_{\text{med}}$$

En este tipo de aguas, la relación entre el caudal máximo y el medio, varía entre 1,5 y 2,5.



1.4. Reutilización del agua

1.4.1. Introducción

Cuando disponemos de suficiente agua es lógico pensar en eliminar la residual pero las ubicaciones geográficas caracterizadas por periodos de sequía, obligan a considerar su aprovechamiento y a calificar el agua residual como un recurso más del que disponer.

En este contexto el aprovechamiento de las aguas residuales tratadas, que actualmente se vierten a los cauces y mares, está recibiendo cada vez más atención como una fuente fiable de nuevos recursos, muy constante en el tiempo e independiente de sequías climáticas. La regeneración y posterior reutilización de las aguas supone un importante medio para paliar la escasez, al tiempo que reduce el vertido de sustancias contaminantes al medio ambiente.

El agua regenerada constituye una fuente idónea para sustituir recursos de primera utilización en usos que no requieren un grado de calidad tan alto. Muchas aplicaciones del agua urbanas, comerciales, industriales y, por supuesto, agrícolas pueden satisfacerse con calidad inferior a la potable.

El riego de césped, parques y medianas de las vías públicas, el agua empleada en acondicionamiento de aire y torres de refrigeración, en algunos procesos industriales, en la higiene de servicios sanitarios, en la construcción, labores de limpieza y mantenimiento, las aguas utilizadas en fuentes y otros usos ornamentales, en aplicaciones medioambientales y recreativas, son algunos ejemplos de usos potenciales del agua regenerada que requieren niveles de calidad de agua potable. La reutilización directa para consumo humano no es, todavía hoy, una opción disponible, dada su especial incidencia sobre la salud pública.

El planteamiento convencional de depuración de las aguas residuales domésticas provenientes de núcleos dispersos, ha venido siendo el de la construcción de depuradoras de tamaño grande o mediano para dar servicio a áreas geográficas extensas que comprendan varios núcleos de población.

Ya no es necesario trasladar las aguas residuales a lugares remotos, a través de costosas redes de saneamiento a depuradoras de gran dimensión y difícil determinación. La regeneración y reutilización puede ser llevada a cabo por máquinas diseñadas y construidas para ser instaladas de forma rápida y eficiente en el lugar donde se encuentra el agua residual que ha de ser regenerada.

Costes

Si el precio del agua de origen convencional viene claramente definido por todos los pasos necesarios para ponerla a disposición del usuario en el punto de uso, el precio de los recursos hídricos no convencionales debería reflejar también todas las inversiones y operaciones necesarias. Esta diferencia, que puede resultar importante puede tener efectos significativos sobre la aceptación del recurso.

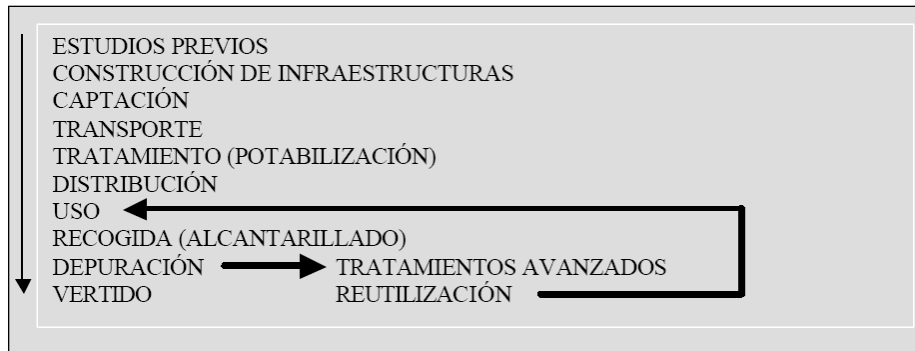


Figura 1-5, Pasos habituales en el uso del agua en un sistema urbano.

El recurso agua residual

El agua residual se produce de una forma relativamente continua, es decir, se trata de una “fuente” teórica de agua con características de continuidad en el tiempo. En efecto, por consideraciones sanitarias y socio-políticas, los gestores tienden a asegurar el suministro urbano con prioridad a cualquier otro y en ocasiones excepcionales incluso sin reparar en costes.

El empleo en áreas urbanas de redes duales (agua regenerada/agua potable) de distribución, es una práctica cada vez más extendida. El primer sistema de este tipo se instaló, en 1926, en Grand Canyon Village (Arizona), donde la escasa agua potable disponible debía bombearse desde un manantial situado en el fondo del Gran Cañón, salvando un desnivel de 1.000 m. El agua regenerada así distribuida, se emplea en la mayoría de los usos urbanos no potables, incluyendo riego de parques, extinción de incendios y uso en cisternas de servicios sanitarios.

Condicionantes en reutilización

Dadas las características del agua residual y los tipos de tratamiento requeridos por la legislación (Directiva 91/271 de la UE con transposición casi literal a la legislación española, OMS y previsiones) puede afirmarse que no hay una reducción importante de patógenos en la depuración convencional o secundaria y que sigue manteniéndose una cantidad importante de contaminantes químicos, que en algunos casos pueden generar riesgos.

Una iniciativa llevada a cabo por la Administración Española en el año 2007 ha sido la aprobación del *RD 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, entendiéndose como reutilización de aguas a la aplicación, antes de su devolución al dominio público hidráulico y al marítimo terrestre para un nuevo uso privativo de las aguas que, habiendo sido utilizadas por quien las derivó, se han sometido al proceso o procesos de depuración establecidos en la correspondiente autorización de vertido y a los necesarios para alcanzar la calidad requerida en función de los usos a que se van a destinar*. Esta normativa ha abierto en España una nueva era en el aprovechamiento de los recursos hídricos y su adaptación a los nuevos modelos de consumo humano del agua.

Los valores incluidos en esta ley que serán de aplicación para el presente proyecto se incluyen en el anexo A de este documento.



1.- Introducción y objetivos

En la actualidad se dispone de tecnologías de regeneración de aguas sobradamente probadas y conocidas, aunque se requiere todavía investigar sobre la fiabilidad de estos tratamientos, desarrollar procesos con costes asumibles e implantar sistemas extensivos de tratamiento para poder utilizar las MTD (Mejor Tecnología Disponible) en todos los casos. Los procesos desarrollados hasta la fecha se incluyen en la Tabla 1-5.

Tabla 1-5, procesos de regeneración de aguas.

Tipo	Tecnología	Tratamiento de regeneración		Utilizado para	Fiabilidad	Coste		
		Pretratam	Desinfección			Construcción	Gestión	
Extensivo/ Natural	Biomasa fijada	IP (Infiltración-Percolación)	++	+++	Terciario, Sin agricultura, desinfección adicional	+++	**	**
		IPS (IP Subterránea)	++	+++	Terciario, Sin agricultura, desinfección adicional	+++	**	**
		Zona húmeda construida	++	++	Muy buena integración ambiental y paisajística	+++	**	**
	Biomasa libre	Estanques (lagunaje)	+	+++	Pequeñas comunidades con suficiente espacio disponible	+++	**	**
Intensivo / Duro	Modificaciones de los fangos activados	SBR	++	+	Cargas variables. Carga orgánica elevada	++	***	**
		RBC	++	+	Pequeñas comunidades	++	***	****
		MBRs	++	+++	Comunidades pequeñas o medianas	++	***	***
	Químicos	Ozono	++++	+++	Desinfección, descomposición de la materia orgánica. Los virus son sensibles	++	****	***
		APA	++++	++	Desinfección en grandes depuradoras	+++	*	*
		ClO ₂	++++	++	Desinfección. Menos subproductos que el cloro	+++	*	*
	Físicos	Filtro de Anillas	+++	+	Terciario. Gran eliminación de SS	++	+++	+++
		UV	++++	+++	Sin reactivos, sin subproductos. Útil en todos los Sistemas (dimensión)	+++	*	*
		Físico-químico	+++	+	Adecuado para medianas y grandes instalaciones. Elimina DBO y SS	++	***	****
		Sonicación	++++	++++	Degradación de contaminantes. Desinfección en estudio	+++	-	-
	Tecnologías de membrana	MF	+++++	+++	Eliminar contaminantes de más de 0,1-1 µm	+++	**	**
		UF	+++++	++++	Eliminar contaminantes de más de 0,01-0,1 µm	+++	**	**
		NF	+++++	++++	Eliminar contaminantes de más de 0,001-0,01 µm	+++	***	***
		OI	+++++	TOTAL	Eliminar contaminantes de más de 0,001 µm	+++	****	****
		EDR	+++++	NA	Eliminación de sales	+++	**	**
EDI		+++++	NA	Eliminación de sales	+++	-	-	



1.4.2. Aplicaciones de la reutilización.

La aplicación de las aguas residuales regeneradas abarca todo el espectro de usos del agua en general. Para su estudio se suelen establecer seis grupos:

1. Reutilización en el medio urbano.
2. Usos industriales.
3. Usos agrícolas. Riego.
4. Producción de biomasa.
5. Aprovechamiento térmico.
6. Recarga artificial de acuíferos.

Cada uno de estos grupos de aplicación plantea una problemática específica en su desarrollo práctico, cuyo estudio y solución ayudará a una mejor gestión de estos recursos. En los siguientes apartados se analiza brevemente la problemática particular de cada grupo.

1.4.2.1. Reutilización en el medio urbano

Entre las aplicaciones más habituales de las aguas residuales depuradas en el medio urbano se pueden citar:

- Riego de zonas públicas.
- Riego y limpieza de urbanizaciones, áreas residenciales, zonas comerciales, etc.
- Usos ornamental y decorativo: fuentes.
- Red de agua para uso contra incendios.

La reutilización de aguas urbanas puede incluir sistemas de servicios específicos para cada gran usuario, tales como grandes parques, campos de golf, complejos industriales con alto consumo de agua y áreas residenciales o comerciales.

Diseño del sistema de distribución

La red de distribución de agua regenerada debe garantizar la seguridad del servicio y la protección de la salud de los ciudadanos. Por ello, el diseño de todo sistema de distribución debe responder a los siguientes requerimientos:

- Asegurar que el agua servida tiene la calidad requerida por el consumidor.
- Evitar posibles conexiones accidentales con la red de agua potable.
- Evitar cualquier uso incorrecto del agua regenerada (no potable).

El sistema debe estar diseñado con cierta flexibilidad para afrontar aumentos potenciales de la demanda en horas punta. Una forma de estabilizar la curva de demanda y evitar consumos muy elevados en determinados momentos, consiste en programar los riegos, asignando diferentes días de la semana a cada zona de la ciudad.



1.4.2.2. Reutilización industrial

La reutilización en usos industriales representa un importante mercado potencial para el agua regenerada. Las industrias cuyos procesos no requieran aguas de alta calidad, y aquellas otras que se encuentren localizadas cerca de poblaciones con capacidad de generación suficiente de agua residual, son las candidatas ideales para incorporar la reutilización en sus procesos industriales.

El agua tratada destinada a este tipo de usos puede proceder, bien de aguas industriales recicladas en la propia instalación, o bien de plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas. El aprovechamiento de los efluentes urbanos en la reutilización industrial todavía no es una práctica muy desarrollada.

Las aplicaciones industriales más frecuentes para las aguas reutilizadas son:

- Sistemas de refrigeración
- Aguas de alimentación de calderas
- Aguas de proceso

Siendo el primer grupo el más habitual.

Sistemas de refrigeración

Se define como el uso de aguas, en plantas de producción de energía y algunas industrias, para extraer calor mediante su circulación por circuitos. Ya sean sistemas basados en un sólo paso de agua (circuitos abiertos) o en una recirculación de agua de refrigeración (circuitos semicerrados).

Los principales problemas que presenta el agua residual reciclada en los sistemas de refrigeración son la corrosión, las incrustaciones, los fangos y los desarrollos biológicos. Estos problemas deben tenerse en cuenta a la hora de diseñar el proceso y añadir los químicos necesarios para evitarlos.

Agua de alimentación de calderas y aguas de proceso

El tratamiento adicional que requiere el agua residual tratada con el objeto de ser reutilizada en la alimentación de calderas, difiere poco del que debe afrontar el suministro convencional de agua para estos sistemas.

El considerable nivel de tratamiento y las cantidades relativamente pequeñas de agua que se manejan, convierten la reutilización en alimentación de calderas en una pobre alternativa, únicamente viable en casos de escasez extrema de agua, e intentando reducir al máximo los consumos.

La idoneidad del uso de agua regenerada dentro de los procesos industriales depende de las necesidades específicas de calidad de cada proceso. Hasta la fecha existe poca experiencia en este campo, estando siempre el reciclado orientado a la recirculación dentro de la misma industria. Se prefiere reciclar la propia agua de proceso, consiguiendo en múltiples casos un ahorro de costes por recuperación de los productos disueltos.



Reutilización del agua residual para transporte y lavado

Para esta actividad se pueden mezclar agua residual urbana e industrial en mayor o menor proporción.

No es necesaria una calidad muy apreciable para estos fines pero al menos debe darse un tratamiento secundario, en el caso de aguas residuales urbanas.

1.4.2.3. Reutilización agrícola

El volumen de agua que es empleado en la actualidad, a nivel mundial, en agricultura es diez veces mayor que la demanda existente para cualquier otro uso. Este hecho, unido al evidente ahorro de recursos que proporciona la reutilización agrícola, y la oportunidad de integrarla con otros tipos de aprovechamientos, hace que la mayoría de los proyectos de reutilización la contemplen.

Se entiende por uso agrícola, el uso de aguas para regar cultivos agrícolas destinados al consumo directo alimenticio humano y animal, y consumo indirecto industrial (alimentos procesados como conservas y azúcar y productos textiles de origen vegetal)

Es el uso más extendido, además de que supone una etapa más en el tratamiento de aguas, ya que el suelo es un elemento de alta eficacia depuradora. A medida que el agua se infiltra en el terreno, este actúa a modo de filtro y en su superficie, por la actividad bacteriana se produce la degradación biológica de la materia orgánica de la misma manera que un tratamiento secundario.

Las principales ventajas e inconvenientes de un agua residual frente a un agua no contaminada son:

- Agua residual: Aporta abundantes elementos nutritivos (es agua fertilizada), pero conlleva riesgos sanitarios con posible contaminación de acuíferos, siempre que no tomemos las medidas adecuadas.
- Agua no contaminada: No presenta problemas sanitarios, el riesgo de contaminación es nulo, pero su poder fertilizante es escaso.

Las aguas residuales brutas no suelen utilizarse para riego de especies de consumo, aunque sí para riego de especies arbóreas con finalidad de producción forestal.

Sistemas de riego

Riego por aspersión

Consiste básicamente en aplicar agua a la superficie del terreno rociándola en forma de lluvia. Además de los problemas comunes con otros sistemas como puede ser obstrucciones de goteros, contaminación por hongos, etc., tiene el inconveniente de que pueden aparecer problemas especiales de toxicidad así como tener un mayor riesgo sanitario.



Uno de los problemas principales que se presentan con el uso de las aguas residuales para riego es el de posibles infecciones, y propagación de microorganismos patógenos debido a los aerosoles que se forman. Por ello es necesario saber cómo y qué se va a regar.

Riego Superficial

- **Surcos o caballones:** El efluente se aplica por gravedad y fluye a través de los surcos. Se deben alternar periodos de inmersión de los surcos con periodos de secado para oxidar la materia orgánica y evitar la colmatación de los poros.
- **Inundación:** Como su propio nombre indica es por encharcamiento de parcelas. Se necesita una etapa de secado para oxidar la materia orgánica y evitar la colmatación de los poros.
- **Escorrentías:** Es una descarga controlada de un efluente en un terreno con una pendiente y longitud adecuada, el cual se encuentra tapizado por pastizales o masas forestales. Los terrenos ideales son los que tienen baja permeabilidad y coeficiente de retención adecuados para proteger los acuíferos.
- **Riego localizado:** Ahorra mucha agua y se evita la proliferación de malas hierbas ya que la zona regada es muy puntual. Esta técnica exige una filtración exhaustiva del agua residual para evitar una obturación de los goteros. Se aplica fundamentalmente en frutales y plantas hortícolas.

1.4.2.4. Producción de biomasa

Esta agua aporta nutrientes para el desarrollo y crecimiento de seres vivos. Los casos más frecuentes son el riego de especies agrícolas o forestales.

1. Producción de microalgas:

Es una vía de investigación prometedora ya que las algas microscópicas presentan algunas propiedades interesantes frente a cultivos convencionales:

- Mayor productividad
- Se desarrollan en una gran diversidad de medios acuáticos
- Soportan condiciones climáticas muy adversas

2. Plantas superiores:

Jacinto de agua, carrizo que no tiene alto valor comercial, son coadyuvantes en la depuración

3. Biomasa animal

Su aplicación es más comercial, aunque su uso está restringido a actividades como la piscicultura de especies con requerimientos mínimos como carpa, lucio, etc., o la vermicultura (cría de lombrices). El medio idóneo es el lagunaje.



Normalmente se mezcla agua residual depurada por lagunaje, enriquecida con fito y zooplancton y agua natural para la cría de carpa. También se puede realizar una piscicultura de manera directa en lagunas utilizando el lucio. En cualquier caso se requiere un control sanitario de la pesca, ya sea para consumo humano como para la elaboración de harinas o piensos de consumo animal.

1.4.2.5. Aprovechamiento térmico

Las aguas naturales utilizadas en procesos industriales de refrigeración presentan un balance positivo de energía térmica. Su liberación al medio acuático supone una transformación natural de éste, con lo que la vida en ese medio puede verse alterada.

Entre las principales industrias cuyo efluente es aprovechable térmicamente se encuentran las centrales térmicas, refinerías, destilerías; pero el ejemplo más representativo son las refinerías de crudos de la comunidad litoral. Estos efluentes se pueden aprovechar para el cultivo de especies vegetales (ornamentales, agrícolas) y especies animales (piscícolas).

1.4.2.6. Recarga de acuíferos

La recarga artificial de acuíferos apenas se ha iniciado en España, hasta el momento sólo se han realizado varias experiencias piloto, con las que se están obteniendo datos para el diseño de futuros proyectos

Los acuíferos son formaciones geológicas del subsuelo, que contienen o han contenido agua y por las que el agua puede fluir.

Se entiende por recarga de acuíferos, el uso de aguas para incremento de las aguas subterráneas como conservación y salvaguarda del dominio público hidráulico. Restituyendo el nivel de acuíferos sobreexplotados, creando una barrera contra la intrusión marina en acuíferos costeros, y/o disponiendo de un almacenamiento de aguas para usos posteriores.

Los métodos de recarga de acuíferos se diferencian en métodos de infiltración-percolación (se obtiene una mayor depuración del agua) y métodos de inyección.



2. Análisis de la tecnología actual

2.1. Pretratamiento	50
2.1.1. Pozo de gruesos (Separación de grandes Sólidos)	52
2.1.2. Desbaste	52
2.1.3. Dilaceración	54
2.1.4. Desarenado	55
2.1.5. Desaceitado y desengrasado	59
2.1.6. Tamizado	60
2.1.7. Preaireación	62
2.2. Tratamiento primario.....	63
2.2.1. Coagulación, floculación	63
2.2.2. Sedimentación.....	65
2.3. Tratamiento secundario	68
2.3.1. Microorganismos importantes en el tratamiento del agua residual	70
2.3.2. Cinética de crecimiento biológico.....	72
2.3.3. Laguna de oxidación.....	75
2.3.4. Fangos activados.....	77
2.3.5. Lechos bacterianos.....	86
2.3.6. Contactores biológicos rotativos (CBR)	88
2.3.7. Lecho móvil	91
2.3.8. Tratamiento anaeróbico del agua	94
2.3.9. Reactores de biomembrana (MBR).....	100
2.3.10. Tratamientos de eliminación de nutrientes (Fósforo y Nitrógeno)	102
2.3.11. Fotobiorreactores (FBR)	111
2.4. Tratamiento de lodos	118
2.4.1. Mezclado.....	120
2.4.2. Espesamiento	120
2.4.3. Estabilización.....	122
2.4.4. Deshidratación	124
2.4.5. Secado.....	126
2.5. Eliminación de metales pesados y otros contaminantes	127
2.5.1. Precipitación	129
2.5.2. Adsorción.....	132
2.5.3. Oxidación.....	139
2.5.4. Intercambio iónico	144
2.5.5. Biorremediación.....	145
2.6. Desmineralización, desionización	153
2.6.1. Destilación, evaporación.....	155
2.6.2. Ósmosis inversa (OI)	160
2.6.3. Intercambio iónico	164
2.6.4. Electrodialisis (ED).....	167
2.6.5. Electrodesionización (EDI).....	169
2.6.6. Cristalización	172
2.6.7. Resumen tecnologías de desmineralización.....	173



Clasificación de los métodos de tratamiento de las aguas residuales

Una vez establecidos los objetivos de tratamiento para un proyecto específico y revisada la diferente normativa vigente debe procederse al desarrollo y evaluación de las diferentes alternativas, para luego determinar la combinación óptima.

Los contaminantes presentes en el agua residual pueden eliminarse con procesos químicos, físicos y/o biológicos. Los métodos individuales suelen clasificarse en operaciones físicas unitarias, procesos químicos unitarios, y procesos biológicos unitarios.

Operaciones físicas unitarias

Son aquellos tratamientos en los que predomina la acción de fuerzas físicas. Puesto que la mayoría de estos métodos han evolucionado a partir de las primeras observaciones de la naturaleza realizadas por el hombre, fueron los primeros en ser aplicados al tratamiento de aguas residuales. Incluyen el desbaste, mezclado, floculación, sedimentación, flotación, transferencia de gases y filtración.

Procesos químicos unitarios

Son los métodos de tratamiento en los cuales la eliminación o conversión de los contaminantes se consigue con la adición de productos químicos o gracias al desarrollo de ciertas reacciones químicas. Fenómenos como la adsorción, precipitación y la desinfección son ejemplos de aplicación común en el tratamiento de agua.

Procesos biológicos unitarios

Son aquellos procesos en los que la eliminación de los contaminantes se lleva a cabo gracias a la actividad biológica. La principal aplicación de estos procesos es la eliminación de las sustancias orgánicas biodegradables presentes en el agua residual, en forma tanto coloidal como en disolución. Estas sustancias se convierten en gases, que se liberan a la atmósfera, y en tejido celular biológico eliminable por sedimentación. Los tratamientos biológicos también se emplean para eliminar nitrógeno.



Tabla 2-1, operaciones y procesos unitarios y sistemas de tratamiento utilizados para eliminar la mayoría de los contaminantes presentes en el agua residual [Metcalf-Eddy, 1996].

Contaminante	Operación unitaria, proceso unitario o sistema de tratamiento
<i>Sólidos en suspensión</i>	Desbaste y dilaceración Desarenado Sedimentación Filtración Flotación Adición de polímeros Coagulación/sedimentación Sistemas naturales (tratamiento por evacuación al terreno)
<i>Materia orgánica biodegradable</i>	Variantes de fangos activos Película fija: filtros percoladores Película fija: biodiscos (CBR) Variantes de lagunaje Filtración intermitente en arena Sistemas físico-químicos Sistemas naturales
<i>Compuestos orgánicos volátiles</i>	Arrastre por aire Tratamiento de gases Adsorción en carbón
<i>Patógenos</i>	Cloración Hipocloración Cloruro de bromo Ozonización Radiación UV Sistemas naturales
<i>Nutrientes:</i>	
<i>Nitrógeno</i>	Variantes de sistemas de cultivo en suspensión con nitrificación y desnitrificación Variantes de sistemas de película fija con nitrificación y desnitrificación Arrastre de amoníaco Intercambio iónico Cloración al breakpoint Sistemas naturales
<i>Fósforo</i>	Adición de sales metálicas Coagulación y sedimentación con cal Eliminación biológica del fósforo Eliminación biológica-química del fósforo Sistemas naturales
<i>Nitrógeno y fósforo</i>	Eliminación biológica de nutrientes
<i>Materia orgánica refractaria</i>	Adsorción en carbón Ozonación terciaria Sistemas naturales
<i>Metales pesados</i>	Precipitación química Intercambio iónico Sistemas de pretratamiento por evacuación al terreno
<i>Sólidos orgánicos disueltos</i>	Intercambio iónico Ósmosis inversa Electrodialisis



2.1. Pretratamiento

De una manera u otra, casi todas las cosas terminan por llegar a la alcantarilla, y de esta a la planta de tratamiento de aguas residuales, latas, botellas, plásticos, trapos, ladrillos, piedras. Todos estos materiales, si no son eliminados eficazmente, pueden producir serias averías en los equipos de la PTA. Las piedras, arenas, latas, etc. producen un gran desgaste de las tuberías y de las conducciones así como de las bombas.

A la planta también llegan aceites y grasas de todo tipo, si estas grasas y aceites no son eliminados en el pretratamiento, hace que el tratamiento biológico se ralentice y el rendimiento de dicho tratamiento decaiga, obteniendo un efluente de baja calidad.

Con todo lo anterior expuesto, podemos ver la importancia del pretratamiento, escatimar medios o esfuerzos en esta parte de la planta, es bajar rendimiento de toda la planta, aunque tuviera el mejor proceso biológico.

Objetivos

Con un pretratamiento pretendemos separar del agua residual la mayor cantidad de materias que por su naturaleza (grasas, aceites, etc.) o por su tamaño (ramas, latas, etc.) crearían problemas en los tratamientos posteriores (obstrucción de tuberías y bombas, depósitos de arenas, rotura de equipos, etc.).

Operaciones de pretratamiento

Las operaciones de pretratamiento incluidas en una E.D.A.R. dependen de:

- La procedencia del agua residual (doméstica, industrial, etc).
- La calidad del agua bruta a tratar (mayor o menor cantidad de grasas, arenas sólidos,...).
- Del tipo de tratamiento posterior de la E.D.A.R.
- De la importancia de la instalación.

Las operaciones más utilizadas son:

- Separación de grandes sólidos (Pozo de Gruesos).
- Desbaste.
- Tamizado.
- Dilaceración.
- Desarenado.
- Desaceitado - desengrasado.
- Preaireación.



En una planta depuradora no es necesaria la instalación de todas estas operaciones. Dependerá de las características antes descritas. Por ejemplo, para un agua residual industrial raramente será necesario un desbaste.

Tabla 2-2, Descripción de los dispositivos de desbaste empleados en el tratamiento de las aguas residuales, [Metcalf-Eddy, 1996].

Superficie de desbaste				
Tipo de dispositivo	Clasificación por tamaño	Intervalo de paso, cm	Material	Aplicación
<i>Reja de barras</i>	Grueso	1,5-3,75	Acero, acero inoxidable	Pretratamiento
<i>Tamices</i>				
<i>Inclinado (fijo)</i>	Medio	0,025-0,25	Malla de cuña de acero inoxidable	Tratamiento primario
<i>Inclinado (giratorio)</i>	Grueso	0,225-5,0	Placas de bronce o cobre pulido	Pretratamiento
<i>Tambor (giratorio)</i>	Grueso	0,25-0,5	Malla de cuña de acero inoxidable	Pretratamiento
	Medio	0,025-0,25	Malla de cuña de acero inoxidable	Tratamiento primario
	Fino	6-35 micras	Mallas de poliéster y de acero inoxidable	Eliminación de sólidos en suspensión residuales secundarios
<i>Disco giratorio</i>	Medio	0,025-0,1	Acero inoxidable	Tratamiento primario
	Fino	0,0025-0,05	Acero inoxidable	Tratamiento primario
<i>Centrífugo</i>	Fino	0,005-0,05	Acero inoxidable, poliéster y diversos tipos de telas	Tratamiento primario, tratamiento secundario con tanque de sedimentación, y eliminación de sólidos en suspensión residuales secundarios

2.1.1. Pozo de gruesos (Separación de grandes Sólidos)

Cuando se prevé la existencia de sólidos de gran tamaño o de una gran cantidad de arenas en el agua bruta, se debe incluir en la cabecera de la instalación un sistema de separación de estos grandes sólidos. Este consiste en un pozo situado a la entrada del colector de la depuradora, con forma de tronco piramidal invertido y paredes muy inclinadas, con el fin de concentrar los sólidos y las arenas decantadas en una zona específica donde se puedan extraer de una forma eficaz.



Figura 2-1, Rejas pozo de gruesos.

A este pozo se le llama Pozo de Muy Gruesos. Dicho pozo tiene una reja instalada, llamada Reja de Muy Gruesos, que no es más que una serie de vigas de acero colocadas en vertical en la boca de entrada a la planta, que impiden la entrada de troncos o materiales demasiado grandes que romperían o atorarían la entrada de caudal en la planta.

La extracción de los residuos se realiza, generalmente, con cucharas anfibia o bivalvas de accionamiento electrohidráulico. Los residuos separados con esta operación se almacenan en contenedores para posteriormente transportarlos a un vertedero o llevarlos a incineración.

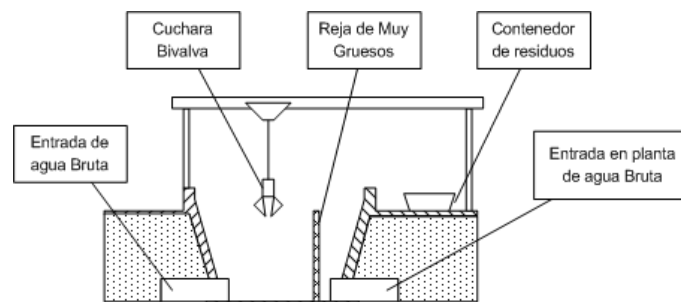


Figura 2-2, esquema típico de pozo de gruesos.

2.1.2. Desbaste

Esta operación consiste en hacer pasar el agua residual a través de una reja. De esta forma, el desbaste se clasifica según la separación entre los barrotes de la reja en:

- Desbaste fino: con separación libre entre barrotes de 10 – 25 mm.
- Desbaste grueso: con separación libre entre barrotes de 50 – 100 mm.

En cuanto a los barrotes, estos han de tener unos espesores mínimos según sea:



- Reja de gruesos: entre 12 – 25 mm.
- Reja de finos: entre 6 – 12 mm.

También tenemos que distinguir entre los tipos de limpieza de rejas igual para finos que para gruesos:

- Rejas de limpieza manual.
- Rejas de limpieza automática.

Rejas de limpieza manual

Se utilizan en pequeñas instalaciones o en grandes instalaciones donde ayudan a proteger bombas y tornillos en caso de que sea necesario utilizarlos para elevar el agua hasta la estación depuradora antes del desbaste. También se utilizan junto a las de limpieza automática, cuando estas últimas están fuera de servicio.

Con el objeto de proporcionar suficiente superficie de reja para la acumulación de basuras entre limpieza y limpieza, es necesario que la velocidad de aproximación del agua a la reja sea de unos 0,45 m/s a caudal medio. El área adicional necesaria para limitar la velocidad se puede obtener ensanchando el canal de la reja y colocando ésta con una inclinación más suave.

Conforme se acumulan basuras, obturando parcialmente la reja, aumenta la pérdida de carga, sumergiendo nuevas zonas a través de las cuales pasará el agua.

Actualmente, se tiende a instalar rejas de limpieza mecánica aun en pequeñas instalaciones para reducir al mínimo el trabajo manual y los problemas derivados de un mantenimiento defectuoso.

Rejas de limpieza mecánica

La principal ventaja de este tipo de reja, es que elimina los problemas de atascos y reduce el tiempo necesario para su mantenimiento. De los distintos tipos de mecanismo, el más utilizado consiste en un peine móvil, que periódicamente barre la reja, extrayendo los sólidos retenidos para su evacuación.

Las rejas pueden ser curvas o rectas, y a su vez la limpieza puede ser por la cara anterior o por la cara posterior, teniendo cada tipo de limpieza sus ventajas e inconvenientes:

- Las de limpieza anterior pueden sufrir posibles atascamientos cuando se depositan grandes sólidos, o gran cantidad de sólidos, al pie de la reja, provocando el bloqueo del mecanismo hasta que se elimine la obstrucción.
- Las de limpieza posterior no tienen este problema de obstrucción ya que las púas del peine, al desplazarse por detrás no están sujetas a bloquearse por formación de depósitos de materia al pie de la reja. Sin embargo, hay un mayor riesgo de rotura de los dientes ya que han de tener mayor longitud, y también existe el problema de que los sólidos que queden retenidos en el rastrillo pueden ser retornados al agua bruta, ya que la limpieza del rastrillo en este sistema se sitúa debajo de la reja.



El funcionamiento, generalmente discontinuo, del dispositivo de limpieza de la reja, puede automatizarse mediante:

- Temporización: Se establece la secuencia de funcionamiento del rastrillo mediante un reloj eléctrico de cadencia-duración regulable, en función del tiempo de funcionamiento diario calculado.
- Pérdida de carga: El dispositivo de limpieza se pone en marcha automáticamente cuando la pérdida de carga entre la zona anterior y la zona posterior de la reja sobrepasa un valor establecido, debido a su colmatación parcial.
- Sistema combinado de temporización y pérdida de carga.

Las rejas deben ir equipadas con un dispositivo limitador de par, para que en caso de sobrecarga o de bloqueo se pongan fuera de servicio, evitando el deterioro de las mismas.

Además, deberán instalarse dos o más rejas para que pueda quedar fuera de servicio una de ellas por bloqueo o por cuestiones de mantenimiento, sin tener que parar el desbaste. En caso de que solo hubiera una unidad instalada, será necesario establecer un canal de bypass con una reja de limpieza manual para ser usada en casos de emergencia.

Consideraciones hidráulicas

La velocidad de paso a través de la reja debe ser el adecuado para que los Sólidos en Suspensión se apliquen sobre la misma sin que se produzca una pérdida de carga demasiado fuerte, ni un atascamiento en la parte profunda de los barrotes.

Como valores medios se estima que la velocidad de paso debe estar entre 0,6-1,0 m/s. a caudal máximo. La velocidad de aproximación a la reja en el canal debe ser mayor de 0,4 m/s, a caudal mínimo, con objeto de evitar depósitos de arena en la base de la unidad. A caudales máximos (lluvias y tormentas) la velocidad de aproximación debe aumentarse a 0,9 m/s. Para evitar que se depositen las arenas dejando bloqueada la reja cuando más necesaria es.

A la hora de calcular cual será la velocidad del agua a través de la reja, se supone que un 25-30 % del espacio libre entre los barrotes está ocupado por los residuos retenidos.

Aparecen pérdidas de carga que varían entre 0,1-0,2m para las rejas gruesas y entre 0,2-0,4m para las rejas finas.

2.1.3. Dilaceración

Tiene por objeto “desintegrar” las materias sólidas arrastradas por el agua. Estas materias en lugar de separarse del efluente bruto, se trituran y continúan en el circuito del agua hacia las siguientes fases del tratamiento. Solo se utiliza en el caso de que no se realice un desbaste.



Existen dos tipos de dilaceradores:

- **Dilaceradores sin elevación de agua:** Presentan la ventaja de que sólo producen una pequeña pérdida de carga y de que absorben una pequeña cantidad de energía.
- **Dilaceradores en línea:** Trituran los sólidos a la vez que impulsan el agua.

Características de los dilaceradores:

Tabla 2-3, características dilaceradores.

	Caudal (m ³ /h)	Altura máx. (m)	Pérdida de carga (m)	Potencia del motor (Kw.)
<i>D. sin elevación de agua</i>	5-8000	0,3-1,2	0,1-0,35	0,25-4
<i>D. en línea</i>	50-300	0	0	7,5-20

Esta operación está muy cuestionada y actualmente casi ha desaparecido de la mayoría de las instalaciones. Primero, no es lógico mantener o retornar al proceso aquellos sólidos que pueden eliminarse por desbaste o tamizado, ya que lo que hacemos es empeorar la calidad del agua residual que va a ser tratada posteriormente. Segundo, en la práctica, esta operación presenta varios inconvenientes:

- La necesidad de una atención frecuente debido a que se trata de un material muy delicado
- El peligro de obstrucción de tuberías y bombas provocada por la acumulación en masas de las fibras textiles o vegetales unidas a las grasas.
- La formación de una costra de fango en los digestores anaerobios.

2.1.4. Desarenado

El objetivo de esta operación es eliminar todas aquellas partículas de granulometría superior a 200 micras, con el fin de evitar que se produzcan sedimentos en los canales y conducciones, para proteger las bombas y otros aparatos contra la abrasión, y para evitar sobrecargas en las fases de tratamiento siguiente.

En caso de que sea necesario un bombeo, desbaste y desarenado deben ir antes de éste. Pero hay veces que es conveniente situar el bombeo previo al desarenado aun a costa de un mayor mantenimiento de las bombas. Esto ocurre cuando los colectores de llegada están situados a mucha profundidad, cuando el nivel freático está alto, etc.

Los cálculos teóricos para el diseño de un desarenador están relacionados con los fenómenos de sedimentación de partículas granuladas no floculantes. Las velocidades de sedimentación se pueden calcular utilizando diversas fórmulas:

- Fórmula de Stokes, en régimen laminar
- Fórmula de Newton, en régimen turbulento
- Fórmula de Allen, en régimen transitorio



A cualquiera de estas fórmulas hay que aplicarle una serie de correcciones que tengan en cuenta:

- La forma de las partículas o factor de esfericidad
- La concentración de sólidos en suspensión, si sobrepasan el 0,5%
- La velocidad de flujo horizontal

En la siguiente tabla podemos comprobar cómo varía la velocidad de sedimentación en función del diámetro de la partícula:

Tabla 2-4, velocidad de sedimentación en función del tamaño de partícula, [Aur, 2004].

Diámetro partíc.(mm)	Veloc. sedimentación (m/h)
0,005	0,2
0,01	0,7
0,02	2,3
0,03	4
0,04	5,6
0,05	7,2
0,1	15
0,2	27
0,3	35
0,5	47
1	74

En cuanto al cálculo de las dimensiones de un desarenador:

- Su superficie horizontal se calcula en función de la velocidad de sedimentación de las partículas de menor tamaño que deben retenerse y del caudal máximo que circulará por el mismo.
- Su sección transversal es función de la velocidad horizontal de flujo deseada.

2.1.4.1. Tipos de desarenadores

Canales desarenadores

- De Flujo Variable: Se usan en pequeñas instalaciones. La arena se extrae manualmente de un canal longitudinal que tiene una capacidad de almacenamiento de 4-5 días.
- De Flujo Constante: Mantienen una velocidad constante de flujo de 0,3 m/s aproximadamente, de forma independiente al caudal que circule por ellos. Las variaciones de altura en el canal nos darán una medida de dicho caudal. El canal más utilizado es el Canal Parshall: Es un canal simple de paredes paralelas, que sufre un estrechamiento hacia la mitad; si aumenta el caudal aumenta la altura de la lámina de agua, y al revés.

Parámetros de diseño principales:

- Carga Hidráulica menor o igual a $70 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$.
- Velocidad Horizontal $0,3 \text{ m/s}$.
- Tiempo de Retención 1-2 min. a carga máxima.
- Longitud 20-25 veces la altura de la lámina de agua.

Desarenadores rectangulares aireados

Se inyecta una cantidad de aire que provoca un movimiento helicoidal del líquido y crea una velocidad de barrido de fondo constante, perpendicular a la velocidad de paso, la cual puede variar sin que se produzca ningún inconveniente. Además se favorece la separación de las partículas orgánicas que puedan quedar adheridas a las partículas de arena.

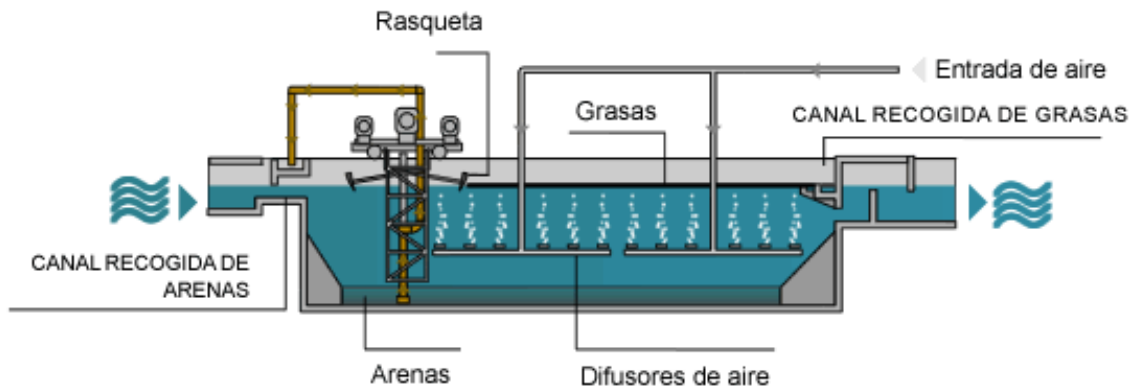


Figura 2-3, desarenador-desengrasador aireado (obtenido de www.consortioaa.com).

Este tipo de desarenador ofrece una serie de ventajas frente a otros tipos:

- El agua se airea y por tanto, disminuye la producción de olores.
- Rendimientos constantes con lo que podemos variar el caudal sin disminución del rendimiento.
- Pérdidas de carga muy pequeñas.
- Con un adecuado caudal de aire obtenemos unas arenas muy limpias de materia orgánica.
- Puede ser usado también como desengrasador cuando el contenido en grasas del agua bruta no es muy elevado.

Los difusores de aire se colocan en uno de los laterales del desarenador, a una altura entre $0,5-0,9 \text{ m}$. La cantidad de aire que hay que suministrar varía según la profundidad del canal:



- De 3,0-12 l/s por metro de longitud del canal para profundidades superiores a 3,6 m.
- De 1,5-7,5 l/s por metro de longitud del canal para profundidades menores.

Parámetros de diseño principales:

- Carga Hidráulica menor o igual a 70 m³/m²/h a Carga máxima.
- Velocidad horizontal menor o igual a 0,15 m/s.
- Tiempo de retención 2-5 min. a Carga máxima.
- Relación longitud-anchura 1:1- 5:1.

Desarenadores circulares con alimentación tangencial

El agua entra tangencialmente en un depósito cilíndrico con fondo tronco-cónico produciendo un efecto Vortex, el cual da como resultado la sedimentación de las arenas. Mientras, las partículas orgánicas se mantienen en suspensión mediante un sistema de agitación de paletas o por suministro de aire con un motocompresor.

Parámetros de diseño principales:

- Carga Hidráulica menor o igual a 90 m³/m²/h a Q máx.
- Velocidad Periférica media 0,3-0,4 m/s
- Tiempo de Retención 0,5-1,0 min. a Q máx.



Figura 2-4, desarenador rectangular, (obtenido de prueba2.aguapedia.org).



2.1.4.2. Evacuación y tratamiento de las arenas

Cuando se haga el diseño del pretratamiento hay que tener muy en cuenta el volumen de arenas extraídas, ya que su falta de previsión puede dar importantes problemas de funcionamiento en la depuradora al llegar volúmenes superiores a los considerados teóricamente. Esto puede ocurrir en poblaciones con calles sin pavimentar, con redes de alcantarillado en mal estado, etc. Si no tenemos datos reales de la cantidad de arena posible, es necesario calcular por exceso los volúmenes de extracción, considerando valores normales:

- Redes Separativas 5 l/m³ de agua residual.
- Redes Unitarias 50 l/m³ de agua residual.

La extracción de las arenas de los desarenadores puede ser:

- Manuales: En plantas pequeñas, con desarenadores de tipo canal.
- Mecánicos: En los desarenadores de canal la extracción se realiza mediante unas bombas especiales incorporadas a un puente y con la longitud adecuada para llegar al fondo del canal, donde se depositan las arenas, pero sin llegar a tocar el suelo. El puente va avanzando a lo largo del canal y al mismo tiempo la bomba va succionando las arenas depositadas. En los desarenadores aireados la arena puede extraerse mediante air-lift.

Una vez sacadas las arenas del desarenador, hay que eliminar toda la cantidad posible de agua que llevan. La separación arena-agua se puede hacer por:

- Sedimentación en un depósito poco profundo, con evacuación del agua por losas filtrantes o vertedero de rebose.
- Separación mecánica mediante Tornillo de Arquímedes o Clasificador Alternativo de Rastrillos, y almacenamiento en una tolva fija o en contenedor.
- Mediante hidrociclón y recogida por Tornillo de Arquímedes antes de su almacenamiento en tolva fija o en contenedor.
- En instalaciones importantes se procede a veces a un lavado de las arenas con el fin de disminuir su contenido en materia orgánica. Se puede realizar con Tornillo de Arquímedes con agua de aportación a contracorriente.

2.1.5. Desaceitado y desengrasado

El objetivo en este paso es eliminar grasas, aceites, espumas y demás materiales flotantes más ligeros que el agua, que podrían distorsionar los procesos de tratamiento posteriores.

El desaceitado consiste en una separación líquido-líquido, mientras que el desengrase es una separación sólido-líquido. En ambos casos se eliminan mediante insuflación de aire, para desemulsionar las grasas y mejorar la flotabilidad.



Se podría hacer esta separación en los decantadores primarios al ir provistos éstos de unas rasquetas superficiales de barrido, pero cuando el volumen de grasa es importante, estas rasquetas son insuficientes y la recogida es deficitaria.

Si se hacen desengrasado y desarenado juntos en un mismo recinto, es necesario crear una zona de tranquilización donde las grasas flotan y se acumulan en la superficie, evacuándose por vertedero o por barrido superficial, y las arenas sedimentan en el fondo y son eliminadas por uno de los métodos que desarrollamos en el apartado anterior. En este caso, las dimensiones del desarenador son diferentes, siendo los parámetros principales:

- Carga Hidráulica: menor o igual a $35 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$ a Q máx.
- Tiempo de Retención: 10-15 min. a Q medio.
- Caudal de aire introducido: $0,5-2,0 \text{ m}^3/\text{h}/\text{m}^3$ de desengrasador.

Los desengrasadores separados del desarenador son aconsejables cuando se busca una mayor calidad del agua o cuando el agua proviene de ciertos tipos de industrias: Petroquímicas y refinerías de petróleo producen gran cantidad de aceites, los mataderos producen gran cantidad de grasas, etc. Para este caso, el desengrasador se calcula para recibir una Carga Hidráulica menor o igual a $20 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{h}$.

Las grasas y flotantes extraídos de los desengrasadores unidos a los flotantes extraídos en la decantación primaria suelen tratarse posteriormente en un concentrador de grasas donde se desprenden de su contenido en agua.

Las grasas concentradas se almacenan en contenedores especiales y posteriormente pasan a vertedero. También se podrían incinerar en caso de que existiese en la planta un horno de incineración de fangos o para tratamiento de fangos.

2.1.6. Tamizado

Los tamices son un sistema más para la separación de sólidos en suspensión del agua a tratar. Consiste en una filtración sobre soporte delgado. Su eficiencia en la separación se sitúa entre las rejillas de desbaste y los decantadores primarios. Según el tipo de sólidos pueden sustituir con ventaja a los decantadores, generalmente cuando los sólidos a separar no son muy finos y tienen consistencia suficiente para no disgregarse.

Presentan la ventaja sobre los decantadores de su menor coste, simplicidad de operación y la obtención de un residuo bastante seco que puede ser manejado como un sólido sin necesidad de deshidratación posterior. Los posibles inconvenientes son la mayor pérdida de carga y una menor eficacia en la separación de los sólidos.

Según las dimensiones de los orificios de paso del tamiz, se distingue entre:

- Macrotamizado: Se hace sobre chapa perforada o enrejado metálico con paso superior a $0,2 \text{ mm}$. Se utilizan para retener materias en suspensión, flotantes o semiflotantes, residuos vegetales o animales, ramas, etc. de tamaño entre $0,2$ y varios milímetros.



- **Microtamizado:** Hecho sobre tela metálica o plástica de malla inferior a 100 micras. Se usa para eliminar materias en suspensión muy pequeñas contenidas en el agua de abastecimiento (Plancton) o en aguas residuales pretratadas.

Existen tres tipos de tamices muy utilizados en la actualidad:

- **Macrotamices rotatorios:** Se utilizan con aguas residuales poco cargadas. Consiste en un tambor cilíndrico de eje horizontal, en caso de que el nivel del agua varíe relativamente poco, o como una banda rotatoria sobre cadenas sin fin, cuando los niveles del agua sufren grandes variaciones. El tamiz va a estar parcialmente sumergido. El agua entra por el interior del tambor y sale al exterior, quedando retenidos en las paredes internas del tamiz los residuos a eliminar. El tambor va rotando. En la parte superior del tambor los residuos son eliminados mediante unos chorros de agua que los hacen salir al exterior. El paso de malla tiene valores entre 0,3 y 3,0 mm. La pérdida de carga es pequeña entre 0,2 - 0,5 m.
- **Tamices deslizantes:** Son de tipo vertical y continuo. El tamiz lleva a lo largo de él una serie de bandejas horizontales solidarias a la malla. En estas bandejas quedan retenidos los sólidos siendo eliminados en la parte superior por un chorro de agua a contracorriente. El paso de malla es de 0,2- 3,0 mm.
- **Tamices de autolimpieza estáticos:** Los tamices estáticos llevan una malla sobre barrotes horizontales de acero inoxidable, de sección triangular. La inclinación sobre la horizontal disminuye progresivamente de arriba a abajo, pasando de unos 65° a unos 45°. El agua entra por arriba y pasa a través de la malla, mientras, la materia retenida va resbalando por el tamiz y saliendo al exterior donde se almacena en contenedores. Así obtenemos sucesivamente la separación, escurrido y evacuación de las materias sólidas. El paso de malla es de 0,2-2,0 mm. Las pérdidas de carga son elevadas, del orden de 2 m, lo que obliga la mayoría de las veces a un bombeo suplementario.



Figura 2-5, sistemas de tamizado, tamiz estático izquierda, tamiz de tornillo derecha.

- **Tamices de evacuación por tornillo:** El agua entra en un transportador de tornillo rodeado por una malla. En la malla quedan retenidos los sólidos que son evacuados y compactados por el tornillo transportador, mientras que el agua



atraviesa la malla y sigue su camino. Son muy útiles para evitar problemas de limpieza y facilitar la automatización.

2.1.7. Preaireación

Sus objetivos son varios:

- Mejorar la tratabilidad del agua, en cuanto que esta llega séptica, contaminada, a la depuración.
- Control de olores.
- Mejorar la separación de las grasas.
- Favorecer la floculación de sólidos.
- Mantener el oxígeno en la decantación aun a bajos caudales.
- Incrementar la eliminación de DBO₅.
- Evitar los depósitos en las cámaras húmedas.

La preaireación se utiliza en:

- Cabecera de instalación.
- En los desarenadores, incrementando el tiempo de retención y la capacidad de aireación.
- En los canales de distribución a los decantadores primarios.

Los principales parámetros de diseño son:

- El tiempo de retención varía según el objetivo que se pretenda:
 - La disminución de los olores y la prevención de la septicidad implican un tiempo mínimo de 10-15 minutos.
 - La floculación efectiva de los sólidos necesita, aparte de la adición de ciertos productos químicos, un tiempo de retención de 30 minutos.
 - Para la reducción de DBO será de 45 minutos.
- Los caudales de Aire necesarios para los distintos objetivos son difícilmente calculables, y se basan tanto en la calidad del A.R. como en las características físicas del tanque y en la sección transversal del mismo. El factor predominante es la necesidad de mantener la adecuada turbulencia en el tanque para que su contenido se mantenga en suspensión y no se produzcan sedimentaciones. Esto se consigue suministrando una cantidad de aire mínima entre 2 - 6 l/s/m³ del tanque teóricamente. En la práctica se deben suministrar aproximadamente 0,8 m³ aire/m³ de agua residual.



2.2. Tratamiento primario

En este proceso se eliminan los sólidos en suspensión, como metales pesados, fósforo y otros contaminantes insolubilizables, mediante la utilización de tratamientos físicos o físico-químicos.

El conjunto de operaciones que pueden tener lugar durante el tratamiento primario está constituido por:

- Procesos de separación sólido-líquido:
 - Sedimentación, también llamada decantación primaria.
 - Flotación.
 - Proceso mixto (decantación-flotación).
- Procesos complementarios de mejora (procesos físico-químicos):
 - Floculación.
 - Coagulación.

2.2.1. Coagulación, floculación

En el campo del tratamiento de aguas, la coagulación es, por definición, el fenómeno de desestabilización de las partículas coloidales, que puede conseguirse especialmente por medio de la neutralización de sus cargas eléctricas. Se llama coagulante al producto utilizado para esta neutralización.

La agrupación de las partículas descargadas, al ponerse en contacto unas con otras, constituye la floculación, que da lugar a la formación de flóculos capaces de ser retenidos en una fase posterior del tratamiento del agua. Algunos productos pueden favorecer la formación del flóculo, a éstos se les llama floculantes.

La separación sólido-líquido, del flóculo formado y del agua, puede hacerse por filtración, por decantación o flotación, seguidas o no de filtración.

2.2.1.1. Coagulación

La coagulación consiste en introducir en el agua un producto (coagulante) capaz de:

- Neutralizar la carga de los coloides generalmente electronegativos, presentes en el agua.
- Formar un precipitado.

Los factores que influyen en el proceso de coagulación son:



PH

El pH es un factor crítico en el proceso de coagulación. Siempre hay un intervalo de pH en el que un coagulante específico trabaja mejor, que coincide con el mínimo de solubilidad de los iones metálicos del coagulante utilizado.

Si el pH del agua no fuera el adecuado, se puede modificar mediante el uso de coadyuvantes o ayudantes de la coagulación, entre los que se encuentran:

- Cal viva.
- Cal apagada.
- Carbonato sódico.
- Sosa Cáustica.
- Ácidos minerales.

Agitación rápida de la mezcla

Para que la coagulación sea óptima, es necesario que la neutralización de los coloides sea total antes de que comience a formarse el flóculo o precipitado. Por lo tanto es necesario que el reactivo empleado se difunda con la mayor rapidez posible, ya que el tiempo de coagulación es muy corto (1 sg).

Tipo y cantidad de coagulante

Los coagulantes principalmente utilizados son sales de aluminio o de hierro. En algunos casos, pueden utilizarse igualmente productos de síntesis, tales como los polielectrólitos catiónicos.

La sal metálica actúa sobre los coloides del agua por medio del catión, que neutraliza las cargas negativas antes de precipitar.

Al polielectrólito catiónico se le llama así porque lleva cargas positivas que neutralizan directamente los coloides negativos. Los polielectrólitos catiónicos se emplean generalmente junto con una sal metálica, permitiendo una importante reducción de la dosis de dicha sal que habría sido preciso utilizar.

Tabla 2-5, Gradiente de velocidad (G) y tiempo de detención típico de los procesos de tratamiento de aguas residuales, [Metcalf-Eddy, 1996].

Proceso	Intervalo de valores	
	Tiempo de detención	Valor de $G s^{-1}$
Mezclado		
<i>Operaciones de mezcla rápida típicas</i>	5-20 s	250-1.500
<i>Mezcla rápida en procesos de filtración de contacto</i>	<1-5 s	1.500-7.500
Floculación		
<i>Procesos de floculación típicamente empleados en el tratamiento de agua residual</i>	10-30 min	20-80
<i>Floculación en procesos de filtración directa</i>	2-10 min	20-100
<i>Floculación en procesos de filtración de contacto</i>	2-5 min	30-150



Para la selección de los coagulante-floculante utilizados y las condiciones óptimas de operatividad para el tratamiento de las aguas residuales se realiza en laboratorio el test de Jarras.

2.2.2. Sedimentación

El objetivo de la sedimentación primaria es la reducción de los sólidos sedimentables de las aguas residuales bajo la exclusiva acción de la gravedad. Por tanto sólo se puede pretender la eliminación de los sólidos sedimentables y las materias flotantes.

En la decantación primaria, las partículas tienen ciertas características que producen su floculación durante la sedimentación. Así, al chocar una partícula que está sedimentando con otra partícula, ambas se agregan formando una nueva partícula de mayor tamaño y aumentando, por tanto, su velocidad de sedimentación. En este caso, la trayectoria de la partícula en un depósito de sedimentación será una línea curva de pendiente creciente.

Según la clasificación de Fitch, basada en la concentración y tendencia a la interacción de las partículas, existen cuatro tipos de sedimentación diferenciadas:

- Sedimentación clase 1 ó de partículas discretas $\rightarrow v = \text{cte}$. Ej: Desarenado.
- Sedimentación clase 2 ó floculantes $\rightarrow v = \text{creciente}$. Ej: Decantación primaria.
- Sedimentación clase 3 ó impedida $\rightarrow v \approx 0$. Ej: Decantación Secundaria en proceso Fangos Activos.
- Sedimentación clase 4 ó región de compresión $\rightarrow v \approx 0$. Ej: Espesamiento de Fangos por gravedad.

El proceso de sedimentación se efectúa en balsas denominadas sedimentadores, en las cuales se retiene el agua durante un tiempo, denominado tiempo de retención hidráulica, que debe ser suficiente para que las partículas con menor velocidad de sedimentación lleguen al fondo.

Los sedimentadores pueden dividirse en función de las direcciones relativas de desplazamiento del agua y el sedimento en:

- De flujo horizontal: el sedimento se desplaza perpendicularmente a la dirección de flujo del agua.
- De flujo vertical: el sedimento se desplaza en paralelo y en contracorriente al flujo de agua.
- De flujo lamelar: consiste en un sedimentador de flujo vertical en el cual se sumergen unas planchas o lamelas paralelas al flujo del agua, que actúan como si la superficie del sedimentador se hubiera ampliado y con ella la eficiencia de la separación al aumentar la carga hidráulica.



2.2.2.1. Sedimentador rectangular

La alimentación es generalmente por uno de los lados más estrechos, saliendo el agua por el lado opuesto, a través de un vertedero triangular.

La acumulación de fangos puede ser por gravedad o por rasquetas. Existen dos tipos básicos de equipos de rasquetas para la acumulación de fangos. En ambos casos, las rasquetas recorren el decantador a lo largo del mismo ocupando cada rasqueta todo su ancho.

Una vez que las rasquetas han barrido el fondo, se elevan y, recorriendo el largo del decantador en dirección opuesta, vuelven al punto de partida, aprovechando este movimiento para la acumulación de flotantes.

Las rasquetas están unidas a un sistema de cadenas que constituyen el sistema tractor junto con el motorreductor de accionamiento.

El otro equipo consiste en un puente a lo ancho del decantador del que cuelga el sistema de rasquetas. El movimiento que sigue es de vaivén a lo largo del decantador, lo que obliga a la elevación de las rasquetas en el movimiento de retroceso, de estar el punto de extracción en un sólo lado del decantador.

Las pocetas de almacenamiento de fangos se sitúan a lo ancho del decantador rectangular en el lado de entrada del agua.

2.2.2.2. Sedimentador circular

En general, el agua entra por el centro del decantador y es recogida en toda la periferia del mismo. Frente a este sistema se ha desarrollado el de alimentación periférica con salida del agua bien central o bien periférica. Se evitan las perturbaciones producidas por la disipación de la energía del agua en la entrada mediante la instalación de deflectores o corona de reparto en los circulares.

La salida habitual del agua es a través de un vertedero triangular, que aunque no es el óptimo desde el punto de vista del reparto (al considerar el posible error de nivelación), sí lo es al considerar las amplias variaciones del caudal.

La evacuación de los fangos puede contener tres pasos: Acumulación, almacenamiento y extracción.

La acumulación de fangos en el decantador puede realizarse de dos formas básicas: por gravedad o mediante equipos mecánicos. La primera se realiza mediante el fondo inclinado en forma de tolva del decantador, pero cuando las dimensiones de éste son excesivamente grandes hay que recurrir a equipos mecánicos que acumulen el fango sedimentado, por arrastre, en uno o varios puntos fijos de extracción, mediante rasquetas que barren la solera del decantador, ó bien mediante la extracción de los fangos por succión (bien por depresión hidráulica o por vacío) sin necesidad de acumulación, pero esta práctica es principalmente usada en la decantación secundaria del proceso de fangos activos.



El almacenamiento se realiza normalmente en pocetas ubicadas en la solera del decantador, situadas en el centro del decantador circular en el que a veces se coloca un sistema de rasquetas de paletas de espesamiento, en esta poceta, para aumentar la concentración del fango antes de su extracción.

La extracción o purga del fango se puede realizar automáticamente de forma periódica, por lo que el automatismo consiste en la temporización regular de los tiempos de funcionamiento y parada del sistema de extracción. Éste se materializa bien en válvulas automáticas o bien en bombas especiales para fangos.

La eliminación de flotantes se realiza disponiendo delante del vertedero de salida una chapa deflectora que evita la salida de los flotantes. Para su acumulación los sistemas de rasquetas disponen generalmente de barredores superficiales que los arrastran hasta el punto de extracción, consistente, en una tolva que a veces dispone de una rampa por donde sube parte de la barredora.

2.2.2.3. Sedimentador lamelar

Se trata de una modificación de los sedimentadores anteriores. Mediante la introducción de unas planchas o lamelas en el sedimentador se obtiene un flujo laminar del agua residual en el interior del sedimentador, consiguiendo una superficie de sedimentación mayor que en el caso general y por lo tanto tiempos de retención hidráulica menores, en torno a 15 minutos, pudiendo disminuir el tamaño del sedimentador.

En cuanto al elemento introducido para producir el flujo laminar pueden ser tubulares, de placas o de telas. De acuerdo a la dirección del flujo son de flujo horizontal, de flujo ascendente o descendente.



Figura 2-6, decantadores PTAR de San Fernando (obtenida de www.sanfernando.es).



2.3. Tratamiento secundario

Tabla 2-6, Principales procesos biológicos utilizados en el tratamiento del agua residual, [Metcalf-Eddy, 1996].

Tipo	Nombre común	Aplicación
Procesos aerobios		
<i>Cultivo en suspensión</i>	Proceso de fangos activados <ul style="list-style-type: none"> - Convencional - Mezcla completa - Aireación graduada - Oxígeno puro - Reactor intermitente secuencial - Contacto y estabilización - Aireación prolongada - Canales de oxidación - Tanques profundos (30m) - Deep shaft 	Eliminación de DBO carbonosa (nitrificación)
	Nitrificación de cultivos en suspensión	Nitrificación
	Lagunas aireadas	Eliminación de la DBO carbonosa (nitrificación)
	Digestión aerobia <ul style="list-style-type: none"> - Aire convencional - Oxígeno puro 	Estabilización, eliminación de la DBO carbonosa
<i>Cultivo fijo</i>	Filtros percoladores <ul style="list-style-type: none"> - Baja carga - Alta carga 	Eliminación de la DBO carbonosa, nitrificación
	Filtros de desbaste	Eliminación de la DBO carbonosa
	Sistemas biológicos rotativos de contacto (CBR)	Eliminación de la DBO carbonosa (nitrificación)
	Reactores de lecho compacto	
<i>Procesos combinados</i>	Biofiltros activados <ul style="list-style-type: none"> - Filtros percoladores con contacto de sólidos - Procesos de fangos activados con biofiltros - Proceso de filtros percoladores y fangos activados en serie 	Eliminación de la DBO carbonosa (nitrificación)
Procesos anóxicos		
<i>Cultivo en suspensión</i>	Desnitrificación con cultivo en suspensión	Desnitrificación
<i>Cultivo fijo</i>	Desnitrificación de película fija	
Procesos anaeróbios		
<i>Cultivo en suspensión</i>	Digestión anaerobia <ul style="list-style-type: none"> - Baja carga, una etapa - Alta carga, una etapa - Doble etapa 	Estabilización, eliminación de DBO carbonosa
	Proceso anaerobio de contacto	Eliminación de la DBO carbonosa
<i>Cultivo fijo</i>	Filtro anaerobio	Eliminación de la DBO carbonosa, estabilización de residuos (desnitrificación)
	Lecho expandido	Eliminación de la DBO carbonosa, estabilización de residuos (desnitrificación)

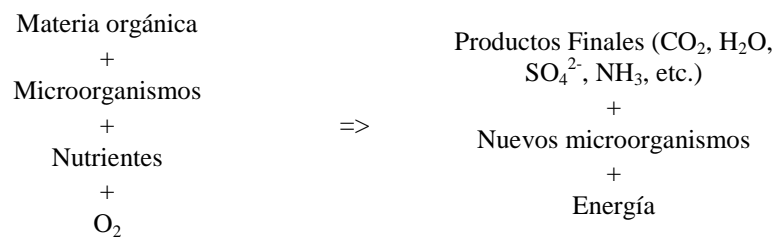


Procesos anaerobios, anóxicos o aerobios combinados		
<i>Cultivo en suspensión</i>	Procesos de una o varias etapas, múltiples procesos patentados	Eliminación de la DBO carbonosa, nitrificación, desnitrificación y eliminación de fósforo
<i>Procesos combinados: cultivo fijo y en suspensión</i>	Procesos de una o varias etapas	Eliminación de la DBO carbonosa, nitrificación, desnitrificación y eliminación de fósforo
<i>Procesos de estanques</i>	Lagunas aerobias	Eliminación de la DBO carbonosa
	Estanques de maduración (terciarios)	Eliminación de la DBO carbonosa (nitrificación)
	Estanques facultativos	Eliminación de la DBO carbonosa
	Estanques anaerobios	Eliminación de la DBO carbonosa (estabilización de residuos)

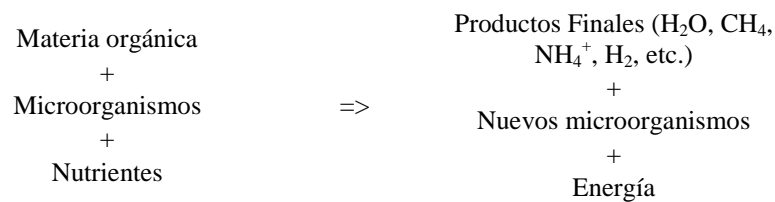
El tratamiento secundario, también llamado tratamiento biológico, se emplea de forma masiva para eliminar la contaminación orgánica e inorgánica biodegradable disuelta en el agua residual (DBO), la cual es costosa de eliminar por tratamientos físico-químicos, suele aplicarse tras ellos.

Los procesos biológicos son una aplicación a escala industrial de los procesos naturales que tienen lugar en los cauces de los ríos. De manera que se crea un ecosistema artificial constituido por micro y macroorganismos de diversos tipos que se alimentan de los contaminantes presentes en el agua tratada.

La característica fundamental de los tratamientos aerobios de depuración de aguas es que se realizan en presencia de oxígeno molecular (O_2), provocando un medio fuertemente oxidante. Los organismos presentes en el medio (generalmente heterótrofos) transforman la materia biodegradable, mediante procesos de oxidación, en más biomasa y metabolitos (CO_2 , H_2O , SO_4^{2-} ,...), además de obtener la energía necesaria para su desarrollo.



Los procesos anaerobios se desarrollan en ausencia de oxígeno, empleándose otras sustancias como agente oxidante y produciendo metabolitos de bajo estado de oxidación (CH_4 , HS^- , NH_4^+ , etc.), más biomasa y energía.



2.3.1. Microorganismos importantes en el tratamiento del agua residual

2.3.1.1. Bacterias

Son organismos procariotas unicelulares. Su modo habitual de reproducción es por escisión binaria. El tamaño de las bacterias es muy variable, los tamaños representativos son de 0,5 a 15 micras.

De forma genérica están compuestas por un 80% de agua y un 20% de materia seca, de la cual el 90% es materia orgánica y el 10% inorgánica. Una fórmula que permite describir, de manera aproximada, su fracción orgánica es $C_5H_7O_2N$, considerando también la presencia de fósforo $C_{60}H_{87}O_{23}N_{12}P$.

Las condiciones ambientales de temperatura y pH tienen un papel importante en la supervivencia y crecimiento de las bacterias. Aunque pueden sobrevivir en un intervalo muy amplio de ambos factores, solo tienen un crecimiento óptimo para un intervalo restringido. Según a que intervalo de temperatura es óptimo el crecimiento, se clasifican en psicrófilas, mesófilas y termófilas (Tabla 2-7). El pH también es un factor clave en el crecimiento. La mayoría no toleran valores por debajo de 4,0 ni superiores a 9,5; siendo óptimos valores entre 6,5 y 7,5.

Tabla 2-7, Intervalos de temperatura típicos para algunas bacterias, [Metcalf-Eddy, 1996].

Temperatura, °C		
Tipo	Intervalo	Temperatura óptima
<i>Psicrófilas</i>	-10 – 30	12 – 18
<i>Mesófilas</i>	20 – 50	25 – 40
<i>Termófilas</i>	35 – 75	55 – 65

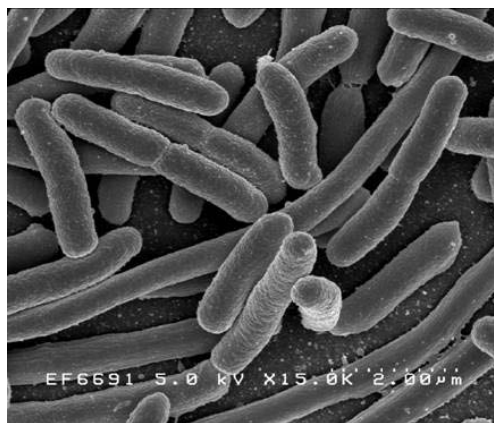


Figura 2-7, bacterias en tratamiento biológico (obtenida de madridmas.es).

2.3.1.2. Hongos

Son organismos protistas heterótrofos, no fotosintéticos y multicelulares. Se suele clasificar según su modo de reproducción (sexual o asexualmente, por escisión, gemación, o por formación de esporas).



La mayoría son aerobios estrictos. Pueden crecer con mucha o poca humedad y toleran ambientes de pH relativamente bajos. El pH óptimo para la mayoría de las especies es 5,6, mientras que el intervalo de tolerancia es entre 2 y 9. Tienen baja demanda de nitrógeno. Estas características los hacen muy importantes en tratamiento de aguas residuales industriales.

2.3.1.3. Protozoos y rotíferos

Los protozoos son protistas móviles microscópicos y, por lo general, unicelulares. La mayoría son heterótrofos aerobios. Suelen ser mayores que las bacterias, y se suelen alimentar de ellas para obtener energía. Actúan como purificadores de los efluentes de procesos biológicos del tratamiento de aguas residuales.

El rotífero es un animal aerobio, heterótrofo y multicelular. Son muy eficaces en la eliminación de bacterias dispersas y floculadas, así como de pequeñas partículas de materia orgánica. Su presencia en un efluente indica un proceso aerobio de purificación biológica muy eficiente.

2.3.1.4. Algas

Son organismos protistas unicelulares o multicelulares, autótrofos y fotosintéticos. Su importancia estriba en dos hechos. En lagunas de estabilización, la capacidad de las algas para generar oxígeno es vital para la ecología del medio ambiente acuático. También son importantes en los procesos de tratamiento biológico de eliminación de nutrientes (nitrógeno y fósforo). Se trata más sobre ellas en el apartado 2.3.11 de este documento.

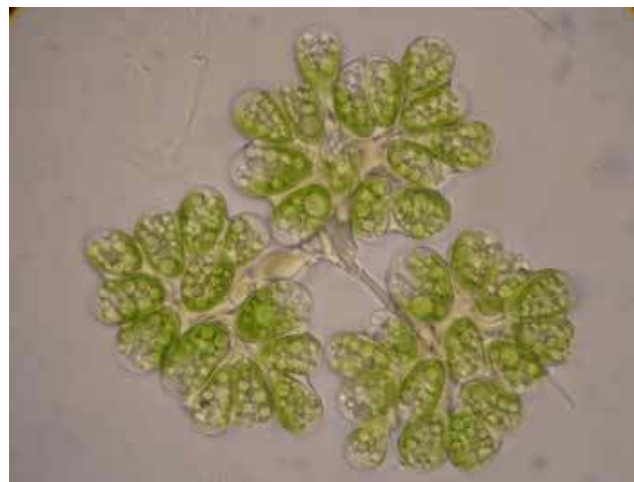


Figura 2-8, microalga unicelular *Botryococcus braunii* (obtenida de www.andaluciainvestiga.com).



2.3.2. Cinética de crecimiento biológico

Antes de describir de forma individual los diferentes procesos de tratamiento biológico, es necesario explicar los principios cinéticos de crecimiento biológico y de la eliminación de sustrato.

Tasa de crecimiento bacteriano [masa/volumen unitario * tiempo]

$$r_g = \mu \cdot X$$

Donde:

- μ es la tasa de crecimiento específico [tiempo⁻¹]
- X es la concentración de microorganismos [masa/volumen unitario]

Crecimiento con limitación de sustrato

$$\mu = \mu_m \frac{S}{K_s + S}$$

Donde:

- μ_m es la máxima tasa de crecimiento específico [tiempo⁻¹]
- S es la concentración de sustrato que limita el crecimiento [masa/volumen unitario]
- K_s es la constante de velocidad mitad, concentración de sustrato a la mitad de la máxima tasa de crecimiento [masa/volumen unitario]

$$r_g = \mu_m \frac{X \cdot S}{K_s + S}$$

Tasa de utilización de sustrato [masa/volumen unitario * tiempo]

$$r_{su} = -\frac{r_g}{Y} = -\frac{\mu_m \cdot X \cdot S}{Y \cdot (K_s + S)}$$

Donde:

- Y es el coeficiente de producción máxima medido durante cualquier período finito de la fase de crecimiento exponencial. [masa de microorganismos/masa de sustrato]

$$\kappa = \frac{\mu_m}{Y} \Rightarrow r_{su} = -\frac{\kappa \cdot X \cdot S}{K_s + S}$$

Descomposición endógena [masa/volumen unitario * tiempo]

$$r_d = -K_d \cdot X$$



Donde:

- K_d es el coeficiente de descomposición endógena [tiempo⁻¹]

Tasa neta de crecimiento

$$r'_g = \mu_m \frac{X \cdot S}{K_s + S} - K_d \cdot X = -Y \cdot r_{su} - K_d \cdot X$$

Balances de masa de microorganismos y de sustrato

Un balance de masa para la masa de microorganismos del reactor de mezcla completa se puede describir como:

Velocidad de acumulación de microorganismos dentro de los límites del sistema	=	Cantidad de microorganismos que entran en el sistema	-	Cantidad de microorganismos que salen del sistema	+	Crecimiento neto de microorganismos dentro de los límites del sistema
--	---	---	---	--	---	--

$$\frac{dX}{dt} V_r = QX_0 - QX - V_r r'_g$$

Donde:

- dX/dt = tasa de crecimiento de microorganismos, medida en términos de masa por unidad de volumen y tiempo.
- V_r = volumen del reactor.
- Q = caudal, volumen/tiempo.
- X_0 = concentración de microorganismos a la entrada del reactor por unidad de volumen.
- X = concentración de microorganismos en el efluente por unidad de volumen.
- r'_g = tasa neta de crecimiento de microorganismos por unidad de volumen y tiempo.

Si se sustituye r'_g por su expresión expuesta en la cinética de crecimiento:

$$r'_g = \left(\frac{\mu_m X S}{K_s + S} - k_d X \right)$$

Donde:

- μ_m = máxima tasa de crecimiento específico, tiempo⁻¹.
- S = concentración del sustrato que limita el crecimiento, masa por unidad de volumen.
- K_s = constante de velocidad mitad, concentración de sustrato a la mitad de la máxima tasa de crecimiento, masa por unidad de volumen.
- K_d = coeficiente de descomposición endógena, tiempo⁻¹.

$$\frac{dX}{dt} V_r = QX_0 - QX - V_r \left(\frac{\mu_m X S}{K_s + S} - k_d X \right)$$



Si se supone despreciable la concentración de microorganismos en el afluente, y que prevalecen las condiciones estacionarias, se obtiene:

$$\frac{Q}{V_r} = \frac{1}{\theta} = \frac{\mu_m S}{K_s + S} - k_d$$

Donde:

- θ = tiempo de retención hidráulica, V/Q .

En el campo del tratamiento de las aguas residuales, θ_c se puede definir como la masa de organismos presentes en el reactor dividida por la masa diaria de organismos eliminados del sistema.

$$\theta_c = \frac{V_r X}{QX} = \frac{V_r}{Q}$$

Si se lleva a cabo un balance de sustrato correspondiente al balance de microorganismos, se obtiene:

$$\frac{dS}{dt} V_r = QS_0 - QS - V_r \left(\frac{kXS}{K_s + S} \right)$$

$$k = \frac{\mu_m}{Y}$$

Donde:

- Y = coeficiente de producción máxima medido durante cualquier período finito de la fase de crecimiento exponencial, definido como la relación entre la masa de células formadas y la masa de sustrato consumido.

En condiciones estacionarias ($dS/dt = 0$), la ecuación resultante es:

$$(S_0 - S) - \theta \left(\frac{kXS}{K_s + S} \right) = 0$$

Concentraciones de microorganismos y de sustrato en el efluente

$$X = \frac{\mu_m (S_0 - S)}{k(1 + k_d \theta)} = \frac{Y(S_0 - S)}{(1 + k_d \theta)}$$

$$S = \frac{K_s (1 + k_d \theta)}{\theta(Yk - k_d) - 1}$$



2.3.3. Laguna de oxidación

Las lagunas de oxidación, también conocidas como lagunas de estabilización, son excavaciones de poca profundidad en las que se desarrolla una población microbiana compuesta por bacterias, algas y protozoos que conviven en forma simbiótica y eliminan de forma natural patógenos relacionados con excrementos humanos, sólidos en suspensión y materia orgánica, causantes de enfermedades tales como el cólera, el parasitismo, la hepatitis y otras enfermedades gastrointestinales. Dentro de una laguna de oxidación, las bacterias heterotróficas degradan la materia orgánica disuelta en el agua residual que produce material celular y minerales que apoyan el crecimiento de algas en el estanque de oxidación. El crecimiento de las poblaciones de algas permite la descomposición adicional de la materia orgánica mediante la producción de oxígeno. La producción de este oxígeno repone el oxígeno utilizado por las bacterias heterotróficas. Este sistema es efectivo en costos cuando se dispone de suficiente terreno para construir las.

Tras este proceso, el agua superficial de las lagunas queda libre entre un 70 y un 85% de demanda química o biológica de oxígeno, niveles apropiados para la liberación de estas aguas superficiales hacia la naturaleza de forma que esta última pueda absorber los residuos sin peligro para el medio ambiente y sus especies.

Como la oxigenación se consigue normalmente por difusión, y por la actividad fotosintética de las algas estos sistemas han de ser de poca profundidad, aumentando la superficie de contacto. Además, el uso de lagunas de oxidación está muy restringido a regiones de climas cálidos, ya que están fuertemente influenciadas por los cambios de temperatura estacionales. Las lagunas de oxidación también tienden a llenarse (se vuelven poco profundas), debido a la sedimentación de las células de bacterias y algas que se forman durante la descomposición de las aguas residuales. En general, las lagunas de oxidación tienden a ser ineficientes y requieren grandes superficies de explotación y largos tiempos de retención.

Existen varios tipos de lagunas para el tratamiento de aguas residuales. Según su forma de operación pueden ser clasificadas en:

- **Lagunas de oxidación aerobias (aireadas).** Cuando existe oxígeno en todos los niveles de profundidad. Los procesos aeróbicos tienen la ventaja de que aceleran el proceso de descomposición de los residuos orgánicos (en condiciones de suficiente oxígeno) y no producen gases malolientes como resultado de la acción bacteriana. La desventaja de este proceso es que normalmente se requiere energía externa para producir la aireación necesaria o una excesiva utilización de superficie en lagunas de escasa profundidad.
- **Lagunas de oxidación anaerobias (sin aireación).** Son lagunas en las que la carga orgánica es tan grande que predomina la fermentación sin oxígeno. Cuando actúan bacterias anaerobias, se producen gases malolientes y por esta razón, las plantas de tratamiento anaeróbicas se construyen como estructuras cerradas con control de emisión de gases para evitar molestias al entorno.



- **Lagunas de oxidación facultativas.** En este caso la laguna opera como una mezcla de las dos anteriores, la parte superior aerobia y el fondo anaerobio. Esta situación es la más común en una laguna de oxidación expuesta al ambiente.
- **Lagunas de acabado.** Son aquellas que se utilizan para mejorar la calidad de los efluentes de las plantas de tratamiento. En algunas ocasiones se necesita mejorar la calidad del efluente producido, especialmente cuando existen proyectos de reciclado del agua.

Correctamente diseñadas y construidas, las lagunas de oxidación para el tratamiento de aguas pueden remover efectivamente la mayoría de los contaminantes asociados con las aguas negras municipales e industriales y las aguas de lluvia. Las lagunas de oxidación son especialmente eficaces en la eliminación de problemas y contaminantes tales como la Demanda Biológica de Oxígeno (DBO); no obstante, existen otros contaminantes que pueden ser tratados mediante este sistema como los sólidos suspendidos, nitrógeno, fósforo, hidrocarburos y metales.



Figura 2-9, laguna de oxidación (obtenida de educasitios.educ.ar).



2.3.4. Fangos activados

El proceso de fangos activados es un tratamiento aeróbico, de flujo continuo, para el tratamiento de aguas residuales industriales y urbanas biodegradables, en el que los microorganismos utilizan la materia orgánica para prolongar la vida, es decir, para obtener la energía para la reproducción, la digestión, circulación, etc., y como fuente de alimento para producir el crecimiento celular y más microorganismos. Durante estas actividades de utilización y degradación de materiales orgánicos, se generan productos de degradación, fácilmente decantables, así como dióxido de carbono y agua. El proceso de fangos activados se caracteriza por la suspensión de microorganismos en las aguas residuales. El lodo activado se utiliza como parte de un sistema de tratamiento global, que incluye el tratamiento primario de las aguas residuales para la eliminación de partículas sólidas antes de la utilización de los fangos activados como un proceso de tratamiento secundario para eliminar los sólidos suspendidos y disueltos orgánicos.

El proceso convencional de fangos activados consiste en un tanque de aireación, con aire como fuente de oxígeno. Los materiales orgánicos disueltos se absorben a través de las paredes celulares de los microorganismos y en las células, se descomponen y se convierten en más microorganismos, dióxido de carbono, agua y energía.

Los microorganismos que son responsables de la degradación de los materiales orgánicos se mantienen en suspensión por la mezcla inducida por el sistema de aireación. Como los microorganismos se mezclan, chocan con otros microorganismos y se adhieren entre sí para formar partículas más grandes llamadas flóculos. Estos flóculos también chocan con materiales en suspensión y coloidales (materiales orgánicos insolubles), que se adhieren a los flóculos y causan que los flóculos sean aún más grandes.

Tras el tanque de aireación se instala un clarificador secundario (tanque de sedimentación), donde los flóculos de microorganismos con material orgánico sedimentan, separándose del agua tratada. Una parte de los microorganismos separada, refiriéndose a los fangos, se devuelven a la balsa de aireación para mantener una población activa de microorganismos y un suministro adecuado de sólidos biológicos para la adsorción de los materiales orgánicos. Mientras otra parte es enviada al tratamiento de fangos.

Los procesos de fangos activos se diseñan en base a la concentración de sólidos en suspensión en el licor de mezcla (SSLM), y a la carga orgánica de las aguas residuales, representada por la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) o la demanda química de oxígeno (DQO). La SSLM representa la cantidad de los microorganismos implicados en el tratamiento de la materia orgánica en el tanque de aireación, mientras que la carga orgánica determina los requisitos para el diseño del sistema de aireación.

2.3.4.1. Control de procesos en el sistema de fangos activados

Parámetros operacionales



Son una serie de parámetros que se han de tener en cuenta a la hora de diseñar la cuba de aireación y el clarificador, siendo a su vez controlados para mantener un óptimo funcionamiento de la planta. Dichos parámetros son:

- **Carga másica:** es la relación que existe entre la carga de materia orgánica que entra en el reactor biológico por unidad de tiempo, y la masa de microorganismos existentes en el mismo. Se expresa como:

$$C_m = \frac{Q \cdot S_0}{V \cdot X}$$

Donde: Q = caudal; S_0 = DBO₅ de entrada; V = volumen; X = sólidos en suspensión del licor de mezcla (SSLM) de la cuba de aireación.

- **Edad del fango:** es la relación entre la masa de fangos existentes en la cuba de aireación y la masa de fangos en exceso extraídos por unidad de tiempo. Se expresa como:

$$E = \frac{V \cdot X}{Q_p \cdot X_p}$$

Donde: Q_p = caudal de la purga de fangos; X_p = SSLM de la purga de fangos (fangos en exceso).

- **Carga volumétrica:** es la relación entre la masa de materia orgánica que entra en el reactor por unidad de tiempo, y el volumen de la cuba. Se expresa como:

$$C_v = \frac{Q \cdot S_0}{V}$$

- **Rendimiento:** es la relación que existe entre la masa de materia orgánica eliminada y la del influente que entra en el reactor biológico. Se expresa en %.

$$R = \frac{S_0 - S}{S_0}$$

Donde: S = DBO₅ de la salida del decantador secundario.

Parámetros de control

Existen una serie de variables que hay que controlar para asegurarnos de que el proceso de fangos activos funciona bien. Entre estas variables se encuentran:

- **La calidad exigida al efluente:** la calidad que las autoridades exijan al agua de salida, va a determinar tanto el funcionamiento del proceso como el control del mismo. Si se requiere un alto grado de tratamiento, el proceso deberá estar muy controlado y probablemente se requiera de un tratamiento adicional. Dicha calidad deberá ser determinada a través de las analíticas realizadas por el laboratorio.
- **Características del agua residual a tratar:** los caudales y características del influente, se encuentran fuera del campo de actuación del operador, siendo competencia del laboratorio y de las autoridades municipales que controlan los



residuos que se vierten en el sistema colector, evitando que determinadas industrias viertan residuos tóxicos para los microorganismos que trabajan en la cuba de aireación.

- **Cantidad de microorganismos activos que se necesitan en el tratamiento:** la proporción entre la cantidad de microorganismos activos y el alimento disponible, es un parámetro decisivo en el control del proceso. Si esta proporción no es equilibrada, aparecerán serios problemas en planta. Es fundamental proceder a una recirculación de fangos desde el decantador hasta la cuba de aireación, para mantener una concentración de organismos suficiente.
- **Nivel de Oxígeno disuelto:** el oxígeno que se aporte a la cuba de aireación debe de ser suficiente para que, los microorganismos puedan respirar y se pueda oxidar la materia orgánica.

La relación oxígeno/alimento debe estar regulada y mantenerse estable. Una descompensación en un sentido o en otro, puede dar lugar a una aparición de organismos filamentosos que tienden a flotar en el decantador secundario, alterando totalmente la separación sólido-líquido y tendiendo a ser lavados con el efluente.

- **Tiempo de retención:** para que se pueda dar el proceso de oxidación biológica, es necesario que los microorganismos permanezcan un tiempo de contacto suficiente con las aguas residuales. Este tiempo de retención es uno de los parámetros que hay que tener en cuenta para diseñar las cubas, ya que en relación con el caudal a tratar y el tiempo que debe permanecer el caudal en la cuba, calcularemos el volumen de la misma.
- **Índice volumétrico de fangos:** se define como el volumen en ml ocupado por un gramo de sólidos en suspensión del licor de mezcla, tras una sedimentación de 30 minutos en una probeta de 1000 ml.

$$IVF = \text{ml sólidos sedimentables} * 1000 / \text{ppm de SSLM}$$

Este valor da el comportamiento de los fangos en el decantador. Si el valor es menor de 100 implica fangos con desarrollo de organismos que sedimentan bien y por tanto buena separación sólido-líquido. Si el valor es superior, se han desarrollado organismos filamentosos con mala sedimentación, lo que nos lleva a una descompensación en el funcionamiento del sistema.

2.3.4.2. Tipos de procesos de fangos activados

En función de los objetivos de calidad requeridos en el efluente, la depuración puede consistir en la eliminación de la materia orgánica carbonada, o también llevar asociada la reducción de la materia nitrogenada.

Según el objetivo de la E.D.A.R., se diseñarán instalaciones encaminadas a la eliminación de materia orgánica o modificaciones asociadas a dichas instalaciones con el fin de eliminar nitrógeno.



2.3.4.3. Procesos convencionales

Flujo pistón

Se lleva a cabo en una cuba de aireación rectangular, seguida de un decantador secundario. Tanto el agua residual como el fango recirculado desde el decantador, entran en la cuba por un extremo y son aireados por un período de unas 6 horas, tiempo en el que se produce la adsorción, floculación y oxidación de la materia orgánica. Se utiliza para aguas domésticas no muy concentradas. El proceso es susceptible a cargas de choque.

Mezcla completa

El contenido total del proceso se mezcla uniformemente. El agua residual de entrada al proceso y los fangos recirculados, se mezclan e introducen en diversos puntos del tanque de aireación a lo largo de un canal central. De esta forma se consigue que, tanto la demanda de oxígeno como la carga orgánica sean homogéneas de un extremo al otro de la cuba de aireación. El proceso es usado en aplicaciones generales, siendo resistente frente a cargas de choque.

Alimentación escalonada

El agua residual se introduce en distintos puntos de la cuba de aireación y los fangos recirculados por un extremo. Se consigue disminuir las demandas puntas de oxígeno, consiguiéndose mejores propiedades de adsorción de la materia orgánica en los flóculos, siendo eliminada por un período más corto. Este proceso es de aplicación general.

2.3.4.4. Aireación prolongada

Este proceso requiere cargas no muy altas y tiempos de aireación prolongados. Suele aplicarse a plantas pequeñas que tratan menos de 10.000 habitantes. Sus instalaciones prescinden de decantación primaria, pasando el agua desde el pretratamiento directamente a la cuba de aireación, y pasando después por el decantador secundario.

Canales de oxidación

La oxidación biológica tiene lugar en un canal circular cerrado, provisto de aireadores superficiales horizontales (rotores que provocan la aireación y circulación de los fangos). Generalmente se diseña para tratar una baja carga, si bien funciona excelentemente a media carga y es flexible a las variaciones.

Debido a la geometría de los canales, se puede obtener zonas más oxigenadas con nitrificación y zonas muy poco oxigenadas con desnitrificación, por lo que es un sistema bueno para eliminar materia orgánica y nitrógeno.

Existen diversas variantes de este tipo de sistemas, entre las que encontramos:

- **Carrusel:** En este sistema el tanque de aireación tiene configuración de canal, pero en lugar de rotores utiliza aireadores de eje vertical instalados frente al tanque



divisorio, lo que permite interceptar el régimen de corrientes y utilizar la potencia aplicada en transferir oxígeno y conseguir un flujo continuo de fangos en el canal suficiente para evitar la sedimentación.

- **Proceso orbal:** Este sistema consiste en una serie de canales concéntricos, en los que las cantidades de oxígeno suministrado varían de un canal a otro. El agua pasa, inicialmente, al canal periférico y a través de pasos sumergidos, va circulando de un canal a otro para llegar finalmente a un decantador.

El sistema es idóneo para procesos de nitrificación-desnitrificación, ya que el agua entra en el primer canal y el fango allí existente empieza a degradar la materia orgánica, empezando a desarrollarse bacterias desnitrificantes (zona de poco oxígeno), posteriormente el agua va pasando por los canales mas oxigenados donde va sufriendo procesos de oxidación biológica y nitrificación. El licor mezcla se recircula del tercer al primer canal, permitiendo que los nitratos formados sean transformados en nitrógeno atmosférico por las bacterias desnitrificantes.

2.3.4.5. Procesos de bioadsorción

La bioadsorción es el fenómeno mediante el cual la materia orgánica se adhiere a la superficie de los flóculos y es degradada por las bacterias allí existentes. Este fenómeno es más acusado cuanto mejor funciona un fango activo y presenta flóculos muy bien formados.

Contacto-estabilización

La alimentación por agua residual del proceso biológico tiene lugar en dos etapas que se desarrollan en cubas separadas.

La primera es la fase de adsorción que se desarrolla en la primera cuba durante 20-60 minutos. En ella se adsorben en los flóculos una buena parte de la materia orgánica disuelta, suspendida y coloidal existente en el agua residual. A continuación el agua pasa a un clarificador y el fango decantado pasa a la segunda cuba de aireación donde se le da tiempo suficiente para que se produzca la oxidación de la materia orgánica por las bacterias.

Este tipo de proceso es muy flexible y se utiliza muchas veces como ampliación de plantas existentes.

Proceso de doble etapa

Consiste en realizar una depuración biológica en dos etapas, cada una de las cuales presenta reactor biológico y decantador secundario.

En la primera etapa se alimenta la primera cuba con cargas elevadas, con un corto período de oxigenación, lo que favorece el desarrollo de microorganismos resistentes a elevadas cargas y sustancias tóxicas favoreciéndose las propiedades adsorbentes de los flóculos.



En la segunda etapa, se establece una carga media o baja, con un alto contenido en oxígeno, funcionando de forma similar a los procesos convencionales, predominando la oxidación biológica.

Este sistema es interesante para aguas residuales con fuertes variaciones de carga, pH, componentes tóxicos, etc., es decir aguas residuales con fuerte componente industrial.

2.3.4.6. Sistemas de oxígeno puro

Son similares a los procesos convencionales solo que en lugar de aire se utiliza oxígeno puro. El oxígeno puro es más caro, sin embargo, se consiguen las mismas cantidades de oxígeno en cuba con un menor consumo energético. El oxígeno puede ser recirculado.

El oxígeno puro suele utilizarse con diversas finalidades:

- Estaciones de fangos activos de funcionamiento continuo.
- Estaciones de fangos activos con carga variable, aplicándose solo el oxígeno en los momentos punta.
- Preoxigenación del agua residual, con fines de desodorización o en instalaciones clásicas para aumentar el contenido de oxígeno disuelto e incrementar los rendimientos de depuración.

2.3.4.7. Descripción de las instalaciones de fangos activos

Cuba de aireación

Las cubas son, generalmente, abiertas y construidas de hormigón armado. La configuración hidráulica debe garantizar que frente a las normales variaciones de caudal, la altura del licor de mezcla no variará en más de 30 cm.



Figura 2-10, cuba de aireación (obtenido de www.juntadeandalucia.es).



El sistema de aireación puede ser por turbinas o por difusores. Para plantas pequeñas, la regulación en la oxigenación, puede ser mediante arranque y parada de los equipos mediante temporizadores. Para plantas grandes, la regulación debe ser obligatoriamente en función del oxígeno disuelto del reactor biológico.

Resulta interesante disponer de un dispositivo de control de espumas, que puede consistir en boquillas pulverizadores montadas a lo largo del borde superior del tanque de aireación.

Decantadores secundarios o clarificadores

Decantadores circulares de rasquetas

Son decantadores de forma circular con sistema de barrido de fangos radial. Conviene que las rasquetas de barrido de fangos no formen una sola unidad y que sean fácilmente desmontables y extraíbles.

Se recomienda que existan paletas de espesamiento en el pozo central de recogida de los fangos.

Decantadores rectangulares de rasquetas

Presentan la ventaja de permitir una implantación más compacta de todo el tratamiento biológico. El pozo de recogida de fangos se diseña de forma que los fangos no estén retenidos más de 5 horas (válido también para los decantadores circulares). Los carros móviles deben tener fácil acceso y un sistema de parada frente a obstáculos.

Decantadores de succión

Se instalan para decantadores con un diámetro superior a 35 m, recomendándose la recogida de fangos por succión y la evacuación de los fangos se hace mediante un sifón. Al igual que los anteriores presenta un sistema de recogida de espumas y flotantes.

2.3.4.8. Métodos de aireación

Aireación difusa

Se trata de difusores similares a la piedra de aire difuso utilizada en tanques de peces tropicales, pero en una escala mucho más grande. El aire es bombeado a través de los bloques y la cortina de burbujas forma compuestos oxigenados y garantiza además la acción de mezcla necesaria. Cuando la capacidad es limitada o la carga de aguas residuales es inusualmente fuerte o difícil de tratar, se puede utilizar oxígeno puro en lugar de aire. Normalmente, el aire es comprimido por algún tipo de ventilador o compresor.

Aireadores de chorro

Un aireador de chorro trabaja a través de la tecnología de aspiración y por lo tanto no requiere ninguna fuente externa de aire (compresor), a excepción de la



atmósfera circundante. Bombean el agua a través de un tubo, donde se produce el mezclado de agua y aire, haciendo uso del efecto Venturi en el conducto.

Aireadores de superficie

Los aireadores de superficie se sitúan justo por debajo del nivel del agua a tratar, con aspas helicoidales unidas a la superficie interior. Cuando el cono se hace girar, las aspas mueven el licor de mezcla, que es impulsado fuera del tanque, aumentando la superficie de contacto entre el agua residual y el aire. En muchas obras se encuentra cada cono en una celda separada que puede ser aislado de las células restantes, si es necesario para el mantenimiento. Algunas obras pueden tener dos conos en una celda y obras de gran tamaño puede tener 4 conos por celda.



Figura 2-11, sistema de aireación de burbuja gruesa (obtenido de www.retema.es).

2.3.4.9. Problemas y causas habituales que afectan el rendimiento del proceso

Problemas habituales

- Cambios en el caudal y características de las aguas residuales.
- Presencia en el digesor de fangos de un sobrenadante con excesiva carga de sólidos.
- Subida de fangos por gasificación.
- Esponjamiento de los fangos.

Causas de aparición de problemas

Las variaciones que pueden afectar el funcionamiento de la instalación pueden tener dos orígenes: el sistema colector y la propia depuradora.



Variaciones en el sistema colector

Pueden ser debidas a:

- Sistemas de alcantarillado unitario: en épocas de lluvia, la estación depuradora recibe un caudal superior al habitual lo que plantea diversos problemas como son un menor tiempo de residencia del agua en las unidades de tratamiento, mayor arrastre de sólidos y aumento de la carga orgánica debido al arrastre de residuos acumulados en las alcantarillas.
- Usuarios del sistema: los vertidos de las industrias producen variaciones tanto en el caudal como en las características de las aguas residuales que llegan a la planta depuradora. Este punto se ha de controlar para poder tomar las medidas oportunas.
- Mantenimiento del sistema colector: conocer anticipadamente estas actividades nos puede ahorrar muchos problemas. Por ejemplo si se pone en funcionamiento una estación elevadora que lleva mucho tiempo sin funcionar, grandes volúmenes de aguas sépticas pueden producir cargas de choque en el tratamiento, ocurriendo lo mismo cuando se desatasquen tuberías o se conecten tuberías nuevas al sistema.

Variaciones en el funcionamiento

Para determinar si la estación depuradora está descargando un efluente de calidad, hay que revisar los análisis de laboratorio. Si no se logra la calidad deseada hay que determinar qué factores han provocado la disminución del rendimiento del proceso. Dichos factores pueden ser:

- Influyente de mayor carga o de características difíciles de tratar.
- Concentración inadecuada de microorganismos en el aireador.
- Evacuación excesiva o insuficiente de fangos en exceso.
- Caudal de recirculación de fangos inadecuado.
- Excesivo tiempo de permanencia de fangos en el decantador.
- Disminución o exceso de oxígeno en la cuba de aireación.
- Falta de homogeneidad en la cuba por una agitación deficiente.

2.3.5. Lechos bacterianos

Los lechos bacterianos o biofiltros son un proceso de filtración biológico en el que la biomasa está fija en un soporte granulado que permite simultáneamente la depuración de la fracción biodegradable del agua residual y la retención de materias en suspensión

El principio de funcionamiento consiste en hacer caer el agua a tratar , en forma de lluvia, sobre una masa de material de gran superficie específica que sirve de soporte a los microorganismos depuradores, los cuales forman una película de mayor o menor espesor, según la naturaleza del material utilizado.

Se efectúa una aireación con objeto de aportar a la biomasa del lecho el oxígeno necesario para mantener la microflora en un medio aerobio. La circulación del aire se realiza de forma natural o forzada, generalmente a contracorriente del agua. En la parte superior del biofiltro se encuentran bacterias heterótrofas y cerca del fondo bacterias autótrofas (nitrificantes). En superficie se observa a menudo presencia de hongos y algas verdes.

En la parte inferior de los filtros existen unos drenajes para recoger el agua depurada y favorecer la aireación.

La degradación de los contaminantes ocurre previa transferencia del aire a un medio líquido utilizado como fuente de carbono y energía (compuestos orgánicos) o como fuente de energía (compuestos inorgánicos). La utilización implica producción de biomasa y la oxidación parcial o total del contaminante. A su vez, la biomasa, bajo ciertas condiciones sufre una oxidación por respiración endógena. De esta manera, los procesos de biofiltración dan lugar a una descomposición completa de los contaminantes, creando productos no peligrosos.



Figura 2-12, lecho bacteriano con soportes de plástico (obtenido de www.nilsa.com).

La evolución de los diseños de los biofiltros ha permitido el tratamiento de mayores cargas de contaminantes. La optimización de los biorreactores también ha sido posible mediante el estudio de diversos materiales filtrantes que proporcionan el medio adecuado para el desarrollo de los microorganismos y entre los que se encuentran materiales orgánicos (como composts, turbas y suelos contaminados) o bien materiales



sintéticos (carbón activado granular, poliestireno y cerámicas). En los últimos años, las investigaciones se han enfocado a la creación de sistemas con mejor control de los procesos, al estudio de las cinéticas de degradación de los compuestos recalcitrantes o bien al estudio de modelos matemáticos que permiten optimizar y comprender mejor los sistemas de biofiltración.

Existen diferentes tipos de soportes, originalmente eran lechos de turba y grava, en la actualidad se utilizan soportes de plástico con diseños adecuados que evitan la colmatación, aumentando el área de soporte y el paso de agua y aire. Gracias a estos últimos diseños se consigue aumentar los rendimientos y reducir la superficie requerida para la filtración.

Los principales parámetros de diseño de un sistema de biofiltración son los siguientes:

- Características del contaminante (concentración, flujo, presencia de partículas, temperatura).
- Selección del material filtrante.
- Contenido de humedad del material filtrante.
- Microorganismos.

2.3.5.1. Aspectos microbiológicos de la biofiltración

La capacidad de degradación de los microorganismos involucrados en estos procesos depende de las características de los contaminantes. Para compuestos o mezclas biogénicas es fácil encontrar, por su ubicuidad, microorganismos que degraden los contaminantes a partir de suelos contaminados, fangos activados y composts. Para la biodegradación de compuestos más recalcitrantes es necesario realizar un proceso de selección para encontrar microorganismos eficientes para la oxidación de los contaminantes. Para compuestos altamente recalcitrantes, como algunos aromáticos y ciertos clorados de alto peso molecular, se requiere la presencia de otros compuestos orgánicos para poder realizar la oxidación, proceso que se conoce como co-metabolismo.

2.3.6. Contactores biológicos rotativos (CBR)

El reactor Biológico Rotativo de Contacto (del inglés RBC, *Rotating Biological Contactor*), también llamado “*Contactor Biológico Rotativo*” (CBR), es un sistema de tratamiento secundario de depuración de aguas residuales que consiste en baterías de discos de diversos materiales colocados en paralelo, generalmente corrugados para aumentar el área de contacto, que se van sumergiendo secuencial y parcialmente (aproximadamente un 40%) en un depósito por donde circula el agua a tratar, sobre dicho soporte se adhiere y desarrolla un cultivo de biomasa activa procedente del agua residual, que realiza el efecto depurador del sistema. A estos sistemas se les conoce habitualmente por biodiscos.

Los biodiscos giran a baja velocidad (menor de 5 r.p.m.), ya que a mayor velocidad se produce el desprendimiento de la biomasa, alrededor de un eje perpendicular a todos ellos.

A estos sistemas se les consideran sistemas de biomasa fija, pues los microorganismos responsables de la depuración trabajan (mayoritariamente) adheridos a los discos que están fabricados en diversos materiales plásticos que los hacen fuertes y ligeros.

Dentro de los CBR cabe distinguir entre Biodiscos y Biocilindros. En los Biodiscos el soporte para la fijación bacteriana está constituido por un conjunto de discos de material plástico de 2 a 4 m de diámetro. Los discos se mantienen paralelos y a corta distancia entre ellos gracias a un eje central que pasa a través de sus centros.

Los Biocilindros constituyen una modificación del sistema de Biodiscos, en ellos el sistema es una jaula cilíndrica perforada, que alberga en su interior un material soporte de plástico, al que se fija la biomasa bacteriana.

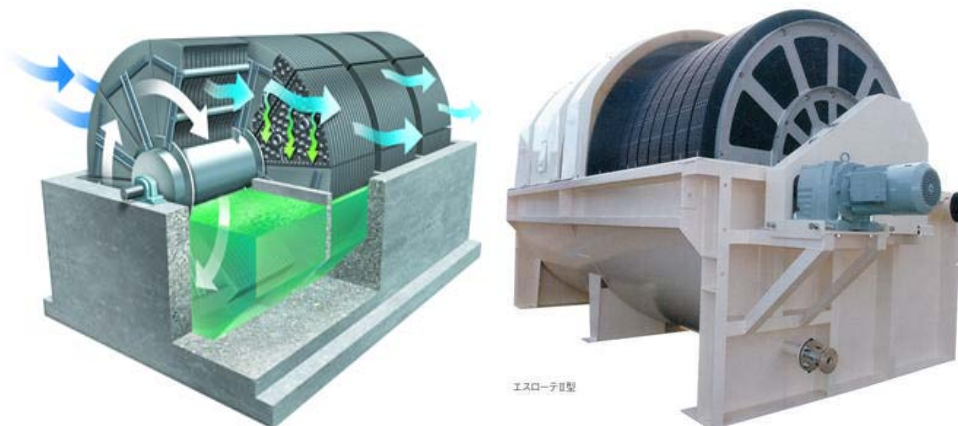


Figura 2-13, reactor biológico rotativo de contacto (obtenido de www.walker-process.com).

2.3.6.1. Fundamento

Cuando los biodiscos se sumergen en agua a depurar y se ponen en funcionamiento, la biomasa formada por los microorganismos y otros sistemas biológicos se va fijando a la superficie del soporte (lo hace en más de un 95 %) y se va



exponiendo al aire a medida que el disco va girando, después se sumergen en agua de nuevo para tomar contacto con la materia orgánica, esta materia orgánica es adsorbida por la biomasa adherida a la superficie del biodisco. Se suceden nuevos periodos de exposición al aire (oxigenación), e inmersión en el agua (alimentación).

Así se va formando la biopelícula a expensas de la materia orgánica del agua a tratar. La concentración de esta película puede llegar a los 30.000 mg/l. Esta alta concentración es la encargada de la alta eficacia de depuración en tiempos hidráulicos del sistema cortos.

A medida que la película comienza a crecer, el exceso de biomasa se remueve por la fuerza cortante proveniente del movimiento rotativo del disco, a este proceso se le conoce con el nombre de desprendimiento. La acción rotativa de los discos también ayuda a mantener los sólidos en suspensión.

Las unidades CBR pueden ser configuradas en varias etapas con el fin de cumplir con los requerimientos de caudal y carga orgánica. Estos pueden ser diseñados para proporcionar niveles de tratamiento secundarios o más avanzados. En plantas CBR pequeñas los ejes son orientados paralelos a la dirección del caudal. Las plantas de mayor tamaño muchas veces requieren varias etapas por lo que el flujo se orienta perpendicular al eje con el fin de formar un tren de proceso.

El proceso completo consta de un decantador primario, un tratamiento biológico aerobio (los biodiscos o biocilindros), y un decantador secundario. El decantador primario es un elemento que actúa para eliminar la contaminación formada por la fracción sedimentable y los flotantes, a un bajo coste energético. El tratamiento debe ir precedido de un buen sistema de desbaste, desarenado y desengrasado.

2.3.6.2. Formación y características de la biopelícula

La formación de la biopelícula consta de cinco etapas:

1. Acondicionamiento de la superficie por adsorción de materia orgánica.
2. Transporte de células y nutrientes al sitio de adherencia.
3. Inicio del proceso de adhesión bacteriana, por atracción electrostática.
4. Crecimiento celular, colonización y adhesión irreversible.
5. La biopelícula presenta alta actividad metabólica y liberación de células localizadas en la periferia.

La composición microbiológica de la biopelícula varía en relación al flujo del agua residual a través del reactor.

Los diversos microorganismos que crecen, forman un sistema mixto. La variedad y proporción de los microorganismos depende de diversos factores como: las características del agua residual, la carga orgánica, carga hidráulica y la disponibilidad de oxígeno, el pH y factores ambientales como la temperatura.



Al inicio del proceso, el desarrollo de bacterias principalmente es del tipo filamentoso, luego crecen microorganismos de mayor evolución como bacterias nitrificantes, protozoos, etc.

Los microorganismos presentes en la biopelícula, interactúan entre ellos y al alimentarse estabilizan la materia orgánica. Estas poblaciones microbianas son por lo general una mezcla de diversos géneros de bacterias, hongos y protozoarios, los cuales no tienen componentes biológicos constantes.

2.3.6.3. Control de las condiciones climatológicas

Es muy importante el control de las condiciones climatológicas, mantener una temperatura constante a la que los procesos metabólicos sean más eficientes, evitar las precipitaciones que pueden desprender la biopelícula y causar otra serie de daños, el contacto con insectos o los malos olores. Para ello se recurre a cerramientos, generalmente de materiales plásticos reforzados, que aíslan el sistema del ambiente exterior, o la instalación de estos equipos en el interior de edificios de tratamiento.

2.3.6.4. Impacto ambiental

El consumo de energía es bajo, si el conjunto está equilibrado, es el indispensable para hacerlo girar lentamente. Dependiendo del modelo y del fabricante puede estimarse en menos de 2,5 Wh, otros autores dan la cifra de 0,4 hp x h/kg DBO eliminada. La baja energía suministrada se traduce en un nivel sonoro bajo. Por lo tanto el impacto ambiental es bajo.

2.3.7. Lecho móvil

El principio básico del proceso de lecho móvil es el crecimiento de la biomasa en soportes plásticos que se mueven en el reactor biológico mediante la agitación generada por sistemas de aireación (reactores aerobios) o por sistemas mecánicos (en reactores anóxicos o anaerobios). Los soportes son de material plástico con densidad próxima a 1 gr/cm^3 que les permite moverse fácilmente en el reactor incluso con porcentajes de llenado del 70%.

Inicialmente se emplearon procesos de lecho fijo, sin embargo se ha observado que este tipo de procesos presenta una serie de inconvenientes operacionales como es el atascamiento del lecho por crecimiento excesivo de biomasa que obliga a la limpieza periódica del mismo. Estos inconvenientes han llevado a la necesidad de crear simples procesos de biofilm que los eliminen y que faciliten su operación tal como los procesos de lecho móvil.

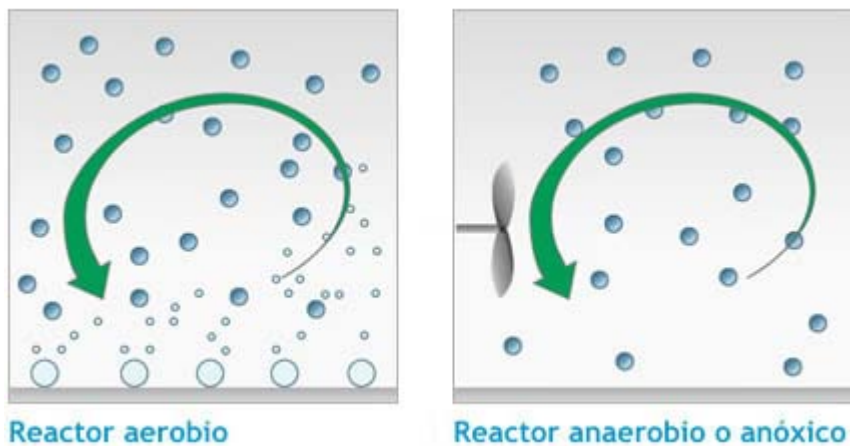


Figura 2-14, esquema reactor lecho móvil (obtenido de www.yacutec.com).

La biopelícula que se forma en las paredes del relleno se caracteriza por una mayor efectividad que los flóculos biológicos. A su vez, los soportes plásticos empleados contienen una elevada superficie específica por unidad de volumen. Estas dos particularidades hacen que los reactores de lecho móvil sean de volumen mucho menor que los de fangos activos.

El crecimiento de la biopelícula en el soporte hace que las capas más internas entren en anaerobiosis haciendo que se desprenda parte de la misma de forma automática; este hecho hace que la formación de biopelícula necesaria según la carga, se dé de forma automática. A su vez estos sólidos desprendidos del soporte vienen a ser el exceso de fangos que hay que extraer del sistema (purga de fangos) y por tanto no requiere una recirculación de los mismos al reactor.

Respecto a la ingeniería del proceso, el sistema de aireación es mediante una parrilla de tubos perforados de acero inoxidable que evita problemas de pérdida de eficiencia, cambio de difusores, etc.

En cuanto al proceso de separación de la biomasa procedente del reactor biológico se emplean decantadores que se diseñan como decantadores primarios en cuanto a velocidades ascensionales. Por otra parte y aunque inicialmente comenzaron a emplearse en aguas residuales industriales actualmente se emplean sistemas de flotación también para la separación en el tratamiento de aguas urbanas.

Los requerimientos de oxígeno, nutrientes (para el caso de vertidos industriales) y producción de fangos son similares a otros procesos biológicos de biomasa en suspensión, con lo que los costes de explotación de un proceso de lecho móvil vienen a ser similares a los convencionales de fangos activos. El ahorro en la reducción de volumen tanto del reactor como del sistema de separación de sólidos, y en el sistema de aireación, se compensan con el gasto en el soporte plástico haciendo que los costes de inversión sean similares. Los costes de personal se ven reducidos debido a que el funcionamiento de la instalación es automático.



Figura 2-15, sistemas de soporte para reactores de lecho móvil (obtenido de www.yacutec.com).

Este tipo de procesos puede aplicarse tanto a plantas de tratamiento para la biodegradación de materia orgánica como para instalaciones con eliminación de nutrientes, en aguas residuales urbanas e industriales. Otra aplicación es el empleo de esta tecnología en el rediseño de procesos actuales de fangos activos que tratan únicamente materia orgánica para su ampliación a la eliminación de nitrógeno de forma sencilla y sin la necesidad de construir nuevos reactores biológicos.

Ventajas frente a procesos biológicos convencionales

De forma general, las principales ventajas que presenta el proceso de lecho móvil frente a los procesos biológicos convencionales son:

- Reducción de volumen del reactor biológico por empleo de un soporte que proporciona una superficie específica elevada.
- Son procesos con gran flexibilidad ya que en función del porcentaje de soporte plástico empleado en el reactor, se recomienda no superior al 70%, se consigue modificar la superficie y en consecuencia la eficiencia del proceso.
- No requiere recirculación de biomasa al reactor. Esto da lugar a que la biomasa no dependa de la separación final del fango y en consecuencia de problemas habituales encontrados en procesos convencionales de fangos activos relacionados con la sedimentabilidad del fango (bulking filamentoso, etc...).



- La operación y control de este tipo de procesos son sencillos. Por una parte, el proceso evita los problemas de atascamiento y consecuentemente periodos de limpieza continuados, además, no es necesario un control de la purga de fangos ya que el sistema mantiene la biomasa en el reactor hasta que es desprendida del soporte.
- Permiten la generación de una biomasa característica de cada tipo de reactor (aerobio, anóxico o anaerobio) dando lugar a la obtención de un biofilm con una elevada actividad. Experimentalmente se ha constatado que las tasas de nitrificación y desnitrificación en este tipo de procesos son superiores a las obtenidas en los procesos convencionales.
- Se trata de un sistema de fácil implantación especialmente en el rediseño de instalaciones ya existentes.

Diferencias respecto a un proceso de fangos activos

La primera de ellas comentada ya en el apartado anterior es la diferencia del volumen, es decir la superficie de terreno necesaria para la instalación de un proceso de lecho móvil es muy inferior a la necesaria para la colocación de un proceso de fangos activos. Esta reducción total viene de una reducción del propio reactor y del sistema de separación de la biomasa y clarificado final.

Los parámetros de control típicos de un proceso de fangos activos, como el tiempo de retención celular o edad del fango desaparecen por lo que la operación del mismo se simplifica notablemente.

Otro aspecto importante es que en el proceso de lecho móvil desaparece el decantador secundario presente en el proceso de fangos activos y en el que se separan los flóculos biológicos. La concentración de sólidos en suspensión que llegan al decantador es muy inferior a la concentración que recibe en un proceso de fangos activos, en este caso, es imprescindible que los flóculos decanten y quede un clarificado libre de sólidos.

Por último, hay que señalar que la producción de fangos generada en un proceso de lecho móvil no presenta diferencias respecto a un proceso de fangos activos convencional y puede oscilar entre 0,3 – 0,45 kg SST / kg DQO eliminada.



2.3.8. Tratamiento anaeróbico del agua

Es realizado por microorganismos cuya actividad metabólica se realiza en ausencia de oxígeno, pudiendo verse gravemente afectados por la presencia de este elemento.

Los productos finales mayoritariamente son CH_4 y CO_2 . Las reacciones de síntesis se realizan con poca extensión lo que obliga a utilizar sistemas de retención de microorganismos.

El tratamiento anaerobio es un proceso biológico ampliamente utilizado en el tratamiento de aguas residuales. Cuando éstas tienen una alta carga orgánica, se presenta como única alternativa frente al que sería un costoso tratamiento aerobio, debido al suministro de oxígeno. El tratamiento anaerobio se caracteriza por la producción del denominado “biogas”, formado fundamentalmente por metano (60-80%) y dióxido de carbono (40-20%) y susceptible de ser utilizado como combustible para la generación de energía térmica y/o eléctrica. Además, solo una pequeña parte de la DQO tratada (5-10%) se utiliza para formar nuevas bacterias, frente al 50-70% de un proceso aerobio. El fango final, estabilizado, que se extrae no es putrescible, y su contenido en organismos patógenos es nulo o muy bajo. Sin embargo, la lentitud del proceso anaerobio obliga a trabajar con altos tiempos de residencia, por lo que es necesario diseñar reactores o digestores con una alta concentración de microorganismos.

Realmente, es un complejo proceso en el que intervienen varios grupos de bacterias, tanto anaerobias estrictas como facultativas, en el que, a través de una serie de etapas y en ausencia de oxígeno, se desemboca fundamentalmente en la formación de metano y dióxido de carbono. Esta conversión biológica del sustrato complejo, en el que se encuentra materia orgánica en suspensión o disuelta, se realiza a través de una serie de reacciones bioquímicas que transcurren tanto consecutiva como simultáneamente, y cuyo proceso podemos dividir en tres etapas: hidrólisis y fermentación acetogénica y, finalmente, la metanogénica.

2.3.8.1. Descripción del proceso

Hidrólisis

Durante esta fase se verifica la hidrólisis (licuefacción) y posteriormente fermentación de las sustancias orgánicas de elevado peso molecular, tales como lípidos, proteínas e hidratos de carbono, que se encuentran en suspensión o disueltas.

Estas sustancias quedan transformadas y reducidas a otros compuestos orgánicos de cadena molecular más corta, principalmente en ácidos grasos volátiles y gases CO_2 y H_2 , que pueden ser transportados dentro de las células y metabolizadas.

Este metabolismo anaerobio lo realizan bacterias de crecimiento rápido (formadas de ácidos), que fermentan la glucosa para producir los mencionados ácidos. El pH de la operación suele ser inferior a 7. En este proceso no se produce metano, y en la mayor parte de los casos supone una etapa que se desarrolla lentamente.



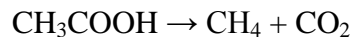
Formación de ácidos (acidogénesis) y acetato (acetogénesis):

Los productos finales de la hidrólisis son transformados en ácidos orgánicos de cadena corta, otros compuestos de bajo peso molecular, hidrógeno y dióxido de carbono. Estas bacterias son altamente resistentes a variaciones en las condiciones ambientales. Por ejemplo, aunque el pH óptimo para el desarrollo de su actividad metabólica es 5-6, los procesos anaerobios generalmente son conducidos a pH 7, y aún en estas condiciones su actividad metabólica no decae.

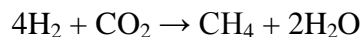
Fase metanogénica

En esta última etapa las bacterias metanogénicas (anaerobias estrictas) son esenciales por ser los únicos microorganismos que pueden catabolizar anaerobiamente el ácido acético e hidrógeno para dar productos gaseosos en ausencia de energía lumínica y oxígeno.

La formación de metano, siendo este el último producto de la digestión anaerobia, ocurre por dos grandes rutas: La primera de ellas, es la formación de metano y dióxido de carbono a partir del principal producto de la fermentación, el ácido acético. Las bacterias que consumen el ácido acético se denominan bacterias acetoclastas. La reacción, planteada de forma general, es la siguiente:



Algunas bacterias metanogénicas son también capaces de usar el hidrógeno para reducir el dióxido de carbono a metano (metanogénicas, hidrogenoclastas) según la reacción:



La metanogénesis es la etapa crítica en el proceso de degradación, por las características de las bacterias que la llevan a cabo, y por ser la más lenta de todo el proceso. En buena medida, la digestión anaerobia se ha de llevar a cabo en las condiciones óptimas para el buen funcionamiento de estas bacterias metanogénicas. Para un óptimo trabajo, el elemento acuoso circulante debe tener un pH entre 6,6 y 7,6.

La temperatura es un factor muy importante para que se verifiquen éstas transformaciones metabólicas.

Muchos microorganismos metanogénicos son similares a los encontrados en el estómago de los animales rumiantes. Se considera que una de las reservas mundiales de gas natural tiene su origen en la actividad metabólica de estas bacterias.

Entre las ventajas más significativas del tratamiento anaerobio frente al aerobio cabe destacar la alta eficacia de los sistemas, incluso en aguas residuales de alta carga, el bajo consumo de energía, pequeña producción de fangos y por tanto, pequeño requerimiento de nutrientes, así como su eficacia ante alteraciones importantes de carga y posibilidad de grandes periodos de parada sin alteración importante en la población bacteriana. Sin embargo, como desventajas caben destacar la baja efectividad en la eliminación de nutrientes y patógenos, generación de malos olores y la necesidad de un post-tratamiento, generalmente aerobio, para alcanzar los niveles de depuración demandados, así como los generalmente largos periodos de puesta en marcha.



2.3.8.2. Tipos de reactores anaerobios

El desarrollo del tratamiento anaerobio ha sido paralelo al desarrollo del tipo de reactor donde llevar a cabo el proceso. Dado el bajo crecimiento de las bacterias metanogénicas y la lentitud con la que llevan a cabo la formación de metano, es necesario desarrollar diseños en los que se consiga una alta concentración de microorganismos (SSV) en su interior, si se quiere evitar el utilizar reactores de gran tamaño. Para conseguirlo, habitualmente es necesario que el tiempo de retención hidráulico (TRH) sea inferior al tiempo de retención de sólidos (TRS) y esto se puede hacer por distintos medios.

Los reactores anaerobios más conocidos se diferencian principalmente atendiendo a la forma en que los microorganismos son retenidos en el interior del reactor. Los más conocidos son:

- Sistema de Contacto de fangos
- Sistema de Lecho de fangos o lecho suspendido.
- Sistema de lecho fijo o filtro
- Sistema de lecho extendido y fluidizado

Sistema de contacto de fangos (mezcla completa con recirculación de biomasa):

Se trata del equivalente al proceso de fangos activados aerobio. Consiste en un tanque cerrado con un agitador que tiene una entrada para el agua residual a tratar y dos salidas, una para el biogás generado y otra para la salida del efluente. Este efluente se lleva a un decantador donde es recirculada la biomasa de la parte inferior del decantador al reactor, para evitar la pérdida de la misma. Este proceso está especialmente indicado para el tratamiento de aguas residuales con elevada cantidad de sólidos lentamente digeribles y que sedimentan con facilidad.

La velocidad de carga suele ser de 1 a 6 Kg DQO/m³/día, con tiempo de residencia en el digester superior a un día. Por este motivo, los reactores son voluminosos.

La ventaja de este sistema de contacto es la facilidad para separar las distintas fases del proceso, admitiendo la posibilidad de poder intercalar otros pasos tecnológicos. También es de destacar su gran estabilidad. Los principales problemas que presentan radican en la necesidad de recircular los fangos del decantador y de una buena sedimentación de los mismos.

Sistema de lechos de fangos o lecho suspendido

Estos reactores solucionan el problema de recirculación de lodos al aumentar la concentración de biomasa en el reactor manteniéndola en su interior. La tecnología UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) se inició en la década de los 90 y está basada en la acumulación de microorganismos en un reactor formado por gránulos de biomasa. Estos gránulos son porosos y con una densidad poco mayor que la del líquido, cuyas características de sedimentación impidan su arrastre fuera del mismo, con lo que se consigue un buen contacto de éste con la biomasa.

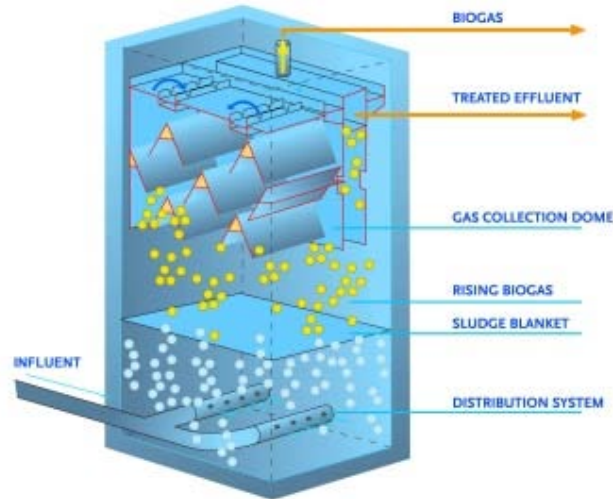


Figura 2-16, sistema anaeróbico de biomasa suspendida (www.paques.nl).

Las concentraciones de biomasa van desde 60g de sólidos totales por litro, en el fondo, hasta 10 g/litro cerca de la salida. En condiciones normales de trabajo, el pH debe mantenerse en la zona de 6,5-7,8; la temperatura debe estar entre 38 y 40 °C.

Debido a la gran concentración de lodos dentro del reactor, pueden conseguirse velocidades de carga orgánica de 5-30 kg DQO por m³ y día y tiempos de residencia entre 0,2-2 días.

Esta última es la principal ventaja de este tipo de digestor, ya que con un pequeño volumen consigue una gran efectividad.

Los principales problemas que tiene este tipo de reactor son: puesta en marcha, ya que se ha de conseguir que se desarrollen gránulos lo más estables posibles, la incidencia negativa que tiene el que el agua residual a tratar contenga una gran cantidad de sólidos en suspensión y la deficiente mezcla en la fase líquida que se logra. Este último problema se soluciona de una forma eficaz recirculando parte del gas producido e inyectándolo en la parte inferior de equipo, consiguiendo una expansión del manto de lodos, y por lo tanto, una buena mezcla. A estos reactores se les denomina EGSB (Expanded granular sludge blanket).

Sistema de lecho fijo o filtro

Este tipo de reactor ha sido desarrollado muy recientemente, por lo que las realizaciones a escala industrial son relativamente escasas. El proceso biológico en este digestor lo realiza la biomasa metanogénica que está retenida en el interior del reactor, mediante la adhesión en forma de biopelícula en los intersticios de un soporte inerte, que rellena el digestor y a través del cual se hace pasar el agua residual a depurar. El soporte permanece inmóvil en el interior del equipo, habitualmente una columna, constituyendo un lecho fijo.

Por la constitución de estos digestores tiene una influencia primordial el relleno (tipo, material, etc) sobre el rendimiento del reactor. La etapa más difícil y lenta es la puesta en marcha del mismo. Las ventajas al elegir este tipo de reactor son: la tolerancia

que presenta frente a amplias variaciones de la carga orgánica aplicada (1-15 kg DQO/m³/día) y el relativo corto tiempo de residencia (de 1 a 3 días).

Sistema de lecho expandido y fluidizado

Este tipo de reactor ha sido desarrollado al comprobar que las películas adheridas estáticas permiten una acumulación de biomasa por unidad de volumen diez veces superior a las conseguidas en sistemas microbianos suspendidos.

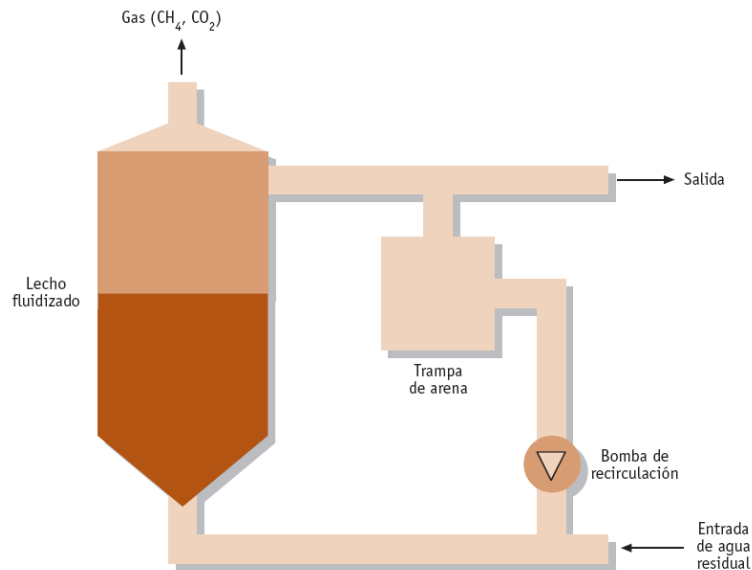


Figura 2-17, reactor anaerobio de lecho fluidizado [VT2, 2006].

Tomando lo anterior como base se llegó a este proceso, ya que con él se logra que los microorganismos se adhieran sobre pequeñas partículas inertes, con un flujo ascensorial con velocidad suficientemente elevada para provocar la expansión y fluidización del mismo, de forma que eliminen los peligros de oclusiones. Para conseguir estas velocidades de flujo es necesario recircular parte del efluente. En este tipo de lechos fluidizados la expansión puede llegar al 100%.

Los resultados experimentales de este proceso aportan las desventajas de mayor coste de energía (recirculación) y las siguientes mejoras:

- Capacidad de tratamiento superior a 50 kg DQO/m³/día, con tiempos hidráulicos de residencia de menor de cinco horas.
- Seguridad en su trabajo, una vez logrado crecimiento estable de la biomasa.
- Se reactiva fácilmente después de paradas frecuentes, aunque éstas sean largas.

Digestión anaerobia en dos fases

El proceso de dos fases produce dos grupos de reacciones en dos digestores instalados en serie. Esta depuración requiere, por tanto, la colaboración de dos tipos o grupos distintos de microorganismos:

- Hidrolíticos y formadores de AGV, en el primer reactor.



- Acetogénicos y metanogénicos, en el segundo.

El éxito de este tratamiento comienza con una adecuada separación de estos dos grupos de bacterias, bien por diálisis, inhibición selectiva o por ajustes de velocidad de dilución, actuando con ello sobre el control cinético del crecimiento de las bacterias de dichos grupos. El progresivo afianzamiento de la separación se conseguirá a lo largo del funcionamiento, debido a la propia selección bacteriana que se realizará en cada uno de los reactores, con distintos medios trabajando con el THR adecuado.

Las ventajas que aporta este proceso de dos fases, comparándole con el de una sola, podemos resumir en:

- El primer reactor actuará de amortiguador a la llegada de algún golpe de carga del influente, aportando gran seguridad y estabilidad al sistema.
- Permite conseguir un biogás de mayor riqueza en metano, lo que repercute en el balance económico.
- Puede conseguirse un aumento cinético de la hidrólisis por agitación en el primer reactor, y evitar la pérdida de microorganismos de esta primera etapa intercalando un decantador y bomba, para retornar éstos a su origen.

Resumiendo este sistema admite una mayor flexibilidad en variaciones de carga, pH y temperatura, a la vez que ofrece mayores facilidades en la actuación, seguimiento y control del proceso.

2.3.9. Reactores de biomembrana (MBR)

Un MBR es un sistema biológico de tratamiento de agua residual, donde la membrana es el límite físico que separa la zona donde se produce la degradación biológica de los contaminantes y la zona del agua tratada, libre de contaminantes y microorganismos. Las membranas pueden estar dispuestas en el interior del reactor biológico (configuraciones con membranas sumergidas o integradas), en cuyo caso el efluente del reactor es el agua depurada, o en su exterior (configuraciones con membranas externas o con recirculación), en cuyo caso el efluente del reactor (mezcla reaccionante) se hace circular hasta una unidad de microfiltración/ultrafiltración con el fin de separar el agua depurada del concentrado, recirculando éste al reactor. Los diseños con membranas sumergidas en el reactor, al no tener que recircular grandes volúmenes de agua, consumen menos energía que los diseños con recirculación, sin embargo estos son menos complejos de funcionamiento y pueden presentar ventajas en el tratamiento de aguas residuales a alta temperatura, altos valores de pH, alta carga orgánica y alta toxicidad.

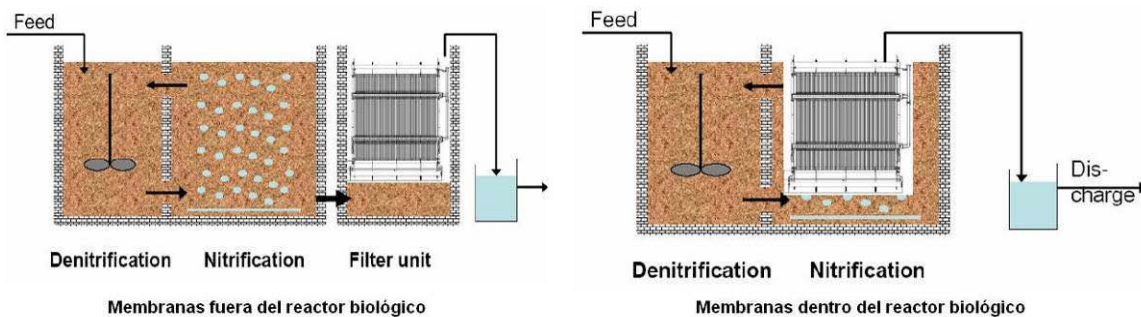


Figura 2-18, esquema sistema MBR.

En un reactor de biomembrana la biopelícula es oxigenada o aireada a través de la membrana a la que está adherida, mientras que el aporte de sustrato procede del seno líquido. De esta particularidad se derivan importantes ventajas:

- En una misma biopelícula encontramos una capa aerobia y otra anóxica, lo cual permite realizar simultáneamente oxidación del carbono y nitrificación (aerobias), y desnitrificación (anóxica). En fangos activos y lechos fluidizados, el agua es sometida de modo alterno, mediante recirculación, a tratamiento aerobio y anóxico para que puedan producirse las reacciones indicadas.
- En biodiscos y lechos bacterianos también podemos encontrar dos capas en la biopelícula: aerobia y anóxica. Sin embargo, la ubicación de la capa anóxica cerca del soporte suele provocar fermentación y desprendimiento masivo de biopelícula. En los sistemas de membrana permeable, el suministro de aire por la capa más interna de la biopelícula evita este problema, el desprendimiento masivo no ocurre, pues, sólo fermenta la capa externa, así la biopelícula puede alcanzar edades que permiten el desarrollo de los microorganismos necesarios que catalicen las reacciones antes citadas.
- Por otro lado, se ha comprobado que en la depuración de aguas con un reactor de biomembrana se reduce considerablemente la producción de sólidos suspendidos (Jácome, 1990; Eguía, 1991).



El crecimiento de la biopelícula depende de los substratos disponibles en el agua residual. Los valores más bajos de concentración de biomasa corresponden a la zona anaerobia, donde se produce lisis celular.

Respecto de los sistemas biológicos aerobios tradicionales, los MBR actúan con concentraciones mayores de microorganismos: 10 g/L – 20 g/l frente a los 3 g/l de los sistemas de lodos activos convencionales, y tiempos de retención de sólidos mayores (edad de los fangos). Como consecuencia la producción de fangos es menor y permiten el crecimiento de una mayor diversidad de microorganismos, ampliándose las posibilidades de degradación de la materia orgánica compleja y refractaria. Además de necesitar:

- Menos terreno para la instalación de la planta de tratamiento, hecho importante en el caso de instalaciones en terreno urbano.
- Menor tiempo de puesta en marcha del proceso.
- Son más eficientes en el caso de tratamiento de aguas residuales industriales.

Los principales inconvenientes de los MBR son la formación de espumas, el ensuciamiento de las membranas y la necesidad de altas velocidades de transferencia de oxígeno, hechos todos ellos relacionados con las altas concentraciones de microorganismos de estos reactores. Sin embargo, hay que considerar el poco tiempo de rodaje, principios de los 90, de estos reactores y el volumen de investigación que generan, alrededor de 300 artículos científicos durante el periodo 1998 – 2004, relacionados con aspectos como:

- Desarrollos de modelos de ensuciamiento de membranas y métodos más efectivos de limpieza.
- Nuevos procesos de pretratamiento de las membranas para evitar el ensuciamiento.
- Mejora de la estabilidad química y mecánica de las membranas.
- Reducción de los costes de mantenimiento y sustitución de las membranas.
- Optimización de las necesidades de energía y mano de obra y mejora de los procesos de escalado.

Aunque el número de MBR utilizados en el tratamiento de aguas urbanas sea superior al de los utilizados para el tratamiento de aguas residuales industriales, la transferencia tecnológica de los aspectos que en este momento son tema de investigación, propiciarán un importante desarrollo de los MBR como sistemas de tratamiento o pretratamiento que permitan la reutilización de las aguas residuales industriales.



2.3.10. Tratamientos de eliminación de nutrientes (Fósforo y Nitrógeno)

El nitrógeno y el fósforo son esenciales para todos los organismos vivos, son parte fundamental de las moléculas como proteínas y ácidos nucleicos y nutrientes indispensables en el crecimiento de organismos fotosintéticos.

En la química del agua, los compuestos del nitrógeno y del fósforo representan un papel muy importante puesto que son ellos los verdaderamente responsables del crecimiento de los organismos animales y vegetales en el medio acuático. En condiciones normales estos compuestos provienen fundamentalmente de la degradación de la materia orgánica muerta, pero en condiciones del medio alteradas, los aportes adicionales proceden mayoritariamente de vertidos residuales urbanos y de ciertas instalaciones industriales, así como del uso creciente de fertilizantes y pesticidas en la agricultura.

Los vertidos que contienen nitrógeno y fósforo pueden acelerar la eutrofización de lagos, ríos y embalses, y estimular el crecimiento de algas y plantas acuáticas arraigadas a cursos de agua poco profundos. La elevada concentración de nitrógeno amoniacal en efluentes tratados también puede tener otros efectos negativos, como son la reducción de la concentración de oxígeno disuelto en las aguas receptoras y toxicidad para la vida acuática, la disminución de la efectividad del proceso de desinfección con cloro, lo que implica un riesgo para la salud pública, y un menor potencial de reutilización del agua residual.

La retirada del nitrógeno o del fósforo de las aguas residuales se puede lograr mediante la precipitación química o biológica. La eliminación biológica de nitrógeno se basa en dos procesos combinados de nitrificación y desnitrificación que conllevan una producción de fango en forma de biomasa fácilmente decantable.

2.3.10.1. Nitrógeno

En un efluente de aguas residuales urbanas, el nitrógeno se presenta principalmente como nitrógeno orgánico o amoniacal (conocido como nitrógeno Kjeldahl) aproximadamente un 20% de la DBO_5 y, en una proporción muy inferior, nitritos y nitratos. Las fuentes más comunes de nitrógeno en aguas residuales son los residuos de los sanitarios, de los desagües de la cocina y vertidos industriales (procesamiento de alimentos). El agua residual doméstica típicamente contiene 20 mg/L de nitrógeno orgánico y 15 mg/L de nitrógeno inorgánico.

Los compuestos de nitrógeno, en particular el amoníaco, aumentan de forma significativa la demanda de oxígeno y puede causar eutrofización. El amoníaco es tóxico para múltiples organismos y disminuye el efecto desinfectante del cloro.



Tabla 2-8, efecto de diversas operaciones y procesos de tratamiento sobre los compuestos de nitrógeno.

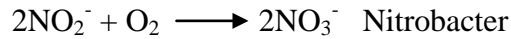
Operaciones y Procesos de tratamiento	Nitrógeno orgánico	NH ₃ -NH ₄	NO ₃	Nitrógeno total %
Tratamiento Convencional				
Primario	10-20% eliminado	Ningún efecto	Ningún efecto	5-10
Secundario	15-50% eliminado Urea -> NH ₃ -NH ₄	< 10% eliminado	Ligero	10-30
Proceso Biológicos				
Asimilación bacteriana	Ningún efecto	40-70% eliminado	Ligero	30-70
Desnitrificación	Ningún efecto	Ningún efecto	80-90 % elim.	70-95
Cultivo de algas	Transformación parcial a NH ₃ -NH ₄	->Células	->Células	50-80
Nitrificación	Limitado	-> NO ₃	Ningún efecto	5-20
Estanques de estabilización	Transformación parcial a NH ₃ -NH ₄	Eliminación parcial por arrastre.	Eliminación parcial por nitrif/desnitrif.	20-90
Proceso químicos				
Cloración de breakpoint	Incierto	90-100% eliminado	Ningún efecto	80-95
Coagulación química	50-70% eliminado	Ligero	Ligero	20-30
Absorción sobre carbono	30-50 % eliminado	Ligero	Ligero	10-20
Intercambio iónico selectivo para el amoníaco	Ligero, incierto	80-97 % eliminado	Ningún efecto	70-95
Intercambio iónico selectivo para el nitrato	Ningún efecto	Ningún efecto	75-90 % elim.	70-90
Operaciones físicas				
Filtración	30-95% Nitr. Orgánico suspendido eliminado	Ningún efecto	Ningún efecto	20-40
Arrastre con aire	Ningún efecto	60-95 % eliminado	Ningún efecto	50-90
Electro diálisis	100 % de Nitr. Org. suspendido eliminado.	30-50 % eliminado	30-50 % eliminado	40-50
Ósmosis inversa	60-90 % eliminado	60-90 % eliminado	60-90 % elim.	80-90

Los tratamientos de agua residual avanzados diseñados para eliminar otros constituyentes del agua residual, también pueden eliminar algunos de los compuestos de nitrógeno. La filtración terciaria elimina el nitrógeno orgánico suspendido. La ósmosis inversa y la electrodiálisis pueden usarse obteniendo efectividades de 80 y 40% respectivamente, pero no es habitual usarlas en el tratamiento de aguas residuales por su coste. La coagulación química para la eliminación de fósforo, también elimina nitrógeno orgánico.

El método más utilizado para la eliminación de nitrógeno se llama nitrificación-desnitrificación biológica. En primer lugar, el nitrógeno reducido se convierte en nitrito (nitrificación) y, posteriormente, en nitrato, todo ello en presencia de oxígeno. Esto ocurre en los tanques de aireación, si el tiempo de residencia es lo suficientemente alto. Recordemos que en primer lugar se reduce DBO carbonácea, y, sólo cuando los compuestos de carbono se oxidan, comenzará la oxidación de compuestos que contienen nitrógeno.



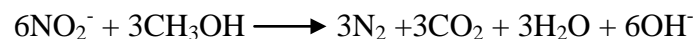
El proceso de nitrificación se realiza por la acción oxidante de las bacterias Nitrosomas y Nitrobacter, que requieren a su vez la presencia en el medio de las siguientes condiciones mínimas para su desarrollo: fango con edad superior a 10-12 días con cargas másicas bajas, tiempo mínimo de retención en aireación de 6 horas a caudal medio y pH medio o ligeramente básico. Las ecuaciones químicas, simplificadas, que describen este proceso son:



Estas reacciones son lentas y requieren largos tiempos de retención en el tanque de aireación, así como suficiente oxígeno disuelto. Las constantes de la cinética de las reacciones son bajas, con rendimientos muy bajos, por lo que la producción de lodos es limitada y el lavado es un peligro constante. En los casos en que el efluente no entra en los lagos o ríos, la producción de ión nitrato es suficiente. Sin embargo, en muchos casos el ión nitrato debe ser eliminado, y esto también se logra biológicamente.

Para los procesos combinados de oxidación de carbono-nitrificación, es de gran importancia la relación entre DBO y Nitrógeno. Las reacciones de nitrificación aumentan su rendimiento con altos pH, temperatura y concentración de oxígeno.

Una vez que el amoníaco se oxida a nitrato puede ser reducido por una amplia gama de bacterias anaerobias facultativas, como Pseudomonas. Mediante una reacción de descomposición anaerobia de la materia orgánica (desnitrificación) en la que se toma el oxígeno de los nitratos, se produce nitrógeno gas, que es eliminado y, un fango decantable con alta proporción de materia orgánica oxidada. Esta desnitrificación requiere una fuente de carbono y se suele utilizar metanol (CH_3OH) para tal fin. Las reacciones son las siguientes:



La desnitrificación requiere la ausencia de oxígeno, aunque puede darse en condiciones anóxicas, pH ligeramente básico, tiempo mínimo de retención en anaerobiosis y una concentración de carbono orgánico no decantable que asegure una proporción aproximada 1:3 sobre el nitrógeno a eliminar. Esta última demanda supone como máximo el 40% de la DBO del efluente, por lo que debe asegurarse su presencia para poder eliminar la cantidad máxima de nitratos.

En las depuradoras se emplean diversos métodos para la desnitrificación basados todos ellos en dos procesos; uno primero en presencia de oxígeno para la nitrificación y un segundo en ausencia de oxígeno para la desnitrificación. La diferencia entre los distintos métodos es la construcción de varios reactores o uno combinado, con mayor o menor recirculación parcial de los nitratos producidos en la fase de aireación posterior, etc. variaciones encaminadas a incrementar el rendimiento del proceso.

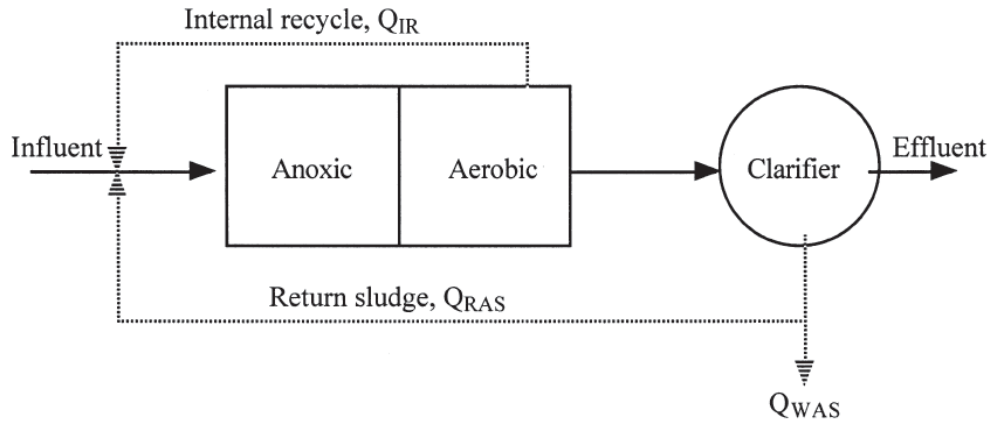


Figura 2-19, proceso de eliminación de nitrógeno modificado por Ludzack-Ettinger [Metcalf-Eddy, 1996].

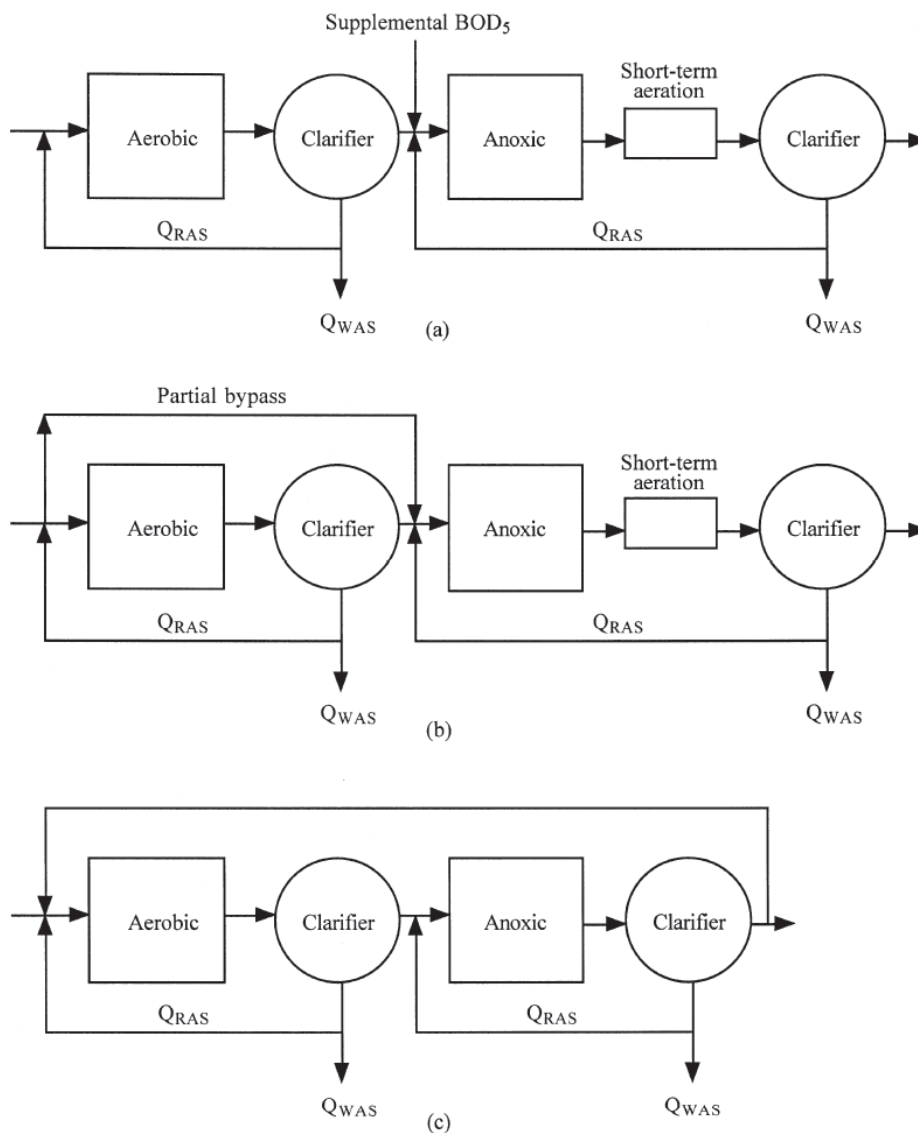


Figura 2-20, proceso de eliminación de nitrógeno con doble recirculación de fangos [Metcalf-Eddy, 1996].



2.3.10.2. Fósforo

El fósforo, que supone del 3 al 6% de la DBO del afluente en una concentración de 8-15 ppm, se encuentra como fósforo orgánico, polifosfato (P_2O_7)⁴⁻ orgánico e inorgánico y ortofosfato (PO_4)³⁻. El primero es insoluble y, por degradación biológica, se transforma en fosfato soluble en forma de ión ortofosfato (PO_4)³⁻, y el segundo, se convierte en ortofosfatos mediante hidrolización en solución acuosa. El fósforo orgánico es un constituyente importante de los vertidos industriales y menos importante en las aguas residuales domésticas. La contribución de fósforo al agua residual doméstica es en torno a 1,6 kg por persona y año (~10 mg/L), entre el 30 y el 50% proviene de los sanitarios, mientras que del 50 al 70 % proviene de los constituyentes fosfatados de los detergentes.

La eliminación del fósforo puede realizarse de dos formas, química y biológicamente. En ambos casos, el fósforo insoluble, aproximadamente el 10% del fósforo total, es eliminado en la decantación primaria y, posteriormente, en la secundaria, se eliminarán los ortofosfatos (15-20% del fósforo total) incorporados a las células del fango activado.

Tabla 2-9, efecto de diversas operaciones y procesos de tratamiento sobre la eliminación de fósforo.

Operación o Procesos de Tratamiento	Eliminación de fósforo (%)
Tratamiento Convencional	
Primario	10-20
Fangos Activados	10-25
Filtros Bacterianos	8-12
CBR's	8-12
Eliminación biológica de fósforo (proceso independiente)	70-90
Eliminación química	70-90
Eliminación física	
Filtración	20-50
Ósmosis inversa	90-100
Adsorción sobre carbono	10-30

Descripción del proceso biológico

Uno de los organismos responsables de la eliminación del fósforo son los Acinetobácteres. Estos organismos liberan el fósforo almacenado como respuesta a la presencia en el agua residual de ácidos grasos volátiles (AGV), en condiciones anaerobias. Cuando una zona aeróbica (óxica) sigue a una zona anaerobia, los organismos consumen mayores cantidades de fósforo de lo habitual. Los microorganismos no sólo utilizan el fósforo para el mantenimiento celular, síntesis celular y transporte de energía, sino que también lo almacenan para su uso posterior.

En un sistema de eliminación de fósforo típico en una planta de tratamiento de aguas residuales, el licor mezclado en la primera etapa del tanque de aireación se mezcla, pero no se airea. Los microorganismos reaccionan a esta privación de oxígeno mediante la utilización del fósforo acumulado en las células, obteniendo así la energía para mantener la vida. Cuando los microorganismos se trasladan a la fase aeróbica, el fósforo soluble se absorbe rápidamente en las células con el fin de permitir que el microorganismo asimile la materia orgánica disuelta rápidamente. Esta absorción de fósforo es lo que se ha denominado "captación de lujo", y es causada en primer lugar

por la solubilización del fósforo, y luego por crear una condición donde el microorganismo trata de asimilar rápidamente la materia orgánica que contiene energía. En este punto, los microorganismos se eliminan en el clarificador final, llevando el exceso de fósforo con ellos. El lodo activado se convierte así en lodo enriquecido en fósforo, lo cual es beneficioso si se aplica a los campos agrícolas. La liberación del fósforo se realiza bajo condiciones anóxicas. Por lo tanto, el proceso biológico de eliminación de fósforo hace necesario poder disponer de reactores o zonas anaerobias y aerobias dentro del mismo reactor.

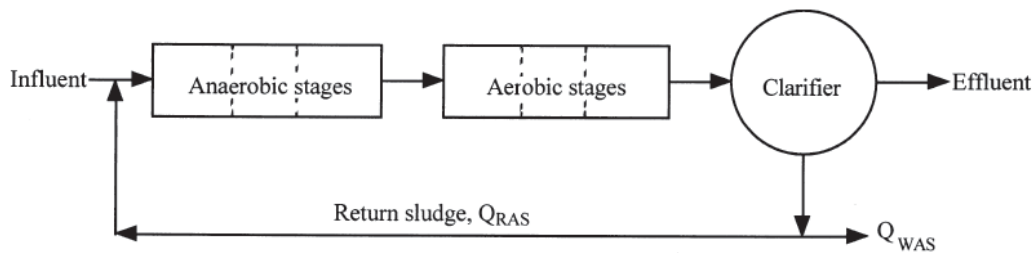


Figura 2-21, proceso anaeróbico/aeróbico [Metcalf-Eddy, 1996].

Existen dos mecanismos de eliminación del fósforo: la purga de fango, y el tratamiento en línea auxiliar. Actualmente existen una serie de procesos que se basan en alguno de estos mecanismos. Dos de estos procesos son el PhoStrip y el Bardenpho. Ambos procesos, realizan la secuencia entre los contactos anaerobios y aerobios con pequeñas modificaciones.

- En el proceso PhoStrip, se usa la liberación biológica del fósforo en condiciones anóxicas para concentrar el nutriente en una línea auxiliar para su tratamiento químico. Normalmente se suele añadir cal para la precipitación del fósforo.

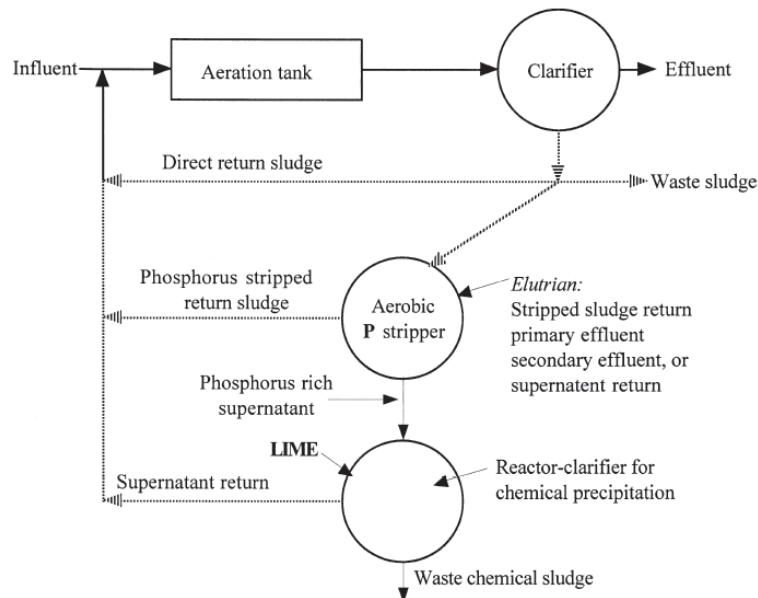


Figura 2-22, proceso PhoStrip [Metcalf-Eddy, 1996].

- En el proceso Bardenpho, para conseguir la eliminación, tanto del nitrógeno como del fósforo, se sigue una secuencia de condiciones anaerobias, anóxicas y aerobias. El fósforo se elimina mediante la purga del fango.

- SBR: En los sistemas de tratamiento SBR, de reciente aplicación en depuradoras compactas, las distintas etapas de mezclado, proceso anaeróbico, proceso aeróbico, decantación, separación se producen en un mismo reactor de forma secuencial. Se trata de una tecnología muy recomendada para pequeñas depuradoras.

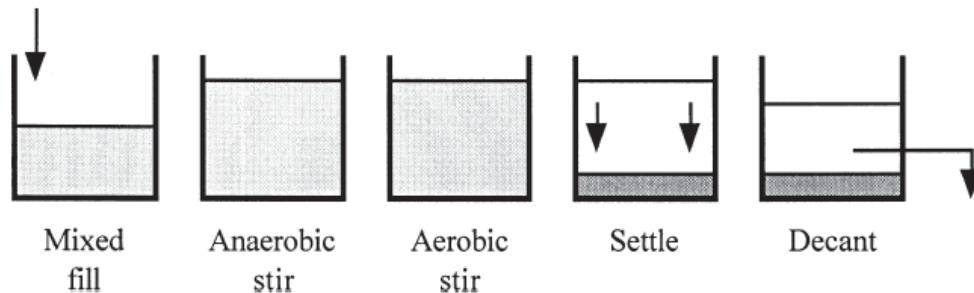
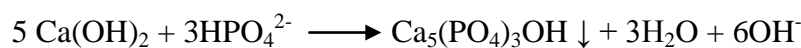
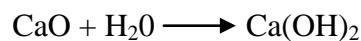


Figura 2-23, eliminación de DBO carbonosa y fósforo mediante SBR.

Descripción del proceso químico

La retirada del fósforo se puede producir también por métodos químicos, generalmente por la precipitación química con sales de hierro (cloruro férrico), de aluminio (alumbre ($Al_2(SO_4)_3$)) y cal ($Ca(OH)_2$). El fango químico que resulta es difícil de operar, y el uso de productos químicos en el proceso del tratamiento es costoso. La eliminación química del fósforo requiere un coste más pequeño del equipo que la de retiro biológico y es más fácil de operar.

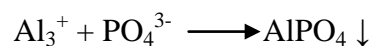
En condiciones alcalinas, el ión calcio se combina con el fosfato para formar hidroxapatita de calcio, un precipitado blanco, insoluble que se elimina de las aguas residuales.



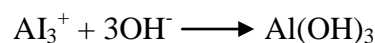
También se forma carbonato de calcio ($CaCO_3$) insoluble que es eliminado y puede ser reciclado por incineración en un horno:



El ión aluminio forma precipitados como el poco soluble fosfato de aluminio



También forma hidróxido de aluminio que forma grumos pegajosos que ayudan a precipitar los fosfatos.



El cloruro de hierro y el alumbre reducen el pH, mientras que la cal lo incrementa. El pH óptimo para la eliminación mediante alumbre o cloruro de hierro es entre 5.5 y 7.0, mientras que para la cal es por encima de 10.

Para la eliminación de fósforo, la cal puede añadirse en el sedimentador primario y en el secundario, en procesos de una etapa o de dos. En el proceso en una etapa la cal

es mezclada con el afluente hasta obtener un pH 10-11, entonces se produce una floculación y sedimentación. En el proceso en dos etapas, se añade cal suficiente para obtener un pH superior a 11 en el clarificador primario, precipitando hidroxiapatita, carbonato de calcio e hidróxido de magnesio. El exceso de calcio se elimina en el clarificador secundario como carbonato de calcio añadiendo dióxido de carbono al efluente.

En ambos procesos, tras el tratamiento, el efluente queda con un exceso de calcio y pH básico, por lo que es necesaria la adición de dióxido de carbono, que produce la precipitación de carbonato de calcio. Obteniendo finalmente un pH en torno a 7.

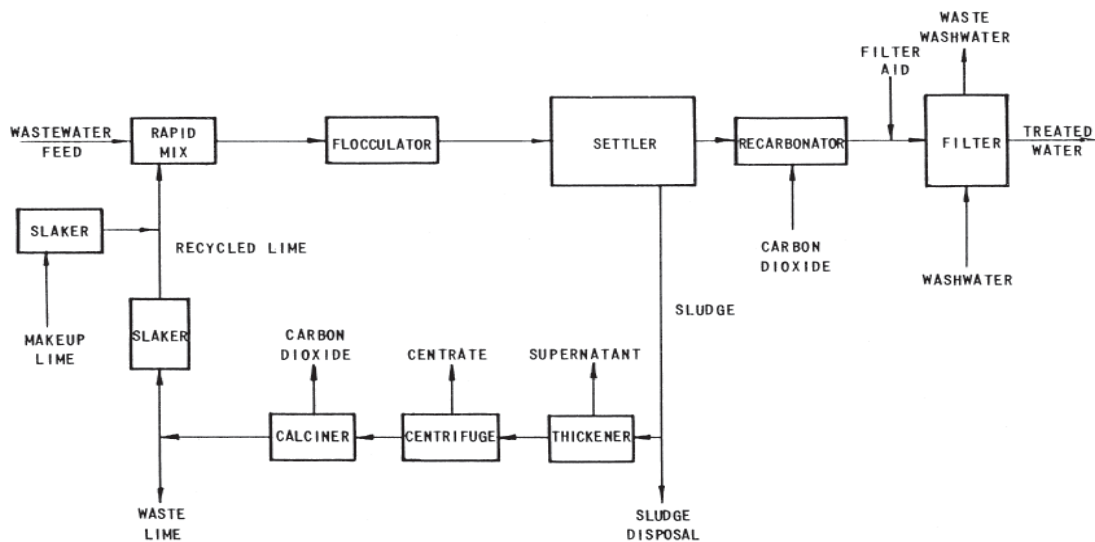


Figura 2-24, tratamiento de eliminación de fósforo mediante cal, un paso [Metcalf-Eddy, 1996].

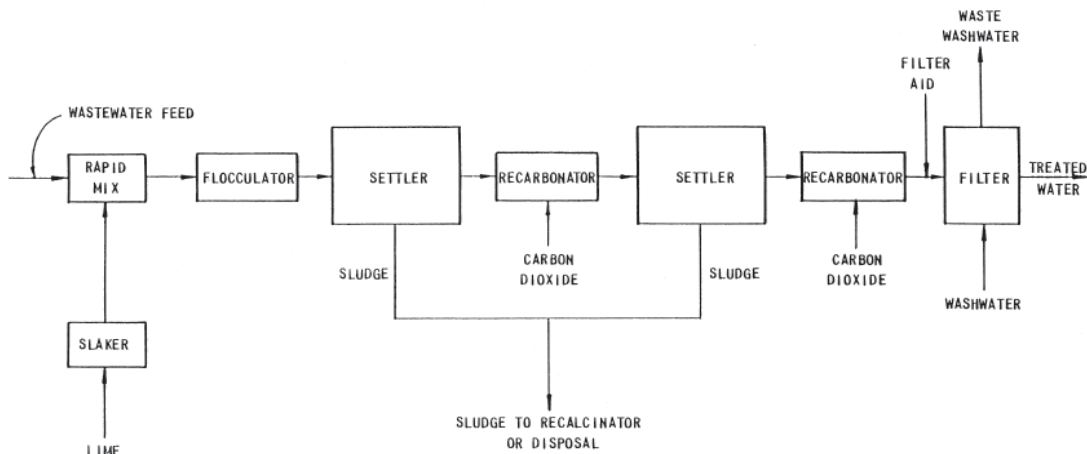


Figura 2-25, tratamiento de eliminación de fósforo mediante cal, dos pasos [Metcalf-Eddy, 1996].

2.3.10.3. Eliminación simultánea de nitrógeno y fósforo

La eliminación conjunta de nitrógeno y fósforo a menudo se denomina eliminación de nutrientes biológicos. Existen diferentes opciones de tratamiento disponibles para esta planta, pero todos ellos consisten en una serie de cuencas anóxicas y aeróbicas.

El tiempo de retención celular es una de las mayores dificultades relacionadas con el proceso de remoción simultánea de nitrógeno y fósforo, puesto que tiene que ver tanto con las bacterias que oxidan el N como con las encargadas de eliminar P. La remoción de fósforo requiere contar con bajos TRS, y lo contrario ocurre para la remoción de N que, debido a la baja tasa de crecimiento de las bacterias nitrificantes, requiere altos valores de TRS. Por lo anterior, se plantea utilizar medios de soporte inerte sobre el cual pueda darse el crecimiento de biomasa adherida y se logre completar la actividad propia de los organismos nitrificantes.

Algunas investigaciones sobre la remoción conjunta o individual de nutrientes sugieren el uso de diferentes medios de soporte. Dentro de estos materiales se incluyen Linpor y Kaldnes, fibra sintética, biodiscos, pellets de polipropileno, fibras de carbón, espumas de poliuretano, entre otros; incluso en trabajos más recientes se han utilizado biorreactores de membranas con arreglos similares anaerobio, anóxico, aerobio.

La dispersión del efluente secundario en la tierra y permitir que los microorganismos del suelo degraden los compuestos orgánicos restantes proporciona una alternativa al avance de alta tecnología de los sistemas de tratamiento de aguas residuales. Parecen representar una alternativa razonable a los sistemas complejos y costosos, especialmente para las comunidades más pequeñas. El riego es probablemente el tratamiento de la tierra más prometedora.

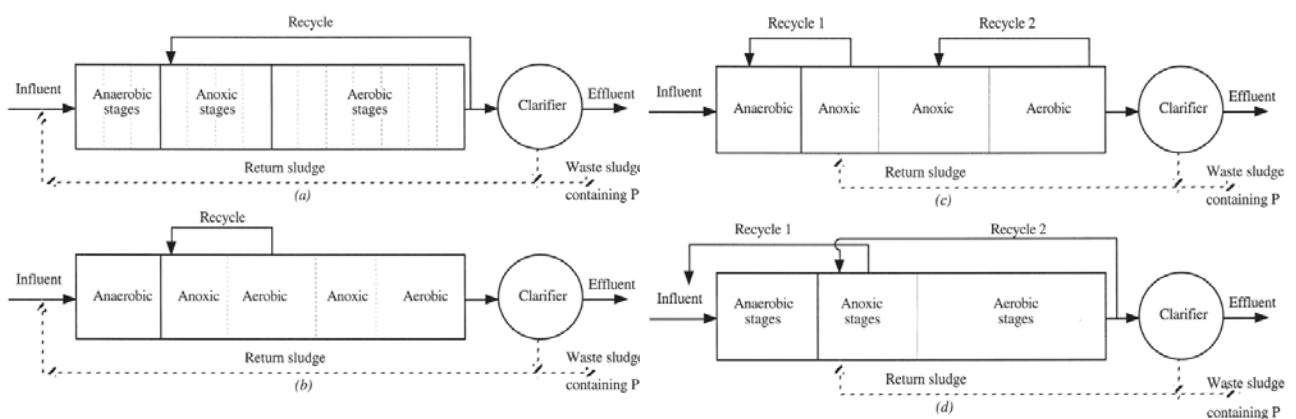


Figura 2-26, procesos de eliminación simultánea de nitrógeno y fósforo: (a) proceso anaeróbio-anóxico-aeróbio, (b) proceso Bardenpho de 5 etapas, (c) proceso UTC, (d) proceso VIP, [Metcalf-Eddy, 1996].

2.3.11. Fotobiorreactores (FBR)

Los sistemas de depuración de aguas residuales por la acción de algas y bacterias se basan en los procesos metabólicos de estos microorganismos. Los organismos que utilizan carbono orgánico como fuente de carbono se denominan heterótrofos, mientras que en los que el carbono celular deriva del CO₂, se conocen como autótrofos. Además de carbono se requieren otra serie de nutrientes y micronutrientes para el desarrollo celular.

Las bacterias y las algas son los microorganismos numéricamente predominantes en el plancton tanto de aguas dulces como en los mares y océanos. Las poblaciones de microalgas de interés en depuración de residuos urbanos que naturalmente se encuentran en influentes urbanos, y que se desarrollan en condiciones ambientales son:

- Scenedesmus sp.
- Chlorella sp.
- Euglena sp.
- Spirulina sp.
- Cianofitas

Dominando de forma natural las dos primeras poblaciones en los sistemas de tratamiento continuo.



Figura 2-27, sistema de fotobiorreactores abiertos (obtenido de cci-calidad.blogspot.com).

2.3.11.1. Interacción alga – bacteria

Las relaciones establecidas entre algas y bacterias pueden estar encaminadas a la estimulación o inhibición en el desarrollo de las otras comunidades que se encuentran dentro del mismo espacio. En sistemas cerrados, donde se encuentran en condiciones de aislamiento atmosférico y acuático, estas interacciones cobrarían una especial relevancia



ya que podrían determinar fenómenos como una rápida sucesión de especies, la inhibición en el desarrollo de determinados individuos o la proliferación de otros.

Inhibición del crecimiento de las algas por las bacterias

- **Modificación del medio:** Cuando el índice de materia orgánica disuelta es suficientemente alto, predomina un crecimiento bacteriano cuyos procesos metabólicos pueden modificar el sistema en detrimento de las algas. La respiración aeróbica bacteriana requiere de prácticamente todo el oxígeno disuelto presente en el medio, lo que impide el posible desarrollo de algas.
- **Lisis bacteriana:** Los sistemas de actuación pueden ser por secreción de enzimas de determinadas bacterias, que destruyen las membranas celulares de las algas. Por otro lado, hay bacterias que pueden penetrar la pared celular de las algas, infectándolas y dirigiendo su contenido por completo desde dentro.
- **Competencia por nutrientes limitantes:** El crecimiento de las algas en medios naturales puede verse limitado por la disponibilidad de determinados nutrientes inorgánicos como nitrógeno o fósforo. En aguas residuales el problema no suele aparecer ya que el aporte de sustancias orgánicas e inorgánicas está asegurado.

Estimulación del crecimiento de las algas por bacterias

- **Regeneración de nutrientes:** En ecosistemas cerrados, el crecimiento autótrofo característico de las algas está limitado en el tiempo en ausencia de actividad heterótrofa. El desarrollo de algas está sujeto a los procesos de remineralización, la mayoría corresponde a procesos inherentes a los microorganismos heterótrofos.
- **Producción de vitaminas:** En lagos y demás sistemas acuáticos el crecimiento de las microalgas se ve favorecido por la presencia de determinadas vitaminas (B₁₂). La mayor fuente de esta vitamina en sistemas acuáticos corresponde a las bacterias heterótrofas.

Inhibición del crecimiento de bacterias por las algas

- **Antibióticos:** Las algas que componen el fitoplancton poseen la capacidad de segregar sustancias inhibitoras de bacterias, y que tienen por objetivo regular la competencia por los nutrientes limitantes. Otras sustancias segregadas por las algas pueden presentar influencia en los procesos respiratorios de las bacterias.
- **Alteración del microsistema:** Los medios acuáticos donde se dan altas concentraciones de nutrientes propician los procesos de eutrofización. En periodos de crecimiento masivo de algas, se podrían agotar las existencias de dióxido de carbono, aumentando el valor de pH.

Estimulación de las bacterias por las algas

- **Aporte de oxígeno:** La proliferación de altas concentraciones de microalgas en sistemas acuáticos representa un aporte de O₂ al medio. Esta aireación fotosintética oxigena la masa de agua de forma homogénea, facilitando la respiración de los organismos heterótrofos y estimulando el crecimiento bacteriano.



- Aporte de materia orgánica: El fitoplancton supone una importante fuente de materia orgánica en el crecimiento de bacterias planctónicas. En sistemas caracterizados por alta actividad de las microalgas, suele presentarse alta actividad microbiana.
- Liberación de compuestos: Las algas producen determinados compuestos que pueden ser asimilados por las bacterias.

2.3.11.2. Depuración en sistemas basados en microalgas

La utilización de microalgas presenta un gran potencial para el desarrollo de procesos biotecnológicos, tanto con fines de depuración de aguas contaminadas como para la producción de sustancias de alto valor con fines cosméticos, farmacéuticos, agrícolas, alimentarios o medioambientales.

Como sistema de depuración se ha utilizado por el hombre desde hace tiempo, por imitación de los procesos naturales que se dan espontáneamente en lagunas y medios acuáticos ricos en nutrientes. La capacidad que presentan en la eliminación de nutrientes, metales pesados y patógenos ha sido aprovechada para el tratamiento de las aguas residuales urbanas así como residuos industriales.

Eliminación de la materia orgánica

La disminución del contenido en materia orgánica disuelta en las aguas residuales se basa en dos procesos fundamentales:

- Nutrición heterótrofa de las algas: Las algas son organismos autótrofos, sin embargo existen microalgas que debido a la simplicidad de sus estructuras, requieren o son capaces de realizar asimilación directa de compuestos orgánicos. Gran número de algas pueden desarrollarse en oscuridad cuando reciben determinados compuestos orgánicos de carbono.
- Aireación fotosintética: La mayoría de los sistemas de depuración de aguas residuales urbanas requieren para su tratamiento de la aireación de la masa de agua. Este manejo tiene por objeto suministrar oxígeno para activar el desarrollo de las bacterias aerobias heterótrofas que forman parte de los fangos activados. La aireación mecánica supone más del 50% del consumo total de energía de una planta de tratamiento aeróbico. Las microalgas generan oxígeno como subproducto de la actividad fotosintética, esto genera ventajas económicas por reducción de costes de operación y medioambientales al evitar la formación de aerosoles.

Eliminación de nutrientes

Las aguas procedentes de tratamientos secundarios de estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas de ciudades de tamaño medio, presentan contenidos de nitrógeno y fósforo del orden de NH_3 (50 mg/L), NO_3^- (6 mg/L), PO_4^{3-} (30 mg/L). Si estos efluentes se acumulan con las condiciones propicias de temperatura, luz, estanqueidad, etc., pueden generarse grandes crecimientos de algas, que conllevan la eutrofización de ríos y lagunas. Este proceso natural puede utilizarse para la depuración de aguas residuales, permitiendo el crecimiento de fitoplancton en recintos y condiciones controladas, que consumen nutrientes, depurando por tanto esta agua.



Aplicaciones industriales

Los tratamientos basados en la acción de microalgas permiten una eliminación de los metales pesados presentes en los afluentes, por distintos procesos en los que están involucradas las algas.

Los trabajos de algunos autores han demostrado la actividad depuradora de las algas para efluentes de actividades industriales. Se han descrito sistemas de depuración en procesos combinados de algas-bacterias como tratamientos de degradación de residuos de plantas de tratamiento de petróleo.

2.3.11.3. Sistemas de depuración basados en la acción de microalgas

Respecto al diseño, en todos los casos, las soluciones para optimizar el rendimiento de la producción de algas en los fotobiorreactores se basan en la optimización del aprovechamiento de la luz incidente a través de la dispersión de microalgas y el control del grado de turbulencia del régimen de funcionamiento.

Para la puesta en marcha de los sistemas de depuración de aguas residuales urbanas se suele optar por la utilización de las algas existentes en los medios de forma natural.

En el diseño de fotobiorreactores la principal característica se basa en el concepto de sistema cerrado y abierto.

Sistemas abiertos

Los sistemas abiertos de depuración de aguas residuales basados en las microalgas se pueden dividir en naturales (lagos, lagunas y charcas de origen natural) y artificiales (lagunajes y cubas, con diferentes diseños y condiciones de operación).

Las principales desventajas de los sistemas abiertos son las pérdidas significativas de agua por evaporación, la difusión de CO₂ a la atmósfera y la permanente amenaza de contaminación y polución al medio, así como la entrada de especies perjudiciales al sistema.

Además, las grandes áreas requeridas para los tratamientos debido a la alta relación superficie/habitante equivalente, deben ser tenidas en cuenta a la hora de realizar los estudios de costes y necesidades de terrenos.

Sistemas cerrados

Las tendencias para los tratamientos de aguas residuales en general, y en el caso de fotobiorreactores en particular, tienden hacia el aislamiento de los sistemas. En el caso de los fotobiorreactores se tiende al uso de reactores cerrados, utilizando para ello los avances biotecnológicos desarrollados para los cultivos industriales de microalgas, combinados con los conocimientos que existen sobre reactores abiertos en el ámbito de depuración de aguas residuales.

Estos sistemas se asemejan a los procesos fotosintéticos que se dan de manera optimizada en las hojas de las plantas superiores.



Los sistemas cerrados utilizados en depuración de aguas residuales ofrecen una serie de ventajas, como son:

- Previenen problemas de contaminación de núcleos cercanos por procesos de aireación forzada.
- Evitan la aparición de malos olores, debidos tanto a problemas en los procesos de depuración como a olores procedentes de compuestos urbanos o industriales.
- Presentan una mayor eficiencia de la actividad fotosintética.
- Consiguen mayores rendimientos de depuración.
- Eliminan los riesgos producidos por la volatilización de compuestos contaminantes.
- Minimizan los procesos de evaporación de agua, que suponen un problema en la utilización de diseños de gran superficie, sobretodo en climas cálidos.

En cuestiones de diseño, también ofrecen unas ventajas, respecto a los abiertos, como:

- Permiten la regulación y control de los parámetros importantes.
- Reduce riesgos de contaminación medioambiental.
- Evita la contaminación de la población de algas características del reactor por especies de algas u otros organismos externos.
- Evita las pérdidas de CO₂.
- Flexibilidad y adaptación de los diseños del reactor.



Figura 2-28, sistema de fotobiorreactores cerrado (obtenido de mosingenieros.blogspot.com).

El principal problema para los sistemas cerrados es que presentan costes de construcción que pueden ser más caros que los abiertos. Los reactores cerrados requieren una cubierta o incluso la construcción completa basada en materiales transparentes.



2.3.11.4. Parámetros de diseño de sistemas cerrados

Forma

Los fotobiorreactores cerrados con diseños más avanzados utilizados para tratamientos de residuos o cultivos de algas que requieren altas concentraciones de microalgas se basan en diferentes esquemas:

- Sistemas tubulares (vidrio, plástico, bolsas).
- Sistemas de placas planas.
- Configuraciones ultrafinas inmovilizadas.

Los sistemas más utilizados incluyen una aireación forzada basada en el paso de aire enriquecido con CO₂.

Los estudios realizados muestran que los fotobiorreactores con configuraciones tubulares o de tipo compacto, o bien combinaciones de ambos, son sistemas más eficientes en cuanto a distribución de la radiación incidente y a la superficie utilizada.

Parámetros fisicoquímicos

- **Luz:** Es la fuente de energía indispensable para el desarrollo de los seres autótrofos, y supone el principal factor limitante para el desarrollo de los procesos biotecnológicos basados en la utilización de microalgas.
- **PH:** La actividad fotosintética de las microalgas presentes en los medios acuáticos implica el consumo de CO₂. El anhídrido carbónico en disolución acuosa se encuentra en equilibrio con el ácido carbónico y sus especies en equilibrio. La eliminación del CO₂ del medio conlleva la disminución de la concentración de ácido carbónico, con lo que se producen aumentos de pH (9 en sistemas abiertos y 10 en sistemas cerrados).
- **Temperatura:** Los sistemas de tratamientos basados en microalgas, en general, sufren un descenso en su eficacia a bajas temperaturas. Los aumentos de temperatura en el rango entre 20-30 °C repercuten de forma positiva en el rendimiento de depuración. También existen microalgas adaptadas a las bajas temperaturas que permiten altos rendimientos de depuración para temperaturas entre 10-15 °C.
- **Concentración de oxígeno disuelto:** En tratamientos con altas concentraciones de algas, donde el suministro de CO₂ es óptimo, se producen concentraciones de O₂ que pueden superar los 30 mg/L. La evolución del OD durante el día presenta variaciones cíclicas, con aumentos diurnos. En sistemas de depuración de aguas residuales la sobresaturación de oxígeno disuelto no supone un problema por el consumo de este por parte de las bacterias.
- **Balance CO₂/O₂:** El CO₂ representa la fuente de carbono para los organismos autótrofos. Los medios en los que se produce un alto desarrollo de microalgas requieren una suficiente disponibilidad de esta fuente de carbono inorgánico, mientras que el O₂ producido como subproducto de los procesos fotosintéticos debe



ser retirado antes de que alcance concentraciones que produzcan inhibición en el desarrollo de las algas.

- **Nutrientes:** El aporte de una cantidad suficiente de nutrientes es una condición necesaria para el desarrollo de las microalgas en un medio. Las aguas residuales urbanas proporcionan unas concentraciones suficientes de los principales compuestos requeridos P, N, metales y sales solubles. Los efluentes urbanos constituyen un medio de cultivo adecuado para el desarrollo masivo de algas.
- **Agitación:** Los organismos fotoautótrofos que conforman el fitoplancton se desarrollan en sus medios naturales a densidades de 10^3 células ml^{-1} . Los cultivos de altas concentraciones de microalgas pueden alcanzar concentraciones de hasta 10^9 células mL^{-1} , muy alejadas de las condiciones naturales. La agitación del medio supone un sistema de mejorar las características del medio de desarrollo para acercarse a las condiciones naturales. El sistema más indicado sería la aplicación de un burbujeo de aire enriquecido con CO_2 , que sirve además de suministro para el aporte necesario de este gas.

2.3.11.5. Limitaciones que presentan las aguas depuradas por microalgas

El uso de sistemas de tratamientos de depuración de aguas residuales basados en la utilización de microalgas presenta una serie de inconvenientes de carácter general:

- Las microalgas presentan normalmente una sensibilidad importante ante algunos contaminantes.
- La presencia de algas puede activar la actividad microbiana. La presencia de algas en las aguas residuales supone un aporte de oxígeno al medio, que es aprovechado por las bacterias para su respiración.
- Presencia de algas en el efluente. Es necesaria la reducción del contenido de algas al final del proceso. Los procesos de centrifugación, filtración no son compatibles en coste para su aplicación. La floculación por sedimentación mediante gravedad es el sistema más común de eliminación en los sistemas de tratamientos de aguas residuales, debido a que no implica grandes gastos, pero no da buenos resultados en caso de algas de pequeño tamaño y rápido crecimiento. Otra opción es la adición de floculantes químicos que resultan costosos para su aplicación a gran escala.



2.4. Tratamiento de lodos

En las distintas etapas de un sistema de tratamiento de aguas residuales se obtiene un residuo denominado lodo. Este lodo está formado por materia orgánica e inorgánica en estado sólido suspendida en agua, con una concentración de sólidos mucho mayor a la del agua residual a tratar. El contenido en agua depende del tipo de lodo (primario, secundario o terciario) y del tipo de estabilización (aeróbica o anaeróbica). El lodo crudo tiene un contenido generalmente del 93 al 99% de agua. Tras la deshidratación se obtiene un contenido de materia orgánica del 35% y tras el secado, un contenido de materia orgánica del 85%.

Tabla 2-10, Métodos de tratamiento y evacuación de fangos [Metcalf-Eddy, 1996].

Proceso o evacuación	Operación unitaria, proceso unitario o método de tratamiento
<i>Operaciones preliminares</i>	Bombeo de fangos Trituración de fangos Almacenamiento y homogeneización de fangos Desarenado de fangos
<i>Espesamiento</i>	Espesamiento por gravedad Espesamiento por flotación Centrifugación Espesamiento con filtros de banda Espesamiento con tambor giratorio
<i>Estabilización</i>	Estabilización con cal Tratamiento térmico Digestión anaerobia Digestión aerobia Compostaje
<i>Acondicionamiento</i>	Acondicionamiento químico Acondicionamiento térmico
<i>Desinfección</i>	Pasteurización Almacenamiento durante largos periodos de tiempo
<i>Deshidratación</i>	Filtro de vacío Centrifuga Filtro banda Filtro prensa Eras de secado Lagunaje
<i>Secado térmico</i>	Variantes de hornos de secado Evaporador de efecto múltiple
<i>Reducción térmica</i>	Incinerador de pisos Incinerador de lecho fluidificado Incineración conjunta con residuos sólidos Oxidación por vía húmeda Reactor vertical profundo
<i>Evacuación final</i>	Evacuación al terreno Distribución y comercialización Vertedero controlado Lagunaje Fijación química



El residuo sólido debe ser tratado, para eliminar su potencial contaminante, y el agua reintroducida en los sistemas de tratamiento para reducir la masa final de lodos que serán enviados a un tratamiento posterior.

Puede establecerse una clasificación de lodos según el tratamiento en el cual se obtienen:

- **Lodo primario:** El lodo primario es producido durante los procesos de tratamiento primario de las aguas residuales. Esto ocurre después de las rejillas y desarenado y consiste en productos no disueltos de las aguas residuales. El lodo en el fondo del tanque primario de sedimentación se llama también lodo primario. La composición del lodo depende de las características del área de recogida de las aguas. El lodo primario contiene generalmente una gran cantidad de materia orgánica, vegetales, frutas, papel, etc. La consistencia se caracteriza por ser un fluido denso con un porcentaje en agua que varía entre 93 % y 97 %.
- **Lodo activo:** El lodo resultante de la eliminación de materia orgánica disuelta y los nutrientes de las aguas residuales se llama lodo activo. Normalmente este lodo está en forma de flóculos que contienen biomasa viva y muerta además de partes minerales y orgánicas adsorbidas y almacenadas. El comportamiento de sedimentación de los flóculos de los lodos activos es de gran importancia para el funcionamiento de la planta de tratamiento biológico. Los flóculos deben ser removidos, para separar la biomasa del agua limpia, y el volumen requerido de lodo activo puede ser bombeado de nuevo en el tanque de aireación.
- **Lodo activo de retorno:** El lodo activo de retorno es aquel que se aporta al tanque de aireación biológico desde el clarificador final. Los flóculos de lodo activo sedimentan en el fondo y pueden separarse del agua limpia residual. La mayoría del lodo que se lleva de nuevo al tanque de aireación se llama lodo activo de retorno.
- **Exceso de lodo, lodo secundario:** Para alcanzar una vida del lodo constante, la biomasa en exceso debe eliminarse de la planta biológica de tratamiento. El lodo en exceso contiene partículas no hidrolizables y biomasa resultado del metabolismo celular.
- **Lodo terciario:** El lodo terciario se produce a través de procesos de tratamiento posteriores, como la adición de agentes floculantes o precipitadores.
- **Fango/lodo digerido:** El fango digerido tiene lugar en los procesos de digestión aeróbica. Tiene color negro y olor a tierra. Tiene una proporción de materia orgánica del orden de 45 a 60 %.

Los principales problemas de estos residuos son:

- Que diariamente se producen en elevados volúmenes, valores que tenderán al alza debido a la cada vez más exigente normativa respecto a la depuración de aguas.
- Que en su composición presentan gran cantidad de materia orgánica fácilmente putrescible, que entre otros efectos ocasiona malos olores.
- También es previsible la presencia de microorganismos patógenos (legionelas, amebas, bacterias), que suponen un riesgo para la salud humana.



- El contenido en metales pesados altamente contaminantes (As, Cd, Cr, Co, Cu, Fe, Pb, Mn, Hg, Mo, Ni, Se, Sn, Zn) y de hidrocarburos aromáticos policíclicos.

De manera general los procedimientos para el tratamiento y vertido de los lodos generados en las EDAR son función de las características del agua bruta, de cada una de las operaciones de tratamiento, de la aplicación de productos químicos, de la normativa local y otros condicionantes específicos de la instalación.

Los parámetros de los lodos de aguas residuales son la base necesaria para la construcción e instalación de plantas de tratamiento de lodos. Estos parámetros proporcionan indicaciones necesarias para el diseño sobre las proporciones orgánicas existentes en el lodo, el comportamiento de sedimentación, capacidad de deshidratación y el valor del calor producido en el lodo.

- Sólidos Totales en Suspensión TSS: Se evalúa por filtración y secado a 105°C, debido a las moderadas temperaturas, solo se evapora el agua y no se quema nada. El material que queda se pesa a continuación.
- Sólidos Volátiles en suspensión VSS: El filtrado se extrae del horno a 105°C y se lleva a un horno de 600°C donde el material orgánico se quema dejando solo la fracción inorgánica que se pesa a continuación.
- Índice de volumen de lodo SVI: El líquido mezclado se extrae del reactor y se lleva a un sedimentador de mezcla lento. En media hora se mide el volumen en unidades (ml/g).

Los procesos de tratamiento se dividen en: mezclado, estabilización, espesamiento, deshidratación y secado.

2.4.1. Mezclado

Los lodos que se originan en las estaciones de tratamiento, se recogen a través de las purgas de los decantadores, donde generalmente precipitan por gravedad, o en el lavado de los filtros.

Dado que estos lodos se extraen de forma intermitente y las concentraciones son bastante diferentes, es aconsejable enviarlos a un depósito de mezcla y almacenamiento, donde se homogeneice la concentración y a la vez se disponga de un volumen tal, que permita el funcionamiento continuado de la planta de fangos.

Hay que tener en cuenta que si las concentraciones (expresadas en % de materia seca) que llegan a las fases de espesamiento de la planta de fangos son muy variables, el rendimiento de esta se verá muy afectado, siendo por tanto muy favorable la mezcla previa en el depósito de homogeneización de las aguas de lavado de filtros y purgas de decantadores.

2.4.2. Espesamiento

Los fangos originados en las estaciones de tratamiento, pueden considerarse como fangos poco concentrados. Los procedentes de las purgas de decantadores pueden

contener un valor promedio de materia seca del orden del 0,5% (5 gr/litro). Este valor es orientativo, ya que depende de varios factores, como son en primer lugar las características del agua bruta (turbiedad, color, materia orgánica, metales como hierro y manganeso, etc), dosis de coagulante y otros reactivos empleados, características y tipo de decantadores y ritmo de purgas.

Los procedentes del agua de lavado de filtros son menos concentrados aún, del orden de 0,2 a 0,3 gr/l.

Mediante el espesamiento de los lodos se consigue una reducción del volumen de aproximadamente un 30–80 % antes de cualquier otro tratamiento. El espesamiento de los fangos tiene lugar generalmente en decantadores, ya sea por gravedad o por flotación.

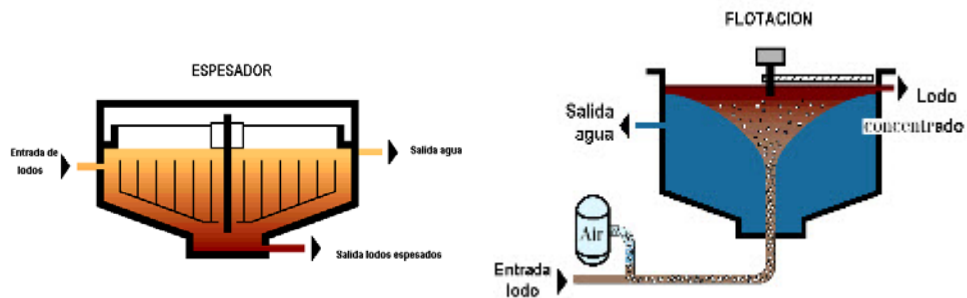


Figura 2-29, espesadores de fangos por decantación y flotación (obtenido de www.elaguapotable.com).

El espesamiento por gravedad suele realizarse en decantadores estáticos circulares o rectangulares provistos de rasquetas que arrastran el fango precipitado hacia las arquetas de recogida y el agua decantada clarificada se extrae por los vertederos situados en la parte superior. A veces, los decantadores por gravedad, pueden disponer de lamelas que al aumentar la superficie de decantación permiten reducir el volumen del decantador, obteniendo los mismos o mejores resultados en el espesamiento.

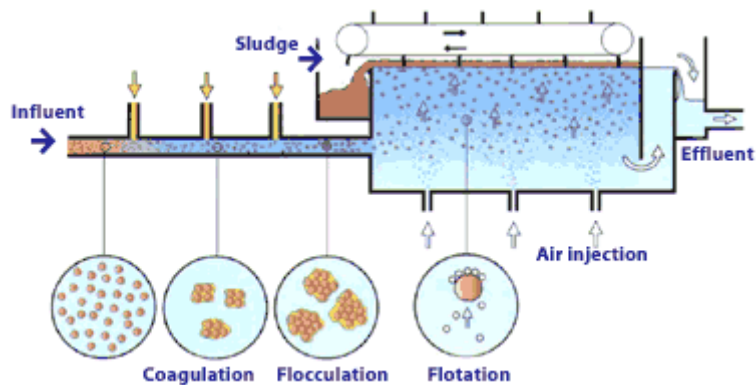


Figura 2-30, espesamiento por flotación forzada con aire.

El espesamiento por flotación, aprovecha la flotabilidad de las partículas (flóculos) cuando se les adhieren pequeñas burbujas de aire. Para la adherencia de estas burbujas de aire, basta con presurizar directamente la mezcla de fangos con aire, a una presión de 6 bares y descomprimir después a la entrada del tanque de flotación o también se puede presurizar directamente agua clarificada que se inyecta después en el



propio fango. El fango flotado y espesado es retirado de la superficie mediante frascetas superficiales.

La concentración del fango en materia seca tras esta fase de espesamiento suele estar en el entorno del 3 - 4 % (30 - 40 gr/l).

Respecto a las características químicas de los lodos, hay que tener presente que la composición química, por precisa que sea, no nos da una suficiente indicación de las características físico-químicas de los sólidos en suspensión, así por ejemplo la granulometría o tamaño de las partículas, superficie, carga electrostática y las fuerzas de capilaridad que retienen el agua, son factores importantes para determinar el tratamiento a aplicar a un lodo. Son muy útiles, por tanto, la realización de una serie de test de caracterización de estas propiedades, como son los test de decantabilidad, de resistencia a la filtración y de compresibilidad.

2.4.3. Estabilización

La estabilización del lodo se lleva a cabo principalmente para reducir la presencia de patógenos, eliminar olores desagradables y reducir o eliminar su potencial de putrefacción.

Los medios de estabilización más eficaces son: la reducción biológica del contenido de materia volátil (aeróbica o anaeróbica), la oxidación química de la materia volátil, la adición de agentes químicos para hacer el lodo inadecuado para la supervivencia de microorganismos y la aplicación de calor con el objeto de desinfectar o esterilizar el lodo.

2.4.3.1. Reducción biológica

Aeróbica

Se realiza una aireación de los lodos durante largos periodos de tiempo, de forma similar al proceso de fangos activos. En la digestión aeróbica los microorganismos están en fase respiratoria oxidándose los materiales contenidos en las células, teniendo como resultado, una reducción de la materia orgánica degradada biológicamente. De esta manera, la estabilización aeróbica del exceso de lodo (incluyendo lodos primarios) genera un consumo de energía muy elevado, por la elevada necesidad de oxígeno.

La digestión aeróbica se emplea habitualmente en plantas de tratamiento con capacidad inferior a 2.000 m³/día.

Como ventajas frente al tratamiento anaeróbico se consiguen menores concentraciones de DBO en el efluente, puede requerir menores costos iniciales y se obtiene un producto final biológicamente estable, sin olores. Pero sus desventajas pueden resultar más significativas, un mayor costo energético asociado al suministro de oxígeno requerido, el lodo digerido tiene pobres características para la deshidratación mecánica y se trata de una operación muy delicada.



Anaeróbica

La digestión de lodo, en ausencia de oxígeno libre, se lleva a cabo por los organismos anaeróbicos. Los organismos anaeróbicos y facultativos rompen la estructura molecular compleja de la materia orgánica liberando las "uniones" del agua y obteniendo oxígeno y nutrientes para el crecimiento y un gas compuesto principalmente por un 65-70% de metano (CH_4) y 25-30% de dióxido de carbono (CO_2).

Un metro cúbico de metano, tiene un poder calorífico de aproximadamente 35.800 kJ, considerando un porcentaje del 65% de metano, el gas de digestión tiene un poder calorífico de aproximadamente 22.400 kJ/m³. Este gas puede emplearse como combustible para calderas y motores de combustión interna.

Los procesos de tratamiento anaeróbico se tratan más extensamente en el apartado 2.3.8 de este documento.

2.4.3.2. Estabilización química

Las técnicas de estabilización química de los lodos como la oxidación húmeda y la estabilización termal, bajo altas condiciones de temperatura y presión, son técnicas aplicadas con menor frecuencia, por su mayor coste de operación.

La mayoría de estos procesos están orientados hacia la eliminación del residuo del lodo y a la utilización del producto final y/o de los subproductos. De todas estas operaciones cabe destacar la oxidación húmeda como tratamiento térmico emergente frente a la incineración. Aunque hoy en día la incineración es uno de los sistemas de eliminación de residuos más eficaces, plantea serios problemas medioambientales y rechazos sociales, así como altos costes de tratamiento.

Las condiciones de operación de la oxidación húmeda son de 250 °C de temperatura y 50 bares de presión. Como oxidante se inyecta oxígeno puro al lodo espesado en el reactor. El tiempo de retención es inferior a una hora, durante la cual la materia orgánica se quema en la fase gas y los metales pesados se adhieren al producto residual estable y reciclable.

Las ventajas de este tratamiento son la reducción de la cantidad de lodo deshidratado (80-85%), la estabilización de los metales pesados en productos no perjudiciales para la salud humana, la autosuficiencia energética de la operación y la conversión del lodo en una arena inerte con un bajo contenido en materia orgánica (<3%).

La estabilización química de los lodos es a día de hoy una técnica consolidada. Esta es una forma frecuente de mejorar las características de los lodos de aguas residuales, mezclándolos con productos alcalinos comerciales, como cal viva o cal apagada en proporciones adecuadas para estabilizar el lodo residual, disminuir su olor, su contenido en microorganismos patógenos y su contenido en humedad.

2.4.4. Deshidratación

El fango espesado y estabilizado como acaba de señalarse, contiene aún un porcentaje pequeño de materia seca (4%), lo que hace necesario una mayor concentración para manejar, de esta forma, menores volúmenes, para ello se recurre a la deshidratación natural (mediante camas secas, secado solar), durante un largo periodo de tiempo y la deshidratación mecánica (mediante máquinas de proceso como las prensas y centrifugadoras, más rápidas y costosas).

La extracción del agua retenida por capilaridad en el lodo no es posible con una simple decantación, ya sea por gravedad o por flotación. Para conseguir grados de sequedad del orden del 20% o mayores, hay que someter el lodo a una filtración o a una centrifugación, y generalmente para aumentar el rendimiento de estos tratamientos se hace necesario utilizar determinados reactivos como cal o polielectrolitos.

Existe un procedimiento, no muy extendido aún, de deshidratación del fango que lo lleva a una deshidratación completa, que es el secado térmico. Es un procedimiento costoso dado el consumo de energía empleada, pero en la valoración económica de este procedimiento habría que tener muy en cuenta el menor volumen generado y por tanto el consiguiente ahorro en transporte y vertido, basta con tener presente que la cantidad de materia obtenida en un secado térmico completo, quedaría reducida a una quinta parte de la obtenida por centrifugación. En general, los gastos de transporte suponen una partida importante en los costes totales de explotación, (cercanos a 1/3 del total). Por otra parte en un sistema de secado térmico, que a su vez deje reducido el lodo a un fino material seco, sería posible, en algunos casos, emplearlo en la industria cerámica. A este respecto se han llevado a cabo experiencias en diversos lugares con resultados bastante prometedores.

2.4.4.1. Filtros prensa

En esencia, constan de una serie de placas de fundición o de algún material moldeado, con caras acanaladas sobre las que se intercalan unas telas filtrantes. El fango previamente acondicionado generalmente con cal, se introduce en las cámaras que forman cada par de placas contiguas y se somete el conjunto a una elevada presión, del orden de 300 Kg/cm^2 , por medio de un dispositivo hidráulico. El funcionamiento es discontinuo, y muy laborioso, obteniéndose un fango bastante seco, próximo al 30% en materia seca.



Figura 2-31, filtro prensa (obtenido de acsmedioambiente.com).

2.4.4.2. Filtros banda

Consisten en una banda continua de tela filtrante que pasa a través de unos rodillos giratorios. El fango acondicionado con un polielectrolito se vierte de forma continua sobre la banda, y posteriormente al pasar entre los rodillos es comprimida y una placa rascadora va separando el fango deshidratado de la banda. En estos filtros se consiguen concentraciones del orden del 20% en materia seca.

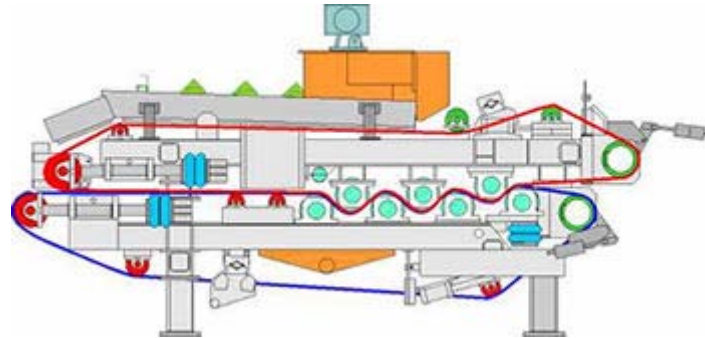


Figura 2-32, esquema de un filtro banda (obtenido de elaguapotable.com).

2.4.4.3. Centrifugación

La centrifugación, en definitiva es una decantación que tiene lugar en un decantador cilíndrico que gira a gran velocidad, esta rotación origina un campo centrífugo equivalente a varios miles de veces la fuerza de la gravedad precipitándose por tanto el lodo deshidratado en las paredes interiores del cilindro giratorio.

Las centrífugas industriales convencionales están formadas por un cuerpo cilíndrico rotatorio o rotor en cuyo interior gira en el mismo sentido y también a gran velocidad, aunque algo menor que el rotor, un tornillo helicoidal que va arrastrando hacia el exterior los sólidos que se han ido acumulando en las paredes interiores del rotor. La entrada del fango al rotor de la centrífuga tiene lugar por un tubo central. El tornillo helicoidal arrastra el fango retirado de las paredes internas del rotor hacia el exterior por un extremo, mientras que el agua clarificada sale por el extremo opuesto.

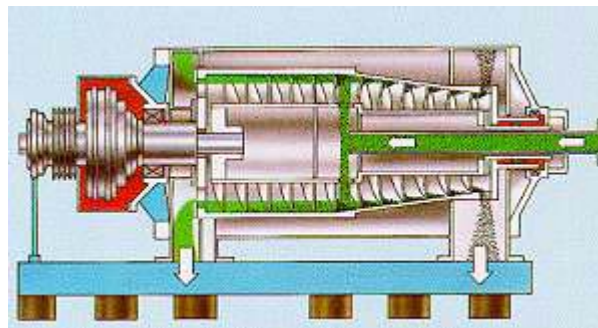


Figura 2-33, esquema de centrífuga.



La regulación de la velocidad diferencial entre el rotor y el tornillo helicoidal proporciona un medio de regulación de la centrifuga para extraer un residuo sólido más uniforme y seco.

La centrífuga puede trabajar en continuo, siendo igualmente muy importante el empleo de un agente floculante o polielectrolito adecuado, a la entrada del rotor, para una mejor separación. En la deshidratación de estos fangos en las centrifugas, se puede obtener unos lodos con una concentración en materia seca próxima al 20%.

2.4.5. Secado

Mediante el secado de los lodos se consigue reducir el peso de los lodos. El secado se produce mediante la evaporación del agua que existe en los lodos, generalmente mediante procedimientos basados en contacto, convección o radiación.

- En el procedimiento por contacto no es necesario el suministro de grandes cantidades de aire porque el calor suministrado por contacto entre el producto que se descarga y las paredes calientes es suficiente. Solo se requiere una cantidad de flujo de gas mínima para la evacuación del vapor. Esto tiene como ventaja que el gasto de aire de salida es bajo.
- El secado por convección se consigue mediante el tratamiento de los lodos con aire caliente. El aire ambiental se calienta mediante un calentador o intercambiador de calor-vapor y este aire entra en contacto con el lodo en un tambor o cinturón de secado.
- El secado por radiación significa que el calor se suministra mediante radiación del lodo. Por ejemplo radiación solar o calentamiento mediante elementos infrarrojos.

Debido al alto nivel de inversión y los costes operacionales de las plantas de secado, este proceso solo se aplica en el caso de grandes plantas de tratamiento de aguas residuales.



2.5. Eliminación de metales pesados y otros contaminantes

Los metales pesados son sustancias altamente tóxicas. Como constituyentes importantes de muchas aguas podemos encontrar un número importante de metales pesados aunque su cuantificación sea a niveles de traza. Cualquier catión que tenga un peso atómico superior a 23 (que corresponde al peso atómico del sodio) se considera un metal pesado. Todos ellos se encuentran catalogados en la Directiva Europea 96/61/CE IPPC (con transposición en la Ley 16/2002 española) como sustancias contaminantes que deben tenerse obligatoriamente en consideración para fijar valores límites de emisiones, aunque algunos de ellos son imprescindibles para el normal desarrollo de la vida biológica, y la ausencia de cantidades suficientes de ellos podría limitar, por ejemplo, el crecimiento de las algas.

A bajas concentraciones pueden afectar a los seres vivos y tienden a acumularse en la cadena alimentaria. Son causantes de graves daños en los seres vivos y son capaces de permanecer largo tiempo en el entorno, circulando o acumulándose en sedimentos y organismos vivos, de forma que se incorporan a las cadenas alimentarias.

Por lo tanto, es necesario evitar la entrada de metales tóxicos en los medios acuáticos, y sobre todo, que las industrias reduzcan la concentración de metales en sus vertidos hasta unos niveles que no generen problemas de toxicidad.

El metal en partículas y coloidal puede encontrarse formando hidróxidos, óxidos, silicatos o sulfuros, o adsorbidos en la arcilla, en el silíceo o en la materia orgánica. Las formas solubles generalmente son iones, quelatos o complejos organometálicos no ionizables. La solubilidad de trazas de metales en las aguas superficiales está controlada predominantemente por el pH, por el tipo de concentración de los ligandos en los cuales el metal puede absorberse, y por el estado de oxidación de los componentes minerales.

Existen tres tipos principales de fuentes de emisión de metales en el medio ambiente. El más evidente es el proceso de extracción y purificación: minería, fundición y refinación. El segundo, menos conocido, es la emisión de metales al quemarse combustibles fósiles como el carbón. Tales combustibles contienen cadmio, plomo, mercurio, níquel, vanadio, cromo y cobre. La tercera fuente, la más diversa, es la producción y utilización de productos industriales que contienen metales, que aumenta al descubrirse nuevas tecnologías y aplicaciones.

Las fuentes habituales de aguas residuales que contienen grandes cantidades de metales como el cromo, cadmio, cobre, mercurio, plomo y zinc proceden principalmente, de limpieza de metales, recubrimientos, curados, refinado de fosfato y bauxita, generación de cloro, fabricación de baterías y teñidos. Los efectos que provocan sobre el medio ambiente son: mortalidad de los peces, envenenamiento de ganado, mortalidad de plancton, acumulaciones en el sedimento de peces y moluscos.

Otra serie de metales como el hierro, calcio, magnesio o manganeso también están presentes en aguas residuales de las industrias de metalúrgica, fabricación de cemento, cerámicas y bombas de gasolina. Sus efectos, menos peligrosos que los anteriores,



principalmente son el cambio en las características del agua: color, dureza, salinidad e incrustaciones.

Debido a su toxicidad, la presencia de cualquiera de ellos en cantidades excesivas interferirá en gran número de los usos del agua. El BOCM nº 269 (1993) sobre vertidos líquidos industriales al Sistema Integral de Saneamiento establece los valores límites de los siguientes metales:

Tabla 2-11, límites de metales pesados en el vertido de agua residual.

Cromo Total : 5 mg/L	Cromo Hexavalente: 3 mg/L
Bario: 20 mg/L	Cadmio: 0,5 mg/L
Cobre: 3mg/L	Hierro: 10 mg/L
Manganeso: 2 mg/L	Mercurio: 0,1 mg/L
Níquel: 10 mg/L	Plomo: 1 mg/L
Zinc: 5 mg/L	

Debido a su naturaleza tóxica, algunos metales pesados causan impacto negativo sobre los tratamientos biológicos convencionales, así como sobre los ecosistemas receptores. En la Tabla 2-12 se muestran los límites de concentración de algunos metales que inhiben el tratamiento biológico.

Tabla 2-12, umbrales de concentración de contaminantes que inhiben el proceso de fangos activados [Metcalf-Eddy, 1996]

Contaminante	Concentración, mg/l	
	Eliminación de materia carbonosa	Nitrificación
<i>Aluminio</i>	15-26	
<i>Amoníaco</i>	480	
<i>Arsénico</i>	0,1	
<i>Borato (boron)</i>	0,01-100	
<i>Cadmio</i>	10-100	
<i>Calcio</i>	2.500	
<i>Cromo (VI)</i>	1-10	0,25
<i>Cromo (III)</i>	50	
<i>Cobre</i>	1,0	0,005-0,5
<i>Cianuro</i>	0,1-5	0,34
<i>Hierro</i>	1.000	
<i>Manganeso</i>	10	
<i>Magnesio</i>		50
<i>Mercurio</i>	0,1-5,0	
<i>Níquel</i>	1,0-2,5	0,25
<i>Plata</i>	5	
<i>Azufre</i>		500
<i>Cinc</i>	0,8-10	0,08-0,5
<i>Fenol</i>	200	4-10
<i>Cresol</i>		4-16
<i>2,4-Dinitrofenol</i>		150

Dada la inhibición de los tratamientos biológicos a menudo resulta conveniente medir y controlar las concentraciones de estas sustancias. Las cantidades de muchos de estos metales pueden determinarse, a concentraciones muy bajas, empleando métodos



instrumentales entre los que destacan la espectroscopia de emisión de plasma con detención óptica o con detención de masas y la espectroscopia de absorción atómica.

Uno de los principales problemas a los que la industria se enfrenta en la actualidad es que no existen demasiadas rutas de metabolización por parte de los seres vivos o de degradación por parte del medio.

Se utilizan algunas veces técnicas de precipitación de los metales a su forma de hidróxidos usando cal o sosa, pero este procedimiento tiene el problema de la generación de grandes cantidades de precipitados y aumento del pH de las aguas, siendo además el proceso de precipitación excesivamente lento a pesar de utilizar coagulantes.

El tratamiento terciario en la depuración de aguas residuales comprende una serie de procesos a los que deben someterse las aguas que provienen del tratamiento secundario, que es, por lo general, un tratamiento biológico. En el tratamiento terciario se eliminan compuestos orgánicos e inorgánicos disueltos. Los tres procesos considerados más adecuados para eliminar componentes inorgánicos del agua son la electrodiálisis, el intercambio iónico y la ósmosis inversa.

También los procesos biotecnológicos han llamado la atención de la comunidad científica por la variedad de métodos detoxificantes de metales pesados. Dentro de ellos, la adsorción representa una alternativa técnica y económicamente viable, tanto por su capacidad de depuración como por el moderado coste de operación que tiene, y por ser considerada una tecnología “limpia” en la eliminación de metales pesados de aguas residuales.

2.5.1. Precipitación

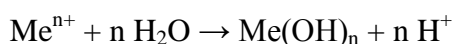
Consiste en la eliminación de una sustancia disuelta indeseable, por adición de un reactivo que forme un compuesto insoluble con el mismo, facilitando así su eliminación por cualquiera de los métodos descritos en la eliminación de la materia en suspensión.

Los agentes de precipitación habituales son: cal, sosa cáustica y sulfuros. En la siguiente tabla se recogen sus características:

Tabla 2-13, características de los agentes de precipitación habituales.

Cal, Ca(OH) ₂	Sosa Cáustica, NaOH	Sulfuros, NaSH y FeS
Reactivo más barato	Más cara que la cal	Tratamiento eficaz a bajas concentraciones
Genera grandes volúmenes de lodos	Genera menos volúmenes de lodos básicos	Lodo aplicable a la recuperación de suelos
Los lodos normalmente son aplicables a la recuperación de suelos	Lodo aplicable a la recuperación de suelos	

Esta forma de precipitación suele ser rápida, en el caso de los hidróxidos, además estos pueden formarse por reacciones de hidrólisis como:

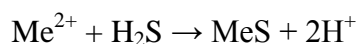
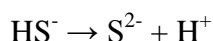
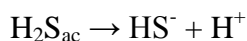




El proceso de precipitación del hidróxido es el que se utiliza más a menudo debido a que es un proceso simple, fácil y económico cuando se utiliza $\text{Ca}(\text{OH})_2$ (cal); por ejemplo es un método utilizado para la eliminación de fosfatos (nutriente). Además posee cierta capacidad coagulante, lo que hace su uso masivo en aguas residuales urbanas y muchas industriales de características parecidas. También se utiliza en ocasiones NaOH como precipitante.

Los valores de solubilidad teóricos mínimos para la mayoría de los hidróxidos de los metales son muy bajos, sin embargo, en la práctica raramente se logran estos valores debido a la mala separación sólido/líquido, velocidades de reacción lentas, fluctuaciones de pH y la presencia de otros cationes y agentes complejantes en el efluente residual.

La precipitación de sulfuros es un proceso muy efectivo para eliminar metales, entre otros el cobre. El procedimiento necesita de un tratamiento con H_2S a pH controlado. El gas sulfhídrico se disuelve en una solución acuosa y proporciona un ión sulfuro para la reacción de precipitación que ocurre de la siguiente manera:



La reacción se encuentra favorecida operando en condiciones de acidez baja. Este proceso es capaz de reducir la concentración de cobre, cinc y plomo a menos de 0,1 mg/L. En este caso se debe tener en cuenta la toxicidad del sulfuro y el olor que hacen que este proceso de precipitación sea menos atractivo.

La Figura 2-34 muestra la solubilidad de varios hidróxidos y sulfuros metálicos en diferentes condiciones de pH.

Una variante de la operación de precipitación es la precipitación electrostática, la cual se encuentra en vías de implantación a escala industrial.

La sedimentación puede ser sustituida por una filtración dependiendo del metal a tratar, así para el caso de retirar zinc, la precipitación química con cal se acompaña de una filtración en lechos de arena.

Para retirar cadmio, níquel o plomo suele adicionarse en la etapa de precipitación con cal un agente de captación para estos compuestos que está formado de silicatos, carbonatos y fosfatos de metales alcalinos. Esta adición además de obtener mayores rendimientos favorece la decantación.

Si se pretende retirar Zinc, Hierro, Cobre o Manganeseo la cal empleada en la precipitación se puede sustituir por óxido de Magnesio.

Los métodos químicos corresponden fundamentalmente a precipitación, con algún reactivo adecuado (Tabla 2-14, Tabla 2-15).

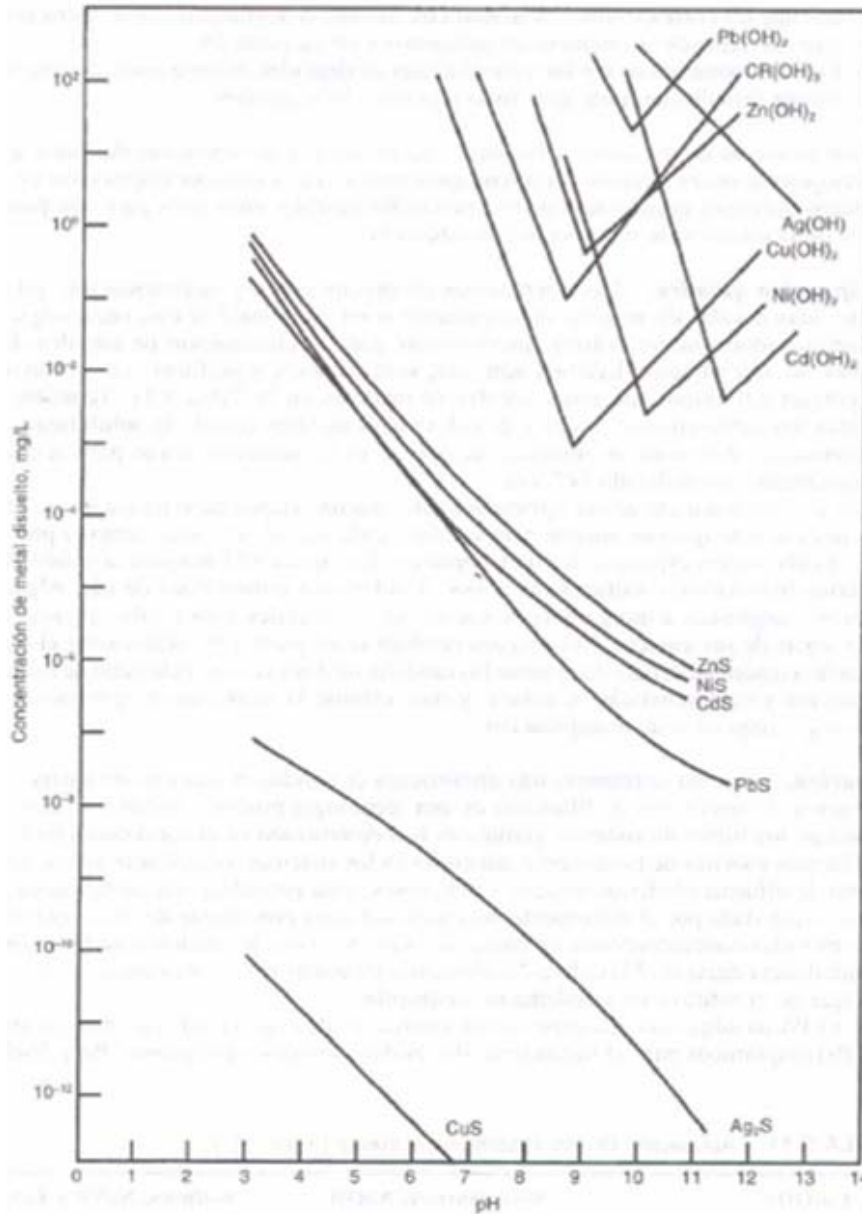


Figura 2-34, concentración de metal disuelto en función del pH

Tabla 2-14, agentes empleados para la eliminación de iones metálicos pesados por precipitación.

Agente de precipitación	Ventajas	Inconvenientes
Hidróxido cálcico	Bajo coste	Impurezas. Proceso lento Precipitación $CaSO_4$, $CaCO_3$
Carbonato sódico	Soluble. Rápido	Coste superior
Hidróxido sódico	Limpio. Rápido	Coste relativo alto
Amoníaco	Soluble. Rápido	Formación complejos, Nitrato amónico residual
Sulfuro sódico	Productos muy insolubles	Desprende H_2S
Ácido sulfúrico	Rápido. Bajo coste	Precipitación $CaSO_4$
Ácido clorhídrico	Rápido. Limpio	Coste relativo alto
Dióxido de carbono	Disponibles gases combustión	



Tabla 2-15, precipitación de metales pesados mediante diferentes reactivos.

Proceso	Metales	Reactivo	% Recuperación
Recubrimientos	Cd, Cu, Zn	Sulfuro	>99 Cd, Cu, Zn
Acabado metálicos	Cu, Cr, Ni	NaOCl, NaOH, NaHSO ₃	88 Cr, Ni, Cu
Agua residual	Cr, Ni	Na ₂ CO ₃	98 Ni
Soluciones metálicas	Cu	CaCO ₃	75-80 Cu
Fango Cu electrolítico	Au, Ag, Cu, Se	Cloración	99.7 Au
Compuestos Cu/As	As, Cu	Sulfuro	99.9 As, 99 Cu
Haluros Cu/Al	Cu	Al	95 Cu
Minería	Al, Cu, Ca, Mg, Mn, Ni, Fe, Zn	Sulfuro + hidróxido + agente oxidante	>85 metales
Cu no electrolítico	Cu	NH ₃	90-96 Cu
Impresión	Cu	NH ₃	99.5 Cu
Solución de V	V	NaOH, KOH, Ca(OH) ₂	90 V ₂ O ₅
Residuo eléctrico	Cu, Ni, W	Carbonato, hidróxido	98 Cu, Ni 100 W
Aceite pesado	Ni, V	NaClO ₃ , NaOH, NH ₄ OH	60-95 Ni, V
Acabados metálicos	Cd, Cu, Cr, Ni, Zn	NaOH	93-98 Zn
Residuo de Ferrita	Cu	Hidrocloruro de hidroxilamina + NaOH	99.3 Cu
Residuo industrial	Cu	Na ₂ S ₂ O ₃	99.7 Cu
Agua residual	Ag	Cloruro + Cu, Zn	92-96 Ag
Residuo electrolisis	Co, Cu, Ni	H ₂ O ₂ , ácido oxálico	93-99 Co, Cu, Ni

2.5.2. Adsorción

La adsorción es un proceso por el cual átomos, iones o moléculas son atrapados o retenidos en la superficie de un material, en contraposición a la absorción, que es un fenómeno volumétrico. El resultado es la formación de una película líquida o gaseosa en la superficie de un cuerpo sólido o líquido.

Considérese una superficie limpia expuesta a una atmósfera gaseosa. En el interior del material, todos los enlaces químicos (ya sean iónicos, covalentes o metálicos) de los átomos constituyentes están satisfechos. En cambio, por definición la superficie representa una discontinuidad de esos enlaces. Para esos enlaces incompletos, es energéticamente favorable el reaccionar con lo que se encuentre disponible, y por ello la adsorción se produce de forma espontánea.

La naturaleza exacta del enlace depende de las particularidades de los especímenes implicados, pero el material adsorbido (adsorbato) es generalmente clasificado como fisisorbido o quimisorbido.

La cantidad de material que se acumula depende del equilibrio dinámico que se alcanza entre la tasa a la cual el material se adsorbe a la superficie y la tasa a la cual se desprende, y que normalmente dependen de forma importante de la temperatura. Cuanto mayor sea la tasa de adsorción y menor la de desorción, mayor será la fracción de la superficie disponible que será cubierta por material adsorbido en el equilibrio.



Para estos procesos, resultan interesantes materiales con una gran superficie interna, (y por lo tanto poco volumen) ya sea en polvo o granular, como el carbón activo, y llevan asociados otros fenómenos de transporte de material, como el macro transporte y micro transporte de los reactivos.

El adsorbato es la sustancia que será removida de la fase líquida. El adsorbente es la fase sólida, líquida o gaseosa sobre la cual se acumula el adsorbato.

El proceso de adsorción no ha sido suficientemente utilizado en el tratamiento de agua residual, pero la demanda actual de una mejor calidad de los efluentes del tratamiento de agua residual, incluyendo la reducción de toxicidad, ha llevado a exámenes intensivos y al uso del proceso de adsorción en carbón activo.

Los principales tipos de adsorbentes incluyen carbón activo, polímeros sintéticos y adsorbentes con base de sílice. Aunque los dos últimos no suelen ser utilizados en el tratamiento de agua residual por su alto coste, por lo tanto solo se tratará el carbón activo.

2.5.2.1. Fundamentos de adsorción

El proceso de adsorción se produce en cuatro pasos más o menos definibles:

1. Transporte másico en la disolución. Involucra el movimiento de los contaminantes a eliminar en el seno del disolvente por dispersión.
2. Transporte difusivo superficial. Es el transporte por difusión de los contaminantes a través de la interfase líquido sólido en la superficie del carbón.
3. Transporte en los poros: El material a ser adsorbido penetra a través de los poros por un proceso de difusión molecular, a lo largo de la superficie del adsorbente.
4. Adsorción: Es el proceso de unión entre las moléculas del adsorbato y el adsorbente.

La cantidad de adsorbato que puede ser tomado por un adsorbente es una función de las características y concentración de adsorbato y la temperatura. Las características de mayor importancia son: solubilidad, estructura molecular, peso molecular, polaridad y la saturación de hidrocarburos. En general la cantidad de material adsorbido se determina como una función de la concentración a temperatura constante denominada isoterma de adsorción. Básicamente hay dos tipos de isotermas de adsorción bien establecidas: la isoterma de adsorción de Freundlich y la isoterma de adsorción de Langmuir.

2.5.2.2. Procesamiento de carbón activo

Hay una gran variedad de técnicas de producción y transformación utilizadas en la producción de carbón activo. Estas dependen de:

- La naturaleza y el tipo de materia prima disponible.
- Forma física del carbón activado deseada.



- Requisitos para el uso previsto.

El carbón activo es preparado inicialmente mediante la carbonización de materia orgánica como almendras, coco, cáscara de nuez; también se utilizan otros materiales como madera, hueso y carbón. Se produce una carbonilla calentando el material base (a una temperatura algo menor de 700 °C) en un autoclave para eliminar hidrocarburos, con un aporte de oxígeno insuficiente para mantener la combustión. El proceso de carbonización es esencialmente un proceso de pirólisis.

Las técnicas de activación que se utilizan principalmente por las operaciones de producción comercial son la activación química y la activación con vapor.

Activación química

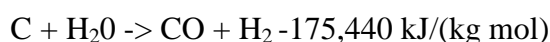
Esta técnica se utiliza generalmente para la activación de materias primas con base de turba y madera. La materia prima se impregna con un fuerte deshidratador, por lo general ácido fosfórico (H₃PO₄) o cloruro de zinc (ZnCl₂), mezclado en una pasta y luego se calienta a temperaturas de 500-800 °C para activar el carbón. El carbón activo resultante se lava, se seca y se muele en polvo.

El carbón activo producido por activación química generalmente presenta una estructura de poros muy "abierta", (comúnmente conocido como 'macroporosa'), ideal para la adsorción de las moléculas grandes.

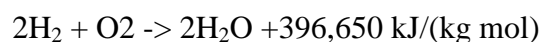
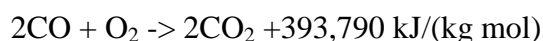
Activación con vapor

Esta técnica se utiliza generalmente para la activación del carbón y las cáscaras de coco en bruto, que normalmente se procesan en una forma carbonizada. La activación se realiza a temperaturas de 800-1100 °C en presencia de vapor de agua.

Inicialmente, se produce la gasificación del material carbonizado con vapor de agua, esta reacción es conocida como la reacción del agua-gas:



Esta reacción es endotérmica, la temperatura se mantiene por la combustión parcial del CO y H₂ formado (Se añade el aire justo para quemar los gases sin que arda el carbón):



El carbón activado resultante es clasificado, cribado y pulverizado. El carbón activado producido por la activación con vapor generalmente presenta una estructura de tamaño de poro entre fino y medio (comúnmente conocido como microporosa y mesoporosa) ideal para la adsorción de compuestos tanto de la fase líquida como vapor.

2.5.2.3. Tipos de carbón activo

- Macroporos > 25 nm.
- Mesoporos > 1 nm y < 25 nm.
- Microporos <1 nm.

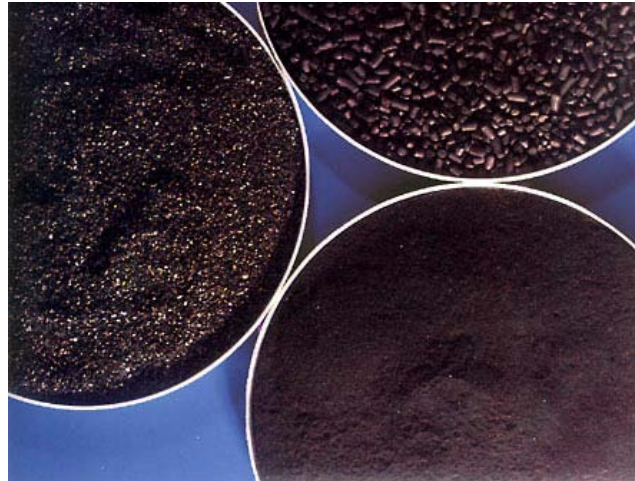


Figura 2-35, tipos de carbón activo (obtenido de www.grupoalmont.com.mx).

Las propiedades de la superficie resultante son función tanto del material utilizado inicialmente como del método de preparación, así pueden ser muy variadas. El tipo de material base utilizado puede afectar a la distribución de tamaños de poro y a las características de regeneración. Tras la activación, el carbón puede ser separado o preparado en diferentes tamaños con diferentes capacidades de adsorción. Según el tamaño se clasifica en carbón activado en polvo (PAC), que típicamente tiene un tamaño menor que 0,074 mm, y carbón activado granular (GAC), que tiene un diámetro mayor a 0,1 mm.

Tabla 2-16, características del carbón activo en polvo y granular, [Metcalf-Eddy, 1996].

Parámetro	Unidad	Tipo de carbón activo	
		GAC	PAC
Área superficial total	m ² /g	700-1300	800-1800
Densidad aparente	Kg/m ³	400-500	360-740
Densidad de partícula, humedecida en agua	Kg/l	1,0-1,5	1,3-1,4
Rango de tamaño de partícula	mm (μm)	0,1-2,36	(5-50)
Tamaño efectivo	mm	0,6-0,9	na
Coeficiente de uniformidad	UC	≤ 1,9	na
Radio de poro medio		16-30	20-40
Número de yodo		600-1100	800-1200
Número de abrasión	mínimo	75-85	70-80
Cenizas	%	≤ 8	≤ 6
Humedad envasados	%	2-8	3-10



2.5.2.4. Regeneración y reactivación

La aplicación económica de carbón activado depende de la eficiencia de la regeneración y reactivación del carbón tras superar su capacidad de adsorción. Incluyendo químicos para oxidar el material adsorbido, vapor para la desorción del material, disolventes y procesos de conversión biológicos.

Típicamente se pierde parte de la capacidad de adsorción tras el proceso de regeneración (entre 4 y 10%), dependiendo de los compuestos que han sido adsorbidos y el método usado para la regeneración. En algunas aplicaciones, la capacidad del carbón tras la regeneración es la misma durante años. El uso de carbón activo en polvo producido de residuos sólidos reciclados permite eliminar la necesidad de regenerar el carbón, y permite que sea más económico.

La reactivación del carbón granular se realiza básicamente con los mismos procesos utilizados en la generación del carbón desde el material virgen. El carbón gastado es reactivado en un horno por oxidación de la materia adsorbida y mediante su eliminación de la superficie del carbón. Con un buen control del proceso, la capacidad de adsorción del carbón reactivado puede ser esencialmente la misma que la del carbón virgen, habitualmente se asume que se produce una pérdida de un 2-5% tras la reactivación.

2.5.2.5. Tratamiento

Con carbón activo granular

El proceso consiste, básicamente, en hacer pasar el líquido a tratar por un lecho de carbón activo que se mantiene en el interior de un reactor. Se utilizan diversos tipos de reactores.



Figura 2-36, columna de carbón activo (obtenido de www.indiamart.com).

- **Reactor de lecho fijo:** Es el tipo más utilizado en tratamiento de agua residual. Habitualmente en forma de filtro de carbón activo. El agua a tratar se introduce por la parte superior del filtro y se recoge por la inferior, estos sistemas suelen ir acompañados de un sistema de limpieza por agua a contra corriente que aumenta los



tiempos entre regeneraciones. Con este tipo de filtros se consigue la filtración y adsorción en un paso.

- **Reactor de lecho expandido:** Se utilizan para evitar los problemas de apelmazamiento que se producen en los lechos fijos debido a los sólidos suspendidos. El agua a tratar se introduce por la parte inferior del reactor y el carbón activo se expande por el movimiento del fluido. La expansión es mucho mayor a la producida con el lavado a contracorriente de los reactores de lecho fijo. En general, en este tipo de reactores se produce un desgaste del carbón por abrasión y las pequeñas partículas que se producen pueden escapar con el efluente del reactor.

Con carbón activo en polvo

El carbón activo en polvo puede aplicarse al efluente de un tratamiento biológico, directamente a los diferentes procesos del tratamiento biológico y en tratamientos físico-químicos. En el caso de la planta de tratamiento biológico, el carbón activo se añade en tanques de contacto, tras un cierto tiempo de contacto se permite que el carbón decante separándolo del agua tratada. Debido a que el carbón es muy fino se suele utilizar un agente coagulante, como un polielectrolito, o un proceso de filtración a través de arena. Se ha probado la efectividad de añadir carbón activo en polvo directamente al tanque de aireación de un proceso de fangos activos, con buenos resultados.

Factores que influyen en la adsorción de compuestos presentes en el agua:

- El tipo de compuesto que desee ser eliminado. Los compuestos con elevado peso molecular y baja solubilidad se absorben más fácilmente.
- La concentración del compuesto que desea ser eliminado. Cuanta más alta sea la concentración, más carbón se necesitará.
- Presencia de compuestos orgánicos que competirán con otros compuestos por los lugares de adsorción disponibles.
- El pH del agua. Por ejemplo, los compuestos ácidos se eliminan más fácilmente a pHs bajos.

Según estos factores podemos clasificar algunos compuestos según su probabilidad de ser eficazmente adsorbidos por el carbón activo en el agua:

Tabla 2-17, compuestos con MUY ALTA probabilidad de ser eliminados por carbón activo.

2,4-D	Deisopropiltatracina	Linuron
Alacloro	Desetilatraccina	Malation
Aldrin	Demeton-O	MCPA
Antraceno	Di-n-butiltalato	Mecoprop
Atraccina	1,2-Diclorobenceno	Metazaclor
Azinfos-etil	1,3-Diclorobenceno	2-Metil bencenammina
Bentazona	1,4-Diclorobenceno	Metil naftaleno
Bifenil	2,4-Diclorocresol	2-Metilbutano



2,2-Bipiridina	2,5-Diclorofenol	Monuron
Bis(2-Etilhexil) Ftalato	3,6-Diclorofenol	Naftaleno
Bromacil	2,4-Diclorofenoxi	Nitrobenzeno
Bromodiclorometano	Dieldrin	m-Nitrofenol
p-Bromofenol	Dietilftalato	o-Nitrofenol
Butilbenzeno	2,4-Dinitrocresol	p-Nitrofenol
Hipoclorito de calcio	2,4-Dinitrotolueno	Ozono
Carbofurano	2,6-Dinitrotolueno	Paration
Cloro	Diuron	Pentaclorofenol
Dióxido de cloro	Endosulfan	Propacina
Clorobenceno	Endrin	Simacina
4-Cloro-2-nitrotolueno	Etilbenzeno	Terbutrin
2-Clorofenol	Hezaclorobenceno	Tetracloroetileno
Clorotolueno	Hezaclorobutadieno	Triclopir
Criseno	Hexano	1,3,5-Trimetilbenzeno
m-Cresol	Isodrin	m-Xileno
Cinacina	Isooctano	o-Xileno
Ciclohexano	Isoproturon	p-Xileno
DDT	Lindano	2,4-Xilenol

Tabla 2-18, Compuestos con ALTA probabilidad de ser eliminados por carbón activo.

Anilina	Dibromo-3-cloropropano	1-Pentanol
Benceno	Dibromoclorometano	Fenol
Alcohol bencílico	1,1-Dicloroetileno	Fenilalanina
Ácido benzoico	cis-1,2- Dicloroetileno	Ácido o-ftálico
Bis(2-cloroetil) éter	trans-1,2- Dicloroetileno	Estireno
Bromodiclorometano	1,2-Dicloropropano	1,1,2,2-Tetracloroetano
Bromoformo	Etileno	Tolueno
Tetracloruro de carbono	Hidroquinona	1,1,1-Tricloroetano
1-Cloropropano	Metil Isobutil Ketona	Tricloroetileno
Clorotoluron	4-Metilbencenammina	Acetato de vinilo

Tabla 2-19, compuestos con probabilidad MODERADA de ser eliminados por carbón activo.

Ácido acético	Dimetoato	Metionina
Acrilamida	Etil acetato	Metil-tert-butil éter
Cloroetano	Etil éter	Meti etil ketona
Cloroformo	Freón 11	Piridina
1,1-Dicloroetano	Freón 113	1,1,2-Tricloroetano
1,2-Dicloroetano	Freón 12	Cloruro de vinilo
1,3-Dicloropropeno	Glifosato	
Dikegulac	Imazipur	

Tabla 2-20, compuestos cuya eliminación NO es probable con carbón activo.

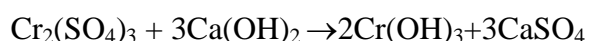
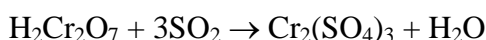
Acetona	Cloruro de metileno
Acetonitrilo	1-Propanol
Acrilonitrilo	Propionitrilo
Dimetilformaldehido	Propileno
1,4-Dioxano	Tetrahidrofurano
Isopropil alcohol	Urea



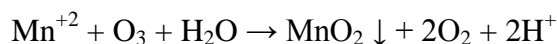
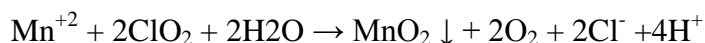
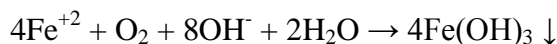
2.5.3. Oxidación

Las reacciones químicas de oxidación-reducción se emplean para reducir la toxicidad o la solubilidad, o para transformar una sustancia en otra más fácilmente manipulable. Como se ha visto con anterioridad esta operación mayoritariamente se combina con la precipitación química.

Los procesos de reducción y precipitación de corrientes residuales que contienen cromo, involucran una reducción del cromo hexavalente al estado trivalente en condiciones ácidas, $\text{pH} \leq 3$, empleando dióxido de azufre como agente reductor, seguida de una precipitación con cal, en condiciones básicas, con pH entre 8 y 9:



Los métodos de eliminación de Hierro y Manganeseo por procesos de oxidación siguen las reacciones siguientes:



Es posible obtener una oxidación y filtración simultánea a través de materiales especiales: materiales recubiertos con MnO_2 (arenas verdes) que funcionan como intercambiadores de electrones: el MnO_2 oxida el Fe y Mn bivalentes que precipitan y son retenidos por la masa filtrante. Cuando el agua cruda se ha sometido previamente a una aireación, los metales recubiertos de MnO_2 actúan como catalizadores en la oxidación del Fe y Mn.

2.5.3.1. Oxidación Química

Incineración

Consiste en la oxidación térmica completa del residuo en fase gas y a temperatura elevada. Es un método útil únicamente cuando se trata de pequeñas cantidades de aguas con una concentración elevada de contaminantes oxidables. En caso contrario, los costes de operación asociados a la necesidad de utilizar un combustible auxiliar, se vuelven excesivos. Aunque los costes de inmovilizado son elevados, la tecnología está bien establecida. Puede ser una buena elección tecnológica cuando se utiliza en combinación con una operación de separación previa que concentre el contaminante, por ejemplo una ultrafiltración. Aún así, en el tratamiento de efluentes líquidos resulta una técnica costosa además de impopular.

Oxidación húmeda no catalítica (WAO)

La oxidación húmeda es un proceso clásico de tratamiento que se ha venido aplicando desde hace más de cincuenta años y en el cual la materia orgánica, soluble o en suspensión, se oxida con oxígeno disuelto procedente de aire o corrientes gaseosas



enriquecidas en oxígeno. La temperatura de tratamiento de los procesos de oxidación húmeda es función de la naturaleza de los compuestos que se deben degradar, pero en general oscila entre 150 y 350 °C con una presión de operación entre 20 y 200 bar dependiendo esencialmente de la temperatura. El rendimiento de la oxidación, medido como porcentaje de demanda química de oxígeno oscila entre el 75 y el 90%. La oxidación húmeda se puede aplicar en corrientes cuyo contenido en materia oxidable oscile entre 500 y 15.000 mg/L de demanda química de oxígeno y se vuelve autotérmica para valores de demanda química de oxígeno superiores a 20 g/L.

Oxidación húmeda catalítica (CWAO)

En casos en los que sea necesario alcanzar una tasa de mineralización alta, el proceso de oxidación húmeda se puede llevar a cabo en presencia de catalizadores con el fin de acelerar la velocidad de la reacción de degradación de los compuestos orgánicos. La oxidación húmeda catalítica (CWAO) es capaz de mineralizar la práctica totalidad de los contaminantes orgánicos junto con compuestos inorgánicos tales como cianuros y amoníaco y como la oxidación húmeda, puede utilizar aire u oxígeno como agente oxidante. El catalizador hace posible la operación en condiciones de temperatura y presión más moderadas que las de la oxidación húmeda no catalítica y, por tanto, mejorar el balance económico del proceso. Los catalizadores suelen ser metales u óxidos metálicos soportados, pero también se han estudiado otras sustancias, tanto en sistemas homogéneos como heterogéneos.

La oxidación húmeda catalítica permite llevar a cabo la oxidación de compuestos orgánicos en agua a presión moderada (en cualquier caso superior a la presión de vapor del agua y en general en el rango 15-50 bar) y a una temperatura comprendida entre 120°C y 250°C, que es función esencialmente del tipo de catalizador. La eficacia del proceso en cuanto a la reducción de DQO puede oscilar entre el 75% y el 99%. La oxidación húmeda catalítica está particularmente indicada en el caso de efluentes concentrados (demandas químicas de oxígeno mayores que 10.000 mg/L, para las cuales el proceso no requiere aporte externo de energía) o que contengan compuestos no biodegradables o tóxicos para los sistemas biológicos de depuración.

Oxidación húmeda supercrítica (SWAO)

En los procesos de oxidación húmeda mencionados hasta ahora el oxidante primario debe atravesar la interfase gas-líquido. Esto impone limitaciones al diseño de reactores puesto que debe tenerse en cuenta una posible limitación a la velocidad de transferencia de materia. Si se rebasa el punto crítico del agua (647.096 K, y 22.064 MPa) desaparece la diferencia entre fases a la vez que los coeficientes de transporte alcanzan valores elevados, lo que permite operar con velocidades de oxidación elevadas. De esta forma, los compuestos orgánicos tóxicos y refractarios a la oxidación pueden degradarse con gran eficacia a temperaturas comprendidas entre 400 y 650° C con tiempos de residencia muy pequeños (30-90 s).

Además, el proceso permite tratar efluentes con contaminantes muy diversos, incluyendo metales, que son transformados en sus óxidos. Por otro lado, la presión que requiere la oxidación supercrítica es muy elevada y en las condiciones de presión y temperatura de la operación existe una fuerte incidencia de la corrosión debida a la oxidación de halógenos, fósforo y azufre, factores ambos que fuerzan a utilizar materiales costosos.



Tabla 2-21, características importantes de los procesos de oxidación directa [VT2, 2006].

Tratamiento	Condiciones	Rendimientos
Incineración	> 800°C	> 99%
<u>Limitaciones:</u> Si el poder calorífico es inferior a 3.000 kJ/kg (>200 g/L DQO) es necesario utilizar un combustible adicional		
Oxidación húmeda no catalítica	150-350°C, 20-200 bar	75-90%
<u>Limitaciones:</u> DQO inicial 500-15.000 mg/L Condiciones muy enérgicas No se alcanza mineralización completa		
Oxidación húmeda catalítica	120-250°C, 5-25 bar	75-99%
<u>Limitaciones:</u> DQO inicial > 10.000 mg/L El proceso es muy dependiente del tipo de catalizador La estabilidad de algunos catalizadores no es satisfactoria		
Oxidación húmeda supercrítica	400-650°C, > 250 bar	> 99.9%
<u>Limitaciones:</u> DQO inicial: > 50 g/L DQO El medio de reacción es corrosivo La deposición de sales puede bloquear los equipos Los compuestos que contienen nitrógeno mineralizan con dificultad		

Tabla 2-22, procesos comerciales de oxidación directa [VT2, 2006].

Oxidación húmeda convencional o no catalítica (WAO)
Método ZIMPRO
Oxida materia orgánica soluble o en suspensión en agua utilizando oxígeno o aire como oxidante a 150-320°C y 10-220 bar. Su origen está en la década de los treinta del siglo XX cuando F.J. Zimmermann fundó Zimpro Products (actualmente USFilter Zimpro) para explotar la tecnología Zimpro. Usos: acondicionamiento de lodos (Low Pressure Oxidation, LPO), regeneración de carbón activo (Wet Air Regeneration, WAR) y diversas aplicaciones para efluentes industriales.
Proceso VerTech
Puesto a punto por la compañía VerTech, utiliza un reactor que opera a 275°C y 100 bar para el tratamiento de lodos. Desde 1994 opera una planta en Apeldoorn (Holanda) que trata 80t/día de lodos y elimina el 70% de la demanda química de oxígeno. Los sólidos residuales se utilizan como relleno (landfilling) y el nitrógeno se elimina mediante tratamiento biológico
Oxidación húmeda catalítica (CWAO)
Proceso LOPROX (LOW PRESSURE WET OXIDATION)
Desarrollado por Bayer AG, utiliza una cascada de columnas de burbujeo como reactor de oxidación. Opera a unos 150-200°C y a presiones en el rango 5-20 bar utilizando como catalizador Fe ²⁺ y un co-catalizador orgánico. El tiempo de residencia medio en el reactor está en el rango 1-3 h, dependiendo de la composición del efluente, lo que permite la operación autotérmica a partir de 10 g/L de demanda química de oxígeno. Su capacidad de eliminación de DQO llega al 90%, con un grado de mineralización del 60-65%. Existen varias plantas en operación en Alemania y Suiza.
Proceso Ciba-Geigy
Utiliza aire como oxidante y como catalizador homogéneo una sal de cobre que se separa mediante precipitación como sulfuro de cobre. Opera a temperatura elevada (300°C) y consigue eficacias de eliminación de hasta el 99% en aguas con contaminantes muy refractarios a la oxidación, aunque no consigue eliminar totalmente el amoníaco. Existen varias unidades en operación en las plantas de la compañía en Alemania y Suiza.
Proceso NS-LC
Utiliza un catalizador monolítico de Pt-Pd/TiO ₂ -ZrO ₂ y un sistema de flujo denominado "flujo gaslíquido segmentado" en el que gas y líquido se alternan en el contacto con el catalizador. Opera a 220°C y 40 bar. Las conversiones de la mayoría de los compuestos orgánicos superan el 99%.



2.5.3.2. Procesos avanzados de oxidación (AOP)

Los procedimientos avanzados de oxidación se definen como “aquellos procesos de oxidación que implican la generación de radicales hidroxilo en cantidad suficiente para interaccionar con los compuestos orgánicos del medio”. Se trata de una familia de métodos que utilizan la elevada capacidad oxidante de los radicales HO· y que se diferencian entre sí en la forma en la que los generan.

Los más comunes utilizan combinaciones de ozono (O₃), peróxido de hidrógeno (H₂O₂), radiación ultravioleta y fotocátalisis. Una consecuencia de la elevada reactividad del agente oxidante es que los procesos avanzados de oxidación se caracterizan también por su baja selectividad, pero lo que en un proceso de producción puede ser una desventaja, es sin embargo una característica deseable en el caso de la eliminación de contaminantes de aguas residuales.

Por otro lado, se trata de procesos que utilizan reactivos costosos tales como el agua oxigenada o el ozono, por lo que su utilización debe restringirse a situaciones en las que otros procesos más baratos, como los biológicos, no sean posibles. Su máximo potencial se explota cuando se consiguen integrar con otros tratamientos, como la adsorción o los tratamientos biológicos, a fin de conseguir la máxima economía de oxidante.

Una característica común a todos los procesos avanzados de oxidación es su capacidad para tratar efluentes con concentraciones menores que 5 g/L de demanda química de oxígeno. Para mayores concentraciones, el elevado consumo de agente oxidante y la mejora en el balance energético del proceso, hacen preferibles las técnicas de oxidación directa tales como la oxidación húmeda.

Tabla 2-23, Procesos avanzados de oxidación (heterogéneos) [VT2, 2006].

Procesos heterogéneos	
<i>Ozonización catalítica (O₃/Cat.)</i>	
<u>Ventajas:</u>	Facilidad de separación de los productos Diseño de reactores bien conocido Mejora de la economía del ozono respecto de los sistemas homogéneos Nuevos materiales catalíticos en desarrollo
<u>Desventajas:</u>	Baja solubilidad del ozono, que debe transferirse desde el gas Limitaciones a la transferencia de materia en un sistema trifásico
<i>Procesos fotocatalíticos (O₃/TiO₂/UV y H₂O₂/TiO₂/UV)</i>	
<u>Ventajas:</u>	Posibilidad de utilización de una fuente de energía limpia Se puede combinar con otros procedimientos de oxidación
<u>Desventajas:</u>	Eficacia reducida si no se utilizan otros reactivos Bajo rendimiento de la radiación Limitación en la disponibilidad de fotocatalizadores Limitaciones a la transferencia de materia



Tabla 2-24, Procesos avanzados de oxidación (homogéneos) [VT2, 2006].

Procesos homogéneos	
<u>a) Sin aporte externo de energía:</u>	
<i>Ozonización en medio alcalino</i>	
<u>Ventajas:</u>	Tecnología de reactores gas-líquido bien conocida Flexibilidad para tratar distintos caudales y concentraciones Fácilmente automatizable
<u>Desventajas:</u>	Baja solubilidad del ozono en agua Posible formación de bromatos Coste de generación de ozono Presencia de carbonatos, bicarbonatos y otros neutralizantes de radicales
<i>Ozonización con peróxido de hidrógeno (O_3/H_2O_2) y ($O_3/H_2O_2/OH$)</i>	
<u>Ventajas:</u>	Eficacia y velocidad de degradación elevadas Puede utilizarse para degradar la práctica totalidad de los compuestos Tecnología conocida y fácil de automatizar
<u>Desventajas:</u>	A las del ozono alcalino se añade el coste del peróxido de hidrógeno
<i>Peróxido de hidrógeno y catalizador (H_2O_2/Fe^{2+})</i>	
<u>Ventajas:</u>	Método probado y con amplio desarrollo industrial Eficaz como pretratamiento
<u>Desventajas:</u>	Utiliza un catalizador homogéneo Se generan lodos de hidróxido de hierro El pH del medio debe ser controlado en un intervalo estrecho Los ácidos orgánicos pueden secuestrar el hierro
<u>b) Con aporte externo de energía:</u>	
<u>b1) Energía procedente de radiación ultravioleta (UV)</u>	
<i>Métodos ozono-ultravioleta: O_3/UV, H_2O_2/UV y $O_3/H_2O_2/UV$</i>	
<u>Ventajas:</u>	La velocidad de oxidación puede ser muy alta Reduce el coste de los reactivos
<u>Desventajas:</u>	El coste de la generación de radiación UV es elevado La eficacia de la radiación es baja La economía del proceso requiere que el compuesto a degradar absorba en el UV
<i>Foto-Fenton ($Fe^{2+}/H_2O_2/UV$)</i>	
<u>Ventajas:</u>	Reduce la generación de lodos respecto al Fenton clásico La velocidad de reacción es alta, lo que reduce el tamaño del reactor
<u>Desventajas:</u>	Baja eficacia de la radiación Necesidad de controlar estrechamente el pH
<u>b2) Energía procedente de ultrasonidos (US)</u>	
<i>Oxidación avanzada con ultrasonidos (O_3/US y H_2O_2/US)</i>	
<u>Ventajas:</u>	No requiere radiación y reduce el coste de reactivos Puede combinarse con otros procesos de oxidación
<u>Desventajas:</u>	Proceso intensivo en energía Tecnología en sus primeras fases de desarrollo
<u>b3) Electroquímica</u>	
<i>Métodos electroquímicos (Oxidación anódica, Electro-Fenton)</i>	
<u>Ventajas:</u>	Mejoran la eficacia de los procesos Evitan o reducen la necesidad de reactivos
<u>Desventajas:</u>	Duración de los electrodos Coste elevado debido a la energía



2.5.4. Intercambio iónico

Para la eliminación de metales pesados en flujos muy diluidos resultan aplicables los sistemas de intercambio iónico. Las resinas que se emplean son resinas de intercambio catiónico, que se clasifican en fuertemente o débilmente ácidas.

Las resinas fuertemente ácidas presentan las siguientes selectividades (en orden decreciente de preferencia) hacia los diferentes cationes: bario, plomo, calcio, níquel, cadmio, cobre, zinc, magnesio, potasio, amoníaco, sodio e hidrógeno.

En el apartado 2.6.3 de este documento se trata más detalladamente el tratamiento mediante resinas de intercambio iónico.

El intercambio iónico con zeolitas da buenos resultados en la eliminación de metales pesados. Se han utilizado varias zeolitas, entre las cuales se incluyen zeolitas naturales tales como clinoptilolita, mordenita, chabazita, erionita y zeolitas sintéticas tales como 4A y NaX, en la retención de una serie de metales. Para el caso de la clinoptilolita el metal que mejor se elimina es el plomo, seguido del cadmio, cesio, cobre, cromo siendo el níquel el más resistente a la eliminación. Por otro lado a menor razón Si/Al de la zeolita, mayor capacidad de la zeolita para intercambio catiónico. Respecto al mejor ión intercambiable en la zeolita, los cationes monovalentes se intercambian mejor por los metales pesados que los divalentes, siendo el sodio o el potasio los que mejor funcionan.

Las Zeolitas son minerales micro porosos formados por la desvitrificación de cenizas volcánicas durante millones de años. La estructura molecular de la ceniza se transforma lentamente, bajo ciertas condiciones geológicas, la estructura cristalina regular proporciona a las zeolitas sus características únicas.

2.5.4.1. Obtención y procesamiento de zeolitas

Las zeolitas sedimentarias se obtienen por técnicas de minación a cielo abierto. La excavación se realiza con equipo convencional para remover tierra. Esto minimiza los costos. Las variaciones en la calidad de la mina pueden ser manejadas por un minado selectivo.

Las zeolitas naturales son vendidas como productos triturados y cribados, finalmente como pulverizados o micronizados a productos ultrafinos de acuerdo al tipo de uso que se le va a dar. El producto triturado y cribado de estos materiales es de bajo costo y es usado en aplicaciones simples como son: acondicionamiento de suelos o como vivienda de animales domésticos, que toleran un equitativo y amplio rango de tamaño de partícula. Muchas zeolitas son trituradas, pulverizadas y clasificadas.

El desempeño de las zeolitas naturales puede incrementarse lavándose con ácido y solución de NaCl para aumentar los contenidos de iones H^+ y Na^+ respectivamente. Los productos de Clinoptilolita son particularmente incrementados en la capacidad de intercambio iónico por lavado para reemplazar los iones de K^+ por iones de Na^+ .



2.5.4.2. Tratamiento de agua con zeolitas

La zeolita natural ofrece un efecto superior al de la arena o al de los filtros de carbón, resultando en agua más pura con mejor productividad y requiriendo menos mantenimiento. La estructura altamente porosa de las zeolitas puede capturar partículas contaminantes de hasta 4 micras. Las zeolitas están cargadas negativamente de forma natural, por lo que pueden adsorber cationes, como metales pesados y amoníaco. También pueden adsorber algunos contaminantes orgánicos y olores no deseados, por tanto se pueden dar los siguientes usos en el tratamiento de agua:

- Tratamiento de aguas residuales en tenerías, mataderos, vertederos, etc.
- Potabilización de agua.
- Filtración de agua de piscinas.
- Filtración y precipitación de impurezas en aguas para consumo humano.
- Eliminación de amonio en lodos y en aguas residuales de ciudad.
- Eliminación de metales pesados.

La zeolita natural elimina partículas contaminantes de $10\mu\text{m}$ e inferiores, adsorbe cationes en solución como Fe, Mn, Cu, Cd, Cr, Zn, Pb y As, y puede eliminar malos olores y algunos contaminantes orgánicos.

Se utiliza de la misma forma que la arena y se la puede sustituir en instalaciones existentes para mejorar el rendimiento. También puede utilizarse en combinación con la arena y/o otros medios filtrantes como el carbón activado para obtener agua de gran pureza o para purificar agua altamente contaminada. Con las nuevas normativas sobre reciclaje del agua, las zeolitas ofrecen la posibilidad de obtener agua limpia proveniente de cualquier origen.

2.5.5. Biorremediación

La biorremediación se define como el empleo de organismos vivos, tales como microorganismos y plantas, con la finalidad de reducir o eliminar, degradar y transformar contaminantes tanto en ecosistemas terrestres como acuáticos. La biodepuración de agua y suelos contaminados ocurre de forma natural en los ecosistemas. Básicamente, los procesos de biorremediación pueden clasificarse en tres tipos:

- **Remediación microbiana:** se refiere al uso de microorganismos directamente en el foco de la contaminación. Estos microorganismos pueden ya existir en ese sitio o pueden provenir de otros ecosistemas, en cuyo caso deben ser inoculados en el sitio contaminado. Cuando no es necesaria la inoculación de microorganismos, suelen administrarse más nutrientes con el fin de acelerar el proceso. Hay bacterias y hongos que pueden degradar con relativa facilidad petróleo y sus derivados, benceno, tolueno, acetona, pesticidas, herbicidas, éteres, alcoholes simples, entre otros. Los metales pesados como uranio, cadmio y mercurio no son biodegradables, pero las bacterias pueden concentrarlos, aislándolos, para que sean eliminados más fácilmente.



- **Degradación enzimática:** consiste en el empleo de enzimas en el lugar contaminado con el fin de degradar las sustancias nocivas. Dichas enzimas son previamente producidas en bacterias transformadas genéticamente. Esta aplicación de la biotecnología lleva décadas en el mercado y actualmente las compañías biotecnológicas ofrecen las enzimas y los microorganismos genéticamente modificados para tal fin.
- **Fitorremediación:** la fitorremediación es el uso de plantas para limpiar ambientes contaminados debido a la capacidad que tienen algunas especies vegetales de absorber, acumular y/o tolerar altas concentraciones de contaminantes como metales pesados, compuestos orgánicos y radioactivos.

Los procesos por los cuales los organismos interactúan con los metales tóxicos son muy diversos. Sin embargo, existen en la práctica tres categorías generales de procesos biotecnológicos para el tratamiento de residuos líquidos que contienen metales tóxicos: la biosorción, la precipitación extracelular y la captación a través de biopolímeros purificados y de otras moléculas especializadas, derivadas de células microbianas. Estos procesos no son excluyentes y pueden involucrar fenómenos fisicoquímicos y biológicos. Las tecnologías que utilizan estos procesos se encuentran actualmente en uso para controlar la contaminación de diversas fuentes, incluyendo las actividades de fundición y de minería.

Los microorganismos y sus productos pueden ser bioacumuladores, muy eficientes, de metales solubles y particulados, especialmente a partir de concentraciones externas diluidas, por esto las tecnologías basadas en los microorganismos ofrecen una alternativa o ayudan a las técnicas convencionales para la eliminación/recuperación de metales. Esta biomasa puede ser utilizada en sus estados inerte o vivo, con diferentes ventajas e inconvenientes que se detallan en la Tabla 2-25.

En el esquema de la Figura 2-37, la biomasa microbiana (o sus productos) es puesta en contacto con una solución de metales y una vez que éstos han sido removidos por ella, se tiene la opción de recuperar la biomasa íntegra (funcional) utilizando reactivos químicos suaves para retirar los metales sin destruirla, permitiendo así su utilización posterior en un nuevo ciclo de tratamiento. En caso de que no importe la integridad de la biomasa, el metal puede ser retirado de la misma por métodos más drásticos. En la parte central del esquema, cuando se ha llegado a la saturación de la biomasa (o de sus productos) con el metal, se plantea la posibilidad de recircular parte de la solución que aún contiene metales, para ser sometida a un nuevo ciclo de eliminación por biomasa fresca y/o regenerada, por otra parte se tiene una descarga descontaminada o con una concentración de metal menor a la inicial.

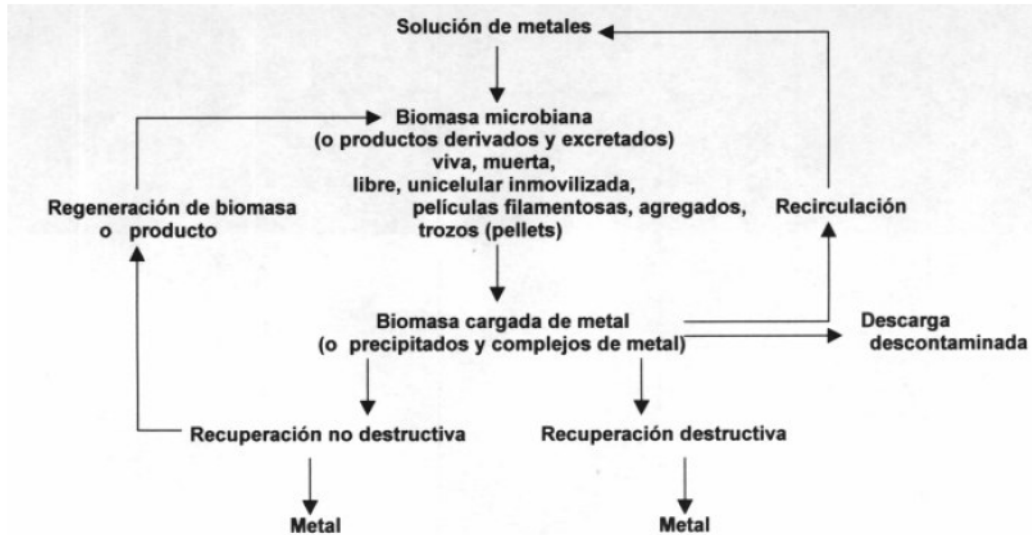


Figura 2-37, principios básicos involucrados en la eliminación/recuperación de metales de soluciones acuosas por biomasa microbiana.

Tabla 2-25, comparación de la biosorción de metales pesados por células inertes o células vivas.

Adsorción por biomasa inerte inmovilizada	Incorporación por células vivas inmovilizadas
Ventajas	
<ol style="list-style-type: none"> 1. Independiente del crecimiento, biomasa muerta, no sujeto a las limitaciones de toxicidad. No necesita de nutrientes en la solución de alimentación, de disposición de nutrientes, ni productos metabólicos. 2. Los procesos no están gobernados por limitaciones biológicas. 3. La selección de la técnica de inmovilización no está gobernada por limitaciones de toxicidad o inactivación térmica. 4. Son muy rápidos y eficientes en la remoción de metales; la biomasa se comporta como un intercambiador de iones. 5. Los metales pueden ser liberados fácilmente y recuperados. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. Aunque cada célula puede llegar a saturarse, el sistema se auto-restablece debido al crecimiento. 2. Los metales se depositan en un estado químico alterado y menos sensible a la desorción espontánea. 3. La actividad metabólica puede ser la única forma económica de lograr cambios en estado de valencia o degradar compuestos organometálicos. Se pueden utilizar sistemas multienzimáticos. 4. Se pueden mejorar las cepas por medio del aislamiento de mutantes o la manipulación genética, debido a que ésta es una propiedad microbiana más que un producto bajo explotación. 5. Se pueden emplear dos o más organismos de una manera sinérgica.
Desventajas	
<ol style="list-style-type: none"> 1. Rápida saturación: cuando los sitios de interacción con el metal están ocupados, es necesario remover el metal antes de utilizarse nuevamente, sin importar su valor. 2. El secuestro por adsorción es sensible al pH. 3. El estado de valencia del metal no puede ser alterado biológicamente, e.g. para dar formas menos solubles. 4. Las especies organometálicas no son susceptibles de degradación. 5. El mejoramiento de estos procesos biológicos es limitado ya que las células no efectúan un metabolismo. La producción de agentes adsorbentes ocurre durante la etapa de precrecimiento. 	<ol style="list-style-type: none"> 1. La toxicidad. Sólo se pueden tratar los metales a bajas concentraciones, sin embargo se han utilizado cepas resistentes a los metales. 2. Es necesario alimentar los flujos bajo condiciones fisiológicamente permisibles. 3. Se necesitan nutrientes para el crecimiento. 4. La disposición de los productos metabólicos y los nutrientes del crecimiento no consumidos. 5. Los productos metabólicos pueden formar complejos con los metales, impidiendo la precipitación. 6. La recuperación de los metales por desorción es limitada, debido a que pueden formar uniones intracelulares. 7. El modelamiento de un sistema no definido representa grandes dificultades matemáticas.



Proceso de biosorción de metales pesados

El término “biosorción”, se utiliza para referirse a la captación de metales que lleva a cabo una biomasa completa (viva o muerta), a través de mecanismos fisicoquímicos como la adsorción o el intercambio iónico. Cuando se utiliza biomasa viva, los mecanismos metabólicos de captación también pueden contribuir en el proceso.

En la última década, el potencial para la biosorción de metales por biomasa ha quedado bien establecido. Por razones económicas, resultan de particular interés los tipos de biomasa abundante, como los desechos generados por fermentaciones industriales de gran escala o de ciertas algas que enlazan metales y se encuentran en grandes cantidades en el mar. Algunos de estos tipos de biomasa que absorben metales en cantidades elevadas, sirven como base para los procesos de biosorción de metales, previendo su uso particularmente como medios muy competitivos para la destoxificación de efluentes industriales que contienen metales y para la recuperación de metales preciosos.

Los sistemas que utilizan células vivas pueden emplear tanto una mezcla de microorganismos como de plantas superiores.

Por ejemplo, los florecimientos de algas y bacterias fortalecidos por la adición de aguas residuales, disminuye los metales Cu, Cd, Zn, Hg y Fe de los efluentes mineros.

En la Tabla 2-26 se presenta una comparación de la capacidad de captación de metales de varios adsorbentes.

**Tabla 2-26, comparación de la velocidad de captación.
(QMAX), mmol/g de Pb y Cu de varios
adsorbentes.**

Adsorbente	Pb ²⁺	Cu ²⁺
Zeolita natural australiana	0,08	-
Carbón activado en polvo	0,10	-
Pseudomonas aeruginosa	0,33	0,29
Rhizopus arrhizus	0,50	0,25
Carbón activado granular, F-400	0,15	0,03
Resina de intercambio iónico (Duolita GT-73)	1,37	-
DP95Ca (base de algas marinas)	1,55	1,30
ER95Ca (base de algas marinas)	1,26	1,11

2.5.5.1. Humedales

Se definen como: “Extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en marea baja no exceda de seis metros”. Desde el punto de vista ecológico, los humedales son lugares de gran valor. Se encuentran entre los



ecosistemas más productivos del mundo. Proporcionan el soporte de agua y productividad primaria de la cual dependen para su supervivencia un número incontable de especies de plantas y animales.

Están constituidos por lo general, por una lámina de agua poco profunda o una capa freática en superficie sobre suelos hidromorfos, vegetación especializada (hidrófita e hidrófila), sustrato, microorganismos, hongos, algas.

Humedales Artificiales

Los humedales artificiales han sido construidos por el hombre para el tratamiento de aguas contaminadas. En estos humedales, al igual que en los naturales, se combina un entramado complejo de procesos físicos, químicos y biológicos que hacen de ellos delicados ecosistemas. El grado de control que el hombre puede realizar sobre estos procesos es la principal diferencia entre los humedales naturales y artificiales. Si bien el empleo de humedales naturales para el tratamiento de aguas contaminadas está totalmente desaconsejado, la utilización de humedales artificiales se ha demostrado como muy eficaz para aguas residuales en pequeños núcleos rurales.

Algunas ventajas de los humedales artificiales en relación con sistemas de depuración tecnológicos son:

- Bajo coste.
- Fácil mantenimiento.
- Uno de los principales intereses del empleo de los humedales artificiales como sistema de tratamiento de aguas contaminadas es la posibilidad de integrarlos en el paisaje y conseguir una buena conexión con los ecosistemas presentes en la zona.

Su principal limitación es que requiere amplias superficies de terreno.



Figura 2-38, humedales.



2.5.5.2. Algas

Las algas son las plantas fotosintéticas más primitivas. Hay más de 30.000 especies de algas en su mayoría inexploradas. Al ser organismos simples, las algas pueden adaptarse a múltiples condiciones ambientales y aún así crecer. Son el organismo más eficaz para la asimilación de CO₂ ya que se alimentan de él, produciendo O₂ en la fotosíntesis. Pueden tolerar y crecer en agua salada, aguas residuales y en los efluentes industriales tóxicos. La biorremediación basada en algas ha demostrado ser muy eficaz en la gestión de una gran variedad de efluentes.

Entre los microorganismos, las algas son de interés primordial para el ingeniero ecológico debido a su capacidad de secuestrar metales y porque algunas algas pueden vivir en diferentes ambientes extremos, a menudo en abundancia. Las algas crecen en una amplia gama de calidades de agua, desde los ambientes alcalinos (Chara, Nitella) hasta para las aguas residuales ácidas provenientes de drenaje de minas (Mougeotia, Ulothrix). Al poder ser inducidas a crecer en las aguas residuales o negras, proporcionan un medio sencillo y de largo plazo para eliminar los contaminantes y los radionucleidos de los efluentes municipales, industriales y de la minería.

Algunas cepas de algas son tolerantes a diferentes presiones ambientales, como la *Chorella* spp, tolerante al ácido y la *Scenedesmus* spp, resistente a los metales pesados.

Además de la importante función en el suministro de oxígeno para la oxidación bacteriana de materia orgánica, las microalgas pueden desempeñar un papel activo en los procesos de depuración, incluyendo la eliminación de metales pesados y la eliminación de nutrientes, así como la asimilación y degradación de materia orgánica. Por otra parte, las algas cultivadas se pueden cosechar para la alimentación animal o para otros fines.

Beneficios ecológicos de las algas:

Alimentos

- Las algas suministran alimentos con alto contenido de proteínas y bajos en grasas. También proporcionan más vitaminas, minerales y nutrientes que las plantas terrestres y son un alimento natural.
- Forrajes. Las algas producen alimentos para animales de alto valor proteico y de bajo costo, con numerosas vitaminas, minerales y nutrientes. Si se sustituye la mitad de los granos producidos para alimentar animales por algas, se ahorrarán millones de acres de tierras cultivables y billones de galones de agua dulce.

Producción de combustible a través de la fijación de CO₂ vía microalgas:

Uno de los problemas ambientales más graves hoy en día es el calentamiento global, causado principalmente por el uso intensivo de combustibles fósiles. El CO₂ generado por estos grandes contaminadores podría ser recuperado con relativa facilidad a través de la utilización de una tecnología establecida como la absorción de químicos. Por la enormidad de las cantidades de CO₂ potencialmente recuperables sería necesario el desarrollo de tecnologías para el secuestro o, mejor aún, la utilización de este CO₂.



Las microalgas fotosintéticas son candidatas ideales para la utilización de cantidades excesivas de CO₂, puesto que cuando se cultivan expuestas a la luz solar, estos organismos son capaces de fijar el CO₂ para producir energía y compuestos químicos.

Se pueden aplicar procesos físicos y químicos para la producción de combustibles líquidos a partir de cepas de algas de alto contenido de lípidos. Estos procesos incluyen la extracción de lípidos directa en la producción de sustitutos del petróleo diesel, la transesterificación para la formación de combustibles éster, y la hidrogenación para la producción de hidrocarburos.

Para maximizar la eficiencia económica y energética del proceso, será necesaria la utilización de especies de algas que tengan un nivel elevado de fijación de CO₂ y una alta eficiencia de conversión de energía solar.

Soluciones Ecológicas

- Agua. El pasar las aguas residuales por cultivos de algas hace que se alimenten las algas y se limpie el agua. La producción de combustible, forraje o fertilizante, con algas alimentadas con aguas residuales dulces o saladas, permite ahorrar agua para ser utilizada en los cultivos.
- Aire. El cultivo de algas permite eliminar CO₂, óxidos de nitrógeno, azufre y metales pesados como el mercurio de las centrales eléctricas o plantas industriales, al mismo tiempo que secuestra gases de efecto invernadero y limpia el aire.
- Fertilizantes. La fijación de nitrógeno por las algas puede proporcionar fertilizantes con alto contenido en nitrógeno a bajo costo. El producto es natural, apoya la producción de alimentos orgánicos y permite proporcionar a los agricultores locales fertilizantes baratos. Las cenizas de algas conservan valor como fertilizante después de haber sido quemadas en los fuegos de cocina.
- Bosques. El combustible de alta capacidad energética que proveen las algas puede poner fin a la necesidad de acabar con los bosques y pastizales. Los aldeanos pueden replantar sus bosques con árboles de frutos secos o leguminosos para su alimentación y así compensar las bajas calorías proporcionadas por los alimentos de algas.

Nuevas aplicaciones

- Telas. Los carbohidratos de algas son similares a los de la madera y con ellos pueden hacerse textiles, papel y materiales de construcción. El papel y los materiales de construcción hechos de algas permite salvar bosques. Las telas de algas permiten salvar tierras de cultivo para cultivar alimento. Las algas pueden convertirse en plásticos biodegradables, biocombustibles y en otros productos refinados.
- Alivio del hambre y ayuda en desastres. Las algas, con su rico contenido de vitaminas y minerales, activa el sistema inmunológico y previene la desnutrición. La producción local de algas puede proporcionar alimento a millones de personas de la comunidad y ayuda a resolver el problema de la distribución de alimentos.
- Medicinas. Se pueden obtener medicamentos, vacunas y productos farmacéuticos de alta calidad, a costos accesibles, a partir de los derivados de algas



o de algas cultivadas mediante bioingeniería para producir compuestos avanzados, tales como antibióticos, vitaminas, nutraceuticos y vacunas. Estos compuestos se obtienen actualmente de plantas terrestres y animales. Las algas ofrecen una producción mucho más rápida y de menores costos.

- Las algas con fines terapéuticos cultivadas localmente pueden salvar millones de vidas al proveer medicamentos o vacunas de bajo costo y no necesitan de envasado o distribución. Los medicamentos especializados, especialmente los fármacos diseñados a la medida de un individuo, pueden ofrecer más valor que todos los demás derivados de algas.

Ventajas de la Tecnología de Algas:

- Corrección de pH sin químicos.
- La reducción de lodos por el no uso de sales.
- Esta tecnología no implica ningún producto químico o costosos equipos de modo que es económica.
- La reducción eficaz en el agua de la demanda biológica de oxígeno (DBO) y de la demanda química de oxígeno (DQO) y la oxigenación del medio ambiente.
- Obtención de bioquímicos de interés (nutraceuticos, farmacéuticos, bio-fertilizantes y bio-combustible) de la biomasa de algas.
- No sólo la industria puede ahorrar mucho dinero, sino que también el medio ambiente se conserva.
- Los costos asociados con el cultivo, la recolección y el transporte de microalgas son relativamente bajos, en comparación con los de otros materiales como árboles, cultivos, etc.
- Las algas pueden ser cultivadas en condiciones que no son aptas para la producción de cultivos convencionales.
- Las microalgas son capaces de convertir en biomasa el CO₂ de la atmósfera, lo que facilita la reducción de los crecientes niveles de CO₂ atmosférico, que actualmente se considera un problema mundial. Actualmente se producen aceites de micro algas ya sea a través de la conversión biológica a lípidos o hidrocarburos o de la licuefacción termoquímica de células de algas.



2.6. Desmineralización, desionización

Los equipos de generación de vapor, entre los cuales se incluyen las calderas de centrales térmicas, necesitan agua de gran pureza para evitar problemas de corrosión, incrustaciones y arrastre de sales o agua líquida por formación de espumas y aumentar así el rendimiento y la vida útil del equipo. Estos problemas se intensifican con altas presiones y temperaturas como las producidas en calderas de centrales térmicas.

- La corrosión reduce el grosor de metal de los tubos de la caldera. Como resultado la presión en ellos debe ser reducida para evitar accidentes.
- Las incrustaciones reducen la transferencia de calor desde los gases de combustión hasta el agua. Como resultado se necesitan temperaturas más elevadas de llama, lo que produce problemas en el material utilizado en los tubos de la caldera.

Los contaminantes más habituales en el agua de aporte a las calderas son:

- **Gases disueltos:** los dos gases que causan la corrosión son el oxígeno y el dióxido de carbono. El dióxido de carbono al disolverse en el agua forma ácido carbónico débil que ataca a los metales en los sistemas de alimentación, sistema de caldera o condensado. El oxígeno está presente en todas las aguas, por lo que forma óxido de hierro rojo sobre las superficies de acero suave sumergidas en agua. Si la cantidad de oxígeno en el agua está limitada, la película de óxido no se forma con tanta facilidad, pero en cambio, la superficie de acero se empaña. Este empañamiento suele ser el desarrollo de una delgada película de óxido de hierro en la superficie metálica que no está tan oxidado como el óxido de hierro rojo, es más denso, y tiende a resistir ataques más corrosivos.
- **Sales de calcio y magnesio:** Hay dos formas de dureza, temporales y permanentes. La dureza temporal se debe a bicarbonatos de calcio y magnesio que se descomponen en carbonatos cuando se hierve el agua. El calcio y el bicarbonato de magnesio son solubles en agua, pero los carbonatos son insolubles, por lo que precipitan en forma de polvo blanco fino. Este precipitado se hornea en las superficies calientes de la caldera y forma incrustaciones. La dureza permanente es debida a sulfatos de calcio y magnesio, cloruros y nitratos, estas sales no pueden ser removidas por ebullición. Sin embargo bajo las condiciones de la caldera (resultado de las sucesivas concentraciones de sales) la solubilidad de estas sales es excedida rápidamente y se depositan en las zonas más calientes de la caldera. Las sales de magnesio a veces tienden a causar corrosión en lugar de la formación de incrustaciones, por ejemplo, el cloruro de magnesio en una caldera sin tratar hidroliza para formar ácido clorhídrico corrosivo.
- **Sílice:** La Sílice forma incrustaciones en una forma similar a las sales de dureza permanente. Cuando la incrustación está formada por una mezcla de sílice, sales de calcio y magnesio, es muy difícil de eliminar y por lo tanto presenta un importante problema.
- **Los sólidos suspendidos y disueltos:** Los sólidos suspendidos y disueltos producen espuma, al ser absorbida hasta la superficie de las burbujas individuales forma pequeñas burbujas, que se unen para formar grandes y rompen rápidamente.



Si estas burbujas estallan cerca de la salida de vapor, el aerosol formado se mezcla con el vapor y es arrastrado.

Por las razones anteriores, una instalación de generación de vapor requiere de una planta de tratamiento de agua de aporte, en la que se eliminen las sales que puedan estar presentes en el agua, así como los gases, iones y otros contaminantes. Habitualmente se llevan a cabo dos procesos:

- Desmineralización: proceso en el que se eliminan la mayor parte de las sales disueltas, actualmente se utilizan diversos métodos, ósmosis inversa, destilación, electrodiálisis reversible y electrodesionización.
- Afino: En esta segunda fase se eliminan los pequeños iones que no son rechazados por las membranas de ósmosis ya que se deben tener conductividades inferiores a $1\mu\text{S}/\text{cm}$.

Tabla 2-27, principales procesos de desmineralización que se utilizan en la actualidad.

Energía	Proceso	Método
Térmica	Evaporación	Destilación súbita (Flash)
		Destilación multiefecto
		Termocompresión de vapor
		Destilación solar
	Cristalización	Congelación
		Formación de hidratos
Filtración y evaporación	Destilación con membranas	
Mecánica	Evaporación	Compresión mecánica de vapor
	Filtración	Ósmosis Inversa
Eléctrica	Filtración selectiva	Electrodiálisis
Química	Intercambio	Intercambio iónico

2.6.1. Destilación, evaporación

El principio básico de la destilación es obtener agua de elevada pureza mediante la evaporación y posterior condensación del agua a tratar, gracias a un aporte de energía térmica o mecánica que generalmente proviene de una central térmica adyacente.

2.6.1.1. Destilación térmica

Proceso de evaporación súbita multietapa (MSF)

El proceso de evaporación súbita multietapa, conocido también como proceso multietapa flash (MSF), es el proceso más antiguo en uso industrial, y aún hoy día muy extendido en cuanto a capacidad de producción en el mundo. El proceso se basa en la ebullición de agua en un evaporador de numerosas cámaras que operan a temperaturas y presiones progresivamente decrecientes. Con ello se consigue evaporar agua en cada una de las etapas para formar el conjunto de la producción total.

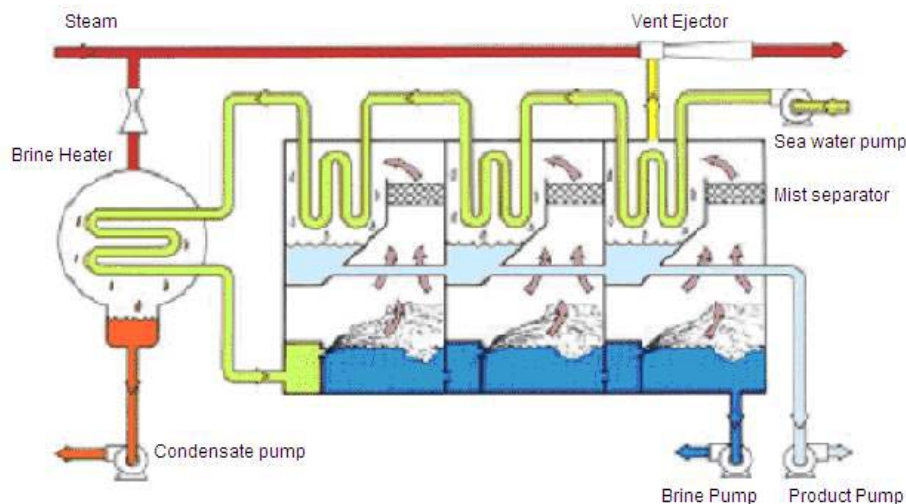


Figura 2-39, destilador MSF (obtenido de www.water-kingdom.com)

Es importante destacar que, si bien este proceso ha caído casi en desuso en muchos países occidentales debido al alto consumo de energía que precisa, sigue siendo muy utilizado por diversos operadores en países del Golfo Pérsico, además de algún país europeo como Italia. Debido a varias razones:

- Es especialmente válido cuando la calidad del agua bruta no es buena (alta salinidad, temperatura y contaminación del agua aportada).
- Su acoplamiento con plantas de potencia para formar sistemas de cogeneración es muy simple y permite una gran variabilidad de rangos de operación en ambas plantas.
- Su robustez en la operación diaria frente a otros procesos de destilación es notoria.



La base del sistema de evaporación súbita flash esta en el hecho de que el agua, repentinamente expuesta a una presión menor que la de la saturación correspondiente a su temperatura, evapora parcialmente, de forma que el calor de evaporación necesario lo toma del resto del líquido, que se enfría. Por tanto, es importante la relación entre temperaturas y presión de vapor. La evaporación tiene lugar en una cámara flash. En cada etapa se produce la evaporación súbita de parte del agua, que arrastra gotas de humedad. Estas se separan en una malla, y el vapor condensa en el exterior del haz de tubos superiores.

En primer lugar, la alimentación pasa por los condensadores de la sección de rechazo de calor, donde refrigera el calor aportado en otra parte de la planta. Una parte de esa corriente se desecha, mientras la otra pasa por el pretratamiento (que puede ser de tipo ácido y desgasificación o de tipo antincrustante), tras ello pasa por el condensador de cada una de las etapas, utilizando el calor de condensación del vapor para calentar la alimentación, hasta que llega a la última etapa, donde recibe un aporte de calor extra de una caldera o un regenerador de calor.

A partir de aquí, la salmuera entra a la primera etapa para evaporación flash. La parte que no se evapora pasa como alimentación a la segunda etapa y sucesivamente, hasta llegar a la última. El vapor de cada etapa, una vez condensado en el haz de tubos superior, se recoge en una bandeja, mezclándose el producto de cada etapa para dar lugar al destilado o producto total de la planta.

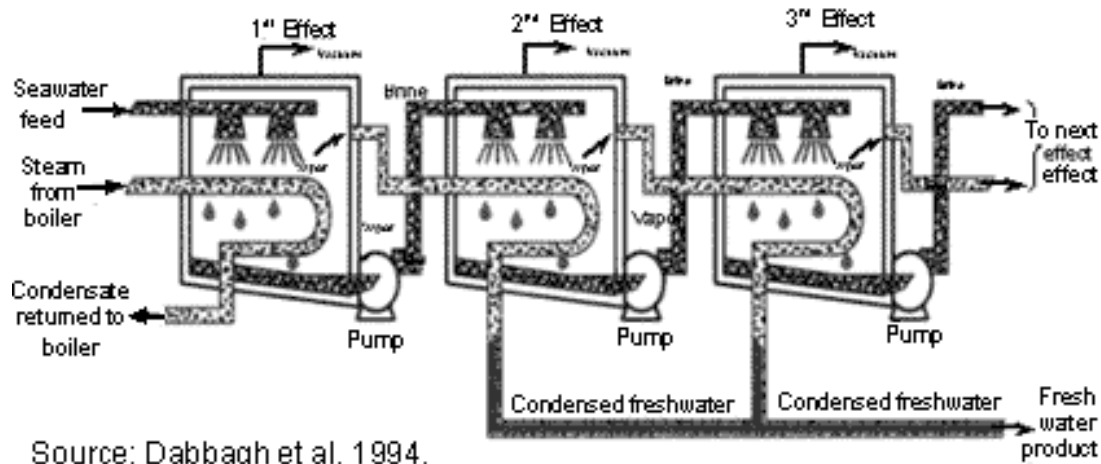
La capacidad de las plantas MSF es mucho mayor que otras plantas destiladoras en virtud a la cantidad de etapas conectadas en cascada sin problemas de operación. Sin embargo, las plantas MSF tienen un grave inconveniente. Su consumo específico, definido como la cantidad de energía consumida para producir 1 m³ de agua desalada, es de los más altos de los procesos estudiados.

Proceso de evaporación multiefecto (MED)

Al contrario que en el proceso MSF, en la destilación por múltiple efecto (MED) la evaporación se produce de forma natural en una cara de los tubos de un intercambiador aprovechando el calor latente desprendido por la condensación del vapor en la otra cara del mismo.

Una planta MED (Multi-Effect Distillation) tiene varias etapas conectadas en serie a diferentes presiones de operación, dichos efectos sucesivos tienen cada vez un punto de ebullición más bajo por el efectos de dicha presión. Esto permite que el agua de alimentación experimente múltiples ebulliciones, en las sucesivas etapas, sin necesidad de recurrir a calor adicional a partir de la primera etapa.

La primera etapa (más caliente) se nutre de vapor externo de un sistema recuperativo, una turbina de contrapresión (ó extracción de una de condensación). Dicho vapor se condensa en el interior de unos conductos, transfiriendo su calor de evaporación al agua de alimentación que moja los conductos por fuera, para su evaporación. El agua restante y el vapor producido se transfieren luego la etapa siguiente para sufrir otra evaporación y el ciclo se repite. Normalmente también existen cámaras flash para evaporar una porción del agua a tratar que pasa al siguiente efecto, gracias a su menor presión de operación. Un condensador final recoge el agua destilada en la última etapa precalentando el agua de aporte al sistema.



Source: Dabbagh et al. 1994.

Figura 2-40, destilador MED (obtenido de www.unep.or.jp).

Por lo tanto las plantas MED también conforman sistemas de cogeneración al igual que las MSF consumiendo una porción de energía destinada a la producción eléctrica. La destilación por múltiple efecto no es un proceso únicamente utilizado para la desalación.

La capacidad de este tipo de plantas suele ser más reducida que las MSF (nunca suele superar los 15.000 m³/día). Sin embargo, tienen un mejor rendimiento global con respecto a una MSF. El ratio de ganancia (masa destilada/masa de vapor alimentado) en los destiladores MED puede llegar a 15 sin ningún problema, reduciendo por lo tanto el consumo específico de este proceso respecto de una planta MSF con idénticas capacidades.

El proceso ha sido ampliamente utilizado durante muchos años por la industria química, y solo a finales del siglo XX ha tenido una aplicación significativa en la industria de la desalación. La primera planta de evaporación MED a escala comercial fue instalada hacia 1930, con 3 efectos.

Compresión térmica de vapor (TVC)

La compresión térmica de vapor (TVC, Thermal Vapor Compression) obtiene el agua destilada con el mismo proceso que una destilación por múltiple efecto (MED), pero utiliza una fuente de energía térmica diferente: son los llamados compresores térmicos (o termocompresores), que consumen vapor de media presión proveniente de la planta de producción eléctrica (si tenemos una planta dual, sino sería de un vapor de proceso obtenido expresamente para ello) y que succiona parte del vapor generado en la última etapa a muy baja presión, comprimiéndose y dando lugar a un vapor de presión intermedia a las anteriores adecuado para aportarse a la 1ª etapa, que es la única que consume energía en el proceso.

El rendimiento de este tipo de plantas es similar a las de las plantas MED, sin embargo su capacidad desaladora puede ser mucho mayor al permitirse una mayor adaptabilidad de toma de vapor de las plantas productoras del mismo. Muchas veces se las considera el mismo proceso, pero aquí se tratarán individualmente ya que el consumo de energía de la planta se realiza por un equipo diferente.

Destilación solar

La energía solar es el método ideal para producir agua en zonas áridas y muy aisladas del resto de poblaciones. A pesar de tener un coste energético nulo y escasa inversión necesaria, su baja rentabilidad reside en su escasa producción por metro cuadrado de colector al destilarse tan sólo unos litros al día en el caso de condiciones climatológicas favorables. El principio básico es el del efecto invernadero, el sol calienta una cámara de aire a través de un cristal transparente, en cuyo fondo tenemos agua a tratar en reposo. Dependiendo de la radiación solar y otros factores como la velocidad del viento (que enfría el vidrio exterior), una fracción de esta agua salada se evapora y se condensa en la cara interior del vidrio. Como dicho vidrio está colocado inclinado, las gotas caen en un canal que va recogiendo dicho condensado evitando que vuelvan a caer en el proceso de condensación a la lámina inferior de salmuera.

Pero la energía solar también puede ser la fuente de energía de un proceso de destilación, incluso de producción eléctrica para pequeñas instalaciones de ósmosis inversa. Por ejemplo, el uso de colectores de concentración parabólicos puede usarse en procesos MSF ó MED dependiendo del coste de los colectores y factores climáticos tales como el porcentaje del día en que la planta consume energía solar.

2.6.1.2. Destilación mecánica

Proceso de compresión de vapor (CV)

El sistema incluye un compresor interno, que se ocupa de aumentar la presión y temperatura del vapor producido en el evaporador. A diferencia de los procesos anteriores, un sistema de compresión de vapor suele ser de simple efecto, y en algunos casos de doble efecto. El proceso tiene aplicación comercial desde los años 70.

La alimentación de agua a tratar pasa por un pretratamiento sencillo, que se suele limitar a una filtración de sólidos y dosificación de un antincrustante, para las temperaturas moderadas a las que se suele operar. A continuación, pasa por uno o varios precalentadores, para elevar su temperatura hasta un nivel próximo al de evaporación. Para ello se aprovecha el calor de las corrientes de producto y de salmuera. Se suelen utilizar intercambiadores de calor de placas corrugadas, muy eficientes, en vez de los de carcasa y tubos.

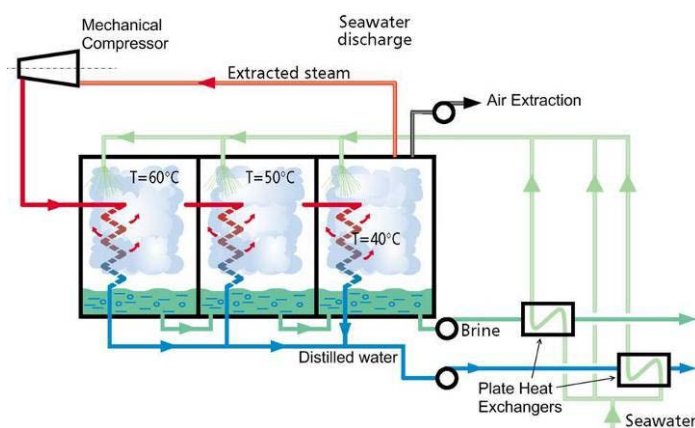


Figura 2-41, destilación por compresión de vapor (obtenido de sidem-desalination.com).



Una vez precalentada, el agua a tratar se pasa como refrigerante a un condensador auxiliar, de carcasa y tubos. Este condensador recibe por el lado de carcasa a la masa principal de salmuera. Al operar en vacío, con ayuda de una bomba mecánica, se extraen de la salmuera los gases no condensables, como el aire disuelto, que son perjudiciales en cuanto reducen la transmisión de calor en el evaporador.

El agua de alimentación pretratada se mezcla con una parte de la salmuera de rechazo, y esa mezcla se introduce en el evaporador, mediante boquillas de dispersión, a fin de conseguir una pulverización del agua de alimentación sobre los tubos del evaporador. Por el lado exterior de estos tubos, la alimentación se calienta hasta su temperatura de ebullición y se evapora parcialmente. La energía necesaria proviene del interior de los tubos, donde hay vapor de calefacción que esta condensando a una temperatura de saturación ligeramente superior a la del exterior, por su mayor presión.

El vapor que se ha generado se aspira a través de un conducto hacia el compresor, donde aumenta ligeramente su presión y temperatura, y se descarga como vapor sobrecalentado al interior de los tubos del evaporador, donde actúa como medio de calefacción. Este vapor de descarga pierde su calor sensible por enfriamiento hasta la temperatura de saturación, y condensa desde la condición de vapor saturado hasta la de líquido saturado (destilado o producto).

Por lo tanto es en el compresor donde se genera la diferencia de temperatura y presión que hará posible la transferencia de calor. El compresor mecánico es accionado por un motor eléctrico (alternativamente motor Diesel o turbina de gas) de forma que la energía externa utilizada en el proceso es eléctrica, y no en forma de vapor externo como en los caso de evaporación multietapa o multiefecto.

Como puede observarse, si el proceso fuera ideal sólo deberíamos vencer la elevación del punto de ebullición del agua salada para mantener el proceso, aunque no es posible realmente, por el incremento de temperatura necesario en el intercambiador. En todo caso el consumo específico de estas instalaciones es el más bajo de los procesos de destilación, normalmente el consumo eléctrico equivalente está sobre los 10 kWh/m³ (la mitad que una planta MSF).

Aunque su consumo específico es con mucho el menor de las instalaciones de destilación, no se conocen unidades CV mayores de 5.000 m³/día, y estos compresores sólo permiten un máximo de 3 etapas a diferentes presiones conectadas en cascada. Normalmente existen intercambiadores de precalentamiento del agua de aporte con el destilado y la salmuera tirada al mar (como el número de etapas es reducido hay que recuperar la energía de salida de la salmuera), ayudados por una resistencia eléctrica en los arranques, así como todos los dispositivos de tratamiento de agua anteriores y posteriores al proceso de destilación.

2.6.2. Ósmosis inversa (OI)

La ósmosis es un proceso natural que ocurre en plantas y animales. De forma esquemática se puede decir que cuando dos soluciones con diferentes concentraciones se separan a través de una membrana semipermeable, existe una circulación natural de la solución menos concentrada para igualar las concentraciones finales, con lo que la diferencia de altura obtenida se traduce en una diferencia de presión, llamada presión osmótica.

Si se agrega a la solución más concentrada, energía en forma de presión, el flujo de solvente se detendrá cuando la presión aplicada sea igual a la presión osmótica aparente entre las 2 soluciones. Esta presión osmótica aparente es una medida de la diferencia de energía potencial entre ambas soluciones. Si se aplica una presión mayor a la solución más concentrada, el solvente comenzará a fluir en el sentido inverso, haciendo circular agua de la disolución más concentrada y purificando la zona con menor concentración, obteniendo finalmente un agua de pureza admisible, aunque no comparable a la de procesos de destilación. El flujo de solvente (J_w) es una función de las propiedades selectivas de la membrana, la presión aplicada (Δp), de la presión osmótica aparente ($\Delta \pi$), y del área de la membrana presurizada. Según la siguiente expresión:

$$J_w = A \cdot (\Delta p - \Delta \pi)$$

El coeficiente de proporcionalidad A (constante de permeabilidad del agua) depende de la permeabilidad de la membrana $D_w K_w / \Delta l$ difusividad, el coeficiente de reparto del agua en la membrana/anchura de la membrana, respectivamente, volumen molar del agua (V_w), concentración del agua en la solución concentrada (C_{ow}) y temperatura (T), según la siguiente expresión:

$$A = \frac{D_w \cdot K_w \cdot C_{ow} \cdot V_w}{\Delta l \cdot R \cdot T}$$

Donde R es la constante de los gases ideales.

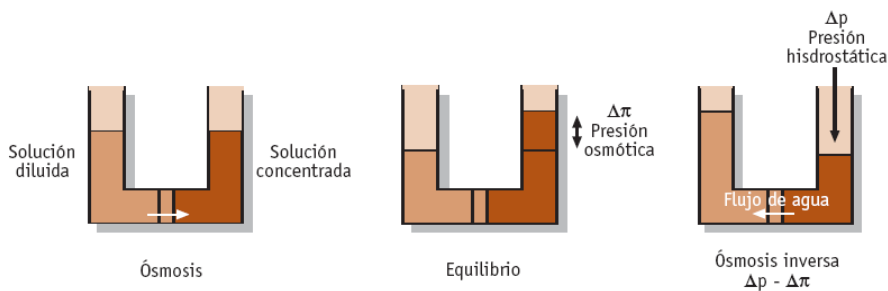


Figura 2-42, esquema ósmosis inversa [VT2, 2006].

La cantidad de permeado depende de la diferencia de presiones aplicada a la membrana, sus propiedades y la concentración del agua bruta, y la calidad del agua permeada suele estar en torno a los 300–500 ppm de sólidos disueltos totales, cifra un orden de magnitud mayor al agua obtenida en un proceso de evaporación.



Los componentes básicos de una instalación típica de ósmosis inversa consisten en un tubo de presión conteniendo la membrana (aunque normalmente se utilizan varios de estos tubos, ordenados en serie o paralelo), una bomba que suministra en forma continua el fluido a tratar a los tubos de presión (además, es la encargada en la práctica de suministrar la presión necesaria para producir el proceso) y una válvula reguladora en la corriente de concentrado, encargada de controlar la presión dentro de los elementos (se denominan así a las membranas convenientemente dispuestas).

Los sistemas más complejos para desalación, incorporan tecnologías de recuperación de la energía contenida en el concentrado, que puede estar en torno al 50-65% de la energía consumida por las bombas de alimentación. Estos sistemas pueden ser turbinas pelton, turbinas de contrapresión, conversores hidráulicos centrífugos o conversores hidráulicos dinámicos.



Figura 2-43, skid de ósmosis inversa (obtenido de envirochemie.com)

Hoy en día, hay 3 configuraciones posibles de la membrana: tubular, espiral y de fibras huecas. Más del 60% de los sistemas instalados en el mundo trabajan con elementos en espiral debido a 2 ventajas apreciables:

- Buena relación área de membrana/volumen del elemento.
- Diseño que le permite ser usado sin dificultades de operación en la mayoría de las aplicaciones, ya que admite un fluido con una turbiedad más de 3 veces mayor que los elementos de fibra hueca.

Membranas

Una membrana de ósmosis inversa debe resistir presiones mucho mayores a la diferencia de presiones osmóticas de ambas soluciones. Por ejemplo un agua bruta de 35.000 ppm de total de sólidos disueltos a 25°C tiene una presión osmótica de alrededor de 25 bar, pero son necesarios 70 bar para obtener permeado. Además debe ser

permeable al agua para permitir el flujo y rechazar un porcentaje elevado de sales. La elección del tipo de membranas dependerá de las características del agua a tratar.

Tabla 2-28, materiales y tipo de membranas utilizadas en procesos de ósmosis inversa.

Material	Tipo membrana	Coefficiente de rechazo (%)	Presiones de trabajo (bar)	Flujo agua tratada (L/m ² ·h)
CA Acetato de celulosa (40 % de acetato)	Loeb-Sourirajan	95 -98	50 - 90	15 - 30
Poliamidas aromáticas	Loeb-Sourirajan	>99.5		0.5 – 1.34
NTR (nanofiltración) Polisulfonas/alcohol polivinílico	Loeb-Sourirajan	20 - 80	3.5 - 14	acceptables
NS100 Polietilamina/tolueno	composite	>99	100	8
FT-30/SW-30	composite	99.3 -99.5	55	
Fenilendiamina/cloruro de trimesolil		>99	15	11

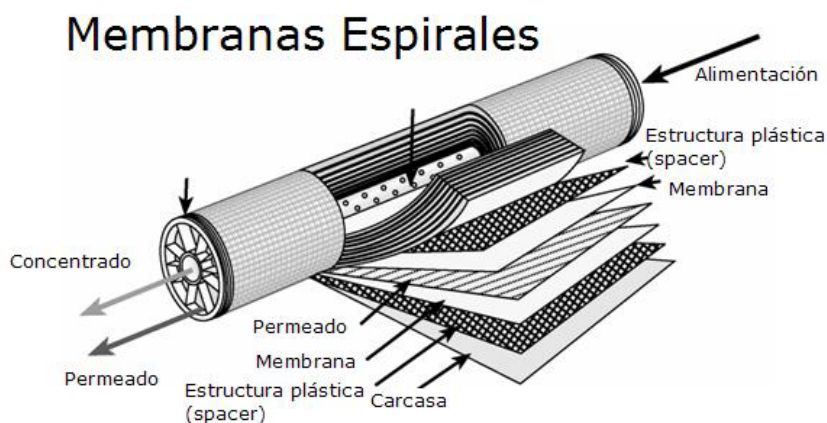
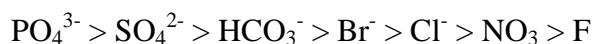


Figura 2-44, esquema membranas espirales (obtenido de mmsiberica.com).

Las prestaciones de las membranas utilizadas en RO, según Rautenbach y Albrecht, se pueden resumir en los siguientes puntos:

- Los iones multivalentes se retienen mejor que los monovalentes, siendo su clasificación de mayor a menor coeficiente de rechazo la que se muestra:



- Los gases disueltos como amoníaco, dióxido de carbono, dióxido de azufre, oxígeno, cloro y sulfuro de hidrógeno tienen una buena permeabilidad.
- El rechazo de los ácidos y las bases débiles es mayor a valores de pH donde están en su forma ionizada.
- El rechazo de las moléculas orgánicas neutras aumenta con el peso molecular. La naturaleza del material de la membrana tiene una influencia importante en el valor de este parámetro.



- Se han observado valores negativos del coeficiente de rechazo en solutos como el fenol y benceno en membranas de celulosa acetato.

Ventajas

- El consumo eléctrico específico de una instalación de ósmosis inversa es el menor de los estudiados hasta ahora (68 kWh/m^3), pero se puede aprovechar la energía contenida en la salmuera rechazada a alta presión para rebajar esa cifra hasta por debajo de 3 kWh/m^3 .
- Al ser un proceso de filtración, el coste energético depende de la concentración del agua bruta, cosa que no ocurre en las tecnologías de evaporación. El coste de tratamiento de agua con baja concentración de contaminantes es muy inferior a las tecnologías de evaporación.
- Permite una adaptabilidad mayor que otras plantas a una ampliación de su capacidad si la demanda es creciente en la zona.
- Los costes de inversión de una instalación de OI están por debajo de otras tecnologías de destilación.

Sin embargo, las limitaciones tecnológicas asociadas a las membranas con algunos tipos de aguas marinas impiden su implantación en todos los casos.

Control del ensuciamiento de los sistemas de ósmosis inversa

No se puede considerar la OI como un proceso de filtración normal, ya que la dirección de flujo del agua bruta es paralela y no perpendicular como un caso cualquiera de filtración. Ello implica que tan sólo una parte del agua bruta de alimentación pasa realmente a través de la membrana (un proceso de filtración lo haría en su totalidad), y que no se acumulan sales en la membrana al arrastrarse por el agua bruta que no pasa por la membrana. El proceso de ósmosis inversa es tan simple que a priori solo son necesarias las membranas que filtren el contenido salino y el equipo presurizador. Pero una planta de OI es mucho más compleja que una agrupación de módulos y una o varias bombas, por ejemplo las membranas se ensucian muy fácilmente con la operación continuada y necesita un pretatamiento intensivo (mucho mayor que en los procesos de destilación), que comprende entre otros:

- Clorado para reducir la carga orgánica y bacteriológica del agua bruta.
- Filtración con arena para reducir la turbidez.
- Acidificación para reducir el pH y limitar la formación de depósitos calcáreos.
- Inhibición con polifosfatos de la formación de sulfatos de calcio y bario.
- Declorado para eliminar el cloro residual.
- Cartuchos de filtrado de partículas requeridos por los fabricantes de membranas.
- Microfiltración (MF) y ultrafiltración (UF) en el caso de aplicaciones industriales muy específicas ó en reutilización de aguas residuales.

2.6.3. Intercambio iónico

Los suministros de agua natural contienen sales disueltas, las cuales se disocian en el agua para formar partículas cargadas, conocidas como iones. Estos iones están presentes por lo general en concentraciones relativamente bajas, y permiten que el agua conduzca electricidad. Algunas veces se conocen como electrolitos. Estas impurezas iónicas pueden causar problemas en los sistemas de enfriamiento, calefacción, generación de vapor, y manufactura.

El intercambio iónico es una operación de separación basada en la transferencia de materia fluido-sólido. Implica la transferencia de uno o más iones de la fase fluida al sólido por intercambio o desplazamiento de iones de la misma carga, que se encuentran unidos por fuerzas electrostáticas a grupos funcionales superficiales. La eficacia del proceso depende del equilibrio sólido-fluido y de la velocidad de transferencia de materia. Los sólidos suelen ser de tipo polimérico, siendo los más habituales los basados en resinas sintéticas.

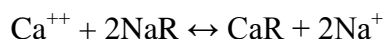
Tabla 2-29, principales iones existentes en aguas crudas.

Cationes	Aniones
Calcio (Ca^{2+})	Cloruro (Cl^-)
Magnesio (Mg^{2+})	Bicarbonato (HCO_3^-)
Sodio (Na^+)	Nitrato (NO_3^-)
Potasio (K^+)	Carbonato (CO_3^{2-})
Hierro (Fe^{2+})	Sulfato (SO_4^{2-})

Una resina de intercambio iónico puede considerarse como una estructura de cadenas hidrocarbonadas a las que se encuentran unidos de forma rígida grupos iónicos libres. Estas cadenas se encuentran unidas transversalmente formando una matriz tridimensional que proporciona rigidez a la resina y donde el grado de reticulación o entrecruzamiento determina la estructura porosa interna de la misma. Como los iones deben difundirse en el interior de la resina para que ocurra el intercambio, la selección del grado de reticulación puede limitar la movilidad de los iones participantes.

Las resinas de intercambio iónico son sustancias insolubles, que cuentan con la propiedad de que intercambian iones con la sal disuelta si se ponen en contacto. Hay dos tipos de resinas: aniónicas que sustituyen aniones del agua por iones OH^- (permutación básica), y resinas catiónicas que sustituyen cationes por iones H^+ (permutación ácida). La desmineralización por intercambio iónico proporciona agua de gran calidad si la concentración de sal es menor de 1 gr/l. Por lo tanto se utiliza para acondicionar agua para calderas a partir de vapores recogidos o acuíferos, o en procesos industriales con tratamiento de afino. Las resinas normalmente necesitan regeneración con agentes químicos para sustituir los iones originales y los fijados en la resina, y terminan por agotarse. Su cambio implica un coste difícilmente asumible para aguas de mar y aguas salobres.

El intercambio iónico puede explicarse como una reacción reversible implicando cantidades químicamente equivalentes. Un ejemplo común de intercambio catiónico es la reacción para el ablandamiento del agua:





Donde R representa un lugar estacionario aniónico univalente en la malla del polielectrolito de la fase intercambiador.

Intercambio iónico en lecho fijo

La operación de intercambio iónico se realiza habitualmente en semicontinuo, en un lecho fijo de resina a través del cual fluye una disolución. El régimen de funcionamiento no es estacionario por variar continuamente la concentración de los iones en cada punto del sistema. Las instalaciones constan generalmente de dos lechos idénticos, de forma que si por uno de ellos circula la disolución que contiene los iones que se desea intercambiar, el otro se está regenerando.

Al inicio de la operación de un lecho, la mayor parte de la transferencia de materia tiene lugar cerca de la entrada del lecho donde el fluido se pone en contacto con el intercambiador fresco. A medida que transcurre el tiempo, el sólido próximo a la entrada se encuentra prácticamente saturado y la mayor parte de la transferencia de materia tiene lugar lejos de la entrada. Debido a la resistencia que opone el sistema a la transferencia de iones desde el seno del líquido a los centros de intercambio, se establece un gradiente de concentración en el lecho. La región donde ocurre la mayor parte del cambio de concentración es la llamada zona de transferencia de materia, esta zona separa la zona virgen de la resina y la de saturación y sus límites frecuentemente se toman como $C/C_0 = 0,95$ a $0,05$.

A medida que progresa el intercambio iónico la zona de transferencia de materia se traslada en el lecho hasta alcanzar su extremo de salida, instante a partir del cual la disolución de salida contendrá cantidades crecientes de los iones que se desea intercambiar.

El tiempo transcurrido desde el comienzo de la operación en el lecho hasta que los iones de la disolución aparecen en la corriente de salida o más concretamente, cuando se alcanza la máxima concentración permisible en el efluente, se denomina tiempo de ruptura (t_R). En este momento, la corriente se desvía a un segundo lecho, iniciando el proceso de regeneración del primero. La curva que representa la evolución de la concentración del efluente que abandona el lecho recibe el nombre de Curva de ruptura.

El conocimiento de la curva de ruptura, es fundamental para el diseño de un lecho fijo de intercambio iónico, y en general debe determinarse experimentalmente, dada la dificultad que entraña su predicción.

Los dos tipos más comunes de intercambio de iónico son:

- Intercambio de iónico de dos lechos
- Intercambio de iónico de lechos mixtos

Intercambio iónico de dos lechos

El intercambio iónico de dos lechos consiste en dos recipientes, uno conteniendo una resina de intercambio de cationes en forma de hidrógeno (H^+) y la otra conteniendo una resina de aniones en forma de hidroxil (OH^-). El agua fluye a través de la columna de cationes, donde todos los cationes son intercambiados por iones de hidrógeno.



Para mantener el agua eléctricamente balanceada por cada monovalente, por ejemplo, Na^+ , un ión de hidrógeno es intercambiado y por cada catión divalente, por ejemplo Ca^{2+} , ó Mg^{2+} , dos iones de hidrógeno son intercambiados. El mismo principio aplica cuando se considera un intercambio de aniones.

El agua descationizada entonces fluye a través de la columna de aniones. Esta vez todos los iones con carga negativa son intercambiados por iones de hidróxido los cuales entonces se combinan con los iones de hidrógeno para formar agua (H_2O).

Intercambio iónico de lecho mixto (MB)

En los intercambiadores iónicos de lecho mixto, las resinas de intercambio de cationes y de aniones están íntimamente mezcladas y contenidas en un solo recipiente a presión. La mezcla minuciosa de cationes intercambiadores y aniones intercambiadores en una columna sencilla hace al intercambiador iónico de lecho mixto equivalente a una serie larga de plantas de dos lechos. Como resultado, la calidad del agua obtenida de un intercambiador iónico de lecho mixto es apreciablemente mejor que la que se produce en una planta de dos lechos.

El recipiente puede ser en forma de una columna grande de acero inoxidable o de fibra de vidrio reforzada conteniendo cientos de litros de resina, o un cartucho pequeño desechable/regenerable que cuando se acaba, puede desecharse o enviarse al proveedor original para regeneración. Los desionizadores grandes ya sean de dos lechos o lechos mixtos se regeneran automáticamente ellos mismos cuando la calidad del agua cae por debajo de los niveles fijados anteriormente.

Aunque son más eficientes purificando el agua entrante, las plantas de lechos mixtos son más sensibles a las impurezas en la fuente de agua e involucran un proceso de regeneración más complicado. Los intercambiadores iónicos de lechos mixtos se utilizan normalmente para “pulir” el agua hasta altos niveles de pureza después de que han sido tratadas inicialmente por un intercambiador iónico de dos lechos o una unidad de ósmosis inversa.

Los intercambiadores iónicos usados en aplicaciones de laboratorios son casi invariablemente unidades de lechos mixtos conteniendo cartuchos de resina intercambiables o desechables. Los intercambiadores iónicos grandes de autoregeneración se utilizan, a veces, en sistemas de purificación de agua supliendo volúmenes substanciales de aguas para suites de laboratorios, o grandes cantidades de agua para proceso industrial.

2.6.4. Electrodialisis (ED)

El proceso de electrodialisis tiene su origen en la electrólisis. Cuando se dispone de una disolución en una celda, y se aplica una tensión eléctrica entre dos electrodos, los iones disueltos son atraídos hacia los electrodos por efecto de las cargas eléctricas opuestas.

Este proceso permite la desmineralización de aguas salobres haciendo que los iones de diferente signo se muevan hacia zonas diferentes aplicando campos eléctricos con diferencias de potencial aplicados sobre electrodos, y utilizando membranas selectivas que permitan exclusivamente el paso de los iones en una solución electrolítica como es el agua salada. Los iones van a los compartimentos atraídos por los electrodos del signo contrario, dejando en cubas paralelas el agua pura y en el resto el agua salada más concentrada. Es un proceso que sólo puede separar sustancias que están ionizadas y por lo tanto su utilidad y rentabilidad está sólo indicada en el tratamiento de aguas salobres ó reutilización de aguas residuales, con un consumo específico y de mantenimiento comparable en muchos casos a la ósmosis inversa. En algunas ocasiones, la polaridad de los ánodos y cátodos se invierte alternativamente para evitar el ensuciamiento de las membranas selectivas al paso de dichos iones. En este caso se habla de electrodialisis reversible (EDR).

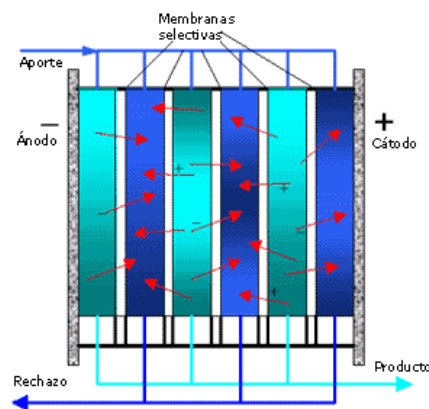


Figura 2-45, esquema equipo electrodialisis, (obtenido de hispagua.cedex.es).

Un equipo de electrodialisis está formado por un conjunto de membranas aniónicas y catiónicas, dispuestas en forma alterna y separadas por espaciadores o placas, en una configuración semejante a los filtros prensa (configuración de placas y bastidores). Los espaciadores provocan turbulencias que evitan las deposiciones de materiales en la superficie de las membranas y homogeneizan la concentración.

El agua que se desea tratar (alimentación) se hace fluir en dirección longitudinal a las membranas, y el campo eléctrico creado por la diferencia de potencial provoca un flujo transversal de los iones positivos hacia el cátodo y de los iones negativos hacia el ánodo. Las membranas aniónicas (A), que se encuentran cargadas positivamente, permiten el paso de los iones negativos e impiden el de los positivos. De forma semejante las membranas catiónicas (C), que se encuentran cargadas negativamente, permiten únicamente el paso de los iones positivos. El número de celdas (parejas de membranas aniónicas y catiónicas) que se disponen en los equipos de electrodialisis es variable y generalmente superior a 100.



De esta forma, y debido a la alternancia de membranas catiónicas y aniónicas, el afluente acuoso que se desea tratar (alimentación) se separa en dos efluentes, uno de ellos con una alta concentración de sal (concentrado) y el otro desalinizado.

La caída de potencial en cada celda es de 1–2 V y los valores de la densidad de corriente del orden de 40 mA/cm². Para un equipo estándar de 200 celdas, con 1 m² de superficie de membrana, la diferencia de potencial es de 200–400 V y la intensidad de corriente de 400 A.

La electrodiálisis necesita energía eléctrica continua, luego la economía del proceso se basa en optimizar la energía eléctrica consumida en la separación del concentrado y el efluente desalinizado.

La relación entre las necesidades de separación: diferencia de concentración molar entre la alimentación y el efluente desalinizado (ΔC), se relaciona con la intensidad de la corriente que circula por el sistema, según la siguiente ecuación:

$$I = z \cdot \Delta C \cdot F \cdot Q$$

Siendo I la intensidad de la corriente eléctrica, z la valencia de la sal, F la carga eléctrica de un mol de electrones y Q el caudal de alimentación.

El consumo de energía eléctrica (E) se relaciona con I según la siguiente ecuación:

$$E = I^2 \cdot R = I \cdot R \cdot z \cdot \Delta C \cdot F \cdot Q = V \cdot z \cdot \Delta C \cdot F \cdot Q$$

Siendo R la resistencia del sistema al paso de la corriente eléctrica y V la diferencia de potencial de trabajo.

Se estima que los consumos teóricos de energía, en el caso de electrodiálisis de aguas de 200 – 40.000 mg/L y coeficientes de rechazo de 80% - 95%, son del orden de 1-13 kWh/m³ de agua desmineralizada.

Causas de mal funcionamiento

En las condiciones de trabajo, la concentración de los iones en los espacios entre membranas no es homogénea, produciéndose una disminución de la concentración de iones en las proximidades de la membrana, lo que da lugar a una polarización de la concentración.

Otras causas de mal funcionamiento pueden ser:

1. Cierta permeabilidad de la membrana a los iones que tienen su misma carga.
2. Transporte de agua a través de la membrana debido a la solvatación de los iones o a procesos osmóticos.
3. Problemas de ensuciamiento.

2.6.5. Electrodesionización (EDI)

La electrodesionización (EDI) combina dos probadas técnicas de purificación del agua como son la electrodiálisis y el intercambio iónico. Mediante esta técnica revolucionaria, las sales disueltas pueden ser eliminadas con un bajo consumo energético y sin la necesidad de emplear reactivos regenerantes, el resultado es un agua de elevada calidad que puede ser producida en continuo y con elevados caudales.

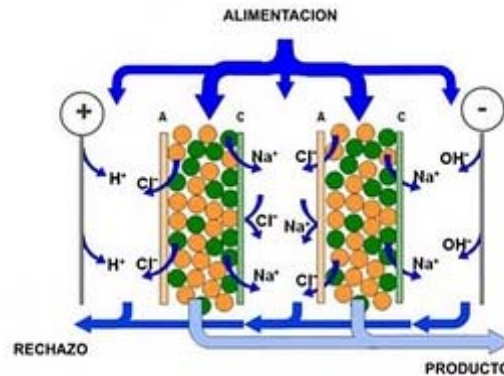


Figura 2-46, esquema electrodesionización.

Hasta hace pocos años, el sistema para la obtención de agua desmineralizada de alta calidad estaba totalmente basado en la tecnología del intercambio iónico, en la cual se utilizan reactivos químicos para la regeneración de las resinas, provocando gran cantidad de aguas residuales contaminantes.

Las investigaciones se han centrado en el desarrollo de tecnologías de tratamiento que no usen prácticamente productos químicos. Actualmente se están utilizando dos sistemas que se complementan como son la ósmosis inversa (RO) y la electrodesionización (EDI), en la obtención de agua de alta calidad y que eliminan el 97 por ciento de los reactivos químicos empleados en los procesos de intercambio iónico.

El proceso

La electrodesionización (EDI) emplea una combinación de membranas selectivas de iones y resinas de intercambio, montadas a modo de sándwich entre dos electrodos (ánodo⁺ y cátodo⁻) sometidos a una diferencia de potencial eléctrico de corriente continua, la cual fuerza la migración en continuo de los iones desde la cámara de alimentación hasta las cámaras adyacentes de concentrado. Este potencial también rompe las moléculas de agua produciendo iones hidrógeno e hidroxilos que continuamente producen la regeneración de la resina (no se emplean reactivos). El proceso de EDI reemplaza a los convencionales lechos mixtos (MB) de resinas produciendo agua de calidad ajustable, no necesitando paradas para la regeneración ni sustitución de resinas.

Debido a esto, en la EDI:

- No se producen variaciones en la calidad obtenida.
- Se reducen al mínimo los gastos de explotación.



Con la electrodesionización (EDI) se eliminan los iones contaminantes presentes en el agua y normalmente se usa en combinación con la ósmosis inversa (RO) y otros sistemas de purificación. Los módulos de EDI pueden producir agua ultrapura de hasta 18,2 M Ω -cm de forma continua o intermitente.

Línea de tratamiento sin uso de reactivos

Los sistemas clásicos básicamente consisten en columnas de intercambio cargadas con resinas catiónicas seguidas de columnas con resinas aniónicas alcanzándose calidades de hasta 1 M Ω -cm. Si las exigencias son de una mayor calidad hay que complementar la instalación con columnas cargadas con mezcla de resinas y denominadas “mixed-bed” (MB) o lechos mixtos de las cuales podemos obtener calidades de hasta 18 M Ω -cm. Con este tipo de instalaciones se obtienen elevadas calidades de agua pero en contrapartida también se requieren grandes cantidades de ácido y sosa para la regeneración.

Con el uso de la ósmosis inversa como pretratamiento del agua de alimentación a las resinas se ha logrado disminuir en gran cantidad el consumo de reactivos, pero la tendencia actual es proceder a la eliminación total de reactivos regenerantes lográndose mediante la incorporación de la electrodesionización (EDI) como tratamiento de pulido final.

Para poder hacer uso de la EDI con garantías, se requiere generalmente la siguiente línea básica de tratamiento:

- Pretratamiento: Esta etapa consiste en sistemas de filtración que pueden ir precedidos por clarificadores dependiendo de las características físicas del agua, acondicionamiento del agua para evitar la precipitación de sales y oxidación de las membranas de RO y sistemas de microfiltración.
- Ósmosis inversa: La RO no usa reactivos ya que sólo necesita trabajar a una presión determinada de alimentación a membranas suministrada por un grupo de bombeo. Las nuevas generaciones de membranas permiten operar a bajas presiones y eliminan iones y compuestos no deseables.
- EDI: Esta unidad trata el agua producida por la RO y sustituye con ventaja a los lechos mixtos de pulido. El agua obtenida es de una elevada calidad ≥ 15 M Ω -cm. Las unidades son modulares y fácilmente ampliables a cualquier caudal de tratamiento.

Comparación entre electrodesionización y lechos mixtos

Con los sistemas actuales de RO/EDI se eliminan los regenerantes, las aguas residuales y su posterior tratamiento para vertido, la necesidad de transporte, almacenamiento y manipulación de ácido y sosa. Con un sistema RO/EDI se tiene una instalación de funcionamiento continuo y de simple operación, comparada con los complicados y largos procesos de regeneración de los lechos mixtos.

Con un sistema de RO/EDI se puede recuperar el concentrado de la EDI mediante recirculación a la entrada de la RO. En muchos casos, el uso de EDI puede resultar de un costo de operación e inversión menor. Los principales consumibles para los lechos mixtos son los productos químicos, reposición de resinas, mano de obra de



explotación y el tratamiento de las aguas residuales generadas. El principal consumible de la EDI es la electricidad, siendo necesaria la sustitución de los módulos a largo tiempo y la mano de obra de explotación y las aguas residuales originadas son mínimas comparadas con un lecho mixto del mismo caudal.

Tabla 2-30, comparación entre lechos mixtos y EDI.

SISTEMA DE PULIDO	MB	EDI
<i>Proceso</i>	Intermitente	Continuo
<i>Operación</i>	Compleja	Muy simple
<i>Calidad agua tratada</i>	Alta	Alta
<i>Recuperación</i>	100%	90-95%
<i>Producción aguas residuales</i>	Alto	Nulo
<i>Consumo reactivos regenerantes</i>	Alto	Nulo
<i>Consumo reactivo en operación</i>	Nulo	Nulo
<i>Consumo reactivos acondicionamiento vertido</i>	Alto	Nulo
<i>Consumo eléctrico</i>	Bajo	Medio
<i>Mantenimiento</i>	Medio	Bajo
<i>Espacio ocupado</i>	Medio	Bajo
<i>Ampliación</i>	Costosa	Fácil

Dependiendo de la calidad del agua de alimentación a la EDI, el consumo eléctrico de operación está comprendido entre 0,15 y 0,8 kWh /m³.

Ventajas

- Operación simple y continua.
- No son necesarios productos químicos para regeneración.
- Mayor rentabilidad en operación y mantenimiento.
- Bajo consumo de energía
- Se requieren pocas válvulas automáticas o de control complejo por un operador.
- Requiere poco espacio.
- Produce agua de alta pureza en un flujo constante.
- Eliminación completa de las partículas inorgánicas disueltas.
- En combinación con la ósmosis inversa se eliminan más del 99,9% de los iones del agua.

Desventajas

- La EDI no se puede utilizar con aguas de dureza superior a 1, ya que el carbonato de calcio podría crear una costra en la cámara de concentración, lo que limita la operación.
- Se requiere un pretratamiento de purificación.
- El dióxido de carbono libre pasará a través de una membrana de OI, disociándose y aumentando la conductividad del agua. Cualquiera de las especies iónicas formadas a partir del gas dióxido de carbono reducirá la resistencia de salida



del agua producida por EDI. La gestión de CO₂ en el agua se maneja normalmente en una o dos formas: el pH del agua se puede ajustar para permitir que la membrana de ósmosis inversa rechace las especies iónicas o el dióxido de carbono se puede eliminar del agua utilizando un gas de arrastre.

2.6.6. Cristalización

Congelación

Este proceso consiste en congelar el agua y recoger los cristales de agua pura formados para fundirlos y obtener un agua dulce independientemente de la concentración del agua inicial.

El agua que se tiene que tratar es admitida en la cámara de congelación después de haber atravesado el intercambiador de preenfriamiento, en el cual se aprovechan las frigorías de la salmuera residual y del agua pura obtenida.

En la cámara de congelación se absorben las calorías del agua a tratar por medio del circuito frigorífico principal, el cual se alimenta con freón-12 como gas refrigerador. Dicho circuito dispone de un compresor y una válvula de expansión.

El gas de refrigeración entra en el compresor, saliendo de éste con mayor presión y temperatura. Después se hace pasar por el serpentín de la cámara de fusión, donde cede parte de su calor para fundir los cristales de hielo procedentes de la cámara de congelación. Después se expande, con lo que sufre un gran enfriamiento. Seguidamente y a baja temperatura, circula por los serpentines de la cámara de congelación cediendo frigorías al agua de mar y entrando después nuevamente en el compresor.

Así pues, en la cámara de congelación se van formando cristales de hielo puro que serán conducidos a una torre de lavado y seguidamente a la cámara de fusión.

La dificultad de este procedimiento radica en el lavado de los cristales, además de ser muy difícil de conseguir plenamente y sin rastro de sustancia salina, origina un gasto considerable de agua pura.

Aunque pueda parecer un proceso muy sencillo tiene problemas de adaptación para su implantación a escala industrial, ya que el aislamiento térmico para mantener el frío y los mecanismos para la separación de los cristales de hielo deben mejorarse para que este proceso sea algún día competitivo, así como adaptar la tecnología a intercambiadores de frío. No se ofrecen datos del consumo específico de este proceso porque sólo existen experimentos de pequeña escala no extrapolables a la realidad.

Formación de hidratos.

Es otro método basado en el principio de la cristalización, que consiste en obtener, mediante la adición de hidrocarburos a la solución salina, unos hidratos complejos en forma cristalina, con una relación molécula de hidrocarburo/molécula de agua del orden de 1/18. Al igual que el anterior proceso, su rendimiento energético es



mayor que los de destilación, pero conlleva una gran dificultad tecnológica a resolver en cuanto a la separación y el lavado de los cristales que impiden su aplicación industrial.

2.6.7. Resumen tecnologías de desmineralización

Tabla 2-31, Resumen de tecnologías de desmineralización.

Características	MSF	MED-TVC	CV	OI	ED
<i>Tipo de energía</i>	Térmica	térmica	Térmica	Eléctrica	Eléctrica
<i>Consumo primario (kJ/Kg)</i>	Alto(>200)	Alto/medio (150-200)	Medio (100-150)	Bajo (<80)	Bajo(<30)
<i>Coste de instalaciones</i>	Alto	Alto/medio	Alto	Medio	Medio
<i>Capacidad de producción (m³/día)</i>	Alta (>50000)	Media (<20000)	Baja (<5000)	Alta (>50000)	Media (<30000)
<i>Posibilidad de ampliación</i>	Difícil	Difícil	Difícil	Fácil	Fácil
<i>Fiabilidad de operación</i>	Alta	Media	Baja	Alta	alta
<i>Desalación agua de mar</i>	Si	Si	Si	Si	No
<i>Calidad del agua tratada (ppm)</i>	Alta (<50)	Alta (<50)	Alta (<50)	Media (300–500)	Media (<300)
<i>Superficie de terreno requerida</i>	Mucha	Media	Poca	Poca	poca





3. Central térmica de ciclo combinado **(C.T.C.C.)**

3.1. Descripción general de una C.T.C.C	176
3.1.1. Turbina de gas.....	176
3.1.2. Turbina de vapor.....	178
3.1.3. Regenerador de calor (HRSG).....	179
3.2. Necesidad de aporte de agua de una C.T.C.C.	181
3.2.1. Refrigeración	181
3.2.2. Reposición de purga de caldera	183
3.2.3. Pérdidas de los sistemas.....	183
3.2.4. Servicios	184
3.2.5. Agua potable.....	184
3.2.6. Planta contraincendios	184
3.3. Emisiones y vertidos.....	185
3.3.1. Emisiones gaseosas.....	185
3.3.2. Vertidos.....	186
3.4. Caso de estudio	187
3.4.1. Parámetros de operación	188
3.4.1.1. Turbinas de gas	188
3.4.1.2. Regeneradores de calor	188
3.4.1.3. Turbina de vapor	189
3.4.2. Aporte de agua.....	190
3.4.2.1. Sistema de refrigeración.....	191
3.4.2.2. Purga de caldera	192
3.4.2.3. Pérdidas de los sistemas	196
3.4.2.4. Servicios.....	196
3.4.2.5. Agua potable	196
3.4.2.6. Planta contraincendios	197
3.4.2.7. Otros consumos.....	197
3.4.3. Balances de agua.....	197
3.4.3.1. Valores medios en condiciones ambientales de garantía.....	198
3.4.3.2. Valores de diseño	198
3.4.3.3. Valores máximos en operación continua.....	198
3.4.3.4. Valores puntuales máximos	198

3.1. Descripción general de una C.T.C.C

La característica principal de una central térmica de ciclo combinado (C.T.C.C.) es que reúne un ciclo Brayton (el utilizado en las turbinas de gas) y un ciclo Rankine (el utilizado en las turbinas de vapor) consiguiendo con esto un importante aumento de rendimiento, respecto a ambos ciclos por separado. Se alcanzan valores en torno al 55% de rendimiento, mientras que en centrales de ciclo único se obtienen valores de entorno al 35%. La mejora del rendimiento supone un importante avance, respecto a sus predecesoras, en cuanto a reducción de consumo de energía primaria, reducción de emisiones de CO₂ (responsable del efecto invernadero) y NO_x (responsables de la lluvia ácida y la degradación de la capa de ozono) y reducción de emisiones de SO_x (responsables de la lluvia ácida) ya que el combustible habitual de este tipo de centrales es gas natural (con bajo contenido en azufre). Además se obtiene una mayor capacidad de variación de carga, por el corto tiempo de respuesta que tiene la turbina de gas.

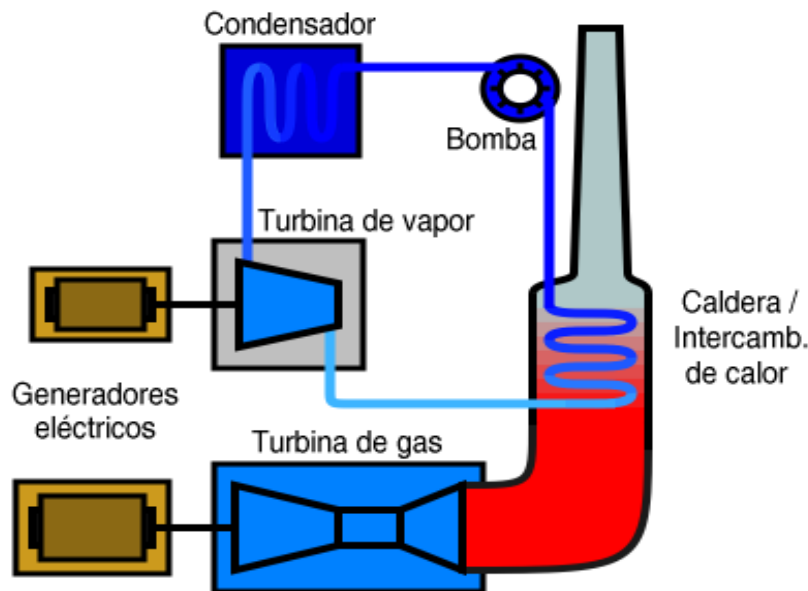


Figura 3-1, esquema simplificado C.T.C.C. obtenido de wikimedia.

El esquema básico de una C.T.C.C. está compuesto por una turbina de gas de la que se obtiene energía eléctrica, mediante un generador eléctrico, y gases de escape con valores de temperatura de en torno a 600 °C. Estos gases de escape atraviesan un regenerador de calor especializado (HRSG) donde se utiliza su energía térmica residual para generar y recalentar el vapor necesario para la turbina de vapor. El vapor producido y recalentado mueve la turbina de vapor que, unida a un generador, produce energía eléctrica.

3.1.1. Turbina de gas

Las turbinas de gas son turbomáquinas que, de modo general, pertenecen al grupo de máquinas térmicas generadoras y cuya franja de operación va desde pequeñas potencias (30 KW para las microturbinas) hasta 500 MW para los últimos desarrollos.

De esta forma, compiten tanto con los motores alternativos (ciclos termodinámicos OTTO y DIESEL) como con las instalaciones de vapor de pequeña y media potencia.

Sus principales ventajas son su pequeño peso y volumen en relación a su potencia y la flexibilidad de su operación. Esto hace que sean máquinas cuyo uso para determinadas aplicaciones, especialmente las referidas a la generación de electricidad y a la propulsión de buques y aviones, esté en claro aumento. Al ser máquinas rotativas presentan una clara ventaja frente a los motores alternativos, por la ausencia de movimientos alternativos y de rozamientos entre superficies sólidas (como las que se dan entre pistón y camisa), lo que se traduce en menores problemas de equilibrado y menores consumos de aceite lubricante, que además no están en contacto con superficies calientes ni con productos de combustión.

Comparadas con las turbinas de vapor, las turbinas de gas apenas tienen necesidades de refrigeración, lo que facilita enormemente su instalación. Además, su baja inercia térmica les permite alcanzar su plena carga en tiempos muy bajos, lo que las hace ideales para determinadas aplicaciones en las que se requiere variaciones de carga rápidas (regulación de red o abastecimiento de picos de demanda). La principal desventaja de las turbinas de gas, es que necesitan combustibles de gran pureza e inapreciable producción de cenizas que producirían un desgaste prematuro de los alabes de compresor y turbina.



Figura 3-2, turbina de gas (obtenido de directindustry.es).

Una turbina de gas, de forma simplificada, está formada por un compresor, una cámara de combustión y una turbina. En su interior se desarrolla un ciclo Brayton abierto. El compresor aspira aire de la atmósfera y tras un tratamiento de filtrado acompañado en ocasiones de un enfriamiento, lo comprime hasta presiones de 10-20 veces la presión atmosférica, por las propiedades termodinámicas del aire, al aumentar su presión, aumenta también su temperatura. El aire comprimido entra en la cámara de combustión donde se mezcla con el combustible y arde, aumentando la temperatura de

los gases a la salida. Finalmente los gases a alta temperatura y presión entran en la turbina, donde se obtiene energía mecánica mediante su expansión, reduciendo la temperatura y presión de salida de los gases, que son devueltos a la atmósfera.

Mediante turbinas de gas se obtienen rendimientos típicos de 30-35%, llegando a 40-45% con diseños más complejos, con regeneración de calor (calentando el aire comprimido antes de la combustión, mediante el calor residual de los gases de escape) e interenfriamiento en compresión (dividiendo la compresión en varios pasos y enfriando entre cada salto de presión).

3.1.2. Turbina de vapor

Las turbinas de vapor son un tipo de turbomáquinas generadoras, que funcionan generalmente en instalaciones de mediano y gran tamaño, llegando a 1,5 MW en turbinas para generación eléctrica, también existen turbinas de vapor de pequeño tamaño, pero con rendimientos y usos muy escasos. Las turbinas de vapor transforman la energía de un flujo de vapor en energía mecánica rotativa.

La principal ventaja de las turbinas de vapor, frente a las turbinas de gas y los motores alternativos, es que pueden trabajar con numerosos combustibles, gracias a que obtienen la energía mecánica del flujo de vapor producido en una caldera o un intercambiador de calor. Pudiéndose utilizar calores residuales de otros procesos, calor producido por combustión de carbón, biocombustibles o desechos, el calor proveniente de una reacción nuclear o el calor producido mediante la concentración de radiación solar.

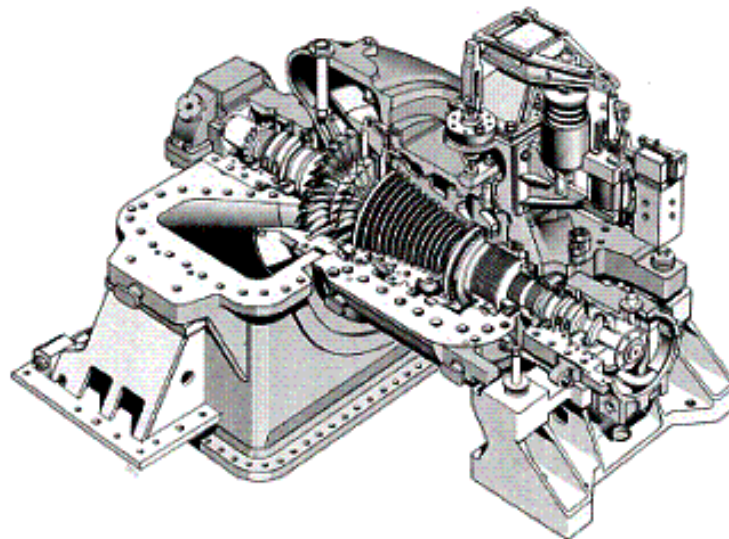


Figura 3-3, turbina de vapor (obtenido de www.sapiensman.com).

El funcionamiento de las turbinas de vapor más utilizadas en generación eléctrica, se basa en el ciclo Rankine, se trata de un ciclo cerrado, que se compone, en su forma más básica de caldera, turbina, condensador y equipo de presurización de agua. El agua fría proveniente del condensador es presurizada utilizando bombas de alta presión, hasta valores de 100-150 veces la presión atmosférica, se introduce en la caldera, donde se calienta hasta temperatura de saturación, punto en el que evapora. El



vapor producido se recalienta en la misma caldera y se introduce en la turbina donde se obtiene energía mecánica a partir de la expansión del vapor. Finalmente el vapor a baja presión (aproximadamente 10 veces menor que la atmosférica) entra en el condensador, donde se enfría y condensa cediendo su calor latente a un flujo de refrigeración.

Existen 4 tipos de turbina en función del tratamiento que recibe el flujo de vapor tras extraerle su energía al pasar por la turbina:

- Las turbinas de no-condensación o de contrapresión son más ampliamente usadas para aplicaciones de vapor en procesos. La presión de salida es controlada por una válvula reguladora para satisfacer las necesidades de presión en el vapor del proceso. Se encuentran comúnmente en refinerías, plantas de papel y pulpa y en instalaciones de desalinización, donde se necesita de grandes cantidades de vapor de proceso a baja presión.
- Las turbinas condensadoras se encuentran comúnmente en plantas de potencia eléctrica. Estas turbinas expelen vapor en estado parcialmente saturado, generalmente con calidad mayor al 90%, a una presión bastante inferior a la atmosférica hacia un condensador.
- Las turbinas de recalentamiento también son usadas casi exclusivamente en plantas de potencia eléctrica. En una turbina de recalentamiento, el flujo de vapor sale de una sección a alta presión de la turbina y es regresado a la caldera donde se vuelve a sobrecalentar. El vapor entonces regresa a una sección de presión intermedia de la turbina y continúa su expansión.
- Las turbinas de extracción, se encuentran en todo tipo de aplicaciones. En una turbina de extracción, el vapor es liberado en diversas etapas y aprovechado en distintos procesos industriales, también puede ser enviado a calentadores de agua para mejorar la eficiencia del ciclo.

A su vez también se diferencian en turbinas de acción, en caso de que la disminución de presión se produzca tanto en las partes fijas (estator) como en las partes móviles (rotor), y turbinas de reacción, cuando únicamente se reduce la presión en el estator.

3.1.3. Regenerador de calor (HRSG)

El regenerador de calor de una central de ciclo combinado, generalmente denominado HRSG (del inglés Heat Recovery Steam Generator), es el sistema encargado de la interconexión térmica entre la turbina de gas y el ciclo de vapor.

Está compuesto por varios calderines a presión, en los cuales se produce la separación de las fases líquida y gaseosa, y por diferentes conductos de agua y vapor recalentado, estos conductos separan los diferentes fluidos (gases de escape y agua o vapor) impidiendo el transporte de masa a la vez que permiten el intercambio de energía térmica por conductividad.

En el interior del regenerador de calor se produce el intercambio de energía térmica entre los gases de escape a alta temperatura de la turbina de gas y el agua y vapor de agua del ciclo de vapor. Gracias a este intercambio se produce la evaporación

del agua de aporte y el recalentamiento de este vapor antes de su expansión en la turbina de vapor.

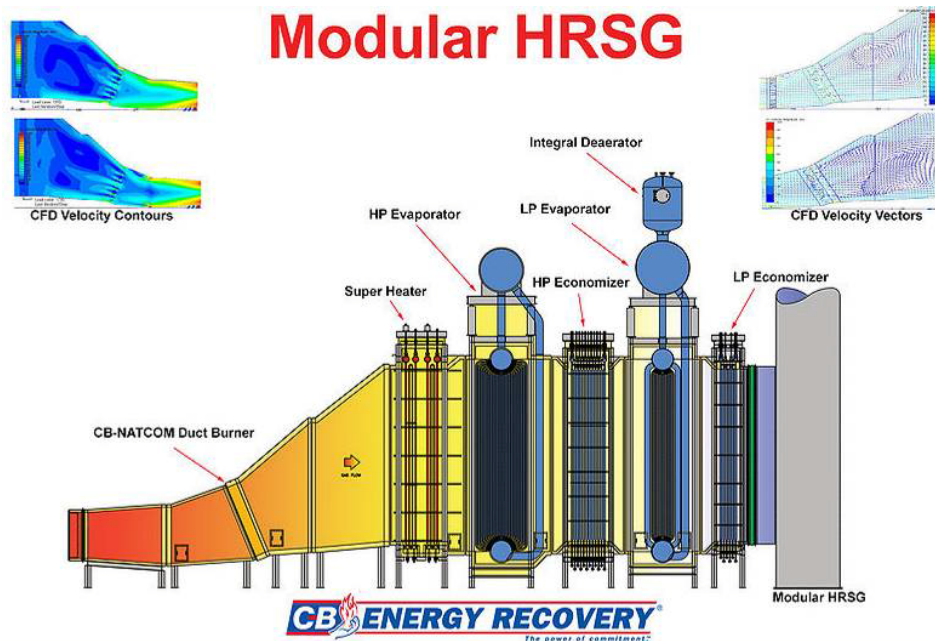


Figura 3-4, esquema general HRSG (obtenido de wikipedia.org).

El diseño general se compone de varias secciones, alta, media y baja presión que funcionan a diferente presión y temperatura, gracias a ello se obtiene una mejor adaptación entre los ciclos de la turbina de gas y la turbina de vapor.

3.2. Necesidad de aporte de agua de una C.T.C.C.

3.2.1. Refrigeración

El principal consumo de agua en una central térmica con turbina de vapor, se produce en el sistema de refrigeración. Las centrales térmicas necesitan ser refrigeradas ya que en la combustión producen una mayor energía térmica que la que son capaces de transformar en energía eléctrica. El vapor de baja presión obtenido tras la expansión en la turbina contiene una gran cantidad de calor en forma de calor latente de evaporación que debe ser extraído para producir la condensación que permita continuar el ciclo. De forma habitual se han utilizado 3 tipos de sistema de refrigeración en función de la disponibilidad de agua de la central, que son:

- **Refrigeración por captación directa:** es la técnica más barata cuando se dispone de una gran cantidad de agua para su utilización en la central. Consiste en captar agua fría directamente de un caudal público, río, lago, mar, etc. y devolverla tras sufrir un salto térmico. La energía evacuada dependerá del caudal circulante y del salto térmico producido. Con este método se consiguen temperaturas de condensación inferiores, lo que se traduce en menores presiones en el condensador y mayores rendimientos del ciclo. Su uso está principalmente restringido a centrales situadas en la proximidad de la costa, debido a que existen pocas cuencas fluviales con caudal suficiente para que el impacto ambiental del salto térmico sea asumible.
- **Refrigeración por circuito semiabierto (torre de refrigeración):** en este caso se emplea la evaporación de un flujo de agua en una torre de refrigeración para absorber el calor necesario para la condensación. La energía evacuada dependerá del caudal evaporado y este de las condiciones de humedad relativa y temperatura del ambiente.



Figura 3-5, torres de refrigeración evaporativa (obtenido de eco.microsiervos.com).

Las torres de refrigeración producen la evaporación aumentando la humedad relativa de un flujo de aire hasta condiciones próximas a las de rocío. Lo que se consigue gracias al aumento de área de interfase aire-agua, mediante pulverizadores de agua y rellenos con gran área superficial por unidad de volumen. Existen tres tipos de torres de refrigeración en función de cómo se produzca el flujo de aire, de tiro inducido, de tiro forzado o de tiro natural. El caudal de agua consumido se incrementa por la necesidad de una purga para mantener los niveles de contaminantes por debajo de niveles de saturación, evitando incrustaciones y problemas de corrosión.

- **Refrigeración con aerocondensadores:** es el sistema de refrigeración menos dañino con el medio ambiente, en cuanto a su mínimo consumo de agua, pero también el que tiene un coste más elevado y el que provoca una mayor disminución de rendimiento, por la mayor temperatura del condensado. Es un sistema similar al empleado en el radiador de los automóviles.



Figura 3-6, sistemas de aerocondensadores (obtenido de coolingtower-design.com).

El vapor proveniente de la turbina se introduce en una serie de haces tubulares, donde se aumenta la superficie de contacto del vapor. Este se enfría en contacto con el material de los tubos que a su vez son refrigerados por la corriente de aire que generan unos ventiladores de gran potencia y consumo. Se obtienen pérdidas de potencia de entorno a un 2,5% respecto a la obtenida en una central con refrigeración en ciclo abierto. Se instalan en centrales que tienen escasa o casi nula capacidad de abastecimiento de agua, por su consumo nulo de esta.

Tabla 3-1, consumo de agua de refrigeración en un ciclo de vapor.

Tipo de sistema	Consumo aproximado de agua por MWe obtenido en el ciclo de vapor
<i>Captación directa</i>	160 m ³ /h
<i>Torre de refrigeración (evaporativo)</i>	3 m ³ /h
<i>Aerocondensadores</i>	0 m ³ /h



Al consumo de agua del sistema de refrigeración se unen diversos consumos para el funcionamiento de la central como son: el agua de servicios, las purgas de caldera, la planta contra incendios, el lavado de componentes de la central.

3.2.2. Reposición de purga de caldera

El agua de aporte al ciclo agua-vapor debe ser de elevada calidad, para evitar problemas relacionados con la corrosión, la formación de incrustaciones, la formación de espumas y el desgaste por impacto de pequeñas partículas arrastradas por el vapor.

Por lo tanto el agua de aporte sufre una serie de tratamientos de desmineralización/desionización que mejoran sus propiedades de pureza, eliminan los sólidos, sales e iones disueltos. Tras el tratamiento se añaden una serie de sustancias para controlar el pH y el contenido en oxígeno disuelto en la fase líquida. Para el control de pH se suele adicionar amoníaco y fosfatos, que actúan como regulador en la fase vapor y en la fase líquida. Para el control del oxígeno disuelto se adiciona hidracina.

Estos químicos se introducen en la caldera junto al aporte de condensado, pero no se evaporan, quedando retenidos en la caldera con el consiguiente aumento de concentración. Para evitar la sucesiva concentración de sales en el agua del calderín es necesario realizar purgas continuas y discontinuas que eliminen agua con alta concentración y alimentar agua desmineralizada de alta pureza.

Las recomendaciones de fabricantes en cuanto a purgas se sitúan en valores en torno al 1 - 2% de la cantidad de vapor generado en operación continua, elevándose en determinados momentos de aumento de concentración y variación de la operación de la central, llegando a valores del 5% e incluso por encima del 20% en operaciones de arranque.

El aporte de agua por purgas de calderas y otros elementos de la central es el principal consumo de la central después del agua de refrigeración.

3.2.3. Pérdidas de los sistemas

Debido a fallos de montaje, operación o diseño es posible que aparezcan fugas en determinados sistemas que requieran un aporte de agua extra para su reposición. La turbina de vapor dispone de un sistema de sellos de caldera, se trata de una cortina de vapor que circula por el exterior de la turbina, separando el vapor del interior del ambiente, para evitar que el vapor del ciclo absorba gases atmosféricos. La proporción de este vapor que no se fuga, tras realizar su función, pasa por un desaireador donde se condensa, se separa de los gases disueltos y se devuelve al ciclo en el condensador.

También se consideran como pérdidas, los caudales de agua de los diferentes sistemas de muestreo de calidad del agua.



3.2.4. Servicios

En una central de este tipo es necesario tener en cuenta un consumo de agua de servicios para distintos usos, generalmente consumos intermitentes:

- Lavado de la turbina de gas.
- Limpieza de calderas.
- Limpieza a contracorriente de filtros.
- Limpieza de los equipos de desmineralización.
- Limpieza del resto de instalaciones y edificios.
- Disolución de químicos.

3.2.5. Agua potable

Dentro de la central es necesario instalar una serie de servicios consumidores de agua potable para mantener unas condiciones de habitabilidad de los trabajadores, como son surtidores de agua, lavabos, duchas, inodoros, urinarios, etc. También será necesaria la instalación de duchas de emergencia y lavajos en zonas de tratamiento de químicos. Los consumos de dichos servicios son mínimos en comparación con la necesidad de aporte al ciclo agua-vapor y más aun comparándolos con la necesidad de agua para refrigeración. Estos vienen determinados en diferentes normativas.

3.2.6. Planta contraincendios

Como en cualquier otra construcción, en una central térmica es necesaria la instalación de un sistema contra incendios que pueda utilizarse en momentos de emergencia, con el agravante de que en una central térmica existen puntos calientes, combustibles y químicos que pueden aumentar la posibilidad de incendios y los problemas causados por estos.

Además de la utilización de materiales ignífugos y sistemas de aislamiento en la construcción de las diferentes instalaciones de la central, se debe instalar un sistema de almacenamiento de agua presurizada que pueda ser utilizado en todo momento, con capacidad suficiente para sofocar los posibles incendios que pudieran surgir en la operación de la central o cualquier otro sistema que cumpla la misma función (sistemas de CO₂, espumas, etc.)

El caudal de aporte al sistema contra incendios en operación continua será mínimo o nulo, siendo necesario únicamente un aporte para rellenado de los tanques tras posibles incendios, que se espera no sean habituales.



3.3. Emisiones y vertidos

3.3.1. Emisiones gaseosas

Las reacciones de combustión producen una serie de emisiones gaseosas, en su mayoría vapor de agua (H_2O) y dióxido de carbono (CO_2), de ellos el dióxido de carbono es causante del efecto invernadero, mientras que el vapor de agua no se trata como un contaminante. Mezclados con estos gases, también se producen óxidos de nitrógeno (NO_x) y óxidos de azufre (SO_x), ambos contaminantes atmosféricos muy peligrosos por su potencialidad como causantes de lluvia ácida, monóxido de carbono y partículas de carbonilla, como resultado de una combustión incompleta.

En función de la composición del combustible, también pueden aparecer otros contaminantes atmosféricos como metales pesados, compuestos orgánicos volátiles (COVs), etc.

La normativa actual sobre contaminación atmosférica establece los valores máximos de emisiones de los distintos contaminantes, según el emplazamiento, la aglomeración de procesos contaminantes en la zona, las características medioambientales de la zona, etc. Estos valores quedan indicados en el documento de impacto ambiental. Para cumplir con esta normativa los sistemas de combustión deben contar con elementos de reducción de emisiones como son catalizadores de tres vías, filtros de partículas, inyección de agua, precipitadores electrostáticos, lavado de gases con agua.

Mediante la Ley 1/2005 se establecieron en España las bases del comercio de derechos de emisiones de CO_2 . Mediante este comercio se internalizan gastos relativos a la contaminación por CO_2 , estableciendo unos valores de emisión en función de las características del proceso y permitiendo la compra y venta de estos derechos. Por lo tanto aquellas instalaciones que reduzcan su nivel de emisiones de este contaminante obtendrán un beneficio económico.

Además de la contaminación por emisión de sustancias químicas, los gases de escape de un proceso de combustión salen de la central con una cierta energía térmica. En centrales de ciclo combinado se aprovecha una parte muy importante de esta energía térmica en el ciclo de vapor. Pero para evitar la condensación y la corrosión de la chimenea, que produce el agua ácida condensada, y mejorar la dispersión de contaminantes, es habitual que la temperatura de los gases de escape no baje de los $90^\circ C$.

Puede resultar de gran interés reutilizar el calor de baja temperatura de estos gases en algún tipo de aplicación como calefacción de distrito, utilizando sistemas de regeneración de calor con condensación. Sistemas de este tipo pueden suponer un elevado coste de fabricación, debido a la necesidad de utilizar materiales que soporten la corrosión, con baja resistencia térmica.



3.3.2. Vertidos

La operación de una central térmica también conlleva la emisión de vertidos líquidos, estos serán mayores en el caso de turbinas de vapor que en el caso de turbinas de gas. En todo caso estos vertidos deben reducirse en lo posible, procurando obtener una reducción de costes final, no siempre posible. Los vertidos generados frecuentemente en instalaciones de ciclo combinado son los siguientes:

- Drenajes no aceitosos: agua de lluvia y de lavado, recolectada en los desagües de la central.
- Drenajes aceitosos: se instalan sistemas de separación de aceites y grasas, donde los flotantes (grasas, aceites, etc.) son retenidos y el efluente es mezclado con los drenajes no aceitosos. Se producen por lavado o lluvia en zonas donde pueden aparecer grasas y aceites (área de transformadores, motores,...).
- Purga de caldera: Se trata de agua de alta calidad con químicos añadidos para mejorar las condiciones de la caldera, inhibidores de corrosión e incrustaciones, reducción del contenido en CO₂ y O₂, antiespumantes. Además del contenido en químicos, es muy importante su alta temperatura. En la actualidad se intenta recuperar parte de esta purga, mediante un tanque de expansión donde parte del agua se evapora, el vapor vuelve al sistema y el agua líquida restante ya templada puede reciclarse o desecharse.
- Desagües de servicios, lavabos, etc. Aguas residuales domésticas. Se utilizan pequeñas plantas de tratamiento de agua residual, tras ellas se mezcla con el agua de drenajes y los lodos son recogidos por gestores especializados.
- Pérdidas de los sistemas: Debido a la dificultad de conseguir un aislamiento perfecto parte del líquido y del vapor que circula por los diferentes sistemas se pierde por evaporación o termina en la red de drenajes. También incluye el consumo de agua para sistemas de muestreos y dosificación.
- Purga de la torre de refrigeración: Se trata de agua saturada en los compuestos disueltos en el agua de admisión, y con químicos añadidos para inhibir la corrosión, las incrustaciones y la aparición de materia orgánica.
- Agua de refrigeración: En los sistemas con refrigeración abierta, se vierten altos caudales de agua caliente, que ha sido tratada para evitar incrustaciones, corrosiones y la aparición de materia orgánica. Debe tratarse para ajustar el pH, y reducir los contaminantes que puedan ser tóxicos en el ambiente de vertido. La temperatura no puede superar un cierto nivel, indicado en la normativa y en el documento de información ambiental.



3.4. Caso de estudio

El caso de estudio consta de un ciclo combinado formado por dos turbinas de gas Mitsubishi, de 129,5 MWe nominales. Cada una de las turbinas de gas dispone de su propio generador eléctrico y un regenerador de calor, para poder hacer uso de la energía disponible en los gases de escape.

Los regeneradores de calor están divididos en distintas secciones de tuberías a través de las cuales circula el agua de aporte para el ciclo de vapor, así como el vapor del mismo para recalentamiento, disponiendo de tres calderines de baja, media y alta presión. Además los regeneradores disponen de un quemador auxiliar, para arranques y operación máxima de 7 MWt.

El ciclo de vapor es de recalentamiento, ya que al dividirlo en tres secciones de presión es posible un recalentamiento entre cada una de ellas y un mejor aprovechamiento del calor disponible en los gases de escape, por la menor temperatura máxima del vapor recalentado. El ciclo de vapor recibe la energía térmica residual de la turbina de gas mediante los regeneradores de calor. La turbina de vapor es de tipo monojeje, con una potencia nominal de 149,9 MWe. Está dividida en tres secciones de alta, media y baja presión y cuenta con su propio generador eléctrico.

Además, la central cuenta con un campo solar, con una potencia nominal de 12 MWt.

La potencia nominal total de la central tiene un valor de 408,7 MWe con un rendimiento del 51,42 %.

El emplazamiento de la central de ciclo combinado es en una región con un clima árido templado, a una altitud de 1.245 m y presión barométrica 0,8673 bar(a). En la Tabla 3-2 se indican los valores de temperatura y humedad relativa del emplazamiento.

Tabla 3-2, temperatura y humedad relativa del emplazamiento.

	Temperatura de bulbo seco	Humedad relativa
<i>Mínima Extrema</i>	-19,5 °C	88 %
<i>Diseño de Invierno</i>	-2,6 °C	75,5 %
<i>Media Anual</i>	16,9 °C	50,3 %
<i>Diseño de Verano</i>	35 °C	34,3 %
<i>Máxima Extrema</i>	45 °C	21,3 %

En la Tabla 3-3, se indican los datos pluviométricos del emplazamiento de la central de ciclo combinado.

Tabla 3-3, datos pluviométricos del emplazamiento.

<i>Precipitación pluvial media anual</i>	365,28 mm
<i>Precipitación pluvial diaria máxima</i>	66,0 mm
<i>Evaporación media anual</i>	2080,7 mm
<i>Evaporación mensual máxima registrada</i>	311,6 mm



3.4.1. Parámetros de operación

3.4.1.1. Turbinas de gas

La potencia eléctrica nominal generada por cada turbina de gas es de 129,4 MWe, obteniendo un total de 258,8 MWe con ambas turbinas en operación.

En operación normal el combustible utilizado será gas natural (con poder calorífico 47.681 kJ/kg) y una masa de 28.940 kg/h, en cada turbina, esto hace un total de aporte de gas a la central de 57.880 kg/h. La potencia térmica aportada por este combustible, a cada turbina (calculada de forma muy simplificada como el poder calorífico por la masa), tendrá un valor de 383,3 MWt, sumando un total de 766,6 MWt aportados a la central.

La masa de gases de escape de cada turbina es 1.277 T/h, obteniendo un total de gases de escape de la central de 2.554 T/h. La temperatura de los gases de escape a la salida de la turbina es de 629 °C y la composición en porcentaje de masa de estos gases de escape es la recogida en la Tabla 3-4.

Tabla 3-4, composición de los gases de escape.

Gas	%
O ₂	14,06
CO ₂	5,84
H ₂ O	6,00
N ₂	72,80
Ar	1,30

La potencia térmica de estos gases de escape respecto al ambiente será de 252,9 MWt por turbina, 505,8 MWt para la central completa (para el cálculo de esta potencia térmica se asume un valor de calor específico de los gases de 1,2 kJ/(kg·K), una temperatura ambiente de 35 °C y no se tiene en cuenta el calor de condensación del vapor de agua contenido en la mezcla).

3.4.1.2. Regeneradores de calor

En el regenerador de calor se produce el intercambio de calor entre gases de escape, agua presurizada y vapor de agua sobrecalentado. Además en este punto se aporta una masa extra de combustible de 530 kg/h en cada regenerador, un total de 1.060 kg/h en la central. Lo que supone una potencia térmica de 7 MWt aportados a cada regenerador, con un total de 14 MWt para la central.

Los gases de escape de las turbinas entran a cada uno de los regeneradores de calor asociados a una temperatura de 629 °C y son expulsados a la atmósfera tras la combustión auxiliar y el intercambio de calor a una temperatura de 95,8 °C, con una masa de 1.277 T/h como se indicó en el apartado anterior.

La potencia térmica aportada por estos gases al ciclo de vapor en cada regenerador será 227 MWt. El ciclo de vapor de la central recibe un aporte total de 454 MW térmicos desde los regeneradores de calor.



3.4.1.3. Turbina de vapor

El ciclo de vapor recibe la energía térmica necesaria para su funcionamiento desde el regenerador de calor, la potencia captada tiene un valor de 454 MWt (se obtuvo en el apartado del regenerador de calor).

La energía mecánica del ciclo de vapor se obtiene mediante la expansión del vapor sobrecalentado en 3 turbinas, de alta, media y baja presión. En la Tabla 3-5 se incluyen la masa de vapor circulante por los principales equipos del ciclo, así como su presión y temperatura aproximadas.

Tabla 3-5, parámetros de operación nominal del ciclo de vapor.

	Masa (kg/h)	Presión (Atm.)	Temperatura (°C)
<i>Turbina de alta presión</i>	367	118,18	566
<i>Turbina de media presión</i>	412,1	26,62	566
<i>Turbina de baja presión</i>	453	-	-
<i>Condensador</i>	462,4	0,171	57
<i>Vasijas de alta presión</i>	360,8	120,86	-
<i>Vasijas de media presión</i>	24,5	28.95	-

La potencia nominal obtenida en el generador eléctrico de la turbina de vapor es de 149,9 MWe.



3.4.2. Aporte de agua

El abastecimiento de agua para el funcionamiento de la central (servicios generales y reposición al ciclo) se realiza a partir de la regeneración de aguas residuales urbanas procedentes de la laguna de oxidación de la localidad próxima. En la Tabla 3-6 se incluye el análisis del agua de aporte.

El agua negra será bombeada desde las lagunas de oxidación hasta la central mediante dos bombas verticales del 100% de capacidad a un tanque de almacenamiento situado en la propia central.

Tabla 3-6, análisis de agua cruda de aporte.

PARÁMETRO	UNIDADES	RESULTADO
Temperatura	°C	20,3
Materia Flotante	mg/L	Ausente
pH		7,98
Grasas y Aceites	mg/L	13
Coliformes Fecales	NMP/100 ml	1.100.000
Demanda Bioquímica de Oxígeno	mg/L	150
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	82
Sólidos Sedimentables	mg/L	N.C.
Arsénico (As)	mg/L	N.C.
Cadmio (Cd)	mg/L	N.C.
Cianuro Total (CN)	mg/L	N.C.
Cobre (Cu)	mg/L	N.C.
Mercurio (Hg)	mg/L	N.C.
Níquel (Ni)	mg/L	N.C.
Plomo (Pb)	mg/L	N.C.
Zinc (Zn)	mg/L	N.C.
Fósforo Total (P)	mg/L	9,75
Cromo Total (Cr)	mg/L	N.C.
Huevos de Helminto	HH/5L	N.C.
Nitrógeno Kjeldahl (N)	mg/L	36
Calcio (Ca)	mg/L	31
Potasio (K)	mg/L	15
Magnesio (Mg)	mg/L	12,6
Sodio (Na)	mg/L	167
Bicarbonatos (como CaCO ₃)	mg/L	430
Carbonatos (como CaCO ₃)	mg/L	N.C.
Cloruros (Cl)	mg/L	138
Dureza Total	mg CaCO ₃ /l	129,4
N.C = No Cuantificable		
NMP/100ml = Número Más Probable por cien mililitros		
EPA= Environmental Protección Agency		

Las principales funciones de la planta de tratamiento de agua serán:

- Producción de agua de servicios para el sistema de protección contra incendios, los servicios diversos y la producción de agua desmineralizada.



- Producción de agua desmineralizada para:
 - Alimentar al ciclo agua-vapor de la Central en condiciones de carga máxima de operación.
 - Reposición a otros servicios, lavado de turbina de gas, etc.
 - Alimentación a la planta solar.
 - Lavado de espejos de la planta solar.

Los costes de los distintos tratamientos que es necesario aplicar al afluente de la central, hacen necesaria la reducción de los consumos de agua totales. A continuación se recogen los caudales de aporte necesarios para cada sistema y las medidas de reducción de consumo asociadas.

3.4.2.1. Sistema de refrigeración

El sistema de refrigeración utilizado es de tipo aerocondensador. Se selecciona este sistema ya que supone una importante disminución del caudal de agua de aporte a la central. Este es el parámetro más determinante en la elección de sistema de refrigeración por la escasez de agua. En un sistema de refrigeración abierto el consumo de agua de refrigeración supone aproximadamente el 99.99% del consumo de agua de la central, mientras que en un sistema de refrigeración evaporativo supone en torno al 90% del aporte.

El sistema de refrigeración por aerocondensadores tiene los siguientes inconvenientes:

- Aumento del consumo energético propio de la central, ya que, los caudales de aire necesarios para la condensación del vapor de proceso son muy elevados y por lo tanto también el consumo energético para su impulsión.
- Disminución del rendimiento del ciclo de vapor, respecto a un sistema de refrigeración por circuito abierto o evaporativo, debido a la mayor temperatura del condensado.
- Aumento de los costes de construcción e instalación y de la superficie utilizada por el sistema de refrigeración.

Incluso con estos inconvenientes, es necesaria la instalación de este tipo de sistema de refrigeración por la escasez de agua presente en la zona.

Los anteriores inconvenientes podrían ser subsanados si se implantase un sistema de cogeneración, como puede ser la producción de frío mediante máquinas de absorción o el aporte de calor a un sistema de calefacción de distrito.



3.4.2.2. Purga de caldera

El agua de aporte a la caldera necesita una elevada pureza que se obtendrá mediante el sistema de desmineralización y afino. En la Tabla 3-7 se incluyen los criterios de calidad de agua necesarios.

Tabla 3-7, requerimientos del agua de aporte a la caldera.

Parámetro	Unidades	Valor
<i>Sílice como SiO₂</i>	ppb	< 10
<i>Conductividad específica (a 25°C) sin CO₂</i>	μS/cm	< 0,1
<i>Dureza total</i>	ppm	0,0
<i>Dióxido de carbono, CO₂</i>	ppm	0,0
<i>Sólidos disueltos (TDS)</i>	ppb	< 50

El cálculo del caudal de agua de purga de caldera se realiza según las consideraciones de diseño del fabricante de la caldera. En general es un porcentaje del caudal de vapor generado.

Tabla 3-8, caudales de purga de caldera.

	Requerimiento estándar General Electric	Caso de estudio (t/h) 1 caldera	Caso de estudio (t/h) 2 calderas
<i>Purga continua normal</i>	1 %	2,08	4,16
<i>Purga continua máxima</i>	5 %	10,4	20,8
<i>Purga intermitente máxima</i>	21 %	43,68	87,36

El agua purgada de la caldera puede reciclarse en el tanque de agua de servicios, reduciendo el caudal de agua que debe ser tratada biológicamente, el problema es que la purga está en condiciones de saturación a alta presión y al reducir su presión una parte se evapora y se pierde.

Otra cuestión, igual o más importante que la recuperación del agua, es la energía térmica contenida en el agua de purga, que supone 1.393 kW para el caso de purga normal, 4.178 kW en el caso de un regenerador de calor en purga máxima y otro en purga normal. La energía necesaria para tratar el agua es del orden de 1,3 kWh/m³ para agua residual y de 3 kWh/m³ para agua salada, mientras que la energía térmica contenida en el agua de purga es del orden de 335 kWh/m³. El ahorro económico de la recuperación de la purga proviene de la recuperación de energía térmica más que de la propia recuperación del agua.

El volumen de agua de purga perdida puede disminuirse en gran medida aplicando distintas soluciones de regeneración de la purga, como son:

- Evaporación parcial de la purga por proceso flash y recuperación del vapor generado como aporte al calderín de baja presión.
- Evaporación parcial de la purga por proceso flash, recuperación del vapor generado como aporte a sistema de destilación MED y posterior aporte al calderín de baja presión.

- Instalación de un intercambiador de calor entre la purga y el agua de alimentación al calderín de baja presión y devolución del agua de purga al tanque de agua de servicios.

Evaporación parcial de la purga con aporte al calderín de baja presión

La energía térmica contenida en el agua de purga se utiliza para producir la evaporación de una parte de la misma al reducir rápidamente su presión. El vapor producido se introduce en el calderín de baja presión, mientras que el agua líquida restante (a 155°C y 5,5 bar(a)) se envía a un intercambiador de calor, calentando el agua de alimentación al calderín de baja presión, y tras este al tanque de agua de servicios para su reutilización.

Se trata de una solución ya aplicada en varias centrales térmicas donde no se dispone de un suministro adecuado de agua.

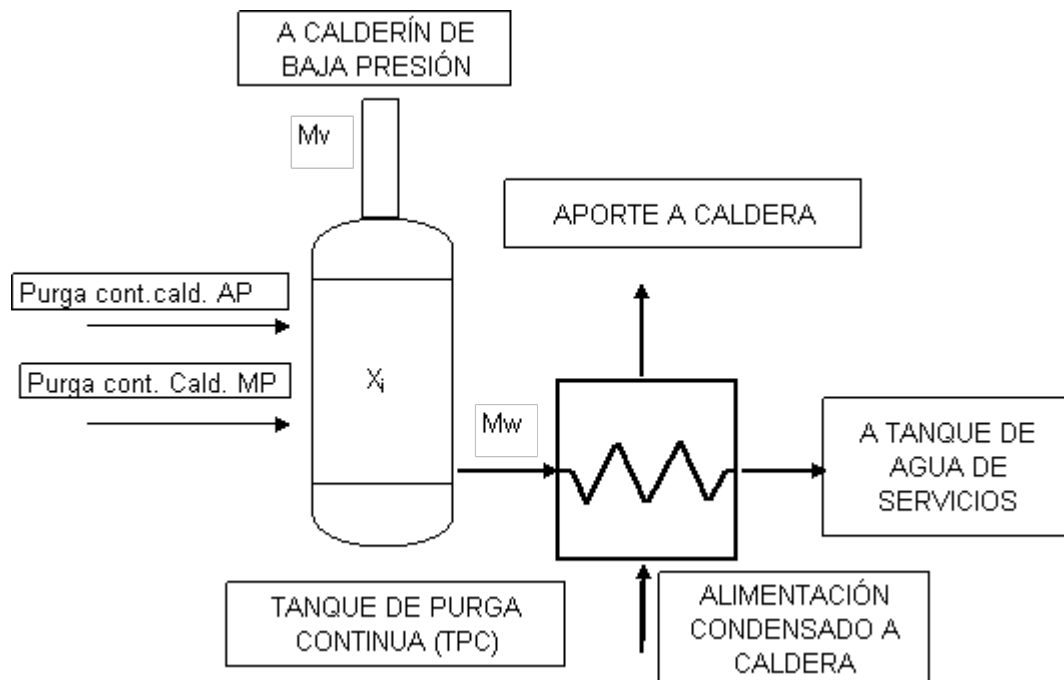


Figura 3-7, recuperación de vapor en calderín de baja presión

Por evaporación parcial de la purga de alta y media presión, se puede recuperar un 38% de la masa de la purga como vapor aportado al calderín de baja presión, esta masa de vapor contiene un 78% de la energía térmica de la purga. El 62% restante se introduce en un intercambiador de calor, donde puede recuperarse la energía térmica sobrante.

La instalación del intercambiador solo resulta reentable si la reducción de costes en combustible es mayor que el coste del propio intercambiador. Haciendo una estimación el ahorro de costes de combustible puede ser superior a 17.000 € al año en operación normal, mientras que un intercambiador de calor de 300 kW tiene un coste menor a 10.000 €

En el anexo B de este documento se incluye la hoja de cálculo realizada para la purga, con los resultados completos del análisis.

Si se supone un salto térmico de 15°C entre cada paso de la destilación MED, que el aporte de vapor final al calderín de baja presión se realiza a 5,5 bar, y un rendimiento del 90% en cada paso (con los sistemas actuales se consiguen valores muy superiores), el caudal destilado será superior al caudal de purga, evitando completamente el aporte de agua desmineralizada para reposición de purgas. Siendo el coste de operación y mantenimiento prácticamente nulo, ya que toda la energía utilizada proviene de la purga.

En el anexo B de este documento se incluye la hoja de cálculo realizada para la purga, con los resultados completos del análisis.

Intercambiador de calor entre purga y aporte de condensado

Mediante la instalación de un intercambiador de calor entre la purga y el agua de aporte a las diferentes vasijas, se recupera el 100 % del agua de purga en el tanque de servicio que debe volver al proceso de desmineralización. Gracias al intercambiador se recupera la energía térmica de purga que en condiciones normales de operación supone aproximadamente 1,3 MW.

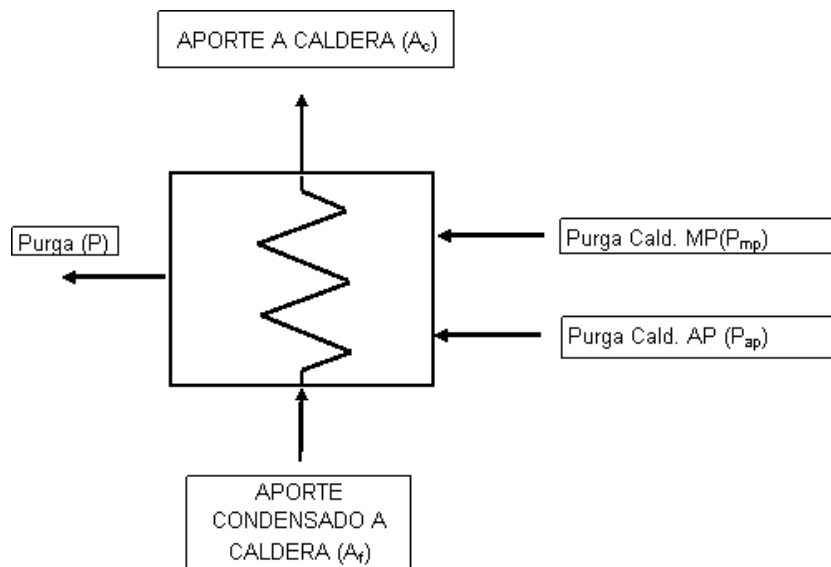


Figura 3-9, intercambiador de calor

El principal problema de un sistema de este tipo es que la purga debe permanecer presurizada en el interior del intercambiador de calor y la presión de trabajo del intercambiador aumenta excesivamente su coste.

En el anexo B de este documento se incluye la hoja de cálculo realizada para la purga, con los resultados completos del análisis.

Sistema de recuperación seleccionado

Se selecciona el sistema de recuperación de vapor en el calderín de baja presión ya que aunque las posibilidades que ofrece el sistema de aporte a destilador son superiores en recuperación de agua y similar en cuanto a la recuperación de energía se trata de un sistema que no se ha utilizado nunca y por lo tanto requeriría un importante sobrecoste de diseño.



La recuperación mediante un simple intercambiador no se tiene en cuenta puesto que el intercambiador tendrá un coste elevado por las altas presiones de la purga.

3.4.2.3. Pérdidas de los sistemas

El caudal de agua para reponer las pérdidas de los sistemas se estima, según las recomendaciones aportadas por el fabricante de la turbina de vapor, como un porcentaje del caudal de condensado.

De las especificaciones de General Electric se obtienen los siguientes datos:

Tabla 3-9, caudales de pérdidas de agua recomendados.

	Requerimiento estándar General Electric	Caso de estudio (t/h)
<i>Perdidas del sistema normal</i>	0,75 % (condensado)	3,47
<i>Perdidas del sistema máxima</i>	1 % (condensado)	4,62

El agua extraída de los diferentes sistemas y equipos para el control de su calidad y el funcionamiento de instrumentos en condiciones normales de operación, puede ser regenerada tras su devolución al tanque de agua de servicios.

El resto de agua perdida en los sistemas se pierde en forma de vapor o en forma líquida. Las pérdidas líquidas se recogen mediante los sistemas de drenajes y se envían a la balsa de estabilización tras eliminar las grasas y aceites.

3.4.2.4. Servicios

Se estima el consumo de agua de servicios como el consumo de 5 mangueros por grupo durante 10 minutos cada uno a un caudal nominal de $2,5 \text{ m}^3/\text{h}$, lo que equivale a $2 \text{ m}^3/\text{día}$ o, prorrateado a 24 h, $0,1 \text{ m}^3/\text{h}$ para un solo grupo. Consumo de **$0,2 \text{ m}^3/\text{h}$** de la central.

Para el lavado de espejos se establece por condiciones del cliente un caudal de agua desmineralizada de $0,66 \text{ l/s}$ (**$2,4 \text{ m}^3/\text{h}$**).

El agua de servicios se recoge en los sistemas de drenajes de la planta. En función de la zona en que se produzcan se recogen en el sistema de drenajes aceitosos, que deben ser tratados en un proceso de separación de grasas, y drenajes no aceitosos. Como medida para reducir la emisión de efluentes, el agua recogida por estos drenajes puede ser introducida en el tanque de agua negra y regenerada.

3.4.2.5. Agua potable

El consumo de agua potable se estima según una dotación media por persona de $150 \text{ l/persona/día}$, superior a la recomendada por la OMS ($100 \text{ l/persona/día}$), para asegurar el aporte de agua potable en todo momento, estimando un número de usuarios de la central de 32 personas. Con estos datos el consumo de agua potable prorrateado resulta de **$0,2 \text{ m}^3/\text{h}$** .



La calidad de los efluentes de los sistemas de agua potable es similar a la calidad del agua de aporte al tanque de agua negra desde las lagunas de oxidación de la localidad próxima, por lo tanto este consumo se regenera tras su introducción en la cabecera de la planta de tratamiento de agua.

3.4.2.6. Planta contraincendios

Este sistema está formado por un tanque de almacenamiento, habitualmente no existe un tanque de almacenamiento de agua contraincendios propio, sino que es una reserva del propio tanque de agua de servicio. El volumen almacenado necesario para la planta contraincendios se calcula en función de la configuración del establecimiento industrial y el nivel de riesgo intrínseco de este según la distinta legislación vigente.

No es necesario mantener un caudal de agua de aporte constante para el sistema contraincendios, ya que se espera que este sistema no deba ser utilizado durante la vida útil de la central. Durante la construcción y puesta en marcha se llenará esta reserva que únicamente deberá ser rellenada en caso de que se produzca un incendio.

3.4.2.7. Otros consumos

Para el cálculo del caudal de aporte de agua negra desde la laguna de oxidación de la localidad próxima es necesario tener en cuenta el consumo propio de la planta de tratamiento de agua. Se deben tener en cuenta los rechazos de los sistemas de desmineralización y los fangos producidos en el proceso biológico.

Existen diversas formas de reutilización de estos consumos:

- Tras los tratamientos de lodos se separa una gran parte de los fangos en forma de agua que puede reintroducirse en la cabecera de la planta para su posterior tratamiento.
- El caudal rechazado de los procesos de desmineralización puede regenerarse por sistemas de evaporación (utilizando calor residual de la central térmica) o reintroducirse en la cabecera de la planta.

3.4.3. Balances de agua

Se realiza el balance de agua en cuatro situaciones de operación distintas, para asegurar que la planta de tratamiento de agua no sea un factor limitante en la operación de la central térmica. Los balances abajo descritos se incluyen en el anexo B de este documento, también se incluyen los balances a caudal de diseño con equipo de destilación y con intercambiador de calor para recuperación de la purga.

La planta de tratamiento de agua se diseña para funcionar en condiciones de diseño (Un HRSG en purga continua máxima y el otro en purga normal) y sin recuperación de la purga en el tanque de servicios, ya que es probable que durante buena parte de la vida útil de la central se funcione en estas condiciones. Los caudales más importantes a tener en cuenta para el diseño de la planta de tratamiento son los siguientes:



- Caudal de aporte a la planta de tratamiento de agua desde la laguna de estabilización: 19,48 m³/h.
- Caudal de salida del tratamiento biológico: 20,3 m³/h.
- Caudal de salida del tanque de agua de servicios: 21,5 m³/h.
- Caudal de salida del equipo de desmineralización y afino: 14,2 m³/h.

El resto de caudales están indicados en los diferentes balances de agua del **anexo B**.

Dados estos caudales **el tratamiento biológico se diseña para un caudal de 20m³/h, 10m³/h por línea** (dos líneas del 50% cada una) y **el tratamiento de desmineralización y afino para un caudal de 15 m³/h, 7,5 m³/h por línea** (dos líneas del 50% cada una).

3.4.3.1. Valores medios en condiciones ambientales de garantía

- Todos los HRSG funcionando en purga continua normal (1% del caudal de vapor en los calderines de alta y media presión).
- Pérdidas del sistema: 0,75% del caudal de condensado.

3.4.3.2. Valores de diseño

- Un HRSG en purga continua máxima (5% del caudal de vapor en los calderines de alta y media presión) y el otro en purga continua normal (1% del caudal de vapor en los calderines de alta y media presión).
- Pérdidas del sistema: 1% del caudal de condensado en una caldera y 0,75% en la otra.

3.4.3.3. Valores máximos en operación continua

- Todos los HRSG en purga continua máxima (5% del caudal de vapor en los calderines de alta y media presión).
- Pérdidas del sistema: 1% del caudal de condensado.

3.4.3.4. Valores puntuales máximos

- Un HRSG en purga intermitente máxima (5% del caudal de vapor en los calderines de alta y media presión) y el otro en arranque (21% del caudal de vapor en los calderines de alta y media presión).
- Pérdidas del sistema: 1% del caudal de condensado para todas las calderas.



4. Criterios de selección de alternativas y diseño

4.1. Criterios de selección de alternativas	201
4.1.1. Pretratamiento.....	201
4.1.2. Tratamiento biológico.....	203
4.1.2.1. Fangos activos (decantación o MBR)	207
4.1.2.2. Lechos bacterianos	208
4.1.2.3. Reactores biológicos rotativos de contacto (CBR).....	209
4.1.2.4. Fotobiorreactores.....	210
4.1.2.5. Tratamiento biológico seleccionado.....	213
4.1.3. Tratamiento terciario.....	214
4.1.4. Desmineralización	214
4.1.5. Tratamientos de afino	217
4.1.6. Tratamientos de fangos	219
4.2. Descripción del sistema seleccionado	221
4.2.1. Obra de llegada y desbaste.....	222
4.2.2. Sistema de tamizado	223
4.2.3. Tanque de agua negra:	224
4.2.4. Sistema de tratamiento biológico:.....	226
4.2.4.1. Sistema de aireación.....	230
4.2.4.2. Sistema de bombeo	230
4.2.4.3. Sistema de limpieza.....	231
4.2.5. Tanque de agua de servicios	231
4.2.6. Equipo de desmineralización y afino	233
4.2.6.1. Desmineralización.....	233
4.2.6.2. Desionización.....	235
4.2.7. Tanque de agua desmineralizada	236
4.2.8. Sistema de tratamiento de fangos.....	236
4.2.9. Consumo energético de la planta de tratamiento de agua	238



A la hora de establecer los criterios de selección de las operaciones necesarias para el tratamiento de agua en un caso concreto, es necesario tener en cuenta las condiciones particulares de dicho caso.

En el presente proyecto la finalidad de uso del agua tratada es el aporte de agua a una central térmica de ciclo combinado. El mayor consumidor será el recuperador de calor de los gases de escape y éste necesita agua de alta pureza para evitar corrosión e incrustaciones que reducen su vida útil. Por lo tanto el criterio de selección más importante es que la calidad final del agua sea elevada: mínimo contenido de materiales incrustantes y sólidos, pH ligeramente básico, mínimo contenido en CO₂ y O₂. Otro criterio de gran importancia es la automatización del sistema.

También conviene tener en cuenta que parte de los desechos de una central térmica pueden ser recursos para un proceso de tratamiento de agua y viceversa:

- En una central térmica se dispone de gran cantidad de calor, de baja temperatura, proveniente de los gases de escape (a temperatura próxima a 90°C) y del condensador (a temperatura próxima a 50°C). Este calor es difícilmente aprovechable para la generación de energía, pero en una planta de tratamiento de agua puede resultar muy útil para mantener caliente el agua en tratamientos anaeróbicos, donde la temperatura óptima de operación es 40°C, e incluso en aeróbicos, donde el rendimiento decae mucho con las bajas temperaturas que se pueden dar en invierno.
- Puede realizarse un tratamiento simultáneo de gases de escape y agua residual. Burbujeando los gases de escape en el agua residual, es posible eliminar las partículas de la corriente de gases, evitando el uso de filtros de partículas. Parte del vapor de agua contenido en los gases de escape puede condensar, obteniendo agua de alta calidad. Al poner en contacto los gases de escape con el agua se produce la acidificación de esta por la alta concentración de CO₂ y la posibilidad de que existan óxidos de azufre y de nitrógeno, esta propiedad puede ser beneficiosa en caso de necesitar un ajuste de pH o causar problemas de corrosión.
- Los lodos generados en la planta de tratamiento pueden obtener una valorización energética mediante su incineración en una caldera, por su conversión a gas de síntesis mediante procesos anaeróbicos o mediante procesos de gasificación. En plantas de tratamiento de aguas residuales no suele ser rentable la instalación de máquinas térmicas capaces de aprovechar la combustión de estos residuos, pero en una planta térmica es fácil utilizarlos con mínimas modificaciones de la caldera o los sistemas de combustión.
- Se están estudiando sistemas de captura de CO₂ mediante microalgas, estas son capaces de metabolizar el CO₂ producido en la central térmica y los nutrientes de las aguas residuales, utilizando la energía solar, obteniendo un tratamiento conjunto de gases de escape y agua residual.



4.1. Criterios de selección de alternativas

Para la elección de las alternativas de diseño posibles se divide la planta de tratamiento en 6 etapas de proceso diferenciadas:

1. Pretratamiento.
2. Tratamiento biológico.
3. Tratamiento terciario.
4. Desmineralización.
5. Tratamiento de afino.
6. Tratamiento de lodos.

Con la información expuesta a continuación se crean los diagramas de selección de tratamientos incluidos en el anexo C de este documento, que serán de ayuda en el diseño de las distintas plantas de tratamiento de agua, en función de los condicionantes característicos de cada proyecto.

4.1.1. Pretratamiento

Cuando el afluente de la PTA contiene sólidos de gran tamaño ($D > 10\text{mm}$) es necesario instalar pozos de gruesos y rejas de desbaste, para su eliminación antes de la entrada al pozo de bombeo u otros tratamientos que pueden verse afectados por los sólidos. En función del grado de automatización de la planta y la cantidad de sólidos en el afluente se instalarán sistemas de extracción manual o automáticos.

Tabla 4-1, tipos de desbaste.

Tipo de desbaste	Tamaño de sólidos eliminados
Desbaste Grueso	50 - 100 mm
Desbaste fino	10 - 25 mm

En el caso de que el afluente contenga una cantidad de arenas importante, se instala un sistema de desarenado. Los desarenadores se diseñan para eliminar partículas de arenas de tamaño superior a 0,2 mm y peso específico medio $2,65 \text{ kg/dm}^3$, obteniéndose un porcentaje de eliminación del 90%. Si el peso específico de la arena es inferior a 2,65, deben usarse velocidades de sedimentación inferiores a las anteriores.

Igualmente si el afluente contiene aceites y grasas, es necesario eliminarlas, ya que pueden producir diferentes problemas en los sistemas de tratamiento. Una cantidad excesiva de aceites y grasas inhibe el tratamiento biológico, debido a que se reduce la capacidad de intercambio de gases entre el medio líquido y el ambiente. También se disminuye la capacidad de sedimentación de los sólidos cuando estos quedan adheridos a burbujas de aceite o grasa.



Para la eliminación de sólidos de pequeño tamaño (10mm – 10 μ m) y/o densidades similares a las del agua ($\sim 1 \text{ kg/dm}^3$) se utilizan sistemas de tamizado.

- **Macrotamizado:** Se hace sobre chapa perforada o enrejado metálico con paso superior a 0,2 mm. Se utilizan para retener materias en suspensión, flotantes o semiflotantes, residuos vegetales o animales, ramas,... de tamaño entre 0,2 y varios milímetros.
- **Microtamizado:** Hecho sobre tela metálica o plástica de malla inferior a 100 micras. Se usa para eliminar materias en suspensión muy pequeñas contenidas en el agua de abastecimiento (Plancton) o en aguas residuales pretratadas.

Mediante los sistemas de tamizado es posible reducir en gran medida la cantidad de sólidos suspendidos.

Si el contenido en hierro (Fe^{2+}) o manganeso (Mn^{2+}) es mayor a 1 mg/l se procederá a un tratamiento de aireación para oxidar dichos iones, los óxidos de hierro y manganeso se eliminan en el tratamiento de clarificación.

Para afluentes con niveles de turbidez mayores a 1000 UTJ se recomienda instalar una predecantación antes de la decantación primaria, eliminando los sólidos suspendidos no coloidales.

Cuando el agua proviene de pozos o de vertidos industriales la concentración en metales pesados puede exceder los límites de vertido e incluso los límites de inhibición de tratamientos biológicos, por ello se eliminan hasta valores aceptables. En el caso de un posterior tratamiento biológico resulta interesante la eliminación por precipitación, y en este caso concreto la precipitación con cal y ajuste de pH con CO_2 , ya que la cal se puede regenerar fácilmente con una caldera auxiliar y se dispone de gran cantidad de CO_2 de la combustión.

Si la turbidez del afluente es superior a 5-10 UTJ es necesario un clarificador primario. Los sólidos sedimentables contenidos en el afluente se eliminan del flujo de agua, mediante tanques sedimentadores, que pueden ser de distintos tipos en función del espacio disponible y las características del efluente deseadas:

- Sedimentador horizontal.
- Sedimentador vertical.
- Sedimentador lamelar.
- Centrífugo.

Puede ser necesaria la utilización de procesos de coagulación/floculación en el caso de que existan partículas coloidales, añadir coagulante que contenga cloruro en caso de concentraciones de hierro (Fe^{2+}) o manganeso (Mn^{2+}) mayores a 0,3 mg/l o sales de hierro o aluminio para concentraciones menores.

Si la dureza del agua es mayor a 200 ppm o en el caso de querer aplicar un tratamiento posterior de ósmosis y tener concentraciones de aluminio o bario mayores a 0,3 mg/l o de estroncio mayores a 130 mg/l, es recomendable la instalación de un



clarificador ablandador antes del clarificador coagulador, adicionando cal o cal y carbonato de sodio si las concentraciones de cloruros y sulfatos es elevada.

Para el ajuste de pH a los valores óptimos para los siguientes tratamientos se pueden utilizar diferentes reactivos químicos como, cal, carbonato sódico, sosa cáustica, dióxido de carbono o ácidos minerales, en función del grado de ajuste necesario. También es posible la eliminación de ciertos contaminantes por precipitación por ajuste de pH con el reactivo adecuado. A la hora de seleccionar estos reactivos es necesario tener en cuenta los tratamientos posteriores, ya que pueden verse afectados.

4.1.2. Tratamiento biológico

La biodegradabilidad de un agua residual se determina como relación de la demanda bioquímica de oxígeno a la demanda química de oxígeno. Así se tiene:

$$\frac{DBO_5}{DQO} > 0,4$$

Es un efluente biodegradable, se pueden utilizar la mayoría de sistemas biológicos, siendo los más recomendables fangos activos o lechos bacterianos.

$$0,2 \leq \frac{DBO_5}{DQO} < 0,4$$

Baja biodegradabilidad, es recomendable el uso de lechos bacterianos.

$$\frac{DBO_5}{DQO} < 0,2$$

No es biodegradable, o es muy poco biodegradable, no es adecuado utilizar métodos biológicos. Siendo recomendable la utilización de procesos químicos.

La primera decisión a tomar en la elección del tratamiento biológico es decidir entre tratamiento extensivos o intensivos. Los tratamientos extensivos reducen los costes de operación, pero aumentan la superficie necesaria y, según con qué tratamiento se compare, aumentan también los costes de construcción y el tiempo de implantación. Al contrario los tratamientos intensivos reducen la superficie necesaria y, generalmente, mejoran las propiedades del efluente, pero aumentan los costes de operación. Por lo tanto, se deberá decidir el uso de tratamientos intensivos o extensivos, en función de la relación superficie disponible/coste de operación.

Solo se tratan los procesos intensivos, por entender que de forma generalizada se requieren una mínima superficie ocupada y un fácil control de las condiciones de operación, para mantener un buen rendimiento estable de eliminación de contaminantes, que no se vea afectado por cambios en la climatología o en las características del afluente.

En el momento de diseñar un sistema de tratamiento biológico hay que tener en cuenta varias características:



- Las bajas temperaturas reducen el rendimiento del tratamiento biológico, las altas pueden inhibirlo por muerte celular. En invierno es posible calentar el afluente utilizando calor residual de la central térmica.
- La construcción de la planta dentro de un edificio o cubierta reduce la evaporación, mejora las condiciones térmicas del agua y elimina posibles contaminaciones de los procesos por agentes externos y molestias por malos olores en el exterior.
- Los sistemas biológicos necesitan un aporte de nutrientes proporcional al aporte de carbono, en general nitrógeno y fósforo. Esto puede suponer un problema en el caso de que la concentración de ambos sea muy baja o muy alta. En el caso de ser baja, es necesario añadir estos nutrientes de forma artificial y si es alta hay que incluir modificaciones en los procesos para la eliminación de nutrientes. Estas modificaciones suelen consistir en distintos pasos aeróbicos y anaeróbicos de la biomasa.
- En el caso de afluentes con alta carga de DBO ($DBO > 800 \text{ mg/l}$) cobran gran importancia los sistemas de tratamiento anaerobios, ya que con ellos es posible obtener gas de síntesis, que es un combustible que rentabiliza la instalación y se reducen costes de operación, ya que se eliminan los sistemas de aireación.
- Para pequeños caudales ($< 500 \text{ l/h}$ o 60 Habitantes equivalentes), es recomendable la instalación de sistemas de depuradoras compactas, ya que permite reducir los costes y el tiempo de diseño, instalación y puesta en marcha. Una tecnología con gran implantación en depuradoras compactas y buenos resultados son los reactores biológicos secuenciales (SBR).
- La separación de fangos tras el tratamiento biológico puede realizarse mediante decantación, biomasa soportada o filtración.
 - La decantación supone unos costes de operación mínimos, pero son habituales los problemas de decantación y aumentan la superficie utilizada.
 - Los sistemas de biomasa soportada eliminan los sistemas de recirculación de fangos y permiten la reducción del tamaño de los tanques de aireación ya que aumenta la concentración de biomasa en el reactor, con el inconveniente del coste de los soportes y que sigue siendo necesaria una separación de fangos posterior, ya que la biomasa muerta se desprende de los soportes y se mezcla con el efluente.
 - Un sistema de separación que está consiguiendo altos rendimientos de eliminación de contaminantes son los MBR, son sistemas de separación por membranas, que requieren el uso de sistemas de bombeo y tienen un coste de instalación elevado, pero a su vez reducen el tamaño de la instalación y se obtiene un efluente de alta calidad.

De entre los tratamientos expuestos en el análisis de la tecnología actual (capítulo 2 de este documento), se realiza la comparación entre:

1. Fangos activos (separación por decantación o MBR).
2. Lechos bacterianos.



3. Contactores biológicos rotativos.
4. Fotobiorreactores.

La elección del tratamiento biológico utilizado se toma utilizando una matriz de evaluación en función de distintos parámetros, con una ponderación entre cada uno de ellos. Los parámetros y su ponderación sobre 5 están incluidos en la Tabla 4-2. Las matrices de evaluación y los resultados correspondientes se incluyen en el anexo C de este documento.

Tabla 4-2, parámetros de evaluación y ponderación.

Parámetro de evaluación	Ponderación
Superficie necesaria	3
Simplicidad de construcción	4
Mantenimiento y explotación	5
Coste de construcción	3
Costes de explotación y mantenimiento	4
Rendimiento de eliminación de DBO	5
Estabilidad	5
Capacidad de adaptación	4
Rendimiento de eliminación Sólidos	5
Producción de fangos	2

- **Superficie necesaria:** es el espacio ocupado por la totalidad del sistema biológico, se le da una ponderación de 3 sobre 5 ya que una vez eliminados los tratamientos extensivos, la superficie necesaria para los tratamientos intensivos es bastante similar. No se le da una ponderación más baja, ya que en el caso de una superficie más pequeña será posible protegerlo de las condiciones ambientales. Se evalúa cada alternativa de 0 a 10, siendo 0 la que más superficie utiliza y 10 la que menos.
- **Simplicidad de construcción:** se tiene en cuenta el tiempo necesario, los materiales utilizados, el grado de especialización de los trabajos. Una mayor simplicidad de construcción implicará poder contratar personal y maquinaria cercana a la construcción, reduciendo significativamente los costes, además de permitir reducir plazos de construcción. Dada la importancia de la simplicidad de construcción se ponderará con un 4 sobre 5. Se evalúa cada alternativa de 0 a 10, siendo 0 la más compleja y 10 la más simple.
- **Mantenimiento y explotación:** este parámetro evalúa la complejidad de las operaciones de mantenimiento y explotación, cambios de equipos, limpiezas, grado de automatización del tratamiento, especialización. Se pondera con un 5 sobre 5, ya que las especificaciones del cliente imponen un sistema automatizado, y el personal de una planta de generación eléctrica difícilmente estará preparado para el mantenimiento de un reactor biológico. Se evalúa cada alternativa de 0 a 10, siendo 0 para aquella con más operaciones de mantenimiento y explotación y 10 la más automatizada y con menor mantenimiento.
- **Coste de construcción:** es el coste total de construcción, instalación de los equipos y puesta en marcha de la planta. Es uno de los parámetros más importantes en el momento de realizar la oferta a los inversores, pero se debe evitar beneficiar excesivamente los sistemas más baratos, ya que generalmente estos darán peores



resultados y en la mayoría de los casos es necesario aplicar las mejores tecnologías disponibles. Por estas razones este parámetro se pondera con un 2 sobre 5. Cada alternativa se evalúa de 0 a 10, 0 para la más cara y 10 para la más económica.

- **Costes de explotación y mantenimiento:** son los costes que generará la planta a lo largo del tiempo de funcionamiento, incluyen consumo energético, químicos, recambios de equipos, mano de obra necesaria, etc. Estos costes resultan más importantes que los de construcción ya que se producirán durante toda la vida útil de la central, por lo tanto se pondera con un 4 sobre 5. Se evalúa cada alternativa de 0 a 10, dando una valoración de 0 a la que tenga mayores costes de explotación y mantenimiento y 10 a la que tenga costes menores.

- **Rendimiento de eliminación de DBO:** los parámetros de rendimiento de eliminación son los más importantes de la planta, puesto que cuanto mejores resultados se obtengan más económico será el proceso de desmineralización y se requiere una mínima concentración de DBO para el uso del agua en los diferentes servicios. Por su importancia se pondera con un 5 sobre 5. Se evalúa cada alternativa de 0 a 10, valorando con 0 la alternativa con menor rendimiento y 10 la que obtenga mayor rendimiento.

- **Estabilidad:** la estabilidad del sistema, es la capacidad que tiene este de mantener elevados rendimientos de eliminación de DBO y Sólidos ante posibles cambios de afluente o cualquier otra característica que pueda afectar al proceso. Dada la alta pureza del agua de aporte de caldera requerida es necesario que el sistema sea estable y con funcionamiento continuo durante toda la vida útil de la central. Dada la importancia de la estabilidad del sistema, este parámetro se pondera con un 5 sobre 5. Cada alternativa es evaluada de 0 a 10, valorando con 0 aquella menos estable y 10 la más estable.

- **Capacidad de adaptación:** como capacidad de adaptación se entiende, la posibilidad que tiene el proceso para modificar las características del efluente, ante diferentes características del afluente, variación de caudal, etc., con mínimas variaciones del propio sistema. Este parámetro se pondera con un 4 sobre 5 dado que a lo largo de la vida útil del sistema es probable que las condiciones de operación varíen en gran medida, además un sistema con gran capacidad de adaptación podrá diseñarse para una instalación concreta y reutilizar su diseño en futuras, reduciendo costes de diseño. Se evalúa cada alternativa de 0 a 10, valorando con 0 las alternativas sin capacidad de adaptación y con 10 aquellas con excelente capacidad de adaptación.

- **Rendimiento de eliminación de sólidos:** al igual que el parámetro de eliminación de DBO, el rendimiento de eliminación de sólidos es muy importante por el posterior uso del agua. Los sistemas de ósmosis inversa requieren mínima concentración de sólidos y en caso de no obtenerla con el tratamiento biológico es necesario instalar equipos de filtración. Por su importancia se pondera con un 5 sobre 5. Para evaluar cada alternativa se valoraran de 0 a 10, 0 para la que menor rendimiento de eliminación de sólidos tenga y 10 aquella con mayor rendimiento.

- **Producción de fangos:** con este parámetro se evalúa la masa de fangos generada en el proceso biológico. Se pondera con un 2 sobre 5, ya que, aunque una alta producción de fangos puede generar problemas logísticos, el tratamiento de dichos lodos puede generar residuos valorizables, ya sea por la incineración de los fangos deshidratados, por la producción de biogás o compost, por su uso en la



industria cerámica y diversas aplicaciones más de los fangos. Se evalúa cada alternativa valorándola de 0 a 10, 0 para la que más fangos produce y 10 para la que menos.

4.1.2.1. Fangos activos (decantación o MBR)

El tratamiento mediante fangos activos, consiste en la reducción de DBO mediante biomasa en suspensión en un tanque de aireación y la posterior separación del efluente tratado y los sólidos en suspensión.

El sistema de fangos activos necesita aporte de aire comprimido a la presión dada por el sistema de aireación instalado. La cantidad de aire es proporcional a la masa de DBO eliminada por el tratamiento. El mismo flujo de aire permite la suspensión de la biomasa y en ocasiones será necesario aumentar el flujo para mejorar la capacidad de suspensión.

La **superficie utilizada** depende del sistema de separación utilizado, puesto que será mayor cuanto menor sea la concentración de biomasa en el reactor. La superficie del reactor biológico es menor que en los casos de CBR y filtro percolador, pero la superficie ocupada por el sistema de separación en el caso de decantación es mayor.

La **construcción e instalación** incluye la construcción del tanque de aireación, la instalación de los sistemas de aireación y la construcción e instalación del sistema de separación de fangos.

Los **costes de instalación y construcción** estarán compuestos por el coste de los tanques, el sistema de aireación, las bombas de recirculación y el sistema de separación.

Los **costes de mantenimiento** serán los relativos al mantenimiento del sistema de aireación, generalmente estos son sistemas simples, bastante fiables, por lo que los costes de mantenimiento serán pequeños, y los costes de mantenimiento del sistema de separación, estos serán importantes en el caso de MBR ya que las membranas deben limpiarse a contracorriente y cambiarse cada varios años.

Los **costes de explotación** están constituidos entre un 60% y un 80% por el consumo eléctrico de los motores de los compresores o turbinas de aireación, que es proporcional a la necesidad de oxígeno del reactor. El resto de los costes de operación lo componen el consumo de la recirculación de purga y los compuestos químicos necesarios. Con el sistema de separación por decantación se incluye el consumo del motor que mueve los rascadores y con el sistema de MBR el consumo de las bombas de aspiración que será elevado.

Por ser un sistema de biomasa en suspensión se reduce su **estabilidad**, ya que ante la variación de caudal, puede producirse un lavado de biomasa. Este problema se soluciona con la separación por membranas.

La **capacidad de adaptación** del sistema de fangos activos no es muy alta en el caso de separación por decantación, ya que resulta complicado modificar la velocidad de sedimentación. En el caso de la separación con membranas se puede adaptar fácilmente el caudal y la concentración de biomasa en el reactor.



El **rendimiento de eliminación de sólidos**, en el caso de la separación por decantación, solo es bueno en condiciones estacionarias de diseño y puede verse muy reducido por variaciones de carga o problemas de sedimentación, muy habituales en el tratamiento de fangos activos. En el caso de utilizar un sistema de membranas como separación la eliminación de sólidos será muy próxima al 100% ante cualquier situación a la que se enfrente el sistema.

La **producción de fangos** es relativamente alta, en comparación con otros tratamientos intensivos. Puede controlarse mediante la concentración de biomasa en el tanque de aireación, la purga y la recirculación. Pero aumentar la concentración de biomasa limita su capacidad de sedimentación, en el caso de utilizar separación por membranas es posible aumentar la concentración de biomasa y por lo tanto disminuir la producción de fangos.

4.1.2.2. Lechos bacterianos

El tratamiento mediante lechos bacterianos, consiste en la reducción de DBO mediante biomasa soportada en un tanque. El afluente a tratar se reparte por la parte superior de este tanque mojando los sistemas de soporte de biomasa, mientras que el aire necesario para la actividad metabólica de la biomasa se introduce por la parte inferior del tanque. Tras la adsorción de los contaminantes a eliminar, el agua tratada llega a un depósito de decantación, donde se separa el escaso material, biológico muerto, arrastrado del efluente del tratamiento.

El sistema de lecho bacteriano necesita de un aporte de oxígeno, que se consigue mediante ventilación por convección gracias a un diseño adecuado del tanque y de los sistemas de soporte.

La **superficie necesaria** para la instalación es similar a la utilizada para tratamientos de fangos activos, si se desea obtener un rendimiento aceptable para un tratamiento de agua residual.

La **construcción e instalación** incluye la construcción del tanque del lecho, y el tanque de separación. En cuanto al tanque del lecho este debe permitir el paso de aire por la parte inferior del mismo y por lo tanto se complica bastante respecto a los tanques de otros tratamientos, además se debe instalar el sistema de suspensión de biomasa. El tanque de separación puede tener dimensiones muy reducidas, ya que el material a separar es mínimo. El diseño del tanque también se complica por el hecho de requerir ventilación por convección o, en el caso de ventilación forzada, por la instalación de los ventiladores.

Los **costes de instalación y construcción** están compuestos por el coste de los tanques del lecho y de separación, el sistema de los soportes de suspensión de biomasa, el sistema de aireación (en caso de ventilación forzada), las bombas de recirculación.

Los **costes de mantenimiento** son los relativos al mantenimiento de las bombas de recirculación, el cambio de los soportes de biomasa por degradación de estos, y el mantenimiento de los ventiladores, en el caso de utilizar ventilación forzada.



Los **costes de explotación** del tratamiento mediante lechos bacterianos se reducen al consumo eléctrico de las bombas de recirculación y, en caso de ventilación forzada, el consumo eléctrico de los ventiladores. En ciertas condiciones será necesaria la utilización de químicos, para favorecer el proceso metabólico.

Se trata de un sistema con buena **estabilidad**. Resulta muy notable el hecho de que en este tipo de tratamiento la biomasa únicamente permanece humedecida cuando el sistema está en funcionamiento. Cuando se producen paradas de varias horas, el sistema puede secarse en exceso y producir la muerte de la biomasa.

La **capacidad de adaptación** del sistema de lechos bacterianos es moderada. Con sistemas de ventilación por convección parece inviable una variación de las condiciones de tratamiento, ya que la ventilación depende de las temperaturas del afluente y del ambiente. Mediante la utilización de ventilación forzada se puede conseguir una mayor capacidad de adaptación a costa de un mayor coste de operación.

El **rendimiento de eliminación de sólidos** es elevado, pues el propio lecho funciona como un filtro, quedando la materia sólida retenida en él, hasta que se desprende por el desprendimiento celular en forma de grandes flóculos. Aún así es necesario utilizar un decantador secundario para separar dichos flóculos del efluente.

La **producción de fangos** es mínima, ya que la biomasa permanece adherida al sistema de soportes. Además de minimizarse la producción de biomasa, el propio lecho bacteriano actúa como filtro para eliminar los sólidos sedimentables.

4.1.2.3. Reactores biológicos rotativos de contacto (CBR)

El tratamiento mediante CBR, consiste en la reducción de DBO mediante biomasa soportada. El sistema de soporte está compuesto por una serie de discos o de cilindros que rotan sobre su eje central, permaneciendo aproximadamente un 40% de la superficie de estos sumergida en el agua a tratar. El movimiento de giro permite que la biomasa soportada realice ciclos de adsorción y respiración para metabolizar la materia orgánica del afluente.

El sistema CBR necesita mover una gran cantidad de masa a bajas velocidades de giro, el hecho de que sea bastante elevada la masa y no poder controlar perfectamente el equilibrado del sistema puede producir desajustes que llevan a rotura del sistema.

La **superficie necesaria** para la instalación es similar a la utilizada para tratamientos de fangos activos con separación por decantación y lechos bacterianos.

La **construcción e instalación** incluye la construcción del tanque donde se sumergirá el CBR, este tanque puede contar con una zona propia de separación o un tanque de decantación separado. Además del tanque se tienen que instalar el soporte giratorio y los mecanismos necesarios para obtener dicho giro.

Los **costes de instalación y construcción** están compuestos por el coste de los tanques del CBR y de separación, los soportes giratorios, los motores y reductores que producen el giro de dichos soportes y generalmente unas carcasas para cubrir el reactor ya que las condiciones ambientales y los fenómenos meteorológicos pueden afectar en



gran medida el rendimiento del sistema y el hecho de que sea un sistema con ventilación natural puede provocar malos olores cuando la oxigenación no sea la adecuada.

Los **costes de mantenimiento** son los relativos al mantenimiento de los motores y reductores utilizados para el giro de los soportes, el equilibrado del sistema, el cambio de los rodamientos de apoyo y de sus retenes, el cambio de los soportes de biomasa por degradación de estos.

Los **costes de explotación** del tratamiento mediante CBR se reducen al consumo eléctrico de los motores que producen el giro de los soportes. En ciertas condiciones será necesaria la utilización de químicos, para favorecer el proceso metabólico.

Se trata de un sistema con buena **estabilidad**, al igual que el proceso de lecho bacteriano, ya que la biomasa permanece soportada y no se pierde en el efluente.

La **capacidad de adaptación** del sistema de CBR es moderada. La ventilación de la biomasa se produce por difusión cuando esta se encuentra en la zona en contacto con la atmósfera, el tiempo de respiración se puede controlar mediante la velocidad de giro de los soportes, pero únicamente dentro de un pequeño rango, ya que al aumentar el tiempo de aireación también aumenta el tiempo sumergido y viceversa. Existen sistemas con mayor capacidad de adaptación en los que se incluye un sistema de aireación sumergido, pero esto complica el sistema y se reducen las ventajas respecto al proceso de fangos activos.

El **rendimiento de eliminación de sólidos** es similar al del tratamiento de fangos activos, ya que todos los sólidos deben separarse en el decantador secundario, se evalúa con una nota mayor que el de fangos activos puesto que en este caso no es necesario separar la biomasa, que es la parte más problemática de la decantación.

La **producción de fangos** es mínima, ya que la biomasa permanece adherida al sistema de soportes.

4.1.2.4. Fotobiorreactores

Los fotobiorreactores utilizados en el pasado son tratamientos con bajo rendimiento y gran superficie utilizada. En este apartado, además de analizar sus características para compararlos con los otros procesos biológicos preseleccionados, se incluye una descripción de un nuevo diseño de fotobiorreactor. Se trata de un diseño conceptual, con múltiples beneficios, uniendo centrales térmicas y plantas de tratamiento de aguas en lo que se podría denominar plantas de proceso urbano, y que debería analizarse experimentalmente para comprobar su capacidad de funcionamiento real.

En esencia el tratamiento consiste, como todos los procesos biológicos, en acelerar los procesos que se producen en la naturaleza, consiguiendo con ello equilibrar los ciclos del carbono y el agua. Es un proceso de tratamiento simultáneo de aguas residuales y gases de combustión, con eliminación de nitrógeno, fósforo y posible eliminación de metales pesados. Con el que además del tratamiento de agua y gases se obtiene biomasa valorizable, por su posterior conversión en alimentos, combustibles, etc.



El sistema se compone de dos tanques de proceso biológico, con biomasa soportada, unidos entre sí por un sistema de conductos transparentes (fotobiorreactor), por donde circula el agua a tratar mezclada con algas en soportes.

El agua afluyente llega a uno de los tanques de proceso biológico, este tanque actuará en fase anóxica, las bacterias soportadas en este tanque realizan la desnitrificación de los nitratos acumulados durante la fase aeróbica. Gracias al sistema de soportes, la biomasa quedará retenida en el tanque mientras el flujo de agua continúa hacia el sistema de fotobiorreactores.

En este punto el agua es mezclada con los soportes que mantienen las algas y con los gases de combustión ricos en CO_2 a tratar, tras ello, la mezcla se introduce en el sistema de fotobiorreactores donde las algas metabolizan el carbono inorgánico mediante fotosíntesis. Gracias a la energía solar absorben el CO_2 de los gases de combustión, los nutrientes (N y P) y otros contaminantes por adsorción, y producen oxígeno (O_2) y más biomasa.

Al final de los conductos se instala un separador del agua tratada y los soportes con las algas. Los soportes se mantienen en un tanque sin iluminación, para que se produzca la fase oscura del metabolismo, hasta que vuelven a mezclarse con el agua de aporte. Las algas sobrantes se separan de los soportes y pasan al tratamiento de biomasa para generación de subproductos (alimentos, medicinas, biocombustibles,...).

El agua proveniente del separador se introduce en el segundo tanque, donde se lleva a cabo un proceso aeróbico por parte de las bacterias, eliminándose la DBO restante y produciéndose la nitrificación de los compuestos de nitrógeno, el oxígeno requerido por las bacterias proviene del generado por las algas durante la fotosíntesis y un posible aporte extra mediante aireadores.

Este sistema presenta un gran número de ventajas:

- Absorción de CO_2 .
- Generación de O_2 .
- Eliminación de DBO.
- Eliminación de Nitrógeno y Fósforo.
- Eliminación de metales pesados.
- Generación de un subproducto valorizable.
- Efluente con un mínimo contenido en sólidos suspendidos.
- Se recupera parcialmente el agua producida en la combustión.

Pero presenta un importante inconveniente y es que se trata de una tecnología en investigación, todavía lejos de su implantación como sistema comercial. Este inconveniente lo hace inviable en la actualidad aunque con grandes perspectivas de futuro y una importante vía de investigación.

La **superficie utilizada** por los reactores biológicos de bacterias soportadas se puede reducir a valores 3 veces inferiores al reactor biológico convencional, ya que



gracias a la utilización de soportes se puede aumentar la concentración de biomasa hasta valores de 20 a 30 g/ml. También gracias a los soportes es posible reducir en gran medida la superficie utilizada por el decantador secundario, e incluso eliminarlo por el bajo contenido en sólidos del efluente y su buena decantabilidad. Por otro lado, las algas necesitan un gran aporte de energía solar y por lo tanto será necesario utilizar grandes superficies para el fotobiorreactor. Los conductos del fotobiorreactor se pueden situar sobre las cubiertas de los edificios, permitiendo un mejor aprovechamiento de la superficie.

La **construcción e instalación** como en el sistema de fangos activos, incluye la construcción de los tanques de aireación, la instalación de los sistemas de aireación, la construcción e instalación del sistema de separación de fangos. Pero para este tratamiento también será necesaria la instalación de los fotobiorreactores y los sistemas necesarios para la separación y el aprovechamiento de las algas.

Los **costes de instalación y construcción** estarán compuestos por el coste de los tanques, el equipo de aireación, el sistema de separación, los conductos del fotobiorreactor y los sistemas necesarios para aprovechamiento de las algas. Gracias al aporte de oxígeno por las algas, el sistema de aireación puede reducirse ya que durante los periodos diurnos no será necesario.

Los **costes de mantenimiento** serán los relativos al mantenimiento del sistema de aireación, generalmente estos son sistemas simples, bastante fiables, por lo que los costes de mantenimiento serán pequeños, los costes de mantenimiento del sistema de separación que serán mínimos gracias a la biomasa soportada que actúa como filtro y el sistema de fotobiorreactor, los conductos con el paso del tiempo pierden su capacidad para transmitir la luz y deben sustituirse.

Los **costes de explotación** respecto al sistema de fangos activos, los costes de explotación se verán muy reducidos, ya que el mayor consumo que es el de los compresores puede eliminarse durante los periodos diurnos. También se evita la utilización químicos para la eliminación de fósforo y la floculación. No será necesaria una recirculación de fangos ya que la biomasa permanece soportada en los reactores biológicos.

Se trata de un sistema con buena **estabilidad**, ya que la biomasa permanece en soportes, evitándose su lavado en caso de variación de caudal o aparición de flóculos con baja capacidad de decantación. Además las algas reaccionan bastante bien a cambios en las características del agua.

La **capacidad de adaptación** del sistema de fotobiorreactores es muy buena, dado que se instala un equipo de aireación auxiliar en el reactor biológico bacteriano, es posible reducir la DBO existente en el afluente incluso en ausencia de luz. La biomasa soportada permite que se aumente rápidamente la concentración de biomasa en el reactor. Ciertas especies de algas son muy resistentes a ataques tóxicos.

El **rendimiento de eliminación de sólidos**, mediante el uso de un tratamiento de fotobiorreactores como el descrito es muy elevado, ya que los soportes de la biomasa permiten actuar como filtro de sólidos, además de permanecer la biomasa separada del efluente del tratamiento.



La **producción de fangos** bacterianos es pequeña gracias a que la biomasa esta soportada, la producción de algas será beneficiosa para el tratamiento, ya que a mayor producción de algas, mayor eliminación de CO₂, nutrientes y producción de O₂, además de obtener mayor beneficio por su tratamiento posterior.

4.1.2.5. Tratamiento biológico seleccionado

El tratamiento biológico más adecuado para la aplicación descrita es un **tratamiento de fangos activos con separación de biomasa por membranas (MBR)**, ya que incluso con una reducción de la superficie necesaria, se obtiene un efluente de alta calidad, con bajas concentraciones de DBO, nutrientes y sólidos suspendidos, SDI típicos menores a 3, que son valores adecuados para el proceso de desmineralización por ósmosis inversa.

En el caso de utilizar sistemas de separación por decantación, sería necesario incluir un tratamiento posterior de filtración para reducir los sólidos suspendidos que no queden retenidos en el decantador, que pueden afectar el rendimiento del tratamiento de ósmosis. Además, mediante el uso de la separación por membranas se asegura el correcto funcionamiento del sistema incluso en condiciones transitorias y problemas típicos de sedimentación de fangos.

El proceso de ultrafiltración que se realiza en el reactor de biomembranas demuestra excelentes capacidades de eliminación de partículas, entendiendo como partículas, las arcillas, algas, bacterias y otras materias particuladas en suspensión. Sin embargo, sólo los procesos de nanofiltración y ósmosis inversa son capaces de eliminar materia orgánica disuelta de manera significativa. Esta materia orgánica que no es capaz de eliminar la ultrafiltración produce el ensuciamiento de las membranas de ósmosis, aumentando el rechazo y el consumo de este proceso. Una interesante solución para evitar este problema es asociar esta materia orgánica disuelta a una fase particulada [Ame, 1999] que si es rechazada por las membranas de micro y ultrafiltración utilizadas en los reactores de biomembranas.

Partiendo de esta idea y de la eficacia del carbón activo para la adsorción de contaminantes, es fácil plantearse la posibilidad de eliminar gran parte de la materia orgánica disuelta que no puede ser eliminada tras un tratamiento biológico o una filtración multimedia, además de cualquier otra sustancia que sea adsorbida en el carbón activo, como son los metales pesados.

En diversos estudios, de tratamientos de potabilización de agua, se ha demostrado la eficacia del proceso de ultrafiltración con adición de carbón activo en polvo, este mismo planteamiento puede aplicarse al tratamiento de agua residual.

En el sistema de tratamiento diseñado se incluye un sistema de adición de carbón granular en el flujo de agua entre el reactor biológico y el tanque de separación por membranas. Gracias al carbón activo es posible la eliminación de aquellos compuestos orgánicos que, por el escaso tiempo hidráulico de retención del sistema, no puedan ser metabolizados por la biomasa presente. Cuando el flujo de agua con el carbón activo en suspensión llega al tanque de separación por membranas, las partículas de carbón activo quedan retenidas en él ya que son rechazadas por las membranas de ultrafiltración. El carbón activo con los contaminantes adsorbidos es eliminado del tanque junto al lodo purgado, esto no es un problema ya que el carbón activo no es tóxico como los químicos que suelen utilizarse para la precipitación.



4.1.3. Tratamiento terciario

Mediante el tratamiento biológico no es posible lograr una eliminación total de los contaminantes del agua. Los compuestos orgánicos complejos, el fósforo si no se ha tenido en cuenta su eliminación en el diseño, metales, y compuestos no biodegradables no serán eliminados durante el tratamiento biológico. Estos contaminantes serán eliminados en el tratamiento terciario.

Los metales pesados, DBO y DQO pueden ser eliminados por métodos de adsorción en carbón activo. En el caso de tener también una alta concentración de sólidos la mejor opción es la utilización de filtros con carbón activo granular. En sistemas de tratamiento con separación por membranas es posible la adición de carbón activo en polvo tras el tratamiento biológico. Los contaminantes quedarán adsorbidos en el carbón activo y este a su vez será rechazado por las membranas.

Si el tratamiento biológico utilizado no permite la eliminación del fósforo hasta valores aptos para la utilización posterior, se deben implantar sistemas de eliminación química del fósforo por precipitación, descritos en el apartado 2.3.10.2 de este documento.

Cuando las propiedades del afluente no permiten la utilización de sistemas biológicos para la eliminación de DBO, pero exista una gran cantidad de contaminantes disueltos será necesario utilizar tratamientos avanzados como son los procesos de oxidación descritos en el apartado 2.5.3 de este documento.

La reducción de sólidos del efluente se puede lograr mediante la utilización de sistemas de filtración. Los filtros de anillas permiten una limpieza sencilla y buenos rendimientos de eliminación de sólidos. Los filtros de membranas producen un permeado con mínima concentración de sólidos, en caso de haber utilizado separación de fangos por membranas (MBR) no será necesaria la filtración.

Antes de la reutilización del efluente o de su liberación a cauces naturales se debe realizar un tratamiento de esterilización, el más habitual es la cloración del agua. Será especialmente importante cuando la reutilización del efluente requiera el uso de equipos de ósmosis inversa, ya que en el caso de existir biomasa viva, esta puede adherirse a las membranas y reproducirse, generando ensuciamiento de las membranas por biomasa. La mayoría de las membranas de ósmosis inversa no admiten altas concentraciones de cloro en el agua a tratar, por lo tanto en este caso se utilizarán otras técnicas de esterilización como la ozonización.

4.1.4. Desmineralización

De entre los diferentes procesos de desmineralización tratados en el apartado 2.6 de este documento (Tabla 4-3), se estudian a continuación aquellos con mayor rendimiento, experiencia y capacidad de aplicación a escala industrial. Estos son: Ósmosis inversa, intercambio iónico y destilación multiefecto. La destilación por compresión mecánica de vapor puede tener excelentes resultados, pero se trata de una tecnología en investigación y escasamente implantada a escala industrial.



Tabla 4-3, tratamientos de desmineralización.

Energía	Proceso	Método
Térmica	Evaporación	Destilación súbita (Flash, MSF)
		Destilación multiefecto (MED)
		Termocompresión de vapor
		Destilación solar
	Cristalización	Congelación
		Formación de hidratos
	Filtración y evaporación	Destilación con membranas
Mecánica	Evaporación	Compresión mecánica de vapor
	Filtración	Ósmosis Inversa
Eléctrica	Filtración selectiva	Electrodialisis
Química	Intercambio	Intercambio iónico

La destilación térmica puede ser interesante en caso de poder utilizar importantes focos térmicos de temperaturas mayores a 90°C (tratamiento de agua en conjunto con centrales térmicas de turbinas de gas o motores alternativos), ya que se obtiene agua destilada, que, si se evita la dilución posterior de gases y la entrada de compuestos con mayor presión de vapor, es el agua de mayor pureza posible. La tecnología de evaporación con mejores resultados en la actualidad es la destilación multiefecto, consiguiendo caudales de agua destilada de 12 a 16 veces el caudal de vapor aportado.

Para agua de mar, que tiene un alto contenido en sales, es recomendable volver a plantear la destilación como una opción, en caso contrario la mejor opción es la ósmosis inversa, ya que el sistema de intercambio iónico se verá saturado en periodos mínimos y requiere gran aporte de reactivos químicos para su recuperación.

En caso de desestimar la destilación por no tener un foco de calor residual útil la elección entre sistemas de ósmosis inversa o intercambio iónico dependerá de TDS del agua de aporte. Para altos TDS se recomienda utilizar ósmosis inversa evitando continuas regeneraciones de las resinas de intercambio iónico que supone un importante consumo de reactivos químicos y un efluente de rechazo que debe ser tratado cuidadosamente. Para bajos TDS es más recomendable utilizar sistemas de resinas de intercambio iónico puesto que el consumo energético es menor, así como el coste del equipo, la disminución de iones de pequeño tamaño es mayor y los condicionantes del agua de alimentación son menos exigentes.

- Para agua con TDS mayor de 1500 mg/l se utiliza ósmosis inversa de dos pasos.
- Para agua con TDS entre 1500 y 600 mg/l se utiliza ósmosis inversa de un paso, si se va a utilizar electrodesionización como afino, es mejor utilizar dos pasos de ósmosis.
- Para agua con TDS entre 600 y 200 mg/l se puede elegir entre tratamiento de ósmosis inversa de un paso o resinas de intercambio iónico, esta elección dependerá del suministro de reactivos químicos, el coste del suministro de energía eléctrica y el posible tratamiento de efluentes de la central.
- Para agua con TDS menor a 200 mg/l se utilizan resinas de intercambio iónico.



Los tratamientos de ósmosis inversa pueden requerir un pretratamiento del agua de aporte para evitar dañar las membranas o la rápida colmatación de las mismas. Las condiciones a obtener en el afluente de un tratamiento de ósmosis inversa son las siguientes:

- pH óptimo 5,5 (4-6).
- Turbidez < 1 UTJ.
- Cl₂ libre < 0,1 ppm.
- SDI máximo 5 (Recomendable < 3).
- Ba²⁺ < 0,26 mg/l, Sr²⁺ < 125,84 mg/l, F⁻ < 51,3 mg/l, Fe²⁺ < 0,1 – 0,13 mg/l, Mn²⁺ < 0,1-0,13 mg/l, Al³⁺ < 0,05 mg/l.

Para conseguir estas condiciones se realizan los siguientes pretratamientos:

- Si la concentración de cloro libre es mayor de 0,1 ppm adición de reductor (Bisulfito sódico).
- Si el pH es mayor de 7-8 adición de ácido (Ácido sulfúrico).
- Si se superan los límites de concentración de alguno de los iones, adición de agente antincrustante, se debe tener en cuenta que este agente debe ser compatible con la membrana utilizada.
- Si la turbidez o el SDI es superior a los valores marcados, instalar filtros de cartucho o membranas de micro o ultrafiltración.

Mediante un tratamiento de ósmosis inversa puede obtenerse un efluente del tratamiento de las siguientes características:

- Disminución de la conductividad hasta 4-10 mS/cm.
- Disminución TDS 95-99%.
- Disminución Sílice y TOC 95-99%.
- Disminución Bacterias.
- Conversión: 50% (1 etapa), 75% (2 etapas), 85% (3 etapas).

Los tratamientos mediante resinas de intercambio iónico también pueden requerir un pretratamiento del agua de aporte para evitar dañar las resinas. Las condiciones a obtener en el afluente de un tratamiento mediante resinas de intercambio iónico son las siguientes:

- Turbidez < 1 UTJ.
- Cl₂ libre < 0,3 ppm.

Para conseguir estas condiciones se realizan los siguientes pretratamientos:



- Si la concentración de cloro libre es mayor de 0,3 ppm adición de reductor (Bisulfito sódico).
- Si la turbidez es superior a los valores marcados, instalar filtros multimedia.

Mediante un tratamiento por resinas de intercambio iónico puede obtenerse un efluente del tratamiento de las siguientes características:

- Disminución de TDS hasta valores menores a 7-10 mg/l.
- Disminución de SiO_2 y CO_2 .

La dosis típica de reactivos para la regeneración de las resinas son 80 kg H_2SO_4 puro y 64 kg de NaOH puro por cada metro cúbico de resina.

4.1.5. Tratamientos de afino

Cuando las características del agua de aporte del proceso son muy exigentes generalmente no es suficiente con la calidad obtenida mediante tratamientos de desmineralización. Este es el caso del aporte de agua a calderas.

Los sistemas de afino que permiten una mayor calidad del efluente son los sistemas de lechos mixtos y de electrodesionización. La utilización de un sistema o el otro dependerá de la calidad de afluente al proceso de afino.

El tratamiento de electrodesionización permite obtener un efluente con valores de resistencia de 18 $\text{M}\Omega/\text{cm}$, valor del agua pura. Mientras que con lechos mixtos es difícil obtener valores de resistencia superiores a 10 $\text{M}\Omega/\text{cm}$, por lo tanto este será otro criterio de selección importante.

Cuando el afluente del tratamiento cumple las características requeridas por el sistema de electrodesionización, este es mejor opción, ya que elimina la utilización de químicos y las paradas de limpieza, produciendo un efluente de calidad constante.

Con un sistema EDI es necesario eliminar el CO_2 antes del tratamiento, ya que el CO_2 disuelto aumenta la conductividad del agua y por lo tanto el consumo eléctrico del sistema.

El sistema de lechos mixtos permite tratar un afluente más contaminado que el tratamiento por EDI, por lo tanto se utilizará cuando el sistema de ósmosis no de el resultado adecuado o cuando la desmineralización se a realizado mediante resinas de intercambio iónico puesto que ya se dispone de los sistemas de dosificación de químicos.

Las condiciones a cumplir por el afluente de un tratamiento de EDI son las siguientes:

- Conductividad $\leq 10\text{-}15$ mS/cm.
- Dureza total ≤ 1 ppm CaCO_3 .



- Sílice disuelta < 500 ppb.
- TOC < 0.5 ppm.
- TEA (total aniones + 2 CO₂) <= 16 ppm CaCO₃.
- (CO₂ < 5-10 ppm).
- pH 5-9.
- Fe, Mn, H₂S < 0,01 ppm.

Para obtener un afluente al tratamiento de EDI adecuado se pueden aplicar los siguientes pretratamientos:

- Si la dureza total es mayor de 1 ppm CaCO₃ utilizar un descalcificador.
- Si la concentración de CO₂ es mayor de 10 ppm utilizar un desgasificador.
- Si la concentración de Fe, Mn o H₂S supera los valores permitidos utilizar un sistema de aireación para la oxidación de los mismos.

Mediante la utilización de un sistema de afino por EDI es posible obtener un efluente de agua tratada con las siguientes características:

- Disminución de la conductividad a 0,05-0,1 mS/cm.
- Disminución del 99% de CO₂.
- Disminución TOC aprox. A 30 ppb.
- Disminución SiO₂ < 4 ppb.
- Conversión del sistema 90-98 %.

Las condiciones a cumplir por el efluente de un sistema de lechos mixtos son las siguientes:

- TDS < 10 mg/l.
- Conductividad <= 10-15 mS/cm.
- CO₂ < 5-10 ppm.

Mediante la utilización de un sistema de afino por lechos mixtos es posible obtener un efluente de agua tratada con las siguientes características:

- Conductividad 0,1-0,2 mS/cm.
- Disminución de SiO₂ y CO₂ hasta valores deseados.



4.1.6. Tratamientos de fangos

Los tratamientos de fangos consisten en su reducción mediante espesamiento y deshidratación y procesos de estabilización, para evitar la posible toxicidad o putrefacción del fango antes de su envío a un vertedero o su posible utilización posterior.

Cuando el contenido en químicos tóxicos del fango primario es elevado se debe realizar el tratamiento separado de los fangos primarios y secundarios, para no contaminar estos últimos. Este problema aparece cuando se utilizan sales metálicas para la coagulación/floculación o ajuste de pH y en el caso de eliminación de metales pesados. Si esto no ocurre es posible mezclarlos y realizar un tratamiento conjunto de fangos primarios y secundarios reduciendo el número de equipos necesarios.

Si el valor de materia seca de los fangos es pequeño, menor del 2-3% es necesario realizar un tratamiento de espesamiento, para reducir el volumen de los fangos, y que los siguientes tratamientos resulten económicos.

Mediante el espesamiento por gravedad se obtienen mayores concentraciones del fango, en torno al 4%, mientras que mediante el espesamiento por flotación se alcanzan valores del 3%.

La ventaja del espesador por flotación es que presenta menos problemas de espesamiento, además de requerir menor superficie, con el inconveniente de un mayor consumo de energía.

Se instalarán espesadores por flotación cuando se prevea que los floculos generados en el tratamiento biológico sean poco decantables, o se pretenda airear el lodo para una estabilización aeróbica simultánea al espesamiento.

En cualquier otro caso se instalarán espesadores por gravedad.

El sistema de estabilización de los fangos depende de diferentes factores:

- Cuando se dispone de una caldera con capacidad para incinerar residuos orgánicos, la mejor opción es alimentarlos como combustible, gracias a ello se obtiene energía térmica que puede aprovecharse en otros procesos.
- Si se dispone de un sistema de combustión que permita el uso de gas de síntesis (CO_2 , CH_4 , H_2) puede resultar interesante la estabilización anaeróbica por la generación de este gas, el consumo es mucho menor que el de la estabilización aeróbica. Con los reactores más modernos, de biomasa soportada o filtro biológico, se pueden conseguir tiempos de retención de varias horas, por lo que ya no es necesario el uso de grandes reactores.
- Cuando la masa de fangos producidos es pequeña o no se dispone de un sistema de combustión, no resulta económica la instalación de tratamientos anaeróbicos y será más conveniente la instalación de sistemas de aireación, para realizar un tratamiento aeróbico.

Una vez estabilizados, de forma general se requerirá un nuevo tratamiento de reducción del contenido acuoso de los fangos, deshidratación. Esta reducción puede



obtenerse por distintos tratamientos entre los que destacan los filtros prensa, los filtros banda y la centrifugación.

- Cuando no se dispone de un caudal continuo de lodos, como es el caso de las instalaciones de filtración, es recomendable la instalación de un filtro prensa, ya que permite un funcionamiento discontinuo. Además es posible aplicar mayores presiones de deshidratación y por lo tanto una reducción del contenido de agua mayor.
- Cuando el caudal de lodos es continuo, es preferible utilizar un sistema de filtro banda o una centrífuga. La centrifugación ocupa menor superficie pero tiene un mayor consumo respecto al filtro banda.
- Existen otras técnicas de deshidratación diseñadas por distintos suministradores, como son los sistemas de bolsas porosas o los sistemas de deshidratación por tornillo, que generalmente son útiles en instalaciones pequeñas.

En caso de instalaciones aisladas, será conveniente una disminución mayor de la masa de lodos, para ello pueden aplicarse procesos de secado. Cuando se dispone de gran cantidad de calor residual es interesante un secado térmico.

4.2. Descripción del sistema seleccionado

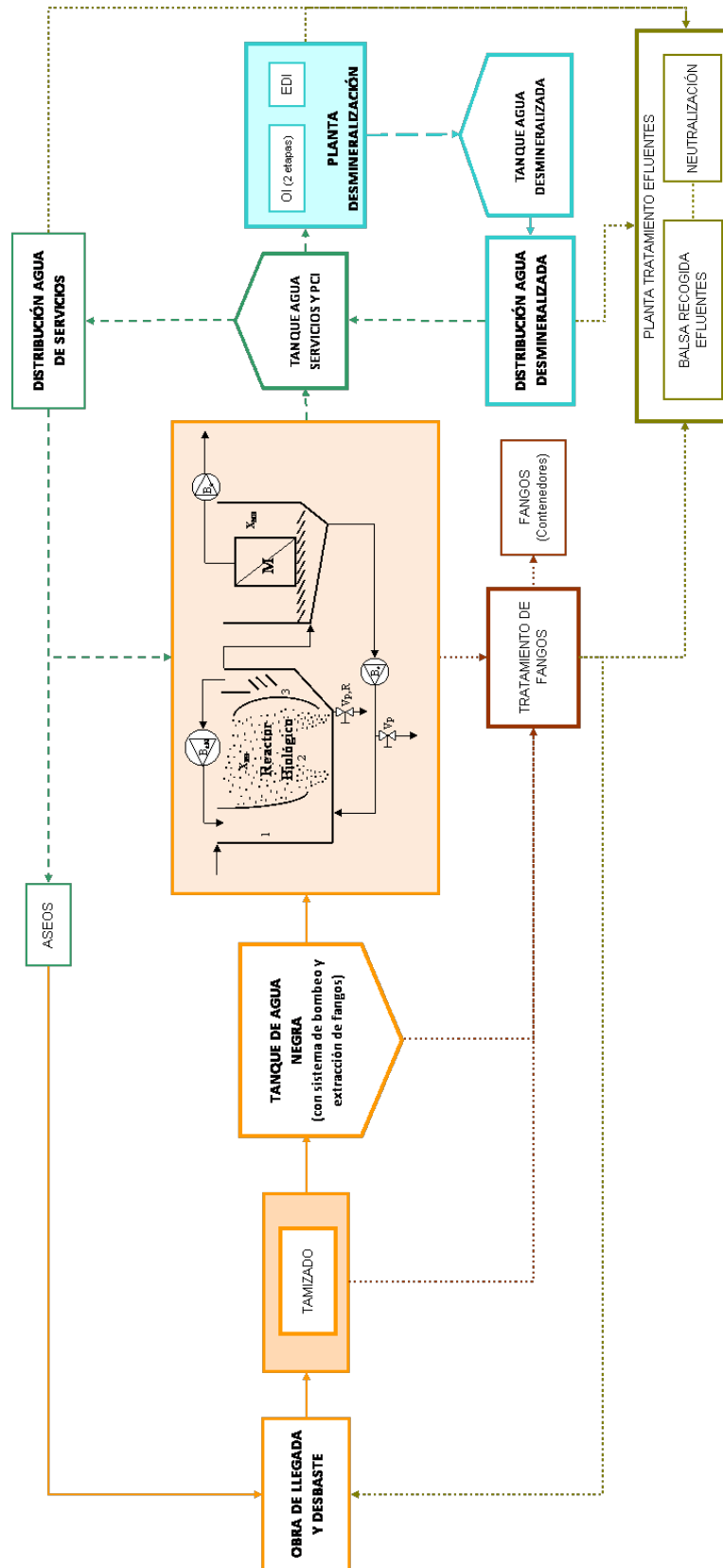


Figura 4-1, esquema de la planta de tratamiento de agua.



La planta de tratamiento de agua de la central térmica está formada por los siguientes sistemas y equipos:

- Obra de llegada con sistema de desbaste.
- Equipo de tamizado.
- Dos tanques de aguas negras con equipo de bombeo.
- Dos líneas de tratamiento biológico.
- Dos tanques de agua de servicios.
- Dos líneas de desmineralización y afino.
- Dos tanques de agua desmineralizada.
- Sistema de tratamiento de fangos.

La obra de llegada, el sistema de desbaste, el sistema de tamizado y el tanque de agua negra se instalan en la zona de cota mínima del terreno disponible para la central, de forma que todos los desagües de aguas servidas de la misma funcionen por gravedad.

4.2.1. Obra de llegada y desbaste

El afluente de la planta de tratamiento de agua llega desde la laguna de estabilización de la localidad próxima hasta la obra de llegada de la planta de tratamiento, en este punto se mezcla con las aguas servidas de la central y el agua sobrante de la deshidratación de fangos.

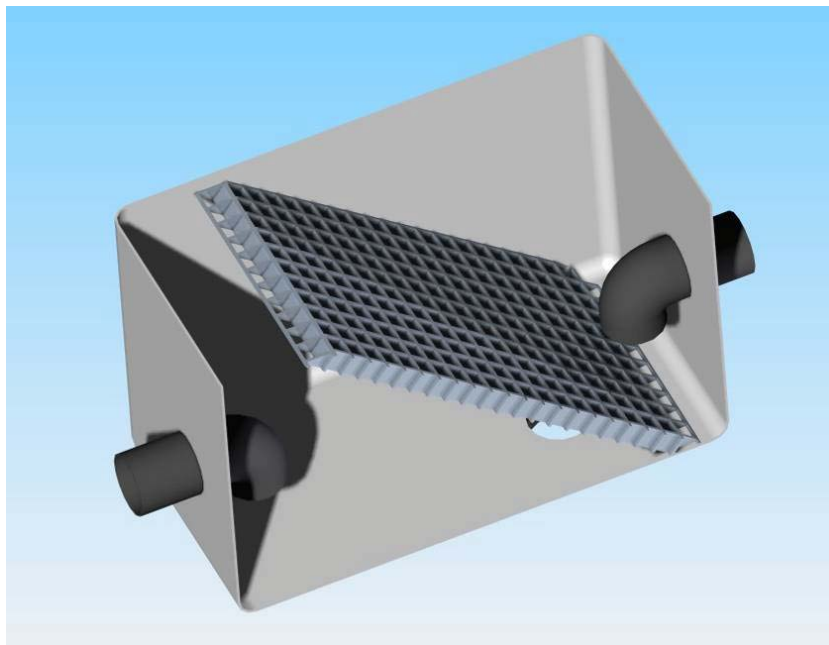


Figura 4-2, arqueta de desbaste.

En la obra de llegada se sitúa el sistema de desbaste de gruesos, mostrado en la Figura 4-2. El sistema de desbaste está formado por una arqueta de desbaste rectangular de PRFV. En el interior de la arqueta se instala una reja donde quedan retenidos los sólidos con diámetro superior a 30 mm. La arqueta dispone de una tapa hermética desmontable para facilitar su limpieza en caso de atascamiento y se instala enterrada a ras del suelo.

Para automatizar la limpieza de la arqueta de desbaste esta cuenta con una salida de lodos en la zona inferior, de modo que cuando se detecta una pérdida de carga considerable por atascamiento de la rejilla de desbaste, la válvula situada en el conducto de lodos y la válvula de agua desde el bombeo del tanque de agua negra se abren de forma temporizada. De esta forma los sólidos retenidos serán arrastrados por el agua existente en la arqueta hasta el sistema de tratamiento de fangos. El sistema de control también puede ser configurado para realizar una limpieza diaria, evitando que el material retenido entre en estado de putrefacción y genere malos olores.

En el anexo F se incluyen los planos dimensionales del sistema de desbaste.

4.2.2. Sistema de tamizado

Tras el desbaste de gruesos el agua negra pasa al sistema de tamizado. El afluente de la planta de tratamiento de agua es agua residual proveniente de una laguna de oxidación que ya ha recibido un tratamiento primario y por lo tanto con una concentración mínima de sólidos, pero dado que se van a reciclar las aguas servidas generadas en la central, es necesaria la instalación de un sistema de tamizado que elimine los sólidos contenidos en estas.

Dado el pequeño caudal de la planta de tratamiento y la baja concentración de sólidos, el tamizado se puede realizar mediante un sistema de tamizado con tornillo como el mostrado en la Figura 4-3.



Figura 4-3, sistema de tamizado “tornillo mini”, (Hydrowater S.L.)

Este sistema permite caudales punta de 15 m³/h por tornillo para aguas residuales municipales, por lo tanto para el caudal de diseño de 20 m³/h se instalan tres tornillos, pudiendo funcionar uno o dos en función de las condiciones y un tercero de reserva.



El funcionamiento del sistema es el siguiente: el agua negra se introduce en el cuerpo del tornillo a través de la toma de agua inferior, en esta zona el cuerpo del tornillo está formado por una chapa perforada con luz de malla de 3 mm, quedando los sólidos de diámetro mayor retenidos en su interior. El agua y los sólidos de menor diámetro atraviesan la chapa perforada pasando al tanque de permeado, mientras que los sólidos retenidos se eliminan por medio del tornillo interior, descargando en la zona continua del depósito.

El equipo está fabricado en acero inoxidable 304 y es autolimpiable gracias a unos cepillos acoplados en el tornillo.

El consumo de los motorreductores es de 0,75 kW.

4.2.3. Tanque de agua negra:

La especificación del cliente para la planta de tratamiento de agua incluye un tanque de agua negra, para absorber las variaciones de caudal del afluente de la planta.

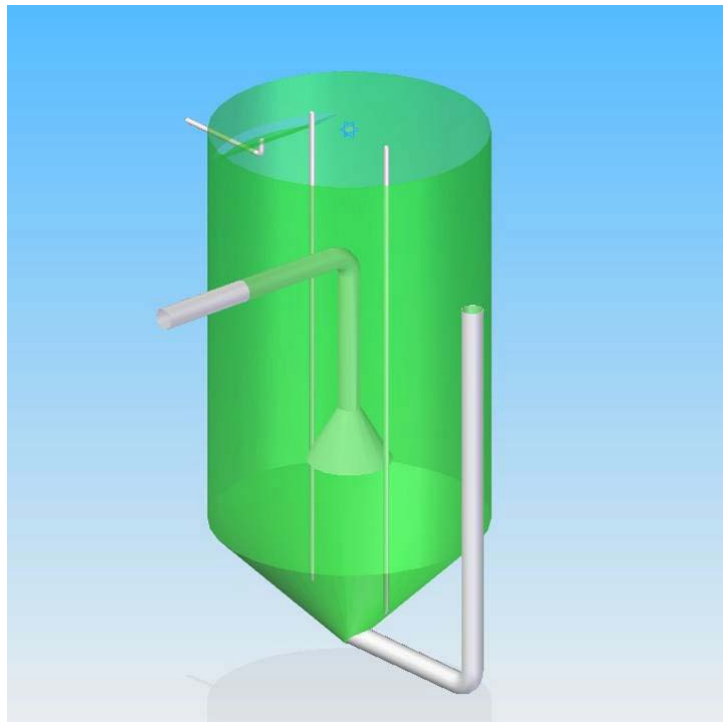


Figura 4-4, tanque de agua negra

Dado que el afluente proviene de una laguna de estabilización, ya ha recibido un tratamiento de eliminación de sólidos suspendidos y grasas y su concentración en estos es mínima. Gracias a estos condicionantes es posible utilizar el tanque de almacenamiento de agua negra como sistema de decantación primaria y separador de grasas, con unas pequeñas variaciones en su diseño, de tal forma que se eliminan en él la escasa cantidad de sólidos suspendidos y grasas aportados tanto por el afluente como por la producción de aguas servidas de la propia central.

El volumen almacenado debe ser tal que permita utilizar el propio tanque como sistema de decantación, para eliminar las arenas, gran parte de los sólidos sedimentables



y los aceites y grasas. Se determina que el tiempo hidráulico de retención del agua en el tanque tenga un valor de 2 h. El caudal de entrada al tanque es $20 \text{ m}^3/\text{h}$, por lo tanto el volumen almacenado es 40 m^3 .

El tanque es cilíndrico vertical, con el fondo de forma cónica a 90° para facilitar la decantación y concentración del fango en el fondo, fabricado en taller en PRFV. Para que las medidas del tanque permitan un transporte cómodo es preciso que no exceda de las medidas de transporte por carretera. Se instalan 2 tanques de 2.522 mm de diámetro, 3.783 mm de altura del cilindro y 5.044 mm de altura total.

En el anexo F se incluyen los planos dimensionales de los tanques de agua negra.

Operación

En operación normal el nivel en el tanque se mantendrá en el nivel indicado como alto, próximo al nivel de rebose.

El aporte al tanque se realiza, por la parte inferior, a través de una campana evitando la turbulencia generada por la descarga, que podría limitar la capacidad de sedimentación del tanque.

La extracción del agua se realiza mediante dos bombas sumergibles del 50%. Estas bombas se instalan sobre un flotador, de forma que siempre aspiran el agua a unos centímetros por debajo del nivel de líquido en el tanque. La descarga de las bombas se produce a través de una manguera flexible. En la Figura 4-5 se muestra el sistema de bombeo utilizado.

La aspiración de la bomba dispone de una rejilla de retención de sólidos con un paso de 1 mm, evitando que todos los sólidos de mayor tamaño pasen al tratamiento biológico, para evitar la colmatación de la rejilla de retención de sólidos la válvula antirretorno instalada en la descarga de la bomba dispone de un sistema de bloqueo, que permite el retorno de agua en los periodos de limpieza.



Figura 4-5, sistema de bombeo de agua del tanque de agua negra (obtenido de www.absgroup.com.es).



Figura 4-6, válvula de retención con bloqueo (obtenido de www.absgroup.com.es).

El depósito cuenta con una línea de eliminación de lodos en su base. La descarga de lodos es discontinua, cuando se detecta que el nivel de lodos es alto, se abre la válvula de descarga de lodos a la arqueta de mezclado de lodos. Debido a la profundidad del tanque de agua negra, es posible que el nivel de agua este por debajo del nivel en la arqueta de mezclado de lodos en ocasiones puntuales. Antes de iniciar la operación de descarga de lodos se llenará el tanque hasta su nivel de operación normal.

La eliminación de grasas, aceites y flotantes se realiza mediante la línea de rebose del tanque. Cuando se detecta un alto nivel de flotantes las bombas de extracción se detienen, se bloquea la válvula antiretorno y se permite la entrada de agua negra, de esta forma el nivel del tanque asciende y los flotantes son eliminados por la línea de rebose.

En el anexo E de este documento se incluyen los cálculos relativos al sistema de bombeo. En el anexo I se incluyen las hojas de datos relativas al sistema de bombeo.

Por último en el interior del tanque de agua negra se instala un serpentín de 1" para el calentamiento del agua contenida en él, antes del tratamiento biológico. Por el interior de dicho serpentín se introduce agua caliente del sistema de refrigeración auxiliar de la central térmica. El paso del agua del sistema de refrigeración está controlado por una válvula neumática automática de forma que se puede regular la temperatura del agua, manteniéndola a 25 ± 2 °C de forma continua en cualquier periodo de operación de la planta.

4.2.4. Sistema de tratamiento biológico:

El sistema de tratamiento biológico seleccionado es un **tratamiento de fangos activos modificado con separación por membranas (MBR)**. Antes de su entrada en el tanque biológico el agua a tratar es calentada mediante calor residual de la central. De esta forma se mantiene una temperatura de 25°C en el reactor biológico, aumentando la velocidad de metabolización de los nutrientes, esto permite una reducción sustancial del tiempo de retención, y por lo tanto del volumen del tanque.

El tratamiento biológico está compuesto por dos líneas de tratamiento de 10 m³/h cada una, con las características descritas a continuación.

Reactor biológico

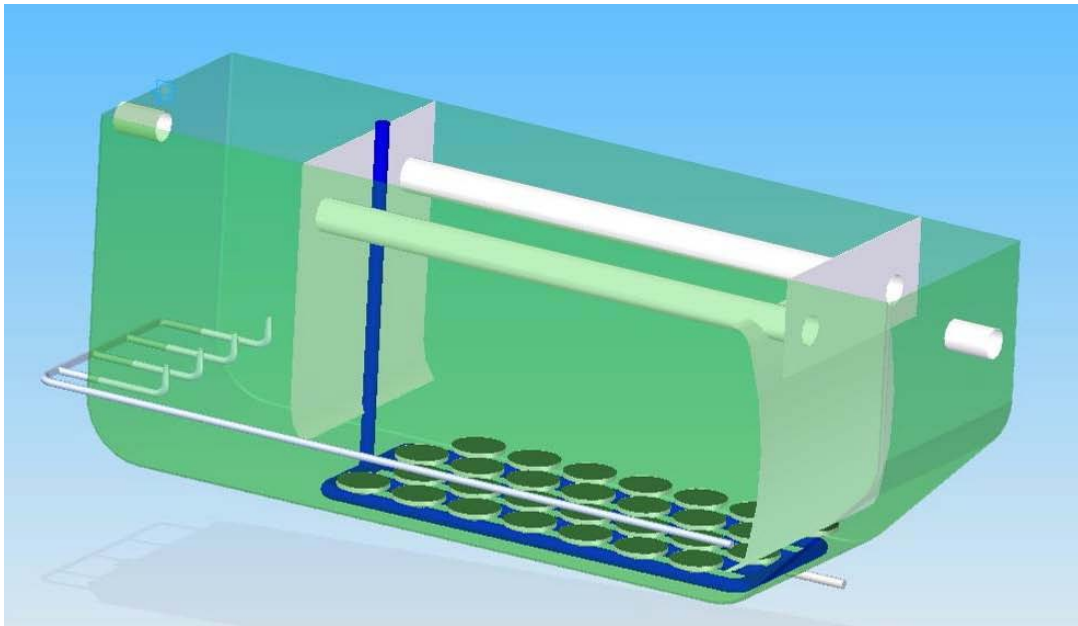


Figura 4-7, Reactor biológico.

El reactor biológico está dividido en 3 zonas:

- En la primera zona ($4,92 \text{ m}^3$), se mantienen condiciones de anoxia. Se realiza la alimentación del agua a tratar y la recirculación del agua tratada rica en nitratos por la parte superior, mientras que, la alimentación de la recirculación de biomasa desde el tanque de membranas se realiza por la parte inferior. La alimentación de la recirculación se realiza mediante conductos dirigidos de forma vertical, con boquillas de contracción que permiten la generación de chorros turbulentos, de tal forma que la propia energía del flujo de recirculación ($15\text{W}/\text{m}^3$) produzca el mezclado correcto de alimentación y recirculación.
- La segunda zona, de mayor volumen ($9,83 \text{ m}^3$), es la de aireación, se establece una alta concentración de biomasa de entre 10 y 20 g/l (15 g/l en condición de diseño), gracias a ello el volumen puede ser muy reducido en comparación con un tratamiento de fangos activos común. La aireación se consigue mediante varias líneas de aireadores en la base del tanque. El mezclado del tanque se produce gracias al propio burbujeo del aire. Mediante un correcto posicionamiento de los aireadores se consigue un buen mezclado, además de la recirculación del licor mixto concentrado en la zona 3. En la zona próxima a la recirculación del licor mixto desde la zona 3 se instala una línea de purga y vaciado que en condiciones normales permanecerá cerrada.
- La tercera zona ($1,67 \text{ m}^3$) es una zona de decantación, separada de la zona de aireación por una pantalla, que produce el remansamiento del flujo. El licor mixto se concentra por gravedad y se recircula a la zona de aireación gracias a la apertura que deja la pantalla de separación en zona inferior del tanque. La recirculación se produce de forma natural, ya que la densidad del fluido en las cercanías a la recirculación de la zona de aireación será menor que la de la zona de decantación. La densidad será menor por dos efectos, en primer lugar el fango tiene una densidad mayor que el agua y estará más concentrado en la zona de decantación, en segundo



lugar, en la zona de aireación el volumen es parcialmente ocupado por burbujas de aire, con densidad muy inferior a la del agua. Por lo tanto la masa recirculada dependerá del burbujeo en la zona próxima a la recirculación.

Gracias a esta tercera zona se consigue que la concentración de biomasa que llega al tanque de membranas sea muy inferior a la concentración en la zona de aireación, y puede controlarse con el caudal de recirculación. A falta de determinación experimental de la disminución de concentración se estima que la concentración a la salida hacia el tanque de separación es la mitad que la concentración en el tanque de aireación. En esta zona también se sitúa la toma de recirculación para desnitrificación.

La recirculación del agua tratada rica en nitratos se produce a través de dos conductos instalados para tal fin en el propio tanque mediante dos bombas de recirculación de hélice de baja potencia.

Los cálculos necesarios para el diseño del tratamiento biológico, así como los resultados y dimensiones del tanque se incluyen en el anexo D de este documento. Los planos dimensionales del tanque se incluyen en el anexo F.

Aguas abajo del reactor biológico se conecta un sistema de adición y mezclado de carbón activo y polielectrolito, tras él, se aporta el agua tratada a separar al tanque de membranas.

La adición de carbón se producirá cuando la concentración de contaminantes en el efluente del reactor biológico no cumpla los requisitos. Los contaminantes, metales pesados, compuestos orgánicos refractarios, DBO, etc. que no puedan ser eliminados en el tratamiento biológico, serán adsorbidos en el carbón activo. El carbón activo tiene un diámetro mayor que el de paso de las membranas quedando retenido en el proceso biológico junto con los contaminantes adsorbidos. La adición de carbón activo evita un ensuciamiento prematuro de las membranas, tanto las del propio tanque de membranas como las del sistema de ósmosis inversa y mejora la calidad del agua aportada al tanque de servicios.

El polielectrolito se añadirá en bajas proporciones para mejorar la decantación del material suspendido, gracias a él se forman flóculos de mayor tamaño. Se debe tener en cuenta que la mayor parte del polielectrolito añadido volverá al reactor biológico y por lo tanto deben utilizarse reactivos no tóxicos.

Tanque de membranas

En el interior del tanque de membranas se sitúan las membranas de ultrafiltración, gracias a unas bombas de vacío se obtiene el permeado que se envía al tanque de agua de servicios.

El aporte de agua desde el reactor biológico se realiza por la zona inferior del tanque de membranas, la base de este tanque tiene forma piramidal para conseguir la decantación de la biomasa en la zona de recirculación.

Además se instala una zona de lamelas separando parcialmente la zona inferior, de decantación, y la superior, de membranas. Con esta pantalla de lamelas se logra disminuir la turbulencia en la zona de membranas, consiguiendo una mayor decantación



del lodo y menor concentración de sólidos en la proximidad de las membranas. El licor mixto concentrado en biomasa que queda retenido en el tanque se recircula a la zona 1 del tanque biológico, mediante una bomba de fangos, que aspira desde una toma de descarga situada en la parte inferior del tanque. Una parte de la recirculación se purga del sistema y se envía al tratamiento de fangos. Se estima una concentración de sólidos en la recirculación de 20 g/l, el valor real debe obtenerse en laboratorio mediante un modelo a escala.

Se ha diseñado el sistema con las membranas en un tanque separado por distintas razones:

- La separación en dos tanques permite la adición de carbón activo y otros reactivos químicos al flujo entre ambos tanques.
- La concentración en sólidos próxima a las membranas se reduce en gran medida. Se evita la agitación del agua contenida en el tanque de membranas, aparecerá un gradiente de concentración con la altura del tanque gracias a la mínima turbulencia existente en el tanque y la pantalla de lamelas situada en la entrada del tanque. Una menor concentración de sólidos en la proximidad de las membranas reduce el ensuciamiento y, por lo tanto, se reduce la caída de presión en la membrana y aumentan los periodos entre limpiezas.
- Es posible realizar la limpieza química de las membranas sin extraerlas del tanque, ni dañar la biomasa retenida en el tanque de aireación.

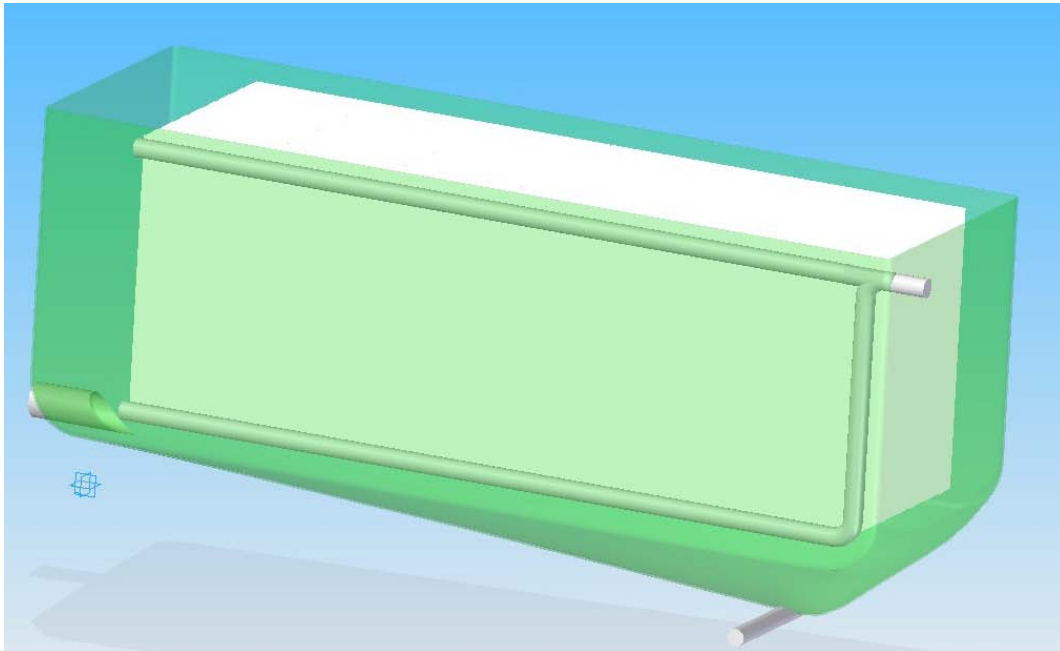


Figura 4-8, tanque de membranas.

Los cálculos necesarios para el diseño del tanque de membranas, así como los resultados y dimensiones del tanque se incluyen en el anexo D de este documento. Los planos dimensionales del tanque se incluyen en el anexo F.



4.2.4.1. Sistema de aireación

El sistema de aireación está formado por tres compresores, uno para cada línea y un tercero de reserva.

El sistema de tratamiento biológico requiere un caudal punta de 5,06 kg/h de oxígeno puro disuelto, que bajo las condiciones del tanque se consigue con un caudal en los difusores de 137 Nm³/h de aire y un consumo de potencia de 2,9 kW.

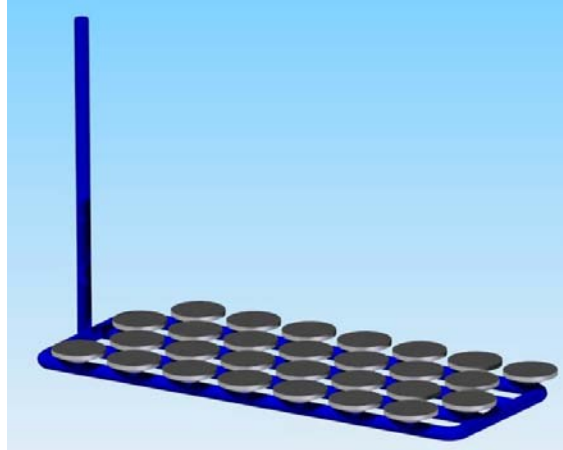


Figura 4-9, difusores

El sistema de aireación en el interior del tanque está formado por conductos de aire de PVC de 90 mm de diámetro y difusores de membrana de 336 mm de diámetro. Con este tipo de difusores se obtienen burbujas con un diámetro entre 1 y 3 milímetros. El modelo seleccionado de difusores es el PIK 300 del suministrador ABS.

La distancia mínima entre difusores es de 0,4 metros, por lo tanto pueden instalarse 4 líneas de 7 difusores cada una, un total de 28 difusores, con un caudal punta de 4,93 Nm³/h cada difusor.

Las membranas requieren un aporte de aire para que en su superficie continúe produciéndose el tratamiento biológico y para reducir el ensuciamiento de las membranas. Se aporta aire de forma intermitente para conseguir una turbulencia en el flujo alrededor de las membranas que permite eliminar la biomasa adherida a las membranas.

Durante el lavado a contrapresión de las membranas se aumenta el caudal de aire a las mismas para conseguir una mayor turbulencia.

Los cálculos y resultados relativos al sistema de aireación se incluyen en el anexo D de este documento. En el anexo F se incluye un plano del sistema de difusores.

4.2.4.2. Sistema de bombeo

Para la extracción del agua tratada de los tanques de membranas se utilizan tres bombas, una por línea de tratamiento más una tercera de reserva.



Estas bombas deben suplir la presión negativa necesaria para que el agua tratada atraviese las membranas, además son las encargadas de impulsar el agua tratada hasta los depósitos de agua de servicios.

Son necesarias tres bombas de 10 m³/h de caudal, un TDH de 12,64 m y 589 W de potencia.

Los cálculos y resultados relativos al sistema de bombeo se incluyen en el anexo D de este documento.

4.2.4.3. Sistema de limpieza

Las membranas de ultrafiltración utilizadas en el tratamiento biológico requieren de limpiezas periódicas para evitar el ensuciamiento de los poros de las membranas por acumulación de sólidos.

Generalmente se debe instalar un tanque de limpieza de membranas, para acumular el volumen de agua tratada suficiente para la limpieza. En este caso no se instalará dicho tanque ya que el agua de limpieza se aportará desde el sistema de distribución de agua de servicios de la central térmica.

El sistema de control será el encargado de decidir el momento de limpieza de las membranas. Se realizará un lavado a contrapresión cuando la caída de presión en las membranas sea un 50% superior a la presión transmembrana, aproximadamente cada 60 minutos de tratamiento, este lavado se realiza mediante un caudal un 50% mayor al caudal de filtrado durante 3 minutos.

Se estima que cada 6 meses será necesaria una limpieza química de las membranas. Para la limpieza química se lava a contrapresión con los químicos de limpieza disueltos en agua y se vacía completamente el tanque. El caudal de limpieza química será un 50% mayor que el caudal de filtrado normal y durará 60 minutos. Gracias a esta limpieza se consigue que las membranas recobren casi totalmente su capacidad de filtrado inicial.

4.2.5. Tanque de agua de servicios

En dicho tanque se almacena el agua de servicios suficiente para mantener la central térmica en funcionamiento durante 48 horas en el caso de purga máxima de un HRSG y purga normal del otro y 3 días en caso de operación normal. Además este tanque almacenará el agua necesaria para el sistema de protección contra incendios (PCI).

Para asegurar el almacenamiento necesario de agua para el sistema de PCI, la toma de agua de servicios del tanque se sitúa a una cota tal, que por debajo de esta quede el volumen necesario para PCI. Mientras que la toma de PCI se sitúa en la zona inferior del tanque.

El tanque de agua de servicios dispone de un sistema de cloración para el control de microorganismos en su interior. Este sistema forma parte del sistema de distribución



de agua de servicios. Mediante un sistema de muestreo se comprueba la cantidad de cloro y microorganismos presentes en el tanque y se adiciona el cloro necesario mediante una línea de recirculación que permite el correcto mezclado en el interior del tanque.

Se instalan dos tanques de agua de servicios cilíndricos verticales de 980 m³ de volumen útil cada uno. Los cálculos y resultados relativos al tanque de agua de servicios se incluyen en el anexo E de este documento.

4.2.6. Equipo de desmineralización y afino

Se instalan dos líneas idénticas de desmineralización y afino del 50% del caudal de diseño ($7,5 \text{ m}^3/\text{h}$). Se instalan dos líneas ya que en operación normal solo será necesaria una de ellas, mientras en la otra se pueden realizar operaciones de mantenimiento.

Ambas líneas tienen las características descritas a continuación.

4.2.6.1. Desmineralización

El equipo de desmineralización está compuesto por dos líneas de ósmosis inversa de dos pasos con booster intermedio y reciclaje del 100% del concentrado del segundo paso, obteniendo agua de calidad suficiente para el tratamiento de afino.



Figura 4-10, skid ósmosis inversa, GE-Water

Antes de la entrada al equipo de ósmosis se dosifican: reductor de cloro, para obtener valores adecuados para las membranas ($<1000 \text{ ppm/h}$) y dispersante, para evitar el ensuciamiento de las membranas por precipitación de los diversos contaminantes. La adición de dispersante es necesaria debido al contenido en fosfatos del agua, que en el caso de no poder ser eliminados durante el tratamiento biológico, precipitan fácilmente.

Para la dosificación de los reactivos químicos mencionados anteriormente se utilizan dos bombas de dosificación de 2 l/h .

Tras la dosificación se instala un filtro de cartucho para eliminar los sólidos que pueda contener el agua de aporte evitando un ensuciamiento prematuro de las membranas y los daños que estos sólidos pudieran causar.



El primer paso de ósmosis inversa está formado por 2 etapas:

- La primera con dos tubos de presión de 8", modelo 450P-8 y cuatro elementos filtrantes por tubo de presión, del modelo PRO-RO-400-LE-HR-WT de GE-Water.
- La segunda con un tubo de presión de 8", modelo 450P-8 y cuatro elementos filtrantes por tubo de presión, modelo PRO-RO-400-LE-HR-WT de GE-Water.

Tras el primer paso se instala un equipo de dosificación de hidróxido de sodio. El hidróxido de sodio en presencia de CO₂ disuelto en el agua forma carbonatos, que precipitan, eliminándose el contenido en CO₂ del agua tratada. Este equipo es necesario puesto que el CO₂ disuelto aumenta la conductividad del agua y su acidez, estas dos características causan corrosión y un aumento de conductividad que disminuye el rendimiento del sistema de electrodesionización.

Para la dosificación del hidróxido de sodio se utiliza una bomba de dosificación de 0,6 l/h.

El segundo paso está formado por 2 etapas idénticas en serie, compuesta cada una de ellas por un tubo de presión de 8", modelo 450P-8 y cuatro elementos filtrantes por tubo de presión, modelo PRO-RO-400-LE-HR-WT de GE-Water.

Tras el segundo paso el agua desmineralizada se introduce en un tanque pulmón de 1 m³ para evitar el aporte directo al sistema de electrodesionización que requiere mantener una presión característica.

Antes del equipo de electrodesionización se instala un filtro de cartucho para eliminar los sólidos que pueda contener el agua de aporte evitando un ensuciamiento prematuro de las membranas y los daños que estos sólidos pudieran causar.

El sistema de ósmosis incluye dos bombas de alta presión con las características siguientes:

- Una bomba de 2,47 kW, con un caudal de diseño de 14,49 m³/h y una presión de descarga de diseño de 5,08 bar.
- Una bomba de 1,91 kW, con un caudal de diseño de 9,77 m³/h y una presión de descarga de diseño de 5,83 bar.

El equipo de auxiliares para el sistema de ósmosis inversa incluye cuatro caudalímetros para medida de caudales de permeado y concentrado de cada paso, cinco conmutadores de presión, para la seguridad del sistema, cuatro transmisores de presión, tres sensores de conductividad y temperatura y dos medidores de pH.

El control del sistema de ósmosis se realiza mediante un PLC modelo S7-314 de Siemens.



Con el tratamiento de ósmosis instalado se obtiene agua desmineralizada con las características mostradas en la Tabla 4-4.

Tabla 4-4, características del agua obtenida tras el tratamiento de ósmosis.

Iones, mg/l	Producto
Calcio	0,00
Magnesio	0,00
Sodio	1,98
Potasio	0,12
Amoniaco	0,43
Bario	0,00
Estroncio	0,00
Hierro	0,00
Manganeso	0,00
Sulfatos	0,00
Cloruro	0,13
Fluoruro	0,00
Nitratos	0,02
Bromuro	0,00
Fosfatos	0,00
Boro	0,00
Sílice	0,00
Sulfuro de hidrógeno	0,00
Bicarbonato	6,68
Dióxido de carbono	3,35
Carbonatos	0,00
TDS	9,36
Características	
Caudal	7,89
Temperatura	25,00
Presión	0,00
pH	6,50
S&DI	0,00
Conductividad	12,00

En el anexo E se incluyen el resumen aportado por el software de diseño del sistema de ósmosis. En el anexo I se incluyen las hojas de características de las membranas.

4.2.6.2. Desionización

El afino del efluente de ósmosis se realiza mediante electrodesionización. Son necesarias 3 celdas de electrodesionización del modelo E-Cell MK-3 de General Electric, por línea.

En el anexo E se incluyen el resumen aportado por el software de diseño del sistema de electrodesionización. En el anexo I se incluyen las hojas de características de los módulos de electrodesionización.



Figura 4-11, skid electrodesionización.

4.2.7. Tanque de agua desmineralizada

En dicho tanque se almacena el agua desmineralizada suficiente para mantener la central térmica en funcionamiento durante 5,7 días en el caso de diseño (purga máxima de un HRSG y purga normal del otro).

El tanque es cilíndrico vertical y debe tener un venteo que permita aumentar y disminuir el nivel del agua en su interior sin variaciones importantes de presión en la interfase agua aire.

Para cumplir las condiciones de mínima concentración de CO₂ en el ambiente gaseoso del tanque y baja variación de presión, el tanque dispone de un venteo con un filtro de CO₂, que permite el paso de aire atmosférico impidiendo la entrada del CO₂.

Se instalan dos tanques de agua de servicios cilíndricos verticales de 852 m³ de volumen útil cada uno. Los cálculos y resultados relativos a los tanques de agua de servicios se incluyen en el anexo E de este documento.

4.2.8. Sistema de tratamiento de fangos

El sistema de fangos comienza en la arqueta de mezclado de fangos, hasta esta llegan los fangos generados en el sistema de desbaste, el sistema de tamizado, el tanque de agua negra y el tratamiento biológico, desde esta arqueta se bombean los fangos hacia el equipo de deshidratación.

Los fangos del sistema de desbaste y tamizado llegan hasta una cesta perforada, donde los sólidos quedan retenidos y se deshidratan. Esta cesta deberá ser vaciada por un operario.

Dada la mínima cantidad de fangos generados y la alta concentración con la que salen del tratamiento biológico no se instala ningún sistema de concentración de fangos. En la arqueta de fangos se dosifica polielectrolito que facilita la separación del agua y se

produce una pequeña concentración de los mismos. Los fangos son bombeados al sistema de deshidratación.

El sistema de deshidratación está formado por un tornillo, modelo ROTAMAT – Pipestrainer de Huber technology. El funcionamiento de este sistema es el siguiente, el fango concentrado entra en el cuerpo del tornillo, que está formado por una chapa perforada con un paso de 3 mm, cubierta por una malla de material poroso. El agua atraviesa la malla saliendo a la zona de recogida de agua que es devuelta al tanque de agua negra. Los sólidos quedan retenidos en la malla y son evacuados por medio del tornillo a un contenedor de fangos.

La deshidratación de los fangos se consigue gracias a un plato de compresión instalado en la salida del tornillo, que permite que esta descarga se produzca a alta presión.

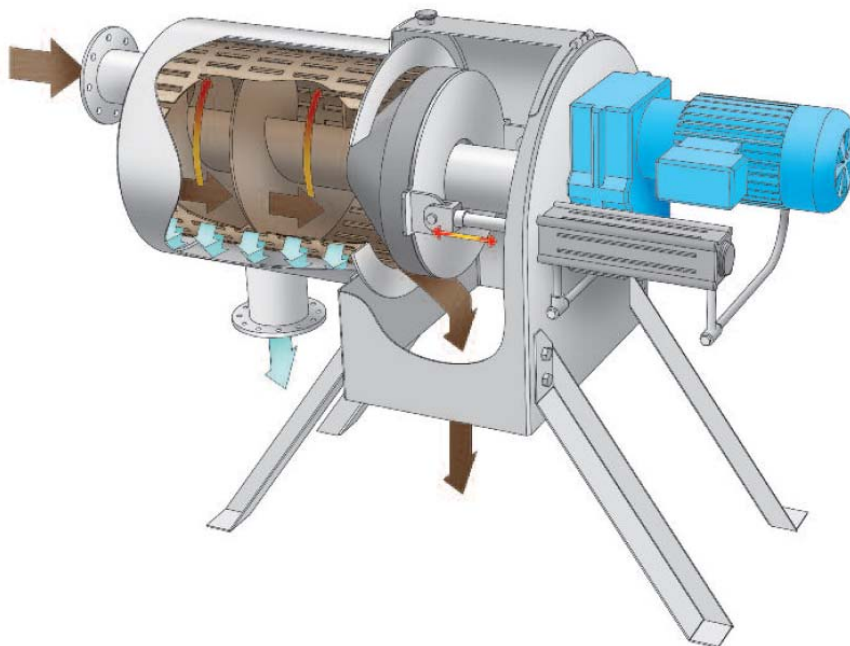


Figura 4-12, equipo ROTAMAT – Pipestrainer.

En el anexo I se incluyen las hojas de características del equipo de deshidratación.



4.2.9. Consumo energético de la planta de tratamiento de agua

Resulta de gran importancia el cálculo del consumo energético de la planta de tratamiento de agua, ya que este dato junto al coste de los equipos necesarios y el mantenimiento serán los criterios para seleccionar entre distintos afluentes de agua y la hora de diseñar futuras centrales térmicas con distintas posibilidades de alimentación.

El consumo total de la planta se estima en $1,24 \text{ kWh/m}^3$, mientras que los consumos actuales para una planta de desalación son de 3 kWh/m^3 , dato que hace más rentable el aporte de agua residual que el de agua de mar. En la tabla 4-5 se muestran los valores de consumo de los diferentes equipos de la planta de tratamiento de agua.

Tabla 4-5, potencia y consumo específico de los diferentes equipos de la planta de tratamiento de agua.

Equipo	Potencia	Consumo específico
Total planta	9315,51 W	1,24 kWh/m³
Pretratamiento		58,45 Wh/m³
Tamizado	250 W	24,98 Wh/m ³
Bombeo aguas negras	335 W	33,47 Wh/m ³
Tratamiento biológico		308,95 Wh/m³
Compresores	2338,89 W	233,69 Wh/m ³
Bomba de recirculación desnitrificación	16,37 W	1,64 Wh/m ³
Bomba de recirculación de fangos	147,52 W	14,74 Wh/m ³
Bomba de vacío	589,32 W	58,88 Wh/m ³
Tratamiento de fangos		22,09 Wh/m³
Bombeo de fangos	231 W	5,21 Wh/m ³
Tornillo de deshidratación	750 W	16,88 Wh/m ³
Ósmosis inversa		584 Wh/m³
Bombeo paso 1	2470 W	329,33 Wh/m ³
Bombeo paso 2	1910 W	254,67 Wh/m ³
Electrodesionización	277 W	36,93 Wh/m³



5. Conclusiones y trabajos futuros

5.1. Conclusiones	240
5.2. Trabajos futuros.....	242



5.1. Conclusiones

Tras la finalización del proyecto se han logrado los distintos objetivos marcados en un al comienzo, e incluso se han superado y actualizado al observar las posibilidades que pueden tener distintos tratamientos.

En la actualidad la escasez de agua potable es un problema que afecta a buena parte de la población mundial. Debido al aumento de la población y del consumo de agua para diferentes actividades, en el futuro este problema de escasez se agravará de forma importante y afectará a zonas que hasta ahora no tenían problemas.

La masa total de agua que existe en el planeta no varía significativamente, sino que se mantiene constante dentro de un ciclo, en el cual se contamina y purifica por la acción de la naturaleza. El problema de la escasez de agua proviene de que solo una mínima fracción de esta masa de agua es aprovechable para el consumo y las actividades humanas modifican el ciclo natural del agua reduciendo considerablemente esta parte aprovechable.

Para evitar futuros conflictos por el control del agua potable es necesario plantear medidas para la reducción de consumo y la correcta distribución, de ahí nace la necesidad del reciclaje del agua residual.

Existen una gran variedad de tratamientos para mejorar las condiciones del agua y es necesario determinar cuáles de estos tratamientos son más adecuados para el uso final del agua, ya que una mayor pureza requiere, por lo general, un mayor consumo energético.

A la hora de seleccionar los tratamientos es de gran importancia tener en cuenta los residuos que generarán dichos tratamientos, ya que de nada servirá purificar una pequeña fracción de agua si a cambio se contamina de forma importante una gran cantidad.

En este proyecto se han analizado los distintos tratamientos de agua que se aplican actualmente, para todo tipo de agua de aporte y de utilización, este análisis queda resumido en los diagramas de selección de tratamientos incluidos en el anexo C.

El planteamiento inicial del proyecto fue el tratamiento de aguas residuales para el aporte al generador de vapor de una central térmica de ciclo combinado. Por lo tanto se recurre a agua con alta carga contaminante y se requiere un efluente tras el tratamiento de gran pureza para evitar la corrosión e incrustaciones que puedan producirse en el interior de la caldera.

Se ha determinado que el mejor tratamiento para el agua residual en este caso es un tratamiento de fangos activos con separación por membranas (biorreactor de



membranas), ya que, con este tipo de tratamientos se obtienen excelentes rendimientos de eliminación de contaminantes biodegradables y de sólidos suspendidos, en una superficie mínima y con un control simple de la instalación.

Una vez calculadas las dimensiones de los reactores para el caso concreto se observa que la planta puede ser fabricada en taller, montada en contenedores para transporte marítimo, y finalmente transportada e instalada, reduciendo en gran medida los costes de fabricación, transporte e instalación. Además de ser un sistema modular y adaptable a diferentes proyectos.

El planteamiento general para toda la planta incluye la minimización de residuos peligrosos, por ello se selecciona un tratamiento de electrodesionización para el tratamiento final del agua, que únicamente requiere energía eléctrica, en lugar de un tratamiento mediante lechos mixtos que requiere el uso de agentes químicos para la recuperación del lecho.

Analizando el consumo energético de una planta de tratamiento de agua de este tipo ($1,24 \text{ kWh/m}^3$), se estima que es inferior al consumo de una planta de desalación de agua de mar (3 kWh/m^3) por lo tanto puede resultar interesante en multitud de centrales térmicas costeras, en las que actualmente se utilizan plantas de desalación.

La legislación impide que el agua reciclada pueda utilizarse para el consumo humano, sin embargo el agua desalada si es apta, haciendo más interesante la desalación para el consumo humano y posteriormente el tratamiento del agua residual para el aporte a centrales térmicas.

Una conclusión importante de este proyecto es la posibilidad de reunir centrales térmicas y estaciones depuradoras en centros de proceso urbano. Los residuos generados en una central térmica, calor y CO_2 principalmente, pueden utilizarse para incrementar el rendimiento de estaciones depuradoras de aguas residuales (los tratamientos aerobios son óptimos a temperaturas de $25\text{-}30^\circ\text{C}$ y los tratamientos anaerobios son óptimos a temperaturas de $40\text{-}45^\circ\text{C}$). Igualmente los residuos de las estaciones depuradoras, lodos, gas de síntesis, biomasa, etc. pueden utilizarse en centrales térmicas como combustibles. Además, gran parte de los equipos necesarios en ambas actividades (tanques, equipos de bombeo, instalaciones de tratamiento de efluentes, etc.) son similares, pudiendo reducir costes de construcción y operación. Esta idea se desarrolla más ampliamente a lo largo del capítulo 4 de este proyecto.

Por último destacar la importancia que pueden tomar en un futuro próximo los tratamientos de agua y gases de escape mediante microalgas. El agua residual aporta los nutrientes requeridos por estos organismos para su crecimiento, mientras que los gases de escape aportan el carbono inorgánico a la vez que ambos flujos, de agua y de gas se purifican y se obtiene biomasa que se puede utilizar con diversos fines. Estas ventajas se exponen detalladamente en los apartados 2.3.11 y 2.5.5 del presente proyecto.



5.2. Trabajos futuros

En primer lugar es necesario realizar un análisis experimental de los coeficientes biocinéticos aplicados en el diseño del tratamiento biológico, para el caso específico. En los cálculos realizados se han utilizado valores típicos recogidos de la bibliografía, pero estos coeficientes varían en función de la zona geográfica, ya que no existirán los mismos microorganismos en dos ciudades muy distantes y las condiciones climatológicas y las propias del reactor biológico afectan a dichos coeficientes.

También debe analizarse experimentalmente el reactivo y la dosis apropiada para propiciar la coagulación-floculación de sólidos coloidales en el tanque de agua negra. Este experimento se realiza mediante un test de jarras de distintos reactivos y dosis con agua del afluente.

Una vez determinados los coeficientes biocinéticos, los reactivos y la dosis específica, se debe realizar un modelo a escala de laboratorio para determinar la capacidad de sedimentación de la zona 3 del tanque biológico y del tanque de membranas, los caudales de recirculación, entre la zona 3 y la 2, generados por la aireación y el flujo de permeado que puede obtenerse con las membranas propuestas en las condiciones dadas.

Como un posible trabajo de investigación se podría analizar la posibilidad de agregar fango estabilizado y deshidratado a la salida del reactor biológico para aumentar la sedimentabilidad y la eliminación de DBO. La biomasa estabilizada tiene gran capacidad para adsorber DBO y otros contaminantes, a su vez los flóculos serán de mayor tamaño y densidad y por lo tanto con mayor capacidad para sedimentar. Es algo que ya se utiliza en los tratamientos de fangos activos por contacto-estabilización y que quizás pueda utilizarse en combinación con otros tipos de tratamiento para mejorar el rendimiento.

Durante el análisis de los tratamientos de aguas residuales se observó un gran potencial del tratamiento de agua con microalgas. Más aún en el caso de combinar centrales térmicas y estaciones depuradoras de aguas residuales. Las algas tienen la capacidad de absorber los contaminantes del agua, así como el CO_2 y generar biomasa de alto valor, utilizando para ello energía solar. En la actualidad está cobrando una gran importancia la reducción de las emisiones de CO_2 y por lo tanto la producción de microalgas aparece como una importante vía de investigación. En varias estaciones depuradoras de aguas residuales se han utilizado reactores biológicos de microalgas, pero en su mayor parte con reactores abiertos y biomasa en suspensión. Con reactores cerrados y biomasa soportada es posible aumentar la concentración de CO_2 y mantenerla controlada, mejorar el rendimiento del tratamiento biológico y evitar los problemas habituales del tratamiento con algas, como la difícil separación de la biomasa y el agua.



6. Referencias

6.1. Libros	244
6.2. Páginas o documentos electrónicos en la red	245
6.3. Artículos técnicos	245
6.4. Proyectos fin de carrera	246
6.5. Tesis Doctorales.....	246



6.1. Libros

- [Metcalf-Eddy, 1996] - Metcalf - Eddy. “Tratamiento y Depuración de Aguas Residuales”. Barcelona. Ed. Labor, 1996.
- [Ram, 1996] - Ramalho, R.S. “Tratamiento de aguas residuales”. Barcelona. Ed. Reverté, 1996.
- [Aur, 2004] - Hernández, Aurelio, GALAN, Pedro. “Manual de depuración Uralita. Sistemas de depuración de aguas residuales en núcleos de hasta 20.000 habitantes”. Ed. Paraninfo, 2004.
- [Aur, 2001] – Hernández Muñoz, Aurelio. “Depuración y desinfección de aguas residuales”. Colegio de ingenieros de caminos, canales y puertos. 2001
- [Aur, 1997] – Hernández Muños, Aurelio. “Manual de diseño de estaciones depuradoras de aguas Residuales”. Ed. Colegio de Ingenieros de caminos, canales y puertos, servicios de publicaciones- colección Escuelas. 1997.
- [Ame, 1999] - American Water Works Association Research Foundation, Lyonnaise des Eaux, Water Research Commission of South Africa “Tratamiento del agua por procesos de membrana: principios, procesos y aplicaciones”. McGraw-Hill Interamericana de España
- [Can, 1998] - Canter, Larry W. “Manual de evaluación de impacto ambiental: Técnicas para la elaboración de estudios de impacto”. Madrid. Mc. Graw Hill, 1998.
- [Ced, 2006] - Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX). “XXIV Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras”. Centro de Estudios Hidrográficos, 2006.
- [Deg, 2001] - Traducción al español de: Degrémont. “Water treatment handbook”. Paris. Ed. Lavoisier, 2001.
- [Sun, 2000] - Dar Lin, Shun. “water and wastewater calculations manual”. Ed. Mc Graw Hill, 2000.
- [VT2, 2006] – De la Sota Rius, José. “Tratamientos avanzados de aguas residuales industriales”. Fundación para el conocimiento madri+d. 2006.
- [Iña, 2001] – Tejero, Iñaki, Suárez, Joaquín, Jácome, Alfredo, Temprano, Javier. “Introducción a la ingeniería sanitaria y ambiental”. Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.
- [Isl, 2005] Isla de Juana, Ricardo. “Proyectos de plantas de tratamiento de aguas”. Bellisco Ediciones. 2005.



6.2. Páginas o documentos electrónicos en la red

- www.madrimasd.org
- esa.un.org
- www.gewater.com
- www.absgroup.com.es
- www.endesa.com
- www.lenntech.es
- www.wikipedia.org
- www.itt.com
- www.microdyn-nadir.com
- www.huber.es
- www.veoliawater.com
- www.water.siemens.com
- www.filmtec.com
- www.grundfos.es

6.3. Artículos técnicos

- Lopetegui Garnika, Javier. “Criterios técnico-económicos para la implantación de la tecnología de biorreactores de membrana”. 2004.
- Cortacáns Torre, Juan Antonio. “Situación actual de la tecnología MBR”. 2008.
- Correa Finamore, Carolina. “constantes cinéticas en un sistema de lodos activados a escala laboratorio”. 1999.
- Lolmede Ph., Jácome A., Vidart T. y Tejero I. “Tratamiento de agua residual con elevado contenido de nitratos utilizando reactores biomembrana aireados”.



- Yáñez, Fabián. “Criterios para la selección de tratamiento de aguas residuales”. 1991.
- Jácome, Alfredo. “NUEVOS TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES BIODEGRADABLES CON REACTORES BIOMEMBRANA AUTOAIREADOS”. 2001.

6.4. Proyectos fin de carrera

- González Gálvez, Laura. “Estudio comparativo de un proceso biológico convencional y un proceso mediante biomembranas para el tratamiento de aguas residuales urbanas”. Proyecto fin de carrera. Universidad de Cádiz. 2007.
- Pérez Domínguez, Marta. “Diseño de una estación depuradora de aguas residuales en el municipio de Medina Sidonia”. Proyecto fin de carrera. Universidad de Cádiz. 2007.
- Serra, Alfonso. “Sistema de gestión del agua en una planta de energía solar”. Proyecto fin de carrera. Universidad Politécnica de Madrid. 2006.
- Rodríguez de Vicente, Marta Cecilia. “Diseño de una planta de tratamiento de agua de mar para una central térmica de ciclo combinado”. Proyecto fin de carrera. Universidad Carlos III de Madrid. 2006.

6.5. Tesis Doctorales

- Poyatos Capilla, Juan Manuel. “Biorreactores de membrana aplicados al tratamiento de aguas residuales urbanas y su influencia en la calidad del agua tratada”. Tesis doctoral, Universidad de Granada. 2007.
- Del Castillo González, Isabel. “Optimización de la eliminación de nutrientes en los circuitos de una depuradora convencional”. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid. 1995.
- Lara Borrero, Jaime Andrés. “Eliminación de nutrientes mediante procesos de membrana”. Tesis doctoral, Universidad Politécnica de Madrid. 2002.



A. Criterios de calidad de agua reciclada

A continuación se exponen los criterios de calidad para la reutilización de las aguas según su uso, que son de interés para este proyecto, obtenidos del real decreto *RD 1620/2007, de 7 de diciembre*.

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES ¹	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
1.- USOS URBANOS					
CALIDAD 1.1: RESIDENCIAL ² a) Riego de jardines privados. ³ b) Descarga de aparatos sanitarios. ³	1 huevo/10 L	0 (UFC ⁴ /100 mL)	10 mg/L	2 UNT ⁵	OTROS CONTAMINANTES ⁶ contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas ⁷ deberá asegurarse el respeto de las NCAs. ⁸ Legionella spp. 100 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización)
CALIDAD 1.2: SERVICIOS a) Riego de zonas verdes urbanas (parques, campos deportivos y similares). ⁹ b) Baldeo de calles. ⁹ c) Sistemas contra incendios. ⁹ d) Lavado industrial de vehículos. ⁹	1 huevo/10 L	200 UFC/100 mL	20 mg/L	2 UNT ⁵	

1 Considerar en todos los grupos de calidad al menos los géneros: Ancylostoma, Trichuris y Ascaris.

2 Deben someterse a controles que aseguren el correcto mantenimiento de las instalaciones.

3 Su autorización estará condicionada a la obligatoriedad de la presencia doble circuito señalizado en todos sus tramos hasta el punto de uso

4 Unidades Formadoras de Colonias.

5 Unidades Nefelométricas de Turbiedad.

6 ver el Anexo II del RD 849/1986, de 11 de abril.

7 ver Anexo IV del RD 907/2007, de 6 de julio.

8 Norma de calidad ambiental ver el artículo 245.5.a del RD 849/1986, de 11 de abril, modificado por el RD 606/2003 de 23 de mayo.

9 Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados



Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado
Anexo A. Criterios de calidad de agua reciclada

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
2.- USOS AGRICOLAS ¹					
CALIDAD 2.2 a) Riego de productos para consumo humano con sistema de aplicación de agua que no evita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles, pero el consumo no es en fresco sino con un tratamiento industrial posterior. b) Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne. c) Acuicultura.	1 huevo/10 L	1.000 UFC/100 mL Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases ² con los siguientes valores: n = 10 m = 1.000 UFC/100 MI M = 10.000 UFC/100 mL c = 3	35 mg/L	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido 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. Taenia saginata y Taenia solium: 1 huevo/L (si se riegan pastos para consumo de animales productores de carne) Es obligatorio llevar a cabo detección de patógenos Presencia/Ausencia (Salmonella, etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=10.000
CALIDAD 2.3 a) Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana. b) Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones. c) Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.	1 huevo/10 L	10.000 UFC/100 mL	35 mg/L	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido 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. Legionella spp. 100 UFC/L

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 mg/L; Arsénico: 0,1 mg/L; Berilio: 0,1 mg/L; Cadmio: 0,01 mg/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.

$$RAS(meq/L) = \frac{[Na]}{\sqrt{\frac{[Ca] + [Mg]}{2}}}$$

² Siendo n: nº 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.



Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado
Anexo A. Criterios de calidad de agua reciclada

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
3.- USOS INDUSTRIALES					
CALIDAD 3.1 ¹ a) Aguas de proceso y limpieza excepto en la industria alimentaria. b) Otros usos industriales.	No se fija límite	10.000 UFC/100 mL	35 mg/L	15 UNT	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido 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 Legionella spp.: 100 UFC/L
c) Aguas de proceso y limpieza para uso en la industria alimentaria	1 huevo/10 L	1.000 UFC/100 mL Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases ² con los siguientes valores: n = 10 m = 1.000 UFC/100 mL M = 10.000 UFC/100 mL c = 3	35 mg/L	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido 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. Legionella spp.: 100 UFC/L Es obligatorio llevar a cabo detección de patógenos Presencia/Ausencia (Salmonella, etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=10.000
CALIDAD 3.2 a) Torres de refrigeración y condensadores evaporativos.	1 huevo/10 L	Ausencia UFC/100 mL	5 mg/L	1 UNT	Legionella spp: Ausencia UFC/L Para su autorización se requerirá: - La aprobación, por la autoridad sanitaria, del Programa específico de control de las instalaciones contemplado en el Real Decreto 865/2003, de 4 de julio, por el que se establecen los criterios higiénico-sanitarios para la prevención y control de la legionelosis. - Uso exclusivamente industrial y en localizaciones que no estén ubicadas en zonas urbanas ni cerca de lugares con actividad pública o comercial.

1 Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados

2 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.





B. Balances de Agua de la central térmica



Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado

Anexo B. Balances de agua de la central térmica

CONSIDERACIONES CENTRAL TERMoeLECTRICA

1 - General

Nº de Unidades

2

El balance considerará consumos medios si no se indica otra cosa
Las unidades del balance son t/h si no se indica otra cosa.

Las condiciones ambientales o de operación del balance son:

T (°C)	35
HR (%)	34,3

	Dato de partida
	Hipótesis
	Resultado

2 - Agua de aporte a la Central/Pretratamiento de agua

El aporte a la central es agua residual urbana

Se tiene en cuenta análisis de agua proporcionado por especificaciones del área química y de protección ambiental, 7.9

Se obtiene agua filtrada para servicios, potabilización y alimentación a desmineralización

Se considera una conversión del pretratamiento del

99,00%

(estimado)

Se considera una conversión del tratamiento biológico del

98,00%

(estimado)

Considerando que el fango sale del pretratamiento con 4% sequedad, el fango seco es =

4 %

El fango a la salida de deshidratación, con sequedad del 50% =

8 %

Por tanto, se considera que al contenedor de fangos se destina

8,00%

(estimado)

3a - Planta de tratamiento de agua: OI + EDI

Calidad agua desmineralizada:

Se considera una conversión de la Osmosis Inversa (para las 2 etapas)

72,00%

Se considera una conversión de EDI del

90,00%

Conversión de la Planta de Tratamiento de Agua (OI + EDI) mínimo

64,80%

Conversión con recirculación EDI

69,83%

La desmineralización son 2 trenes del 100%:

7,5

t/h c/u

15

t/h

Para lavado campo solar (punto 7.3.8.11)=

0,66

l/s

2,4

t/h

CAPACIDAD DE LA DESMINERALIZACIÓN =

14,500

t/h

4 - Consumo de agua Potable

Consumo individual

150

l/persona/día (estimado)

Total personas

32

(Sección 7.3.18 del documento Criterios de diseño del área química y de protección ambiental)

Consumo prorrateado

0,20

t/h

Caudal punta agua potable

4,5

(estimado, 1 ducha de emergencia)

Caudal duchas (operación normal)

0,00

t/h

5 - Agua de servicios

Se estima un consumo de agua de servicios de

0,10

t/h por Grupo

(5 mangueros/grupo, 10min a 2,5 m³/h, manguera 1" a 1,5m/s)

0,20

t/h total

Aporte PCI (operación normal)

0,00

t/h

ASEOS con agua de servicios

Consumo individual

150

l/persona/día (estimado)

Total personas

32

(Sección 7.3.18 del documento Criterios de diseño del área química y de protección ambiental)

Consumo prorrateado

0,20

t/h

Limpiieza membranas

1 lavado de 3 min cada 60 min al 150% del caudal

0,70

m³/h

de extracción del agua

6 - Capacidad de almacenamiento de agua de servicios

PCI

Total reserva PCI

1000

m³

Capacidad del tanque

1960

m³

Autonomía tanque (operación diseño)

1,86

días

Autonomía tanque (operación normal)

3,03

días

7 - Vertidos

Se ha estimado que el

85%

del agua de servicios termina en la red de aceitosos.

En operación normal se considera

0,00

m³/h de pluviales contaminadas

8 - Ciclo

Calderas

2

Operación normal

Purga de caldera (dato del balance termico)

4,16

t/h

Pérdidas del sistema (0,75% caudal condensado)

3,47

t/h

Aporte normal

7,63

t/h

Operación de diseño

Purga de caldera (1 caldera purga max, 1 normal)

12,48

t/h

Pérdidas del sistema (1 caldera purga max, 1 normal)

4,05

t/h

Aporte diseño

16,53

t/h

Caudal máximo continuo

Purga de caldera (5% producción de vapor)

20,80

t/h

Pérdidas del sistema (1% caudal condensado)

4,62

t/h

Aporte continuo máximo

25,42

t/h

Caudal máximo

Purga de caldera (1 caldera arranque, 1 purga máxima)

54,08

t/h

Pérdidas del sistema (1% caudal condensado)

4,62

t/h

Aporte continuo máximo

58,70

t/h



Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado Anexo B. Balances de agua de la central térmica

REQUISITOS FINALES DEL CLIENTE

		t/h
Consumo HRSG	2,50% del flujo de condensado	11,56
Pérdidas del sistema	1% del flujo de condensado	4,624

9 - Capacidad de almacenamiento de Agua Desmineralizada

Capacidad tanque agua desmineralizada 1.704 m³

Operación normal

Caudal aporte	7,63 t/h
Producción (ningun tren en funcionamiento)	0,00 t/h
Lavado paneles solares	2,40 t/h
Capacidad de almacenamiento	7,08 días

Operación diseño

Caudal aporte	12,48 t/h
Producción (1 tren en funcionamiento)	7,50 t/h
Capacidad de almacenamiento	14,26 días

1 Caldera en Arranque

Caudal aporte	49,81 t/h
Producción (ningun tren en funcionamiento)	0,00 t/h
Capacidad de almacenamiento	1,43 días

1 Caldera en Arranque (1 caldera 5% de purga, 1 caldera 21% purga)

Caudal aporte	58,70 t/h
Producción (1 tren en funcionamiento)	7,50 t/h
Capacidad de almacenamiento	1,39 días

10 - Planta Solar

Aporte condensado	50,00 t/h
Aporte Vapor al ciclo	50,00 t/h



CÁLCULO COEFICIENTES FLASHING Y CAUDALES DE AGUA Y ENERGÍA RECUPERADA CON DIFERENTES CONFIGURACIONES

CASO 1. RECUPERACIÓN A CALDERÍN DE BAJA PRESIÓN

1. Datos de partida:

Como condiciones de la purga continua se van a considerar los valores dados por el DBD (1% del caudal entrante en el calderín de AP y MP).

Las condiciones de P, T, h y Q de la purga continua de MP y AP son las siguientes:

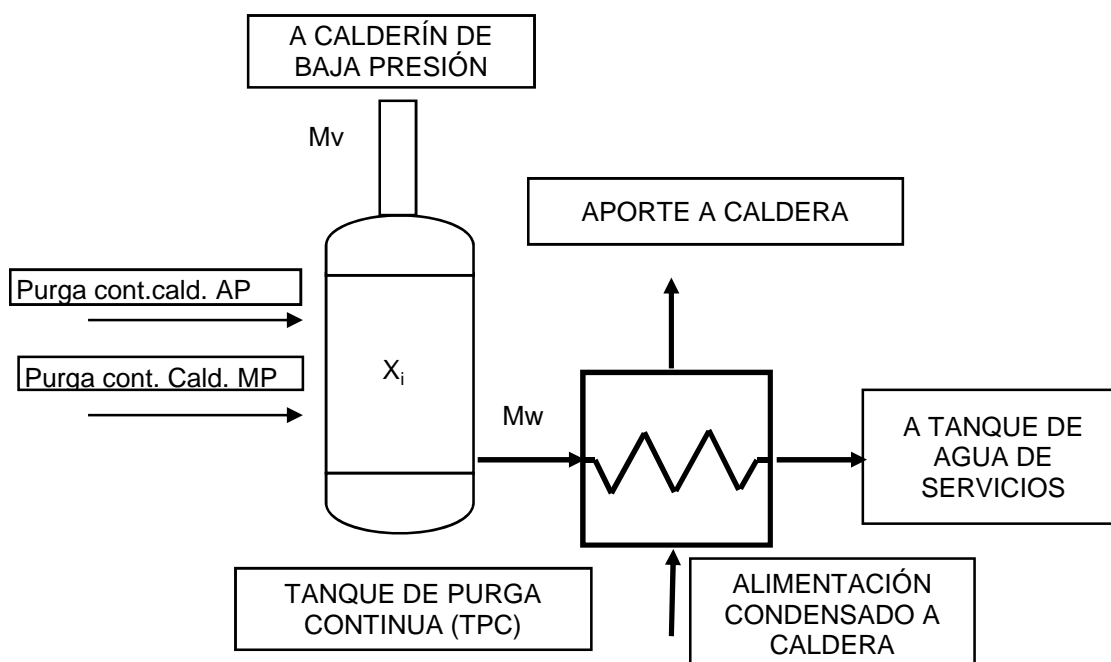
	P(bara)	Tª (°C)	h (kJ/kg)	Q normal(t/h)	Q diseño(t/h)
Purga continua de AP	122,46	326,20	1501,05	3,67	11,01
Purga continua de MP	29,33	232,59	1001,99	0,49	1,47

Potencia térmica de la purga-normal		
Pperd	1392,84	kW
Potencia térmica de la purga-diseño		
Pperd	4178,52	kW
Precio gas		
	1,42	c€/kWh
Horas fun.		
	4000,00	h/año

P TPC =	5,50	bara
T =	155,47	°C
PCAP =	3,67	t/h
PCMP =	0,49	t/h
hliqsatTPC =	655,80	kJ/kg
hvapsatTPC =	2751,70	kJ/kg

Pcond =	0,17	bara
T =	56,61	°C
hliqsatTPC =	236,92	kJ/kg
hvapsatTPC =	2603,80	kJ/kg

2. Cálculo del coeficiente de flashing (Xi):





El balance en el tanque purga es el siguiente:

$$PCAP \cdot h_{PCAP} + PCMP \cdot h_{PCMP} = (PCAP + PCMP) \cdot x_1 \cdot h_{vapsatTPC} + (PCAP + PCMP)(1 - x_1) \cdot h_{liqsatTPC}$$

$$x_1 = 0,38$$

$$x_{i2} = 0,18$$

3. Cálculo de caudales

$$M_w = (1 - x_i) \cdot (PCAP + PCMP)$$

$$M_{vapor} = (x_i) \cdot (PCAP + PCMP)$$

Purga normal

M _w =	2,60	t/h
M _{vapor} =	1,56	t/h

Purga diseño

M _w =	7,80	t/h
M _{vapor} =	4,68	t/h

5. Potencia recuperada por el intercambiador

Purga normal

Prec	302,41	kW
Δcostes	17.177	€/año
	429.417	€/vida util

Purga diseño

Prec	907,22	kW
Δcostes	51.530	€/año
	1.288.250	€/vida util

4. Potencia recuperada en el ciclo

Purga normal

Prec	1090,43	kW
Prec	78,29	%
Δcostes	61.937	€/año
	1.548.416	€/vida util

Purga diseño

Prec	3271,30	kW
Prec	78,29	%
Δcostes	185.810	€/año
	4.645.249	€/vida util

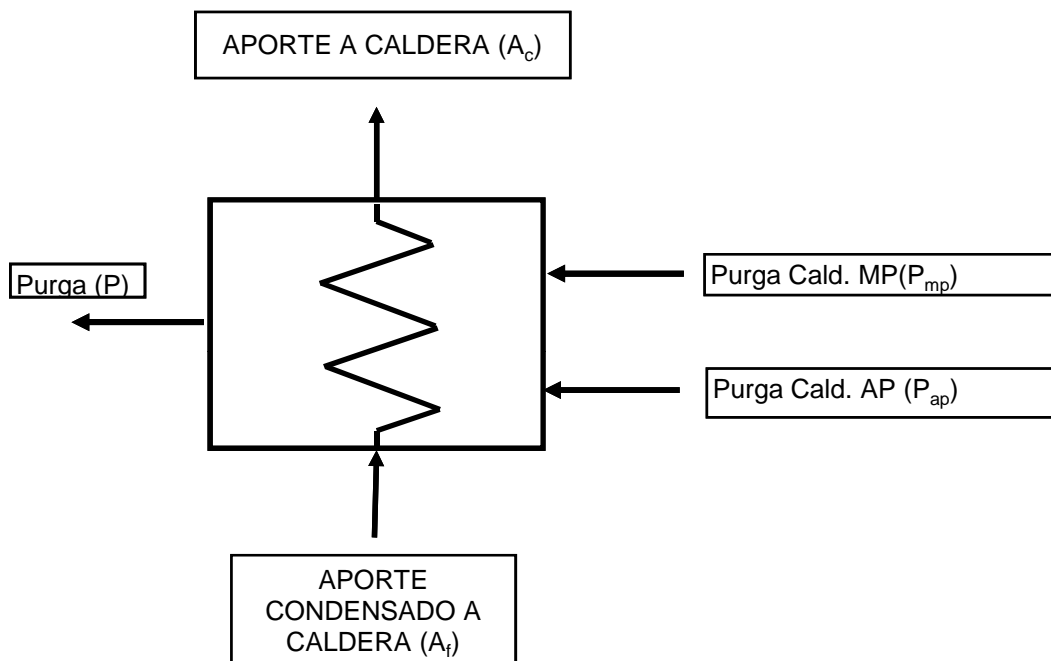


CASO 2. INTERCAMBIADOR RECUPERADOR DE CALOR DE PURGA

1. Datos de partida:

	P(bara)	Tª (°C)	h (kJ/kg)	Q normal(t/h)	Q diseño(t/h)
Purga continua de AP	122,46	326,20	1501,05	3,67	11,01
Purga continua de MP	29,33	232,59	1001,99	0,49	1,47
Condensado	5,08	57,00	238,53	462,4	462,4
Purga salida intercambiador	25,00	73,00	307,54	0	0

2. Cálculo de energía recuperada:



El balance en el intercambiador:

$$Q_{rec} = M_{Pmp} * h_{Pmp} + M_{Pap} * h_{Pap} - (M_{Pmp} + M_{Pap}) h_P = M_A * (h_{Ac} - h_{Af})$$

Calor recuperado =	1311,24	kW
haa =	248,74	kJ/kg
T agua alimentación =	59,34	°C
Δcostes =	74.478	€/año
	1.861.957	€/vida util



CASO 3. APOORTE A DESTILADOR MED, recuperación final de vapor en calderín de baja

Suponemos que el destilador MED trabaja con saltos térmicos de 15°C entre cada paso y un rendimiento de un 90% en cada paso (este rendimiento tiene en cuenta que se utiliza una formulación muy simplificada), el último paso debe ser a P mayor que la del calderín de baja (5,15), para poder utilizarlo.

ΔT	15,00	°C
rendimiento	90,0	%

1. Datos de partida:

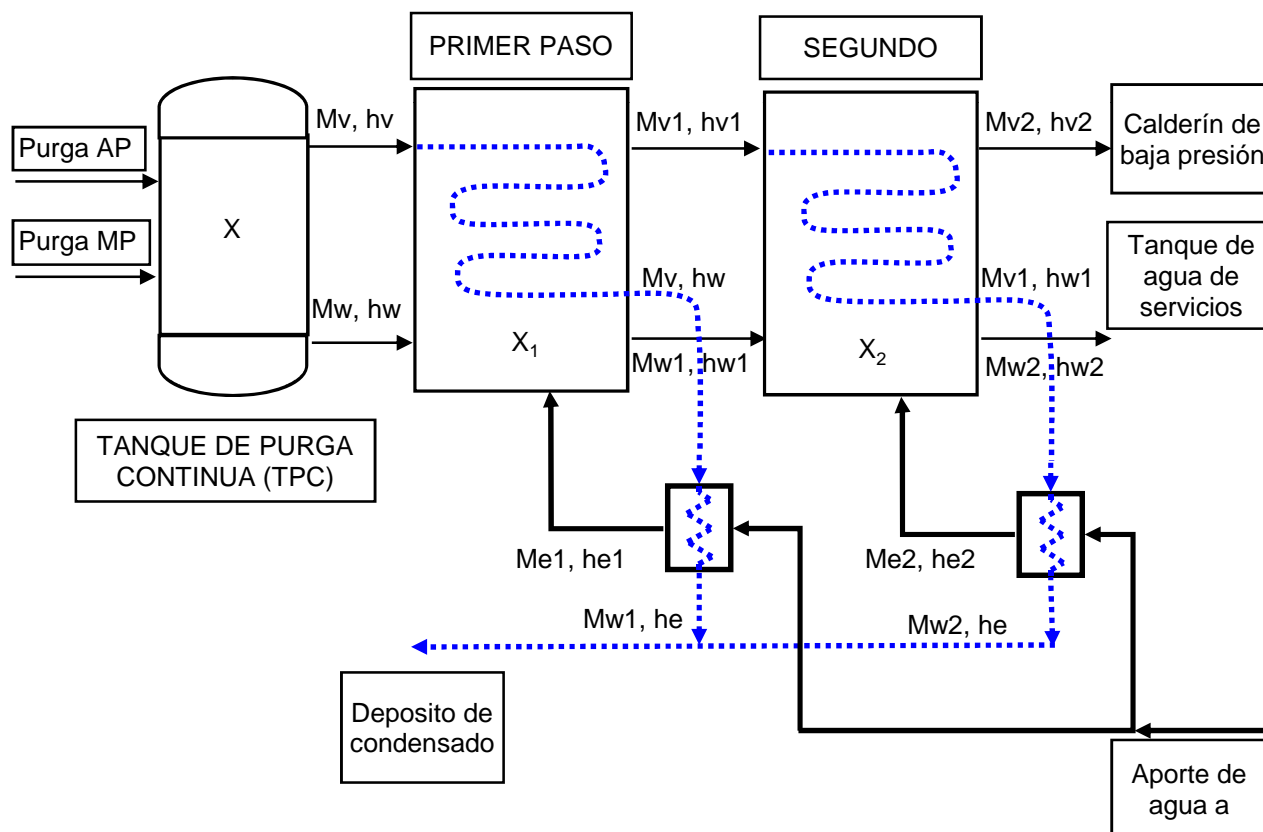
1 purga normal, 2 purga máxima
2

Aporte destilador

P TPC =	16,00	bara
T =	201,4	°C
M _{PAP}	7,34	t/h
M _{PMP}	0,98	t/h
h _w	858,56	kJ/kg
h _v	2791,75	kJ/kg
h _l	1933,19	kJ/kg

P _{cond} =	0,17	bara
T =	56,61	°C
h _{liqsatcond}	236,92	kJ/kg
h _{vapsatcond}	2603,80	kJ/kg

2. Cálculo de los balances:



El balance en el tanque de purga es el siguiente:

$$M_{PAP} \cdot h_{PAP} + M_{PMP} \cdot h_{PMP} = (M_{PAP} + M_{PMP}) \cdot (X \cdot h_v + (1 - X) \cdot h_w)$$

El balance en el primer paso de destilación es el siguiente:

$$M_v \cdot h_v + M_w \cdot h_w = (M_v + M_w) \cdot (X_1 \cdot h_{v1} + (1 - X_1) \cdot h_{w1})$$

$$M_{e1} = M_v, \quad h_{e1} = h_w$$

El balance en el segundo paso de destilación es el siguiente:

$$M_{v1} \cdot h_{v1} + M_{w1} \cdot h_{w1} = (M_{v1} + M_{w1}) \cdot (X_2 \cdot h_{v2} + (1 - X_2) \cdot h_{w2})$$

$$M_{e2} = M_{v1}, \quad h_{e2} = h_{w1}$$



El balance en el tercer paso de destilación es el siguiente:

$$Me3=Mv2, he3=hw2$$

$$Mv2*hv2+Mw2*hw2=(Mv2+Mw2)*(X3*hv3+(1-X3)*hw3)$$

(Queremos aportar el vapor sobrante al calderín de baja presión, por lo tanto el ultimo paso solo se utilizará si se dispone de suficiente presión en el)

Tanque de purga

P TPC =	16,00	bara
T =	201,4	°C
M _{PAP}	7,34	t/h
M _{PMP}	0,98	t/h
h _w	858,56	kJ/kg
h _v	2791,75	kJ/kg
h _l	1933,19	kJ/kg
X =	0,272	
Mv =	2,26	t/h
Mw =	6,06	t/h

Primer paso

P P1 =	11,58	bara
T1 =	186,4	°C
Mv =	2,26	t/h
Mw =	6,059	t/h
h _{w1}	791,36	kJ/kg
h _{v1}	2781,51	kJ/kg
h _{l1}	1990,15	kJ/kg
X1 =	0,268	
Mv1 =	2,23	t/h
Mw1 =	6,09	t/h

Segundo paso

PP2 =	8,19	bara
T2 =	171,4	°C
Mv1 =	2,23	t/h
Mw1 =	6,091	t/h
h _{w2}	725,13	kJ/kg
h _{v2}	2768,39	kJ/kg
h _{l2}	2043,26	kJ/kg
X2 =	0,264	
Mv2 =	2,20	t/h
Mw2 =	6,12	t/h

Tercer paso

PP3 =	5,63	bara
T3 =	156,4	°C
Mv2 =	2,20	t/h
Mw2 =	6,123	t/h
h _{w3}	659,72	kJ/kg
h _{v3}	2752,72	kJ/kg
h _{l3}	2093,00	kJ/kg
X3 =	0,260	
Mv3 =	2,16	t/h
Mw3 =	6,16	t/h

3. Cálculo de caudales

Caudal de agua destilada producido

$$Q_w = Mv + Mv1 + Mv2$$

$$Q = 6,69 \text{ t/h}$$

Caudal de vapor a calderín de baja

$$Q_{v2} \text{ o } Q_{v3}$$

$$Q = 2,16 \text{ t/h}$$

Caudal de agua aportada

$$Q_w = Me1 + Me2 = Mv + Mv1 + Mv2$$

$$Q = 6,69 \text{ t/h}$$

Caudal de agua para reciclar

$$Q_{wr} = Mw2 \text{ o } Mw3$$

$$Q = 6,16 \text{ t/h}$$

4. Potencia recuperada en el ciclo

Purga normal

$$Prec = Mv2*hv2 \text{ o } Mv3*hv3$$

$$Prec = 827,49 \text{ kW}$$

$$Prec = 59,41 \%$$

$$\Delta \text{costes} = 47.001 \text{ €/año}$$

$$1.175.036 \text{ €/vida util}$$

Purga de diseño

$$Prec = Mv2*hv2 \text{ o } Mv3*hv3$$

$$Prec = 1654,97 \text{ kW}$$

$$Prec = 39,61 \%$$

$$\Delta \text{costes} = 94.003 \text{ €/año}$$

$$2.350.063 \text{ €/vida util}$$

5. Potencia recuperada en el intercambiador

$$Prec2 = Mw2*(hw2-hwc) \text{ o } Mw3*(hw3-hwc)$$

$$Prec = 361,47 \text{ kW}$$

$$Prec = 25,95 \%$$

$$\Delta \text{costes} = 20.531 \text{ €/año}$$

$$513.287 \text{ €/vida util}$$

$$Prec2 = Mw2*(hw2-hwc) \text{ o } Mw3*(hw3-hwc)$$

$$Prec = 722,94 \text{ kW}$$

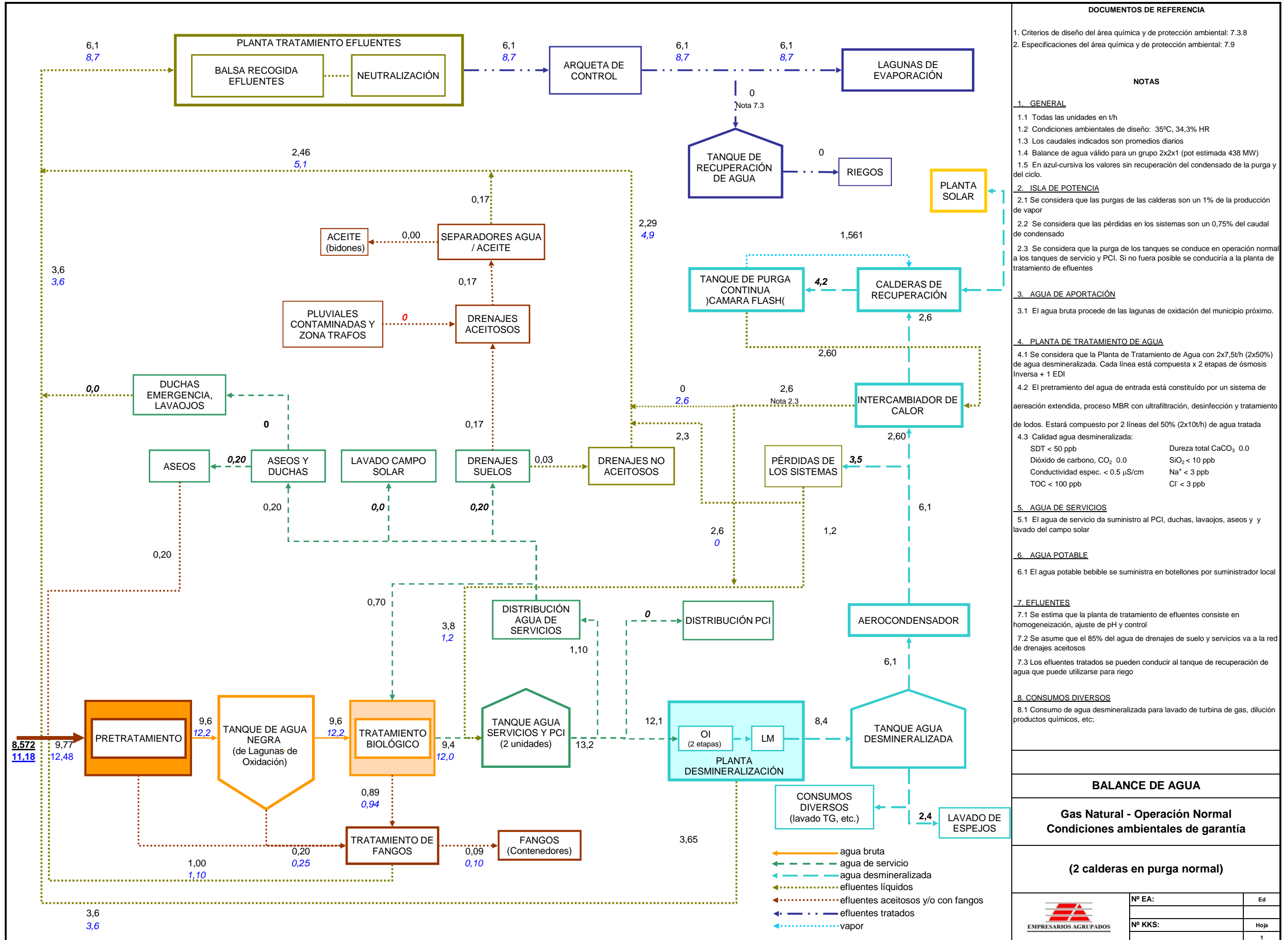
$$Prec = 17,30 \%$$

$$\Delta \text{costes} = 41.063 \text{ €/año}$$

$$1.026.569 \text{ €/vida util}$$

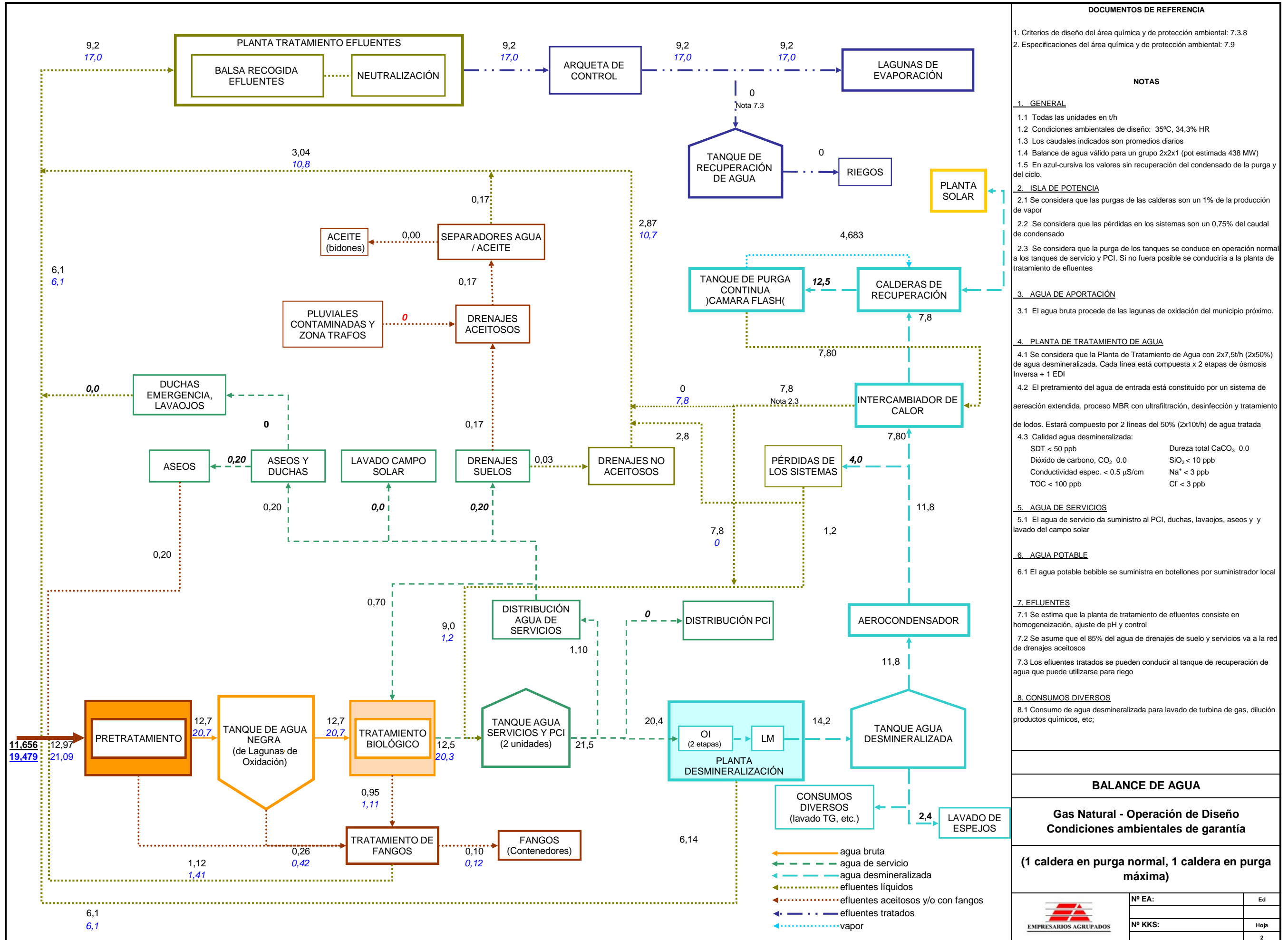


Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado
Anexo B. Balances de agua de la central térmica



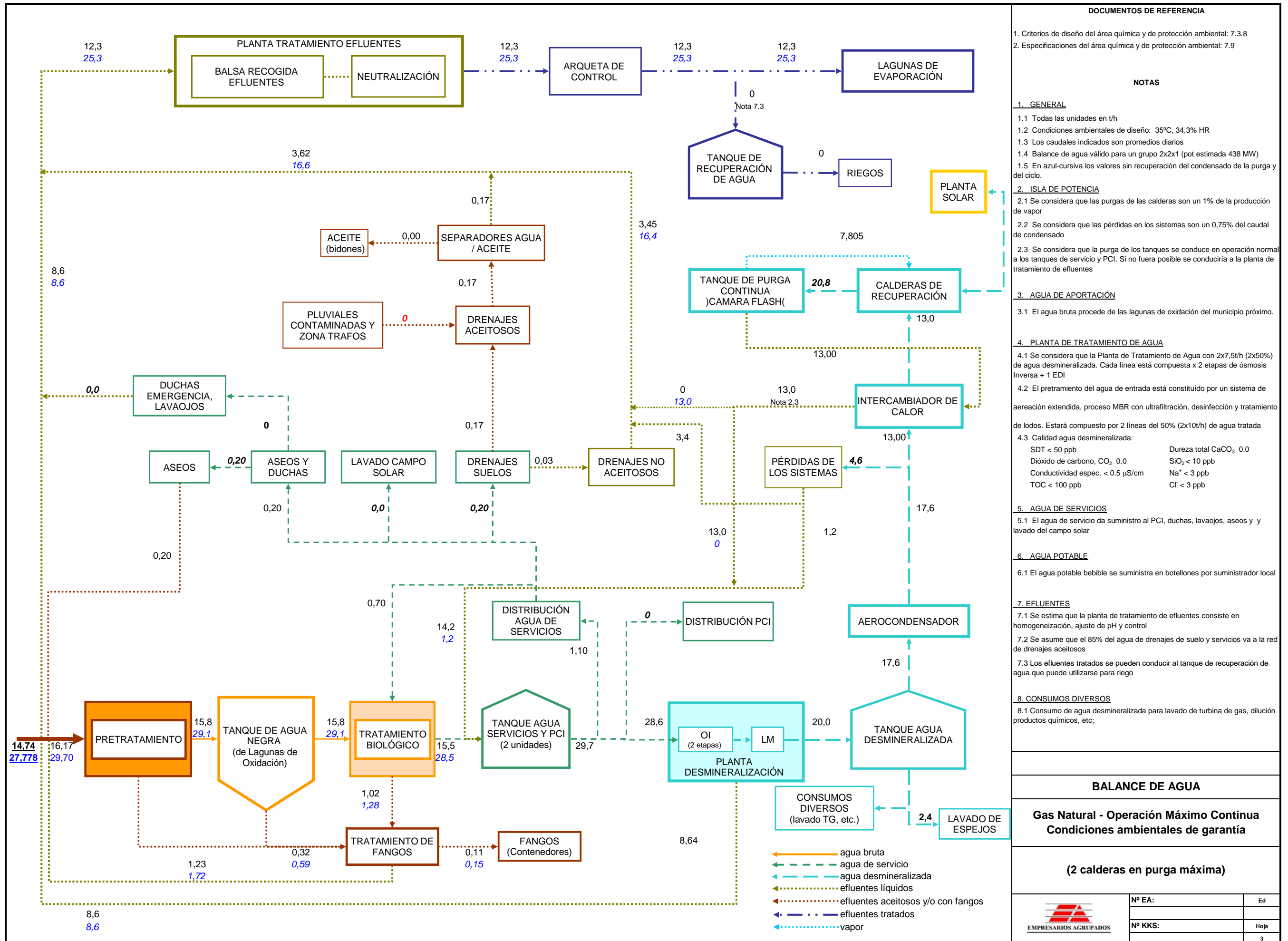


Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado
Anexo B. Balances de agua de la central térmica



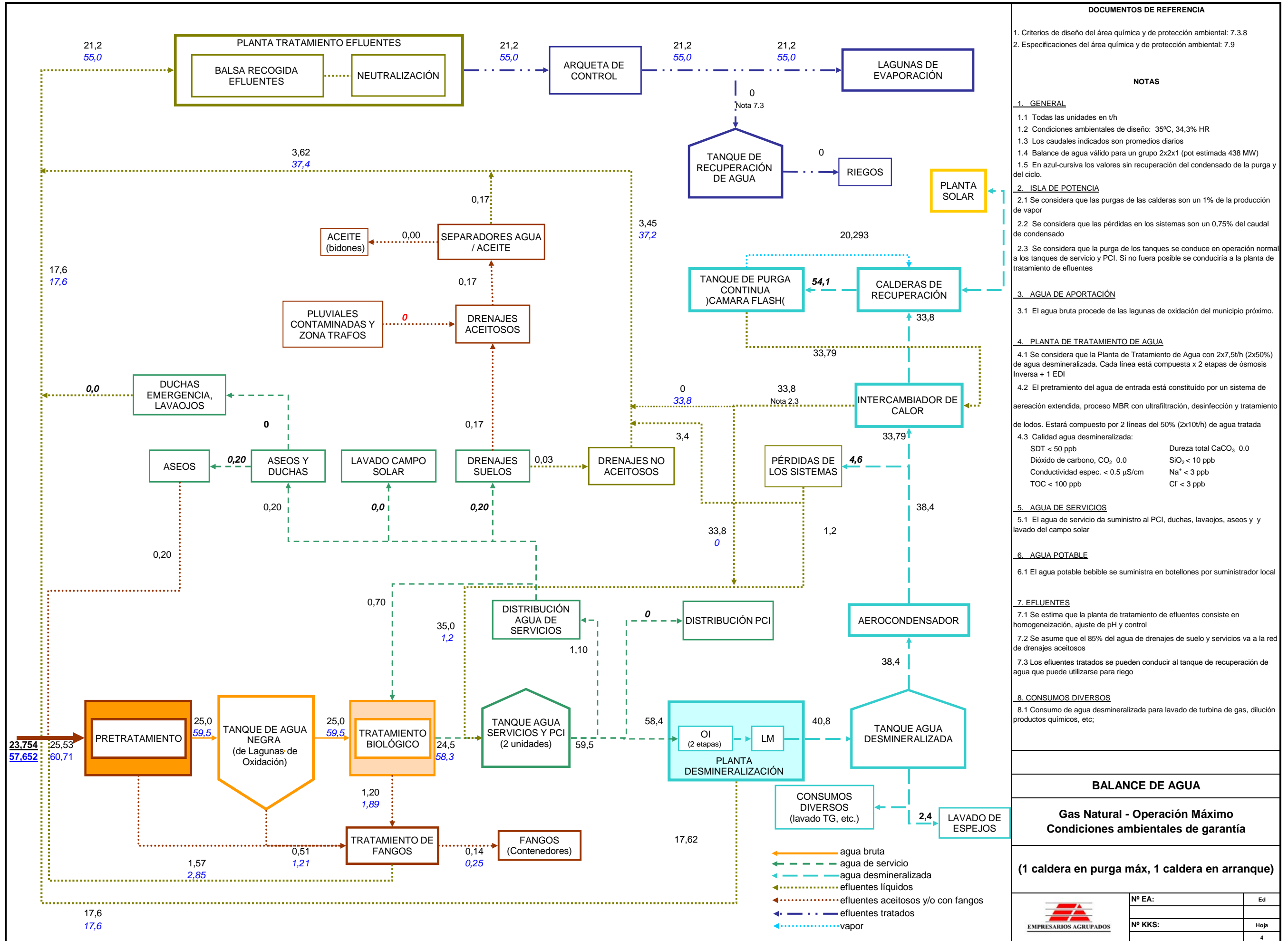


Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado
Anexo B. Balances de agua de la central térmica



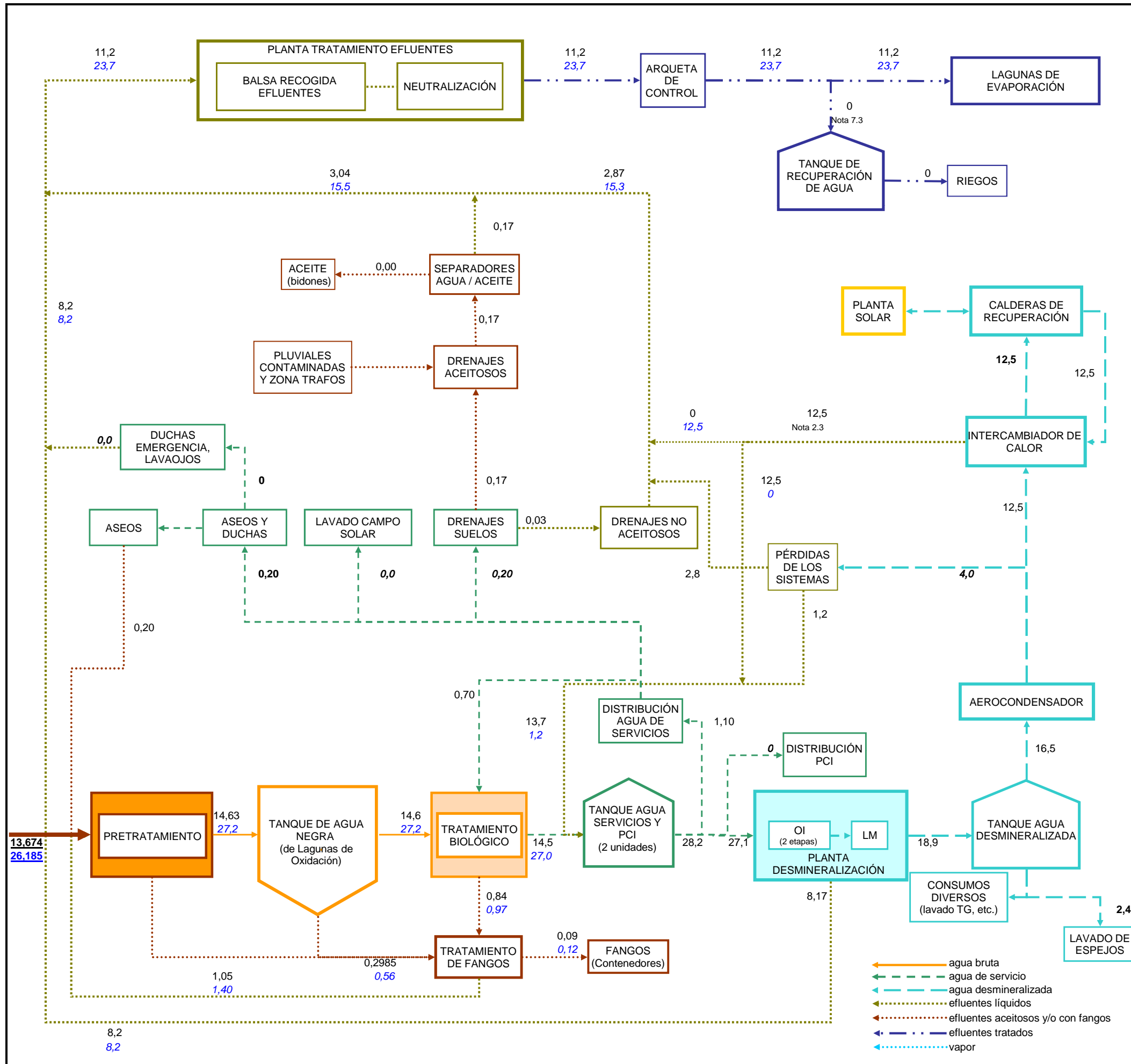


Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado
Anexo B. Balances de agua de la central térmica





Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado
Anexo B. Balances de agua de la central térmica



DOCUMENTOS DE REFERENCIA	
1. Criterios de diseño del área química y de protección ambiental: 7.3.8	
2. Especificaciones del área química y de protección ambiental: 7.9	
NOTAS	
1. GENERAL	
1.1 Todas las unidades en t/h	
1.2 Condiciones ambientales de diseño: 35°C, 34,3% HR	
1.3 Los caudales indicados son promedios diarios	
1.4 Balance de agua válido para un grupo 2x2x1 (pot estimada 438 MW)	
1.5 En azul-cursiva los valores sin recuperación del condensado de la purga y del ciclo.	
2. ISLA DE POTENCIA	
2.1 Se considera que las purgas de caldera son un 1% del flujo de condensado a un HRSG y un 5% del flujo de condensado al otro.	
2.2 Se considera que las pérdidas en los sistemas son un 0,75% del caudal de condensado en un HRSG y un 1% del caudal al otro.	
2.3 Se considera que la purga de los tanques se conduce en operación normal a los tanques de servicio y PCI. Si no fuera posible se conduciría a la planta de tratamiento de efluentes	
3. AGUA DE APORTACIÓN	
3.1 El agua bruta procede de las lagunas de oxidación del municipio próximo.	
4. PLANTA DE TRATAMIENTO DE AGUA	
4.1 Se considera que la Planta de Tratamiento de Agua con 2x7,5t/h (2x50%) de agua desmineralizada. Cada línea está compuesta x 2 etapas de ósmosis Inversa + 1 EDI	
4.2 El pretratamiento del agua de entrada está constituido por un sistema de aereación extendida, proceso MBR con ultrafiltración, desinfección y tratamiento de lodos. Estará compuesto por 2 líneas del 50% (2x10t/h) de agua tratada	
4.3 Calidad agua desmineralizada:	
SDT < 50 ppb	Dureza total CaCO ₃ 0.0
Dióxido de carbono, CO ₂ 0.0	SiO ₂ < 10 ppb
Conductividad espec. < 0.5 µS/cm	Na ⁺ < 3 ppb
TOC < 100 ppb	Cl ⁻ < 3 ppb
5. AGUA DE SERVICIOS	
5.1 El agua de servicio da suministro al PCI, duchas, lavajojos, aseos y lavado del campo solar	
6. AGUA POTABLE	
6.1 El agua potable bebible se suministra en botellones por suministrador local	
7. EFLUENTES	
7.1 Se estima que la planta de tratamiento de efluentes consiste en homogeneización, ajuste de pH y control	
7.2 Se asume que el 85% del agua de drenajes de suelo y servicios va a la red de drenajes aceitosos	
7.3 Los efluentes tratados se pueden conducir al tanque de recuperación de agua que puede utilizarse para riego	
8. CONSUMOS DIVERSOS	
8.1 Consumo de agua desmineralizada para lavado de turbina de gas, dilución productos químicos, etc.	
BALANCE DE AGUA	
Gas Natural - Operación Diseño	
Condiciones ambientales de garantía	
(1 caldera en purga normal, 1 caldera en purga máxima) INTERCAMBIADOR DE CALOR	
	Nº EA:
	Ed
	Nº KKS:
	Hoja
	6



C. Diagramas de selección de tratamientos

Anexo C. Diagramas de selección de tratamientos

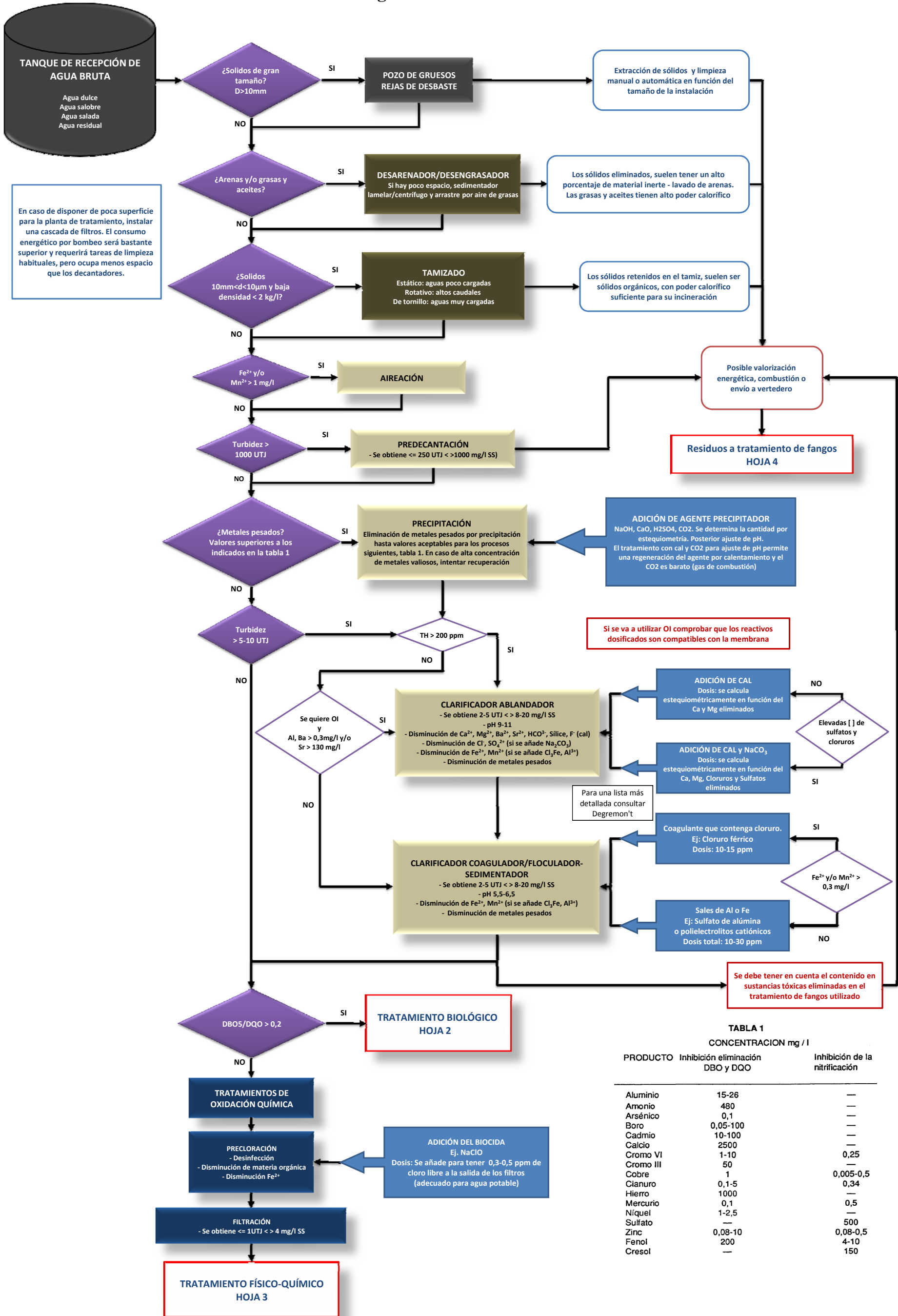
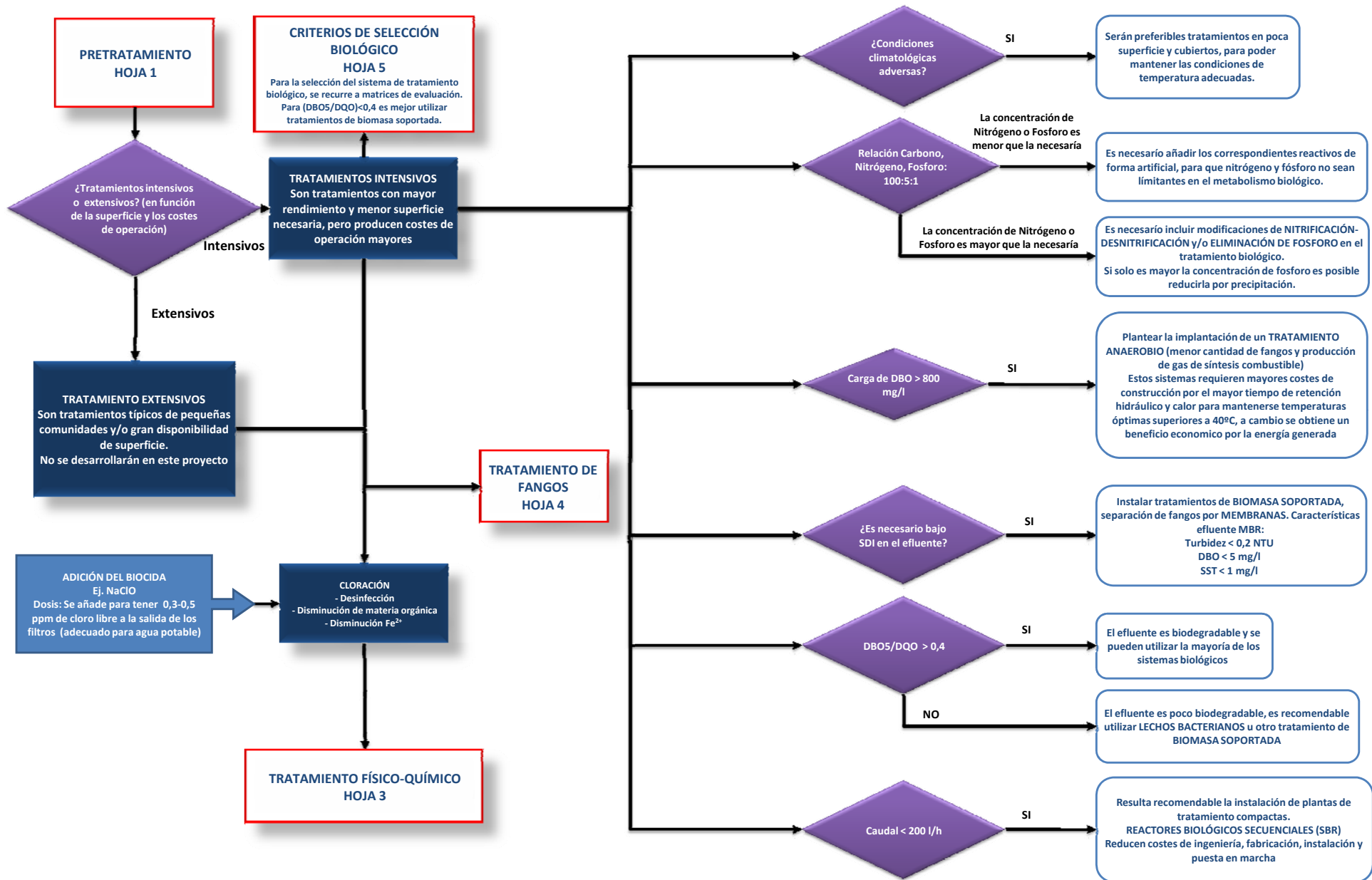


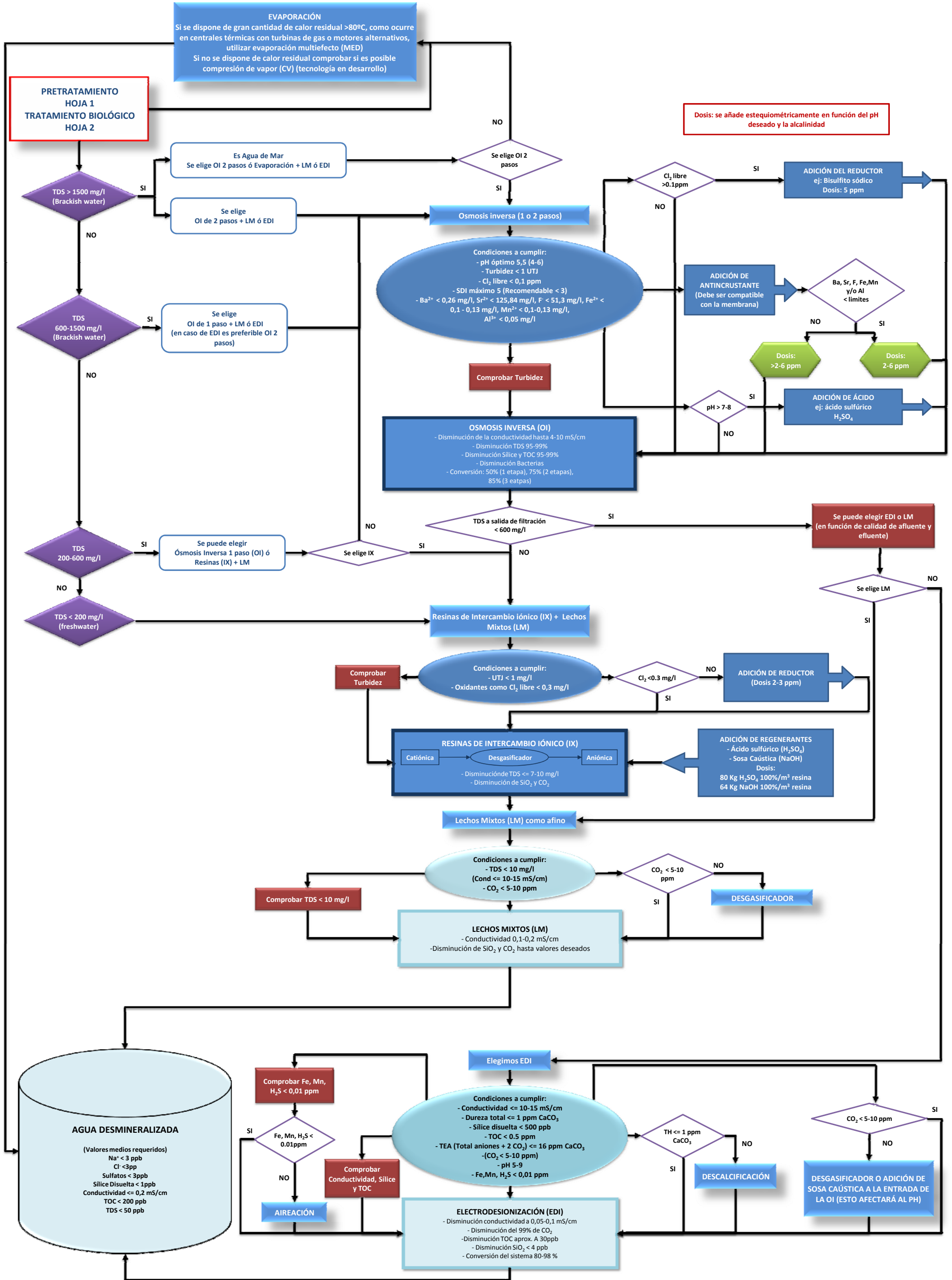
TABLA 1
 CONCENTRACION mg / l

PRODUCTO	Inhibición eliminación DBO y DQO	Inhibición de la nitrificación
Aluminio	15-26	—
Amonio	480	—
Arsénico	0,1	—
Boro	0,05-100	—
Cadmio	10-100	—
Calcio	2500	—
Cromo VI	1-10	0,25
Cromo III	50	—
Cobre	1	0,005-0,5
Cianuro	0,1-5	0,34
Hierro	1000	—
Mercurio	0,1	0,5
Níquel	1-2,5	—
Sulfato	—	500
Zinc	0,08-10	0,08-0,5
Fenol	200	4-10
Cresol	—	150

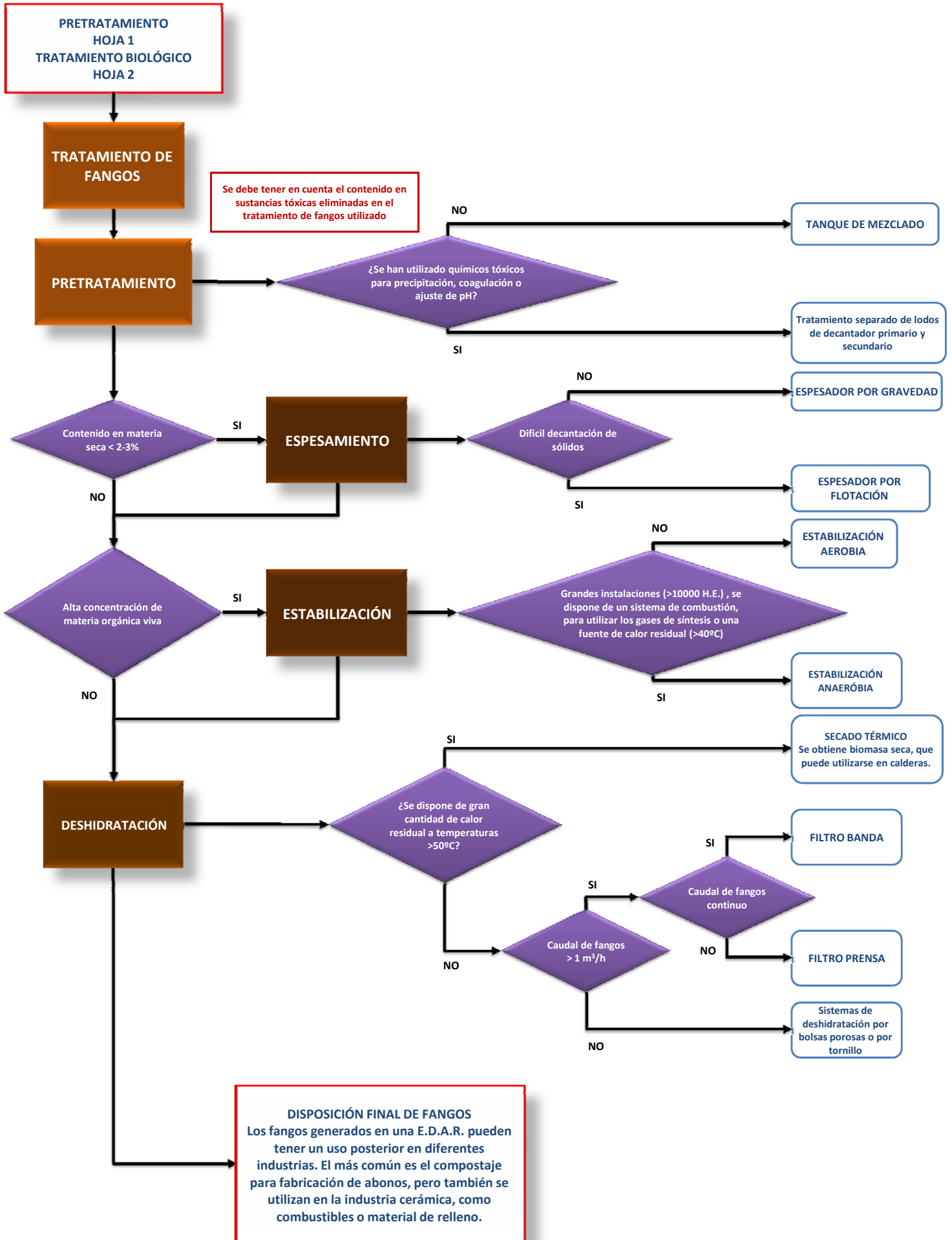
Anexo C. Diagramas de selección de tratamientos



Anexo C. Diagramas de selección de tratamientos



Anexo C. Diagramas de selección de tratamientos



Anexo C. Diagramas de selección de tratamientos

Criterios de selección del tratamiento biológico

Criterio a ponderar	Ponderación (1-5)	Máximo
Superficie necesaria	3	30
Simplicidad de construcción	4	40
Mantenimiento y explotación	5	50
Coste de construcción	3	30
Costes de explotación y mantenimiento	4	40
Rendimiento eliminación DBO	5	50
Estabilidad	5	50
Capacidad de adaptación	4	40
Rendimiento eliminación Sólidos	5	50
Producción de fangos	2	20
Total		400

Lodos activos + decantador

Criterio a valorar	Valor (1-10)	Ponderación	Final
Superficie necesaria	7	3	21
Simplicidad de construcción	8	4	32
Mantenimiento y explotación	8	5	40
Coste de construcción	8	3	24
Costes de explotación y mantenimiento	5	4	20
Rendimiento eliminación DBO	8	5	40
Estabilidad	5	5	25
Capacidad de adaptación	6	4	24
Rendimiento eliminación Sólidos	6	5	30
Producción de fangos	4	2	8
Total			264
Nota sobre 10			6,60

Filtro percolador

Criterio a valorar	Valor (1-10)	Ponderación	Final
Superficie necesaria	7	3	21
Simplicidad de construcción	7	4	28
Mantenimiento y explotación	10	5	50
Coste de construcción	6	3	18
Costes de explotación y mantenimiento	9	4	36
Rendimiento eliminación DBO	6	5	30
Estabilidad	7	5	35
Capacidad de adaptación	5	4	20
Rendimiento eliminación Sólidos	8	5	40
Producción de fangos	8	2	16
Total			294
Nota sobre 10			7,35

Lodos activos + MBR

Criterio a valorar	Valor (1-10)	Ponderación	Final
Superficie necesaria	10	3	30
Simplicidad de construcción	9	4	36
Mantenimiento y explotación	6	5	30
Coste de construcción	5	3	15
Costes de explotación y mantenimiento	4	4	16
Rendimiento eliminación DBO	9	5	45
Estabilidad	8	5	40
Capacidad de adaptación	9	4	36
Rendimiento eliminación Sólidos	10	5	50
Producción de fangos	7	2	14
Total			312
Nota sobre 10			7,80

Fotobiorreactores

Criterio a valorar	Valor (1-10)	Ponderación	Final
Superficie necesaria	6	3	18
Simplicidad de construcción	5	4	20
Mantenimiento y explotación	7	5	35
Coste de construcción	5	3	15
Costes de explotación y mantenimiento	7	4	28
Rendimiento eliminación DBO	10	5	50
Estabilidad	9	5	45
Capacidad de adaptación	8	4	32
Rendimiento eliminación Sólidos	9	5	45
Producción de fangos	9	2	18
Total			306
Nota sobre 10			7,65

CBR

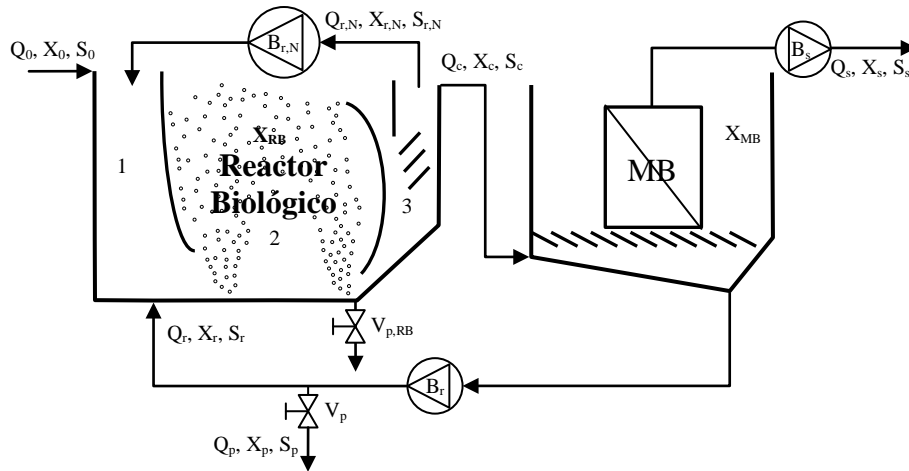
Criterio a valorar	Valor (1-10)	Ponderación	Final
Superficie necesaria	8	3	24
Simplicidad de construcción	6	4	24
Mantenimiento y explotación	5	5	25
Coste de construcción	7	3	21
Costes de explotación y mantenimiento	7	4	28
Rendimientos	8	5	40
Estabilidad	7	5	35
Capacidad de adaptación	7	4	28
Rendimiento eliminación Sólidos	7	5	35
Producción de fangos	8	2	16
Total			276
Nota sobre 10			6,90



D. Diseño de tratamiento biológico

D.1. Dimensionado del reactor biológico.....	273
D.1.1. Volumen del reactor de aireación, DBO en el efluente y producción de fangos en exceso	273
D.1.1.1. Parámetros de partida	273
D.1.1.2. Procedimiento de cálculo	273
D.1.1.3. Resultados	277
D.1.2. Desnitrificación.....	277
D.1.2.1. Parámetros de entrada	277
D.1.2.2. Procedimiento de cálculo	278
D.1.2.3. Resultados	279
D.1.3. Zona de decantación	279
D.1.3.1. Parámetros de entrada	279
D.1.3.2. Procedimiento de cálculo	280
D.1.3.3. Resultados	280
D.1.4. Necesidad de oxígeno	280
D.1.4.1. Parámetros de partida	280
D.1.4.2. Procedimiento de cálculo	280
D.1.4.3. Resultados	283
D.1.5. Caudal de aire y potencia del compresor	283
D.1.5.1. Parámetros de partida	283
D.1.5.2. Procedimiento de cálculo	283
D.1.5.3. Resultados	284
D.2. Dimensionado del sistema de membranas	285
D.2.1. Área necesaria y dimensiones del tanque.....	285
D.2.1.1. Datos de entrada.....	285
D.2.1.2. Procedimiento de cálculo	285
D.2.1.3. Resultados	285
D.2.2. Bomba de vacío.....	286
D.2.2.1. Datos de entrada.....	286
D.2.2.2. Procedimiento de cálculo	286
D.2.2.3. Resultados	287

Determinación de caudales



Comparando los caudales de entrada y salida del tratamiento biológico, se obtiene la expresión siguiente:

$$Q_s = Q_0 - Q_p \text{ [Ecuación D-1]}$$

Igualmente del balance de caudal en el tanque de membranas se obtiene la siguiente expresión:

$$Q_c = Q_s + Q_p + Q_r \Rightarrow Q_c = Q_0 + Q_r \text{ [Ecuación D-2]}$$

Como parámetros preliminares para el diseño del sistema se toman los siguientes valores:

$$\begin{aligned} Q_p &= 1\% Q_0 \\ X_{RB} &= 15.000 \text{ mg/l} \\ X_r &= 20.000 \text{ mg/l} \\ X_c &= 50\% X_{RB} \end{aligned}$$

Para obtener el caudal de recirculación del tratamiento durante la operación se realiza el balance de sólidos siguiente:

$$\left. \begin{aligned} Q_r X_r &= Q_c X_c - Q_p X_p \\ Q_c &= Q_0 + Q_r; X_p = X_r \end{aligned} \right\} \rightarrow Q_r = \frac{Q_0 X_c - Q_p X_r}{X_r - X_c} \text{ [Ecuación D-3]}$$

Para simplificar el diseño, se tendrá en cuenta que la masa de sólidos purgada es muy inferior a la recirculada, simplificándola según la siguiente expresión:

$$\left. \begin{aligned} Q_r &= \frac{Q_0 X_c - Q_p X_r}{X_r - X_c} \\ Q_r &\gg Q_p \end{aligned} \right\} Q_r = \frac{Q_0 X_c}{X_r - X_c} \text{ [Ecuación D-4]}$$



D.1. Dimensionado del reactor biológico

D.1.1. Volumen del reactor de aireación, DBO en el efluente y producción de fangos en exceso

D.1.1.1. Parámetros de partida

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal de diseño	20,086	m ³ /h
Número de líneas	2	
Rendimiento esperado de SST	99,5	%
Rendimiento esperado de DBO	90	%
Concentración de SST en la entrada del biológico	22,889	mg/l
Concentración de DBO en la entrada del biológico	122,402	mg/l
Temperatura de diseño del reactor	25	°C
Sólidos volátiles en suspensión en balsa (MVLSS)	15000	mg/l
Relación alimento/microorganismos (kg DBO/d)/(kg MLSS en balsa)	0,2	
Profundidad útil, h _{RB}	2	m
Relación longitud/anchura de la balsa, l/a	2	
Tasa máxima de utilización del sustrato a 20°, K	0,00123	l/mg*h
Coefficiente de Arrhenius para K, θ	1,03	
Coefficiente de descomposición endógena a 20°, K _d	0,0025	h ⁻¹
Coefficiente de Arrhenius para K _d , θ _d	1,05	
Coefficiente de producción máxima kg MLVSS formadas/kg DBO consumido	0,8	
Relación de reducción de MLVSS al tanque de membranas, X _c /X _{RB}	0,5	
Concentración de MVLSS en el decantado del tanque de membranas, X _r	20000	mg/l
Concentración de MVLSS en el flujo al tanque de membranas, X _c	7500	mg/l

D.1.1.2. Procedimiento de cálculo

Volumen del reactor de aireación

El método de cálculo de las dimensiones del reactor de aireación es el utilizado en la bibliografía [Ram, 1996], [Aur, 2004] que se expone a continuación:

1. Determinación del caudal unitario de diseño, dividiendo el caudal de diseño por el número de líneas utilizadas.

$$Q_0 = \frac{Q}{N^{\circ} \text{ líneas}} \text{ [m}^3\text{/h] [Ecuación D-5]}$$

2. Estimación de las concentraciones de DBO y sólidos sedimentables totales en el efluente.

$$\text{DBO}_e = \text{DBO}_0 \cdot (1 - \text{Rendimiento}_{\text{DBO}}) \text{ [mg/l] [Ecuación D-6]}$$

$$\text{SST}_e = \text{SST}_0 \cdot (1 - \text{Rendimiento}_{\text{SST}}) \text{ [mg/l] [Ecuación D-7]}$$



3. Se calcula la masa de DBO alimentada como el producto de la concentración de DBO en la entrada de la zona de aireación del proceso por el volumen de agua a tratar en un día.

$$DBO_{diaria} = \frac{Q_0 \cdot S_0 \cdot 24horas}{1000} \text{ [kg DBO/día] [Ecuación D-8]}$$

4. Se calcula la masa de biomasa presente en el reactor, como el cociente de la masa de DBO diaria alimentada entre el factor alimento/microorganismos.

$$\text{Kg de MLVSS en el reactor} = \frac{DBO_{diaria}}{A/M} \text{ [kg DBO/día] [Ecuación D-9]}$$

5. Se calcula el volumen del reactor, como el cociente de la masa de MLVSS en el reactor entre la concentración de MLVSS en el reactor (X_{RB}).

$$\text{Volumen unitario de reactor biológico} = \frac{MLVSS \cdot 1000}{X_{RB}} \text{ [m}^3\text{] [Ecuación D-10]}$$

6. La superficie ocupada por el reactor biológico, es el cociente del volumen entre la altura especificada como parámetro.

$$\text{Superficie unitaria de reactor biológico} = \frac{V_{reactor}}{h_{reactor}} \text{ [m}^2\text{] [Ecuación D-11]}$$

7. La anchura del reactor biológico puede calcularse como la raíz cuadrada de la superficie entre la relación longitud/anchura y la longitud es el cociente de la superficie unitaria del reactor entre el ancho unitario.

$$\text{Ancho unitario de reactor biológico} = \sqrt{\frac{S_{reactor}}{l/a}} \text{ [m] [Ecuación D-12]}$$

$$\text{Largo unitario de reactor biológico} = \frac{S_{reactor}}{a_{reactor}} \text{ [m] [Ecuación D-13]}$$

8. El tiempo de retención hidráulico del reactor se calcula como el cociente entre el volumen del reactor y el caudal.

$$\text{THR} = \frac{V_{reactor}}{Q} \text{ [h] [Ecuación D-14]}$$

DBO en el efluente y producción de fangos en exceso:

El método de cálculo del DBO en el efluente y la producción de fangos en exceso es el utilizado en la bibliografía [Ram, 1996], [Aur, 2004] que se expone a continuación:

1. Determinación de los parámetros biológicos a la temperatura de funcionamiento. Aplicando la ecuación de Arrhenius se calculan la tasa máxima de utilización del substrato y el coeficiente de descomposición endógena a temperatura de diseño. Según las siguientes expresiones:



$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20^\circ\text{C})} \text{ [l/(mg}\cdot\text{h)] [Ecuación D-15]}$$

$$K_{dT} = K_{d20} \cdot \theta^{(T-20^\circ\text{C})} \text{ [h}^{-1}\text{] [Ecuación D-16]}$$

2. Balance de sustrato (DBO) en el biorreactor.

$$\frac{dS}{dt} = Q_0 \cdot S_0 - Q_e \cdot S_e - C_s \cdot V \text{ [Ecuación D-17]}$$

Donde:

- C_s es la velocidad de oxidación en el reactor.

- En condiciones estacionarias:

$$0 = Q_0 \cdot S_0 - Q_e \cdot S_e - C_s \cdot V \text{ [Ecuación D-18]}$$

- La velocidad de consumo de sustrato en el reactor vendrá expresada en términos de unidad de MLVSS presente en el reactor mediante la expresión siguiente:

$$q = \frac{1}{X_{RB}} C_s \text{ [Ecuación D-19]}$$

- Combinando las ecuaciones anteriores se obtiene la ecuación D-20.

$$q = \frac{1}{X_{RB} \cdot V} (Q_0 \cdot S_0 - Q_e \cdot S_e) \text{ [Ecuación D-20]}$$

- Aceptando que el consumo de sustrato sigue una cinética de primer orden, que puede expresarse según la siguiente expresión:

$$q = K \cdot S_e \text{ [Ecuación D-21]}$$

- Se obtiene la expresión del balance de sustrato en el reactor.

$$K \cdot S_e = \frac{1}{X_{RB} \cdot V} (Q_0 \cdot S_0 - Q_e \cdot S_e) \Rightarrow S_e = \frac{Q_0 \cdot S_0}{K \cdot X_{RB} \cdot V + Q_e} \text{ [Ecuación D-22]}$$

- Como primera estimación podemos aceptar que Q_e será igual a Q_0 , con lo que se puede obtener un valor aproximado de la concentración de sustrato en el efluente:

$$S_e = \frac{Q_0 \cdot S_0}{K \cdot X_{RB} \cdot V + Q_0} \text{ [Ecuación D-23]}$$

3. Producción de fango en el biorreactor. La producción neta de biomasa en el reactor, es la diferencia entre la producción de biomasa, expresada como una constante de generación por la masa de DBO eliminada, y la biomasa descompuesta, proporcional a la biomasa que existe en el reactor. Obteniendo la expresión que se muestra a continuación:

$$\Delta MLVSS_{RB} = Y \cdot (DBO_0 - DBO_e) \cdot Q_0 - K_d \cdot X_{RB} \cdot V \text{ [kg/d] [Ecuación D-24]}$$

4. La masa de sólidos eliminada diariamente por el tratamiento se obtiene mediante la siguiente expresión:

$$\Delta SST_{RB} = \frac{(X_0 - X_e) \cdot Q_0 \cdot 24h}{1000} \text{ [kg SST/d] [Ecuación D-25]}$$

5. Edad del fango, este parámetro relaciona la masa de sólidos que hay en el reactor con la masa de sólidos que se eliminan por la purga expresándose según:

$$\theta_c = \frac{X_{RB} \cdot V_{RB}}{\Delta MLVSS_{RB} + \Delta SST_{RB}} \text{ [d] [Ecuación D-26]}$$

6. Caudal de fangos a purgar, estimando una concentración de la purga de X_p , el caudal de los fangos puede obtenerse mediante la siguiente expresión:

$$Q_p = \frac{\Delta MLVSS_{RB} + \Delta SST_{RB}}{X_p} \cdot \frac{1000}{24h} \text{ [m}^3\text{/h] [Ecuación D-27]}$$

7. Por último realizando un balance de caudales de entrada y salida del reactor, se puede calcular el caudal de salida según la expresión que se muestra a continuación:

$$Q_s = Q_0 - Q_p \text{ [m}^3\text{/h] [Ecuación D-28]}$$

En la siguiente figura se puede observar si para los parámetros de temperatura y tiempo de retención de sólidos dados se producirá la nitrificación de los compuestos nitrogenados en el reactor aerobio.

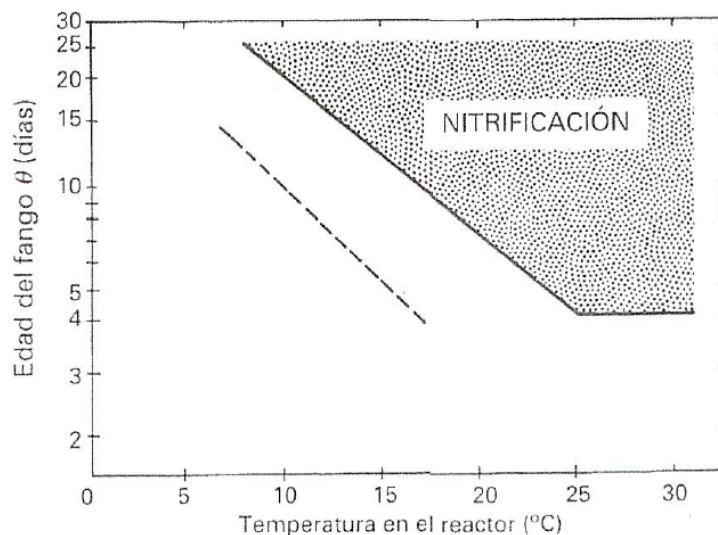


Figura anexo D-1, nitrificación en función de la temperatura y el tiempo de retención de sólidos [Aur, 2001].



D.1.1.3. Resultados

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal de diseño unitario	10,043	m ³ /h
Concentración de SST en la salida del biológico	0,114	mg/l
Concentración de DBO en la salida del biológico	12,240	mg/l
Kilos de DBO alimentados por día	29,503	kg/d
Kilos de MLSS en balsa de lodos activos	147,516	kg
Volumen unitario útil por balsa	9,834	m ³
Superficie unitaria de cada balsa	4,917	m ²
Anchura de cada balsa	1,568	m
Longitud de cada balsa	3,136	m
Tiempo de retención hidráulico a caudal de diseño	0,979	h
Carga volumétrica a caudal de diseño	3	kg de DBO/m ³ /d
Tasa máxima de utilización del sustrato a Temperatura de diseño, K	0,00143	l/mg*h
Coefficiente de descomposición endógena a Temperatura de diseño, K _d	0,00319	h ⁻¹
DBO _e	5,578	mg/l
Rendimiento obtenido	95,443	%
Producción de biomasa en exceso	11,231	kg/d
Kilos de SS que se eliminan en el tratamiento	5,490	kg SS/d
Edad del fango (tiempo de residencia celular)	8,823	días
Caudal de recirculación	6,026	m ³ /h
Caudal de fangos en exceso a purgar de la recirculación	0,035	m ³ /h
Caudal de salida	10,008	m ³ /h

Todos los resultados son para una línea de tratamiento, el total se obtendrá multiplicando los valores por las líneas de tratamiento, en este caso dos.

D.1.2. Desnitrificación

D.1.2.1. Parámetros de entrada

Parámetro	Valor	Unidad
Concentración de nitrógeno amoniacal en el influente	36	mg/l
Rendimiento de la nitrificación, η_{TKN}	70,610	%
Relación de recirculación, r	2	
Potencia de agitación por m ³	15	W/m ³
Perdida de carga recirculación	0,3	m.c.a

El rendimiento de la nitrificación se puede obtener en función de la relación alimento, microorganismos según la expresión siguiente [Isl, 2005]:

$$\eta_{TKN} = 256 \cdot 2,7183^{-6,44 \cdot A/M} \quad \text{[Ecuación D-29]}$$



D.1.2.2. Procedimiento de cálculo

Para producir la desnitrificación es necesario que la biomasa entre en estado de anoxia, utilizando el oxígeno contenido en los nitratos y nitritos para su respiración y liberando nitrógeno gaseoso. La desnitrificación se producirá en la zona 1 del tanque biológico. El rendimiento de la desnitrificación vendrá dado por las siguientes expresiones:

$$\left. \begin{aligned} N_0 \cdot Q_0 &= M_{N,e} + N_S \cdot Q_S \\ M_{N,e} &= N_R \cdot Q_{R,N}; N_R = N_S \\ Q_S &\approx Q_0; Q_{R,N} = r \cdot Q_0 \end{aligned} \right\} N_S = \frac{N_0 \cdot Q_0}{Q_S + Q_{R,N}} \left. \vphantom{\begin{aligned} N_0 \cdot Q_0 &= M_{N,e} + N_S \cdot Q_S \\ M_{N,e} &= N_R \cdot Q_{R,N}; N_R = N_S \\ Q_S &\approx Q_0; Q_{R,N} = r \cdot Q_0 \end{aligned}} \right\} N_S = \frac{N_0 \cdot Q_0}{Q_0 + r \cdot Q_0} = \frac{N_0}{1+r} \quad \text{[Ecuación D-30]}$$

$$\left. \vphantom{\begin{aligned} N_0 \cdot Q_0 &= M_{N,e} + N_S \cdot Q_S \\ M_{N,e} &= N_R \cdot Q_{R,N}; N_R = N_S \\ Q_S &\approx Q_0; Q_{R,N} = r \cdot Q_0 \end{aligned}} \right\} \eta_D = \frac{N_0 - N_S}{N_0} \left. \vphantom{\begin{aligned} N_0 \cdot Q_0 &= M_{N,e} + N_S \cdot Q_S \\ M_{N,e} &= N_R \cdot Q_{R,N}; N_R = N_S \\ Q_S &\approx Q_0; Q_{R,N} = r \cdot Q_0 \end{aligned}} \right\} \eta_D = \frac{N_0 - \frac{N_0}{1+r}}{N_0} = 1 - \frac{1}{1+r} \quad \text{[Ecuación D-31]}$$

Donde:

- N_0 , N_S , N_R son las concentraciones de nitrógeno total en el afluente, el efluente y la recirculación respectivamente.
- $M_{N,e}$ es la masa de nitrógeno total eliminado.
- r es la relación de recirculación $Q_{R,N}/Q_0$.
- η_D es el máximo rendimiento de eliminación de nitratos posible.

El caudal de recirculación para desnitrificación se obtiene en función de la relación de recirculación y del caudal de entrada al reactor biológico, según la expresión siguiente:

$$Q_{R,D} = Q_0 \cdot r \quad \text{[Ecuación D-32]}$$

La masa de nitratos eliminados en el tratamiento se obtiene a partir de la concentración de NTK y los rendimientos de nitrificación-desnitrificación, aplicando la ecuación mostrada a continuación:

$$N - NO_{3,e \text{ eliminado}} = Q_0 \cdot NTK_0 \cdot \eta_{NTK} \cdot \eta_D \quad \text{[Ecuación D-33]}$$

Se calcula la relación entre la masa de nitrógeno, en forma de nitratos, eliminada y la DBO₅ alimentada, y aplicando la tabla D-1 se obtiene la relación entre los volúmenes de las zonas anóxica/aerobia.

Tabla Anexo D-1, relación V_D/V_R [Aur, 1997]

V_D/V_{RB}	Capacidad de desnitrificación en kg N-NO ₃ /kg DBO ₅	
	Desnitrificación previa	Desnitrificación simultánea
0,2	0,07	0,05
0,3	0,10	0,08
0,4	0,12	0,11
0,5	0,14	0,14



Para el cálculo de las concentraciones de nitrógeno en forma de nitratos y amonio en el efluente se utilizan los rendimientos de eliminación, aplicando las siguientes expresiones:

$$N - NO_3^- s = NTK_0 \cdot \eta_{NTK} \cdot (1 - \eta_D) \quad \text{[Ecuación D-34]}$$

$$N - NH_4^+ s = NTK_0 \cdot (1 - \eta_{NTK}) \quad \text{[Ecuación D-35]}$$

La potencia de agitación necesaria para la desnitrificación se calcula en función del volumen de la zona anóxica según la siguiente expresión:

$$P_{agitación} = V_D \cdot P_D \quad \text{[Ecuación D-36]}$$

Para estimar la potencia de la bomba de recirculación de agua rica en nitratos se multiplica el caudal de recirculación por la pérdida de carga estimada en el tratamiento biológico (0,3m), según la siguiente expresión:

$$P_{recir.} = Q_{R,D} \cdot \rho \cdot g \cdot \Delta h \quad \text{[Ecuación D-37]}$$

D.1.2.3. Resultados

Resultado	Valor	Unidad
Rendimiento de desnitrificación	67%	
Caudal de recirculación	20,086	m ³ /h
Nitratos eliminados	4,085	kg/día
N-NO ₃ /DBO ₅	0,138	
V _D /V _{RB}	0,5	
Volumen reactor biológico zona anóxica	4,917	m ³
Longitud reactor biológico zona anóxica	1,568	m
N-NO ₃ en el efluente	8,473	mg/l
N-NH ₄ en el efluente	10,580	mg/l
Potencia de agitación necesaria	73,758	W
Potencia recirculación agua rica en nitratos	16,371	W

Todos los resultados son para una línea de tratamiento, el total se obtendrá multiplicando los valores por el número de líneas de tratamiento, en este caso dos.

D.1.3. Zona de decantación

D.1.3.1. Parámetros de entrada

Parámetro	Valor	Unidad
Velocidad de ascensión	0,01	m/s
Velocidad de ascensión	36	m/h



D.1.3.2. Procedimiento de cálculo

En este apartado se pretende estimar la longitud de la zona de decantación para conseguir velocidades de ascensión mínimas que permitan una reducción importante de la concentración de sólidos en suspensión en la salida del reactor biológico.

Dada la velocidad de ascensión como parámetro de entrada, el ancho del reactor calculado en el apartado D.1.1 de este documento y los caudales de salida y de recirculación para desnitrificación, la longitud de la zona de decantación se calcula según la expresión mostrada a continuación:

$$L_{Dec.} = \frac{Q_S + Q_{r,D}}{V_A \cdot A_{RB}} \quad \text{[Ecuación D-38]}$$

Donde: $L_{Dec.}$ es la longitud de la zona de decantación, V_A es la velocidad de ascensión y A_{RB} es el ancho del reactor biológico.

La longitud total del reactor es la suma de las longitudes de las tres zonas, desnitrificación, aireación, decantación.

D.1.3.3. Resultados

Resultado	Valor	Unidad
Longitud	0,533	m
Longitud total reactor biológico	5,237	m

D.1.4. Necesidad de oxígeno

D.1.4.1. Parámetros de partida

Parámetro	Valor	Unidad
Temperatura del licor mixto	25	°C
Coefficiente de síntesis celular, A	0,5	
Coefficiente de respiración celular, B	0,24	
F	2,004	
Coefficiente de puntas de caudal y contaminación	1,85	
Concentración de saturación de O ₂ a la temperatura del licor mixto, C _s	8,4	mg/l
Coefficiente de impurezas, β	0,92	
Concentración de oxígeno a mantener en el licor mixto, C _x	3	mg/l
Coefficiente de temperatura	1,025	
Presión atmosférica a la altitud de la depuradora	8,842	m.c.a
Coefficiente de intercambio de oxígeno en licor mixto, α	0,6	

D.1.4.2. Procedimiento de cálculo

Necesidad de oxígeno

La cantidad de oxígeno consumido para síntesis celular es proporcional a la masa de DBO eliminada en el reactor:



$$D.O._c = A \cdot DBO_5 [\text{kg O}_2/\text{d}] \text{ [Ecuación D-39]}$$

El oxígeno consumido por respiración celular es proporcional a la biomasa en el reactor:

$$D.O._c = B \cdot F \cdot [MLSSV] \cdot V_{RB} [\text{kg O}_2/\text{d}] \text{ [Ecuación D-40]}$$

Donde: $F = 1,072^{T-15}$ [Ecuación D-41]

El consumo de oxígeno por las reacciones en el ciclo del nitrógeno viene dado por:

$$D.O._N = [(NTK) - 0,05 - (DBO_5)] \cdot (4,6 \cdot \eta_{TKN} - 2,9 \cdot \eta_{TKN} \cdot \eta_D) [\text{kg O}_2/\text{d}] \text{ [Ecuación D-42]}$$

Se calcula el consumo de oxígeno en condiciones punta mediante un coeficiente de puntas de caudal y contaminación, K_p .

$$D.O._p = K_p \cdot D.O. [\text{kg O}_2/\text{h}] \text{ [Ecuación D-43]}$$

Necesidad de oxígeno real

Solo una parte del oxígeno aportado al reactor quedará absorbido en este debido a los coeficientes de difusión que limitan la transferencia entre la fase líquida y la fase gaseosa. Para determinar la necesidad de oxígeno real se seguirá el planteamiento propuesto por R.S. Ramalho.

La necesidad real de oxígeno viene dada por la siguiente ecuación:

$$D.O._R = \frac{D.O.}{K} [\text{kg O}_2/\text{d}] \text{ [Ecuación D-44]}$$

$$D.O._{RP} = \frac{D.O._p}{K} [\text{kg O}_2/\text{d}] \text{ [Ecuación D-45]}$$

Donde K es la capacidad de transferencia de oxígeno del sistema de aireación, y puede dividirse en tres coeficientes, K_1 , K_2 y K_3 .

K_1

$$K_1 = \frac{C'_s - C_L}{C_s} \text{ [Ecuación D-46]}$$

Donde:

- C_L es la concentración media de oxígeno en el tanque de aireación, para tratamientos con nitrificación es mayor de 2 mg/l.
- C_s es la concentración de saturación a la temperatura del tanque.



Tabla Anexo D-2, concentración de saturación de oxígeno a 1 atmósfera [Ram, 1996].

Temperatura (°C)	O ₂ (mg/l)
0	14,6
5	12,8
10	11,3
15	10,2
20	9,2
25	8,4
30	7,6
35	7,1
40	6,6

- C_S' es la concentración de saturación en el tanque de aireación que se obtiene según la ecuación siguiente:

$$C'_S = C_S \cdot \beta \cdot C_P \cdot C_A \text{ [Ecuación D-47]}$$

- β es la relación por la materia en suspensión y el índice de salinidad con un valor entre 0,92 y 0,98.
- C_P representa la variación de presión.

$$C_P = \frac{P_{atm}}{P_{ref}} \text{ [Ecuación D-48]}$$

- C_A es una corrección por la altura de la columna de agua del tanque de aireación.

$$C_A = \frac{P_{atm} + P_{1m} \cdot H}{P_{atm}} \text{ [Ecuación D-49]}$$

Donde: P_{1m} es la presión generada por una columna de agua de 1 metro, P_{atm} es la presión de la atmósfera en metros de columna de agua y H la altura de la columna de agua.

K₂ representa la variación de la velocidad de disolución de oxígeno con la temperatura.

$$K_2 = 1,024^{T-20} \text{ [Ecuación D-50]}$$

K₃ es un coeficiente dependiente del sistema de oxigenación utilizado.

Tabla Anexo D-3, valores del coeficiente K₃ [Aur, 1997].

Sistema de aireación	K ₃
<i>Aire con burbujas finas</i>	
Carga sin nitrificación	0,55
Carga con nitrificación	0,65
Aire con difusores estáticos	0,8
Turbinas de aireación	0,9
Aire con burbujas gruesas	0,9



D.1.4.3. Resultados

Parámetro	Valor	Unidad
Oxígeno teórico requerido para síntesis celular	0,587	kg/h
Oxígeno teórico requerido para respiración celular	2,957	kg/h
Oxígeno teórico requerido para nitrificación	0,570	kg/h
Oxígeno teórico medio requerido	98,725	kg/d
Oxígeno teórico requerido en condiciones punta	5,097	kg/h
C'_s	8,111	
K_1	0,608	
K_2	1,126	
K_3	0,65	
K	0,445	
Oxígeno real requerido en condiciones medias de operación	221,707	kg/d
Oxígeno real requerido en condiciones punta de operación	11,446	kg/h

Todos los resultados son para una línea de tratamiento, el total se obtendrá multiplicando los valores por las líneas de tratamiento, en este caso dos.

D.1.5. Caudal de aire y potencia del compresor

D.1.5.1. Parámetros de partida

Parámetro	Valor	Unidad
Rendimiento del moto-reductor del soplante	90%	
Rendimiento isentrópico del compresor	80%	
Coefficiente de transferencia para difusores	0,29	
γ	1,4	
Constante de los gases ideales, R	8,31	J/mol/K
Perdida de carga en filtros y entrada compresor, ΔP_1	1	m.c.a
Perdida de carga en difusores	0,331	m.c.a
Perdida de carga en difusores y conductos, ΔP_2	1,331	m.c.a

D.1.5.2. Procedimiento de cálculo

Para determinar la potencia del compresor se tendrá en cuenta el valor de caudal de aire en condiciones de operación punta. Dicho caudal se obtiene mediante la expresión siguiente:

$$Q_{\text{aire}} = \frac{D.O. \cdot RP}{E \cdot K_{\text{aire}}} [\text{Nm}^3/\text{h}] \quad [\text{Ecuación D-51}]$$

$$M_{\text{aire}} = \frac{D.O. \cdot RP}{E \cdot C_{\text{oxígeno}}} [\text{Nm}^3/\text{h}] \quad [\text{Ecuación D-52}]$$

Donde: E es la eficiencia de transferencia de oxígeno del difusor, K_{aire} es la masa de oxígeno contenida en un metro cúbico de aire ($0,286 \text{ kg/m}^3$ de aire) y $C_{\text{oxígeno}}$ es la concentración de oxígeno en el aire (21%).



La potencia se calcula mediante la siguiente ecuación:

$$W = \frac{\gamma}{\gamma - 1} \frac{1}{MM_{aire}} \cdot M_{aire} \cdot R \cdot T_{aire} \cdot \left(\left(\frac{P_2}{P_1} \right)^{\frac{\gamma-1}{\gamma}} - 1 \right) \cdot \frac{1}{\eta_m \cdot \eta_{is}} \text{ [kW]} \text{ [Ecuación D-53]}$$

Donde:

- γ es el coeficiente de dilatación adiabática es aproximadamente 1,4 para el aire atmosférico.
- MM_{aire} es la masa molecular del aire (29 g/mol).
- R es la constante de los gases ideales (8,31 J/mol·K).
- T_{aire} es la temperatura del aire ambiente.
- P_1 es la presión atmosférica en la superficie de la planta.
- P_2 es la presión a la salida del compresor, la suma de la presión atmosférica, la presión de la columna de agua en los difusores y la pérdida de presión.
- η_m y η_{is} son los rendimientos mecánico e isentrópico del compresor.

D.1.5.3. Resultados

Parámetro	Valor	Unidad
Presión de entrada compresor, P_1	7,842	m.c.a
Presión en los difusores, P_2	12,173	m.c.a
Caudal medio de aire con difusores	2673,103	Nm ³ /d
Flujo másico punta de aire con difusores	187,952	kg aire/h
Caudal punta de aire con difusores	138,007	Nm ³ /h
Flujo másico medio con difusores	0,0421	kg aire/s
Potencia punta requerida por los soplantes	2,901	kW
Potencia media requerida por los soplantes	2,339	kW
Relación energía/m ³	0,234	kWh/m ³
Kilos de oxígeno/kilo de DBO eliminada	7,515	



D.2. Dimensionado del sistema de membranas

D.2.1. Área necesaria y dimensiones del tanque

D.2.1.1. Datos de entrada

Parámetro	Valor	Unidad
Área por módulo	100	m ²
Longitud módulo	1365	mm
Ancho módulo	714	mm
Alto módulo	1585	mm
Flujo de permeado crítico	20	l/m ² /h

D.2.1.2. Procedimiento de cálculo

El área de membranas necesarias se calcula como la relación del caudal de salida del agua tratada entre el flujo crítico que puede atravesar las membranas.

$$A_{Mem} = \frac{Q_s}{J_{crítico}} [\text{m}^2] \text{ [Ecuación D-54]}$$

El número de módulos necesarios se obtiene dividiendo el área de membranas necesaria entre el área que aporta cada módulo de membranas.

$$N_{módulos} = \frac{A_{mem}}{A_{módulo}} \text{ [Ecuación D-55]}$$

Los módulos de membranas se instalan transversalmente, siendo el ancho del tanque un 20% mayor que el largo de cada módulo, el largo del tanque un 20% mayor que el producto del número de módulos por el ancho de cada módulo y la altura del tanque un 20% mayor que la altura de cada módulo mas 400 mm que se utilizarán como zona de alimentación de licor mixto y decantación.

D.2.1.3. Resultados

Parámetro	Valor	Unidad
Área necesaria	500,417	m ²
Cassettes necesarias	5,004	cassettes
Ancho membranas	1365	mm
Largo membranas	4284	mm
Alto membranas	1585	mm
Ancho tanque	1638	mm
Largo tanque	5140,8	mm
Alto tanque	2060,5	mm



D.2.2. Bomba de vacío

D.2.2.1. Datos de entrada

Parámetro	Valor	Unidad
Presión membrana máxima	0,5	bar
Perdida de presión membrana-bomba	0,0167	bar
Perdida de presión bomba-depósito de agua de servicios	0,107	bar
Densidad de agua a 25°C	997	kg/m ³
Presión de vapor agua a 25°C	0,032	bar
Rendimiento bomba de vacío	58%	
Diferencia de cota entre tanque de membranas y aspiración bomba	1,8	m
Diferencia de cota entre tanque de membranas y depósito servicios	6,2	m

D.2.2.2. Procedimiento de cálculo

La bomba envía el agua tratada al depósito de agua de servicios. El caudal de la bomba es el calculado en el dimensionamiento del reactor biológico como caudal de salida Q_s .

La potencia de la bomba se obtiene en función de las pérdidas de presión en la membrana, los conductos, la diferencia de alturas entre el tanque de membranas y el depósito de agua de servicios y el rendimiento de la bomba, según la expresión siguiente:

$$W_B = \frac{\rho \cdot g \cdot \Delta H_{TM-DS} + \Delta P_{mem.} + \Delta P_{cond.}}{\eta_b} Q_0 \text{ [W]} \text{ [Ecuación D-56]}$$

- ρ es la densidad del agua a la temperatura de operación ($\rho = 997 \text{ kg/m}^3$).
- g es la aceleración de la gravedad ($g = 9,8 \text{ m/s}$).
- ΔH_{TM-DS} es la diferencia de cota entre la superficie de la interfase agua-aire en el tanque de membranas y la del tanque de servicios.
- $\Delta P_{cond.}$ es la pérdida de carga en el conducto desde las membranas, hasta la bomba.
- $\Delta P_{mem.}$ es la pérdida de carga en la membrana.
- η_b es el rendimiento mecánico y eléctrico de la bomba.

La presión mínima en la aspiración de la bomba, para evitar que la bomba cavite, la da el NPSH disponible, que se calcula según la ecuación siguiente:

$$NPSH_d = P_{atm} + \rho \cdot g \cdot \Delta H - \Delta P_{cond.} - \Delta P_{membrana} - P_{vapor} \text{ [Bar]} \text{ [Ecuación D-57]}$$

Donde:

- ρ es la densidad del agua a la temperatura de operación ($\rho = 997 \text{ kg/m}^3$).



- g es la aceleración de la gravedad ($g = 9,8 \text{ m/s}$).
- ΔH es la diferencia de cota entre la superficie de ~~la~~ columna de agua en el tanque de membranas y la entrada de la bomba.
- $\Delta P_{\text{cond.}}$ es la pérdida de carga en el conducto desde las membranas, hasta la bomba.
- $\Delta P_{\text{mem.}}$ es la pérdida de carga en la membrana.
- P_{vapor} es la presión de vapor saturado a la temperatura de operación ($P_{\text{vapor}} = 0,032 \text{ Bar}$).

D.2.2.3. Resultados

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal	10,008	m ³ /h
TDH	12,643	m.c.a
Potencia bomba de extracción	589,321	W
NPSH	0,494	bar





E. Diseño de equipos

E.1. Tanques de almacenamiento	290
E.1.1. Tanque de agua negra.....	290
E.1.1.1. Datos de entrada	290
E.1.1.2. Resultado	290
E.1.2. Tanque de agua de servicios.....	290
E.1.2.1. Datos de entrada	290
E.1.2.2. Resultado	290
E.1.3. Tanque de agua desmineralizada.....	291
E.1.3.1. Datos de entrada	291
E.1.3.2. Resultado	291
E.2. Línea piezométrica de la planta	291
E.2.1. Datos de entrada	291
E.2.2. Procedimiento de cálculo	293
E.2.3. Resultados	294
E.3. Bombeo de agua negra	295
E.3.1. Datos de entrada	295
E.3.2. Procedimiento de cálculo	295
E.3.3. Resultado.....	296
E.4. Bombeo de agua desmineralizada.....	296
E.4.1. Datos de entrada	296
E.4.2. Procedimiento de cálculo	296
E.4.3. Resultado.....	296
E.5. Bombeo de fangos.....	297
E.5.1. Datos de entrada	297
E.5.2. Procedimiento de cálculo	297
E.5.3. Resultado.....	297
E.6. Equipo de ósmosis y electrodesionización	298
E.6.1. Datos de entrada	298
E.6.2. Procedimiento de cálculo	298
E.6.3. Resultado.....	299



E.1. Tanques de almacenamiento

E.1.1. Tanque de agua negra

El tanque es cilíndrico vertical, con una zona de decantación cónica inferior y se instala enterrado. Se construirá con un volumen sobrante del 5%.

E.1.1.1. Datos de entrada

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal de aporte de diseño	20	m ³ /h
Tiempo de vaciado mínimo	2	horas
Relación altura diámetro (h/d)	1,5	
Capacidad de almacenamiento extra	5%	
Número de tanques	2	

E.1.1.2. Resultado

Parámetro	Valor	Unidad
Volumen útil del tanque	20	m ³
Volumen total del tanque	21	m ³
Altura cilindro	3,783	m
Diámetro	2,522	m
Altura del cono	1,261	m
Altura total	5,044	m

E.1.2. Tanque de agua de servicios

El tanque es cilíndrico vertical. Se diseña con un volumen sobrante del 10%.

E.1.2.1. Datos de entrada

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal de aporte de diseño	20	m ³ /h
Tiempo de vaciado mínimo	48	horas
Relación altura diámetro (h/d)	0,5	
Capacidad de almacenamiento extra	10%	
Número de tanques	2	
Caudal de aporte PCI	500	m ³ /h
Tiempo de aporte PCI	2	horas

E.1.2.2. Resultado

Parámetro	Valor	Unidad
Volumen útil del tanque	980	m ³
Volumen total del tanque	1078	m ³
Altura	7	m
Diámetro	14	m



E.1.3. Tanque de agua desmineralizada

El tanque es cilíndrico vertical, construido sobre la superficie. Se diseña con un volumen sobrante del 10%.

E.1.3.1. Datos de entrada

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal de aporte de diseño	14,2	m ³ /h
Tiempo de vaciado mínimo	5	días
Relación altura diámetro (h/d)	0,5	
Capacidad de almacenamiento extra	10%	
Número de tanques	2	

E.1.3.2. Resultado

Parámetro	Valor	Unidad
Volumen útil del tanque	852	m ³
Volumen total del tanque	937,2	m ³
Altura	6,682	m
Diámetro	13,364	m

E.2. Línea piezométrica de la planta

E.2.1. Datos de entrada

En primer lugar es necesario tomar un punto como referencia del sistema, se toma como cota cero la altura del terreno en la posición de la obra de llegada. Estando el resto de las cotas dadas a continuación referidas a ella.

En la tabla E-1 se muestran las cotas de la base de los diferentes equipos instalados en la planta.

Tabla Anexo E-1, cotas de la base de los equipos.

Equipo	Valor	Unidad
Obra de llegada y desbaste	-0,5	m
Tamizado	-1	m
Tanque de agua negra	-5	m
Tratamiento biológico	0	m
Tanque de agua de servicios	1,3	m
Equipo de desmineralización y afino	0,5	m
Tanque de agua desmineralizada	1	m
Tanque de fangos	-3	m

En la tabla E-2 se muestra la longitud, diámetro interior y diámetro exterior de los conductos de cada sección.



Tabla Anexo E-2, diámetro y longitud de los conductos utilizados.

Sección	Longitud recta (m)	Diámetro interior (mm)	Diámetro exterior (mm)
Desbaste-Tamizado	3	190,2	200
Tamizado-Tanque de agua negra	6	190,2	200
Tanque de agua negra-Tratamiento biológico	15	76	
Tratamiento biológico-Bombeo Agua tratada	4	103,6	110
Bombeo agua tratada-Tanque agua de servicios	50	103,6	110
Equipo electrodesionización-Tanque de agua desmineralizada	50	103,6	110
Desbaste-Tanque de fangos	15	190,2	200
Tamizado-Tanque de fangos	10	190,2	200
Tanque agua negra-Tanque de fangos	10	190,2	200
Reactor biológico-Tanque de fangos	15	190,2	200

En la tabla E-3 se muestran los accesorios que se estima que son necesarios en cada sección de conductos.

Tabla Anexo E-3, accesorios de cada sección.

Sección	Válvulas antiretorno	Válvulas de mariposa	Codos a 90°	Tes de flujo directo	Tes de flujo lateral
Desbaste-Tamizado		1			
Tamizado-Tanque de agua negra		1	2	1	
Tanque de agua negra-Tratamiento biológico	1	1	5	3	
Tratamiento biológico-Bombeo Agua tratada		1	4	2	
Bombeo agua tratada-Tanque agua de servicios	1	2	5	1	2
Equipo electrodesionización-Tanque de agua desmineralizada	1	2	4	1	2
Desbaste-Tanque de fangos	1	1		1	
Tamizado-Tanque de fangos	1	1	4		1
Tanque agua negra-Tanque de fangos	1	1	2		2
Reactor biológico-Tanque de fangos	1	1	3		1

En la tabla E-4 se muestra la pérdida de carga estimada para los diferentes equipos de la planta, no se incluyen datos de los equipos de ósmosis y electrodesionización puesto que el cálculo del bombeo para estos equipos se incluye en el apartado E.5.

Tabla Anexo E-4, accesorios de cada sección.

Equipo	Pérdida de carga (m.c.a)
Desbaste	0,1
Tamizado	0,15
Tratamiento biológico	0,35



E.2.2. Procedimiento de cálculo

La pérdida de carga en un conducto se puede calcular según la expresión siguiente:

$$h_c = \frac{f}{D_i} \cdot L \cdot \frac{V^2}{g} \text{ [m.c.a] [Ecuación E-1]}$$

Donde:

- h_c es la pérdida de carga en metros de columna de agua.
- f es el coeficiente de pérdida adimensional, obtenido del diagrama de moody.
- D_i es el diámetro interior del conducto.
- L es la longitud del conducto.
- V es la velocidad media en el interior del conducto (Q/A).
- g es la aceleración de la gravedad ($9,81 \text{ m/s}^2$).

Tabla Anexo E-5, coeficientes de singularidad típicos (obtenido de www.millarium.com).

Accesorio	K	L/D
Válvula esférica (totalmente abierta)	10	350
Válvula en ángulo recto (totalmente abierta)	5	175
Válvula de seguridad (totalmente abierta)	2,5	-
Válvula de retención (totalmente abierta)	2	135
Válvula de compuerta (totalmente abierta)	0,2	13
Válvula de compuerta (abierta $\frac{3}{4}$)	1,15	35
Válvula de compuerta (abierta $\frac{1}{2}$)	5,6	160
Válvula de compuerta (abierta $\frac{1}{4}$)	24,0	900
Válvula de mariposa (totalmente abierta)	-	40
“T” por la salida lateral	1,80	67
Codo a 90° de radio corto (con bridas)	0,90	32
Codo a 90° de radio normal (con bridas)	0,75	27
Codo a 90° de radio grande (con bridas)	0,60	20
Codo a 45° de radio corto (con bridas)	0,45	-
Codo a 45° de radio normal (con bridas)	0,40	-
Codo a 45° de radio grande (con bridas)	0,35	-

La pérdida de carga en una singularidad se puede calcular según la expresión siguiente:

$$h_c = K \cdot \frac{V^2}{2 \cdot g} \text{ [m.c.a] [Ecuación E-2]}$$



Donde:

- K es el coeficiente de la singularidad.
- L es la longitud del conducto.
- V es la velocidad media en el interior del conducto (Q/A).
- g es la aceleración de la gravedad (9,81 m/s²).

E.2.3. Resultados

En la tabla E-6 se muestra la pérdida de carga que se produce en las diferentes secciones de la planta a caudal de diseño según los accesorios y las longitudes indicadas en los datos de entrada.

Tabla Anexo E-6, pérdida de carga por secciones.

Sección	Pérdida de carga sección (m.c.a)
Desbaste-Tamizado	0,0239
Tamizado-Tanque de agua negra	0,0635
Tanque de agua negra-Tratamiento biológico	0,0635
Tratamiento biológico-Bombeo Agua tratada	0,313
Bombeo agua tratada-Tanque agua de servicios	1,0829
Equipo electrodesionización-Tanque de agua desmineralizada	0,552
Desbaste-Tanque de fangos	0,0205
Tamizado-Tanque de fangos	0,0258
Tanque agua negra-Tanque de fangos	0,0287
Reactor biológico-Tanque de fangos	0,29

En la tabla E-7 se muestran las cotas de entrada y salida de los diferentes equipos en operación normal.

Tabla Anexo E-7, Cotas de entrada y salida de los diferentes equipos en operación normal.

Equipo	Cota de entrada (m)	Cota de salida (m)
Obra de llegada y desbaste	-0,3	-0,4
Tamizado	-0,424	-0,574
Tanque de agua negra	-0,637	-0,637
Tratamiento biológico	2,3	1,95
Tanque de agua de servicios	8,2	8,2
Equipo de desmineralización y afino	0,5	0,5
Tanque de agua desmineralizada	7,6	7,6
Tanque de fangos	-1,5	-1,5



En la tabla E-8 se muestran las cotas de entrada y salida de los diferentes equipos en operación de bombeo máximo.

Tabla Anexo E-8, Cotas de entrada y salida de los diferentes equipos en operación de bombeo máximo.

Equipo	Cota de entrada (m)	Cota de salida (m)
Obra de llegada y desbaste	-0,35	-0,45
Tamizado	-0,474	-0,674
Tanque de agua negra	-4	-4
Tratamiento biológico	2,3	1,95
Tanque de agua de servicios	8,2	8,2
Equipo de desmineralización y afino	0,5	0,5
Tanque de agua desmineralizada	7,6	7,6

Los equipos de bombeo de agua negra, agua de servicios y agua desmineralizada se diseñan partiendo de estos datos de cotas en operación de bombeo máximo y de los caudales de diseño.

E.3. Bombeo de agua negra

E.3.1. Datos de entrada

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal	20,086	m ³ /h
Presión de aspiración	-4,010	m.c.a
Presión de descarga	2,936	m.c.a
Número de bombas en funcionamiento	2	
Rendimiento bomba	0,56	

E.3.2. Procedimiento de cálculo

El TDH (Total Dinamic Head) de la bomba se calcula como la diferencia de presión entre la aspiración y la descarga de la bomba medida en metros de columna de agua.

La potencia se calcula según la siguiente expresión:

$$W = Q \cdot (\rho \cdot g \cdot TDH) [W] \text{ [Ecuación E-3]}$$

Donde:

- Q es el caudal que mueve la bomba.
- ρ es la densidad del agua a la temperatura de operación ($\rho = 997 \text{ kg/m}^3$).
- g es la aceleración de la gravedad ($g = 9,8 \text{ m/s}$).



E.3.3. Resultado

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal unitario	10,043	m ³ /h
TDH	6,946	m.c.a
Potencia	335	W

E.4. Bombeo de agua desmineralizada

E.4.1. Datos de entrada

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal	15	m ³ /h
Presión de aspiración	0,3	m.c.a
Presión de descarga	8,152	m.c.a
Número de bombas en funcionamiento	2	
Rendimiento bomba	0,56	

E.4.2. Procedimiento de cálculo

El TDH (Total Dinamic Head) de la bomba se calcula como la diferencia de presión entre la aspiración y la descarga de la bomba medida en metros de columna de agua.

La potencia se calcula según la siguiente expresión:

$$W = Q \cdot (\rho \cdot g \cdot TDH) [W] \text{ [Ecuación E-4]}$$

Donde:

- Q es el caudal que mueve la bomba.
- ρ es la densidad del agua a la temperatura de operación ($\rho = 997 \text{ kg/m}^3$).
- g es la aceleración de la gravedad ($g = 9,8 \text{ m/s}$).

E.4.3. Resultado

Parámetro	Valor	Unidad
Caudal unitario	7,5	m ³ /h
TDH	7,852	m.c.a
Potencia	283	W



E.5. Bombeo de fangos

E.5.1. Datos de entrada

Parámetro	Valor	Unidad
Volumen a desalojar	1,127	m ³ /día
Caudal	5	m ³ /h
Presión de aspiración	-4,17	m.c.a
Presión de descarga	1,500	m.c.a
Número de bombas en funcionamiento	1	
Rendimiento bomba	0,56	
Coefficiente de mayoración de perdidas	1,70	

E.5.2. Procedimiento de cálculo

Dados el caudal de la bomba y el volumen de fangos a desalojar diario, se puede calcular el tiempo de funcionamiento de la bomba según la expresión siguiente:

$$t = \frac{V_{fangos}}{Caudal_{bomba}} \text{ [h/día] [Ecuación E-5]}$$

El TDH (Total Dinamic Head) de la bomba se calcula como la diferencia de presión entre la aspiración y la descarga de la bomba medida en metros de columna de agua.

La potencia se calcula según la siguiente expresión:

$$W = Q \cdot (\rho \cdot g \cdot TDH) \text{ [W] [Ecuación E-6]}$$

Donde:

- Q es el caudal que mueve la bomba.
- ρ es la densidad del agua a la temperatura de operación ($\rho = 997 \text{ kg/m}^3$).
- g es la aceleración de la gravedad ($g = 9,8 \text{ m/s}$).

E.5.3. Resultado

Parámetro	Valor	Unidad
Tiempo de funcionamiento	0,225	h/día
TDH	9,639	m.c.a
Potencia	231	W



E.6. Equipo de ósmosis y electrodesionización

E.6.1. Datos de entrada

El equipo de ósmosis está formado por dos pasos, de forma que se obtenga una recuperación final mayor al 70%, con las características requeridas por el sistema de Electrodiálisis.

En la tabla E-6 se incluye el análisis del agua de entrada al equipo de ósmosis.

Tabla Anexo E-9, análisis del agua de entrada al equipo de ósmosis.

Iones, mg/l	Producto (mg/l)
Calcio	30,70
Magnesio	12,47
Sodio	169,52
Potasio	14,85
Amoniaco	10,58
Bario	0,00
Estroncio	0,00
Hierro	0,00
Manganeso	0,00
Sulfatos	0,00
Cloruro	288,93
Fluoruro	0,00
Nitratos	8,47
Bromuro	0,00
Fosfatos	3,00
Boro	0,00
Sílice	0,00
Sulfuro de hidrógeno	0,00
Bicarbonato	156,15
Dióxido de carbono	22,23
Carbonatos	0,10
TDS	694,77
Características	
Caudal (m ³ /h)	13,02
Temperatura (°C)	25,00
Presión (bar)	0,00
pH	7,00
S&DI	-1,11
Conductividad (µS/cm)	1237,00

E.6.2. Procedimiento de cálculo

Para el diseño de los equipos de ósmosis y electrodesionización se ha utilizado el software creado por GEWater para este propósito, WinFlows.



E.6.3. Resultado

El software aporta el resumen mostrado a continuación, tras introducir las características del agua de aporte al sistema y los parámetros del sistema como caudales, porcentaje de recuperación, configuración y modelos de los tubos de presión y los elementos filtrantes y reactivos añadidos.

GE Water

Winflows Version 3.0.2

DataBase Version 2.04

Input Data Summary

Flowsheet Configuration

Flowsheet Type	Two Pass Flowsheet
Feed Dosing	Yes
AfterFeed Dosing	No
Inter Dosing	Yes
Product Dosing	No
Feed Stripping	No
Interpass Stripping	No
Product Stripping	No
Raw Feed Bypass	No
RO1 to RO1 Recycle	No
RO2 to RO2 Recycle	No
RO2 to RO1 Recycle	Yes
Interpass Pumping	Yes

Feed Information

Temperature, C	25,00
Feed pH :	7,00
Silt Density Index :	3,00

Feed Stream Composition(mg/l)

Calcium (Ca)	30,70
Magnesium (Mg)	12,47
Sodium (Na)	169,52
Potassium (K)	14,85
Ammonia - N (NH4)	10,58
Barium (Ba)	0,00
Strontium (Sr)	0,00
Iron (Fe)	0,00
Manganese (Mn)	0,00
Sulfate (SO4)	0,00
Chloride (Cl)	288,93
Fluoride (F)	0,00
Nitrate (NO3)	8,47
Bromide (Br)	0,00
Phosphate (PO4)	3,00
Boron (B)	0,00
Silica (SiO2)	0,00
Hydrogen Sulfide (H2S)	0,00
Bicarbonate (HCO3)	156,15
Carbon Dioxide (CO2)	22,23
Carbonate (CO3)	0,10

Flow Rate Specifications

Product Flow:	8,30 m3/hr
RO1 Recovery:	75,00 %
RO2 Recovery:	85,00 %
RO2 to RO1 Recycle:	100,00 %



Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado
Anexo E. Diseño de equipos

First Pass Array Data

Stage	Housing	Elements	Element Type	Element Age (yr)	Interstage Pressure, bar			Annual Change %	
					Boost	Drop	Permeate	A-Value	B-Value
1	2	4	PRO-400HRLE	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00	5,00
2	1	4	PRO-400HRLE	0,00	0,00	0,00	0,00	5,00	5,00

Second Pass Array Data

Stage	Housing	Elements	Element Type	Element Age (yr)	Interstage Pressure, bar			Annual Change %	
					Boost	Drop	Permeate	A-Value	B-Value
1	1	4	PRO-400HRLE	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	2,00
2	1	4	PRO-400HRLE	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	2,00

Dosing Specification

Feed Dosing to 6 pH using Sulphuric Acid
Interpass Dosing to 8 pH using Sodium Carbonate

Results Summary

Flow Data	m3/hr	Analytical Data	mg/L
RO Feed:	14,49	RO Feed TDS	816,54
Product:	7,89	Product TDS	9,36
Concentrate:	4,72	Concentrate TDS	2461,24

System Data

Two Pass Design with Interpass Pump

Temperature: 25,00 C
System Recovery: 60,57 %

Array Data

Pass 1

Recovery %: 75,00 Conc. TDS(mg/l): 2158,01 Conc. Flow: 4,71 m3/hr

Stage	Total		Element Type	Flow, m3/hr		Pressure, bar		Perm TDS mg/l
	Housing	Element		Feed	Perm	Feed	DP	
1	2	8	PRO-400HRLE	14,48	7,14	5,08	0,48	11,36
2	1	4	PRO-400HRLE	7,34	2,63	4,60	0,56	31,55
Total	3	12						

Pass 2

Recovery %: 85,00 Conc. TDS(mg/l): 1276,83 Conc. Flow: 1,46 m3/hr

Stage	Total		Element Type	Flow, m3/hr		Pressure, bar		Perm TDS mg/l
	Housing	Elements		Feed	Perm	Feed	DP	
1	1	4	PRO-400HRLE	9,77	4,56	5,83	0,78	2,54
2	1	4	PRO-400HRLE	5,21	3,75	5,05	0,23	9,59
Total	2	8						

Analytical data

Cation	mg/l			Anion	mg/l		
	Perm	Feed	Conc		Perm	Feed	Conc
Ca	0,00	27,67	84,71	SO4	0,00	66,92	205,06
Mg	0,00	11,23	34,41	Cl	0,13	263,65	797,00
Na	1,98	209,15	630,78	F	0,00	0,00	0,00

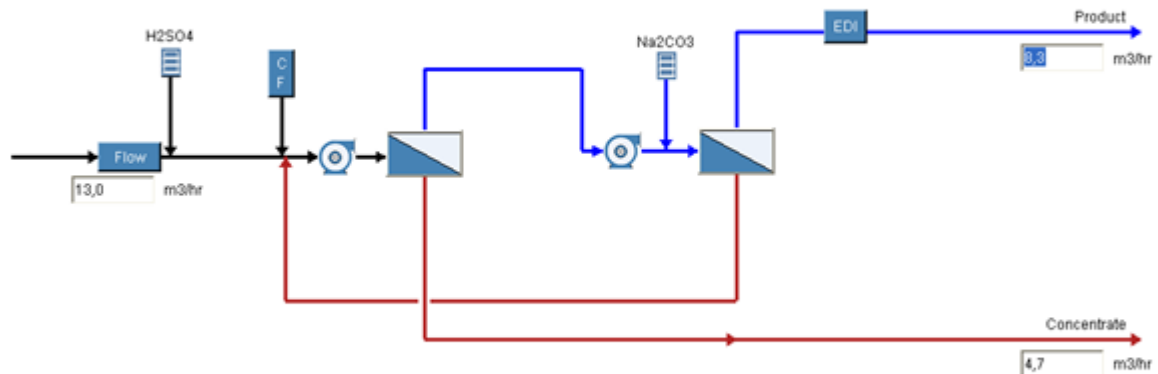


Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado
Anexo E. Diseño de equipos

K	0,12	13,96	40,75	NO3	0,02	7,86	23,34
NH4	0,43	10,18	30,24	Br	0,00	0,00	0,00
Ba	0,00	0,00	0,00	PO4	0,00	2,78	8,27
Sr	0,00	0,00	0,00	B	0,00	0,00	0,00
Fe	0,00	0,00	0,00	SiO2	0,00	0,00	0,00
Mn	0,00	0,00	0,00	H2S	0,00	0,00	0,00
TDS mg/l	9,36	816,54	2461,24	HCO3	6,68	203,09	606,21
pH	6,50	6,56	6,99	CO2	3,35	79,68	79,72
				CO3	0,00	0,05	0,47
Saturation Data							
BaSO4 %	0,00	0,00	0,00	CaF2 %	0,00	0,00	0,00
CaSO4 %	0,00	0,72	2,90	SiO2 %	0,00	0,00	0,00
SrSO4 %	0,00	0,00	0,00	CaPO4 %	0,00	64,10	607,52
Struvite %	0,00	0,00	0,31	LSI	-7,32	-1,02	0,05
				Pi bar	0,01	0,58	1,63

Disclaimer: This design does not guarantees the same performance & is provided solely as a service. The Data contained herein should be used with good engineering judgement.

Process Data Sheet



Flow Data	m3/hr	Analytical Data	mg/L
RO Feed:	14,49	RO Feed TDS	816,54
Product:	7,89	Product TDS	9,36
Concentrate:	4,72	Concentrate TDS	2461,24

System Data Two Pass Design with Interpass Pump

Temperature:	25,00 C		
		Pass 1	Pass 2
Feed Flow	m3/hr	14,49	9,77
Feed Pressure	bar	5,08	5,83
Recovery	%	75,00	85,00
Permeate Flow	m3/hr	10,86	8,30
Split Permeate Flow	m3/hr	0,00	0,00



Pumping Summary

		Pass 1	Pass 2
Feed Flow	m3/hr	14,49	9,77
Discharge Pressure	bar	5,08	5,83
Efficiency	%	89,00	89,00
Power	kW	2,47	1,91

Dosing

	Chemical	kg/day	Dose To
Feed dosing	Sulphuric Acid	23,78	6,00 pH
Inter Dosing	Sodium Carbonate	43,61	8,00 pH

Streams Analytical Data

Ions, mg/l	Total Feed	Predosed Feed	1st Pass Feed	DownStream Perm 1st Pass	1st Pass Concentrate	
Calcium	30,70	30,70	27,67	0,12	84,71	
Magnesium	12,47	12,47	11,23	0,03	34,41	
Sodium	169,52	169,52	209,15	5,49	630,78	
Potassium	14,85	14,85	13,96	1,02	40,75	
Ammonia - N	10,58	10,58	10,18	0,84	30,24	
Barium	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Strontium	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Iron	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Manganese	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Sulfate	0,00	74,32	66,92	0,20	205,06	
Chloride	288,93	288,94	263,65	6,04	797,00	
Fluoride	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Nitrate	8,47	8,47	7,86	0,38	23,34	
Bromide	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Phosphate	3,00	3,00	2,78	0,13	8,27	
Boron	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Silica	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Hydrogen Sulfide	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	
Bicarbonate	156,15	62,90	203,09	8,79	606,21	
Carbon Dioxide	22,23	89,56	79,68	79,24	79,72	
Carbonate	0,10	0,00	0,05	0,00	0,47	
TDS, mg/l	694,77	675,75	816,54	23,04	2461,24	
Flow	m3/hr	13,02	13,02	14,49	9,77	4,72
Temperature	C	25,00	25,00	25,00	25,00	25,00
Pressure	bar	0,00	0,00	5,08	0,00	4,05
Osm.						
Pressure	bar	0,50	0,52	0,58	0,06	1,63
pH		7,00	6,00	6,56	5,25	6,99
S&DI		-1,11	-2,51	-1,49	-6,50	-0,15
Conductivity	µS/cm	1237,00	1245,00	1338,00	40,00	3790,00
Saturation Data						
BaSO4	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CaF2	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CaSO4	%	0,00	0,95	0,72	0,00	2,90
SiO2	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SrSO4	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CaPO4	%	366,85	0,00	64,10	0,00	607,52
Struvite	%	0,04	0,00	0,00	0,00	0,31
LSI		-0,74	-1,74	-1,02	-5,34	0,05



Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado
Anexo E. Diseño de equipos

Ions, mg/l		Interpass EDI	Dosed InterPass	2nd Pass Feed	2nd Pass Concentrate	Final Downstream Perm
Calcium		0,00	0,12	0,12	0,81	0,00
Magnesium		0,00	0,03	0,03	0,22	0,00
Sodium		0,00	85,94	85,94	560,74	1,98
Potassium		0,00	1,02	1,02	6,07	0,12
Ammonia - N		0,00	0,84	0,84	6,65	0,43
Barium		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Strontium		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Iron		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Manganese		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Sulfate		0,00	0,20	0,20	1,32	0,00
Chloride		0,00	6,04	6,04	39,46	0,13
Fluoride		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Nitrate		0,00	0,38	0,38	2,42	0,02
Bromide		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Phosphate		0,00	0,13	0,13	0,86	0,00
Boron		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Silica		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Hydrogen Sulfide		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Bicarbonate		0,00	219,49	219,35	1401,06	6,68
Carbon Dioxide		0,00	3,48	3,52	8,20	3,35
Carbonate		0,00	1,08	1,16	23,25	0,00
TDS, mg/l		0,00	315,27	315,20	2042,85	9,36
Flow	m3/hr	0,00	9,77	9,77	1,47	8,30
Temperature	C	0,00	25,00	25,00	25,00	25,00
Pressure	bar	0,00	0,00	5,83	4,82	0,00
Osm.						
Pressure	bar	0,00	0,19	0,19	1,17	0,01
pH		0,00	8,00	7,97	8,36	6,50
S&DI		0,00	-2,35	-2,38	-0,40	0,00
Conductivity	µS/cm	0,00	355,00	356,00	2168,00	12,00
Saturation Data						
BaSO4	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CaF2	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CaSO4	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SiO2	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
SrSO4	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
CaPO4	%	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Struvite	%	0,00	0,19	0,16	18,40	0,00
LSI		0,00	-2,24	-2,27	-0,15	-7,32
Ions, mg/l		Product	Concentrate			
Calcium		0,00	84,71			
Magnesium		0,00	34,41			
Sodium		1,98	630,78			
Potassium		0,12	40,75			
Ammonia - N		0,43	30,24			
Barium		0,00	0,00			
Strontium		0,00	0,00			
Iron		0,00	0,00			
Manganese		0,00	0,00			
Sulfate		0,00	205,06			
Chloride		0,13	797,00			



Fluoride		0,00	0,00
Nitrate		0,02	23,34
Bromide		0,00	0,00
Phosphate		0,00	8,27
Boron		0,00	0,00
Silica		0,00	0,00
Hydrogen Sulfide		0,00	0,00
Bicarbonate		6,68	606,21
Carbon Dioxide		3,35	79,72
Carbonate		0,00	0,47
TDS, mg/l		9,36	2461,24
Flow	m3/hr	7,89	4,72
Temperature	C	25,00	25,00
Pressure	bar	0,00	0,00
Osm.			
Pressure	bar	0,01	1,63
pH		6,50	6,99
S&DI		0,00	-0,15
Conductivity	µS/cm	12,00	3790,00
Saturation Data			
BaSO4	%	0,00	0,00
CaF2	%	0,00	0,00
CaSO4	%	0,00	2,90
SiO2	%	0,00	0,00
SrSO4	%	0,00	0,00
CaPO4	%	0,00	607,52
Struvite	%	0,00	0,31
LSI		-7,32	0,05

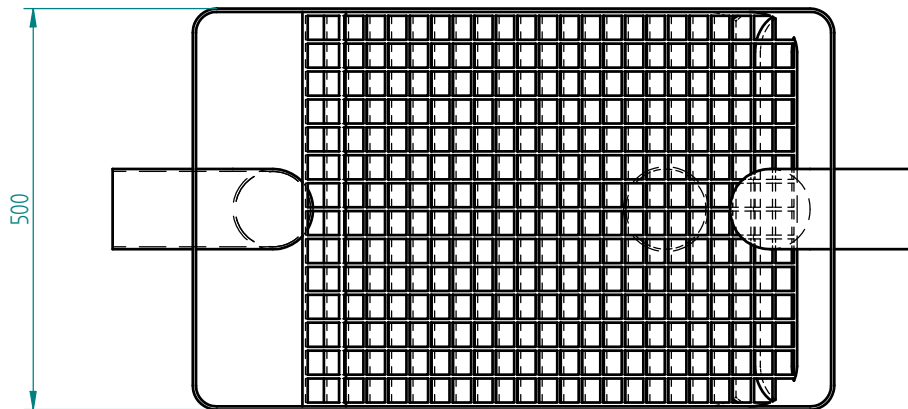
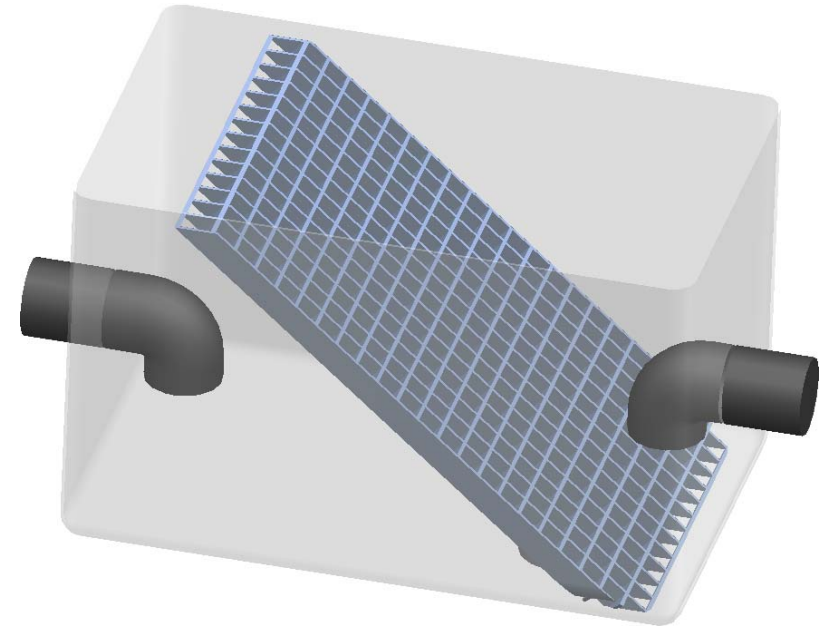
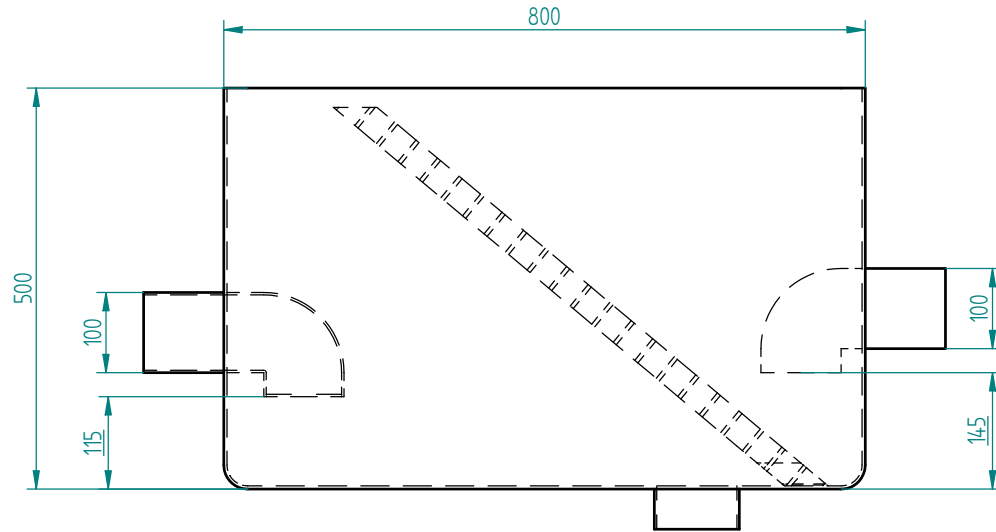
EDI Data

Input/System Parameters			
Parameter	Value	Parameter	Value
Target Resistivity, MΩ-cm	16,00	Total Exchangeable Anions, ppm CaCO3	10,41
Product Flow, m3/hr	7,89	Total Exchangeable Cations, ppm CaCO3	5,66
Flow Per Stack, m3/hr	3,41	Carbon Dioxide (CO2), ppm	3,35
Target Silica (SiO2), ppb	0,00	Alkalinity, ppm CaCO3	5,47
Rectifier Efficiency, %	70,00	Hardness, ppm CaCO3	0,00
Recifier DC Output, Volts	300,00	Silica (SiO2), ppb	0,00
Temperature, C	25,00	Conductivity @25°C, µS/cm	11,55
		Charge Balance	7,08E-14
Calculated/Output Parameters			
Parameter	Value	Parameter	Value
Product Flow Rate, m3/hr	7,885747	Voltage, Volts	58,7146154
Product Resistivity, MΩ-cm	16	DC Power, kW	0,19375823
Product Guarantee Level Silica, ppb	0	AC Power Consumption, kW	0,27679747
Predicted Product Silica, ppb	0	AC Energy, kWh/ m3	0,13286987
Predicted Max Product Sodium, ppb	1,374713	Minimum Feed Pressure, bar	4,82632138
Predicted Max Product Chloride, ppb	2,12184	Predicted Product Outlet Pressure, bar	2,82770722
Maximum Allowable Recovery, %	95	Feed Inlet, m3/hr	8,30078647
No. of E-cell Stacks, Number	2	Concentrate Bleed, m3/hr	0,25605419
Current, Amps	3,3	Electrode Bleed, m3/hr	0,15898513



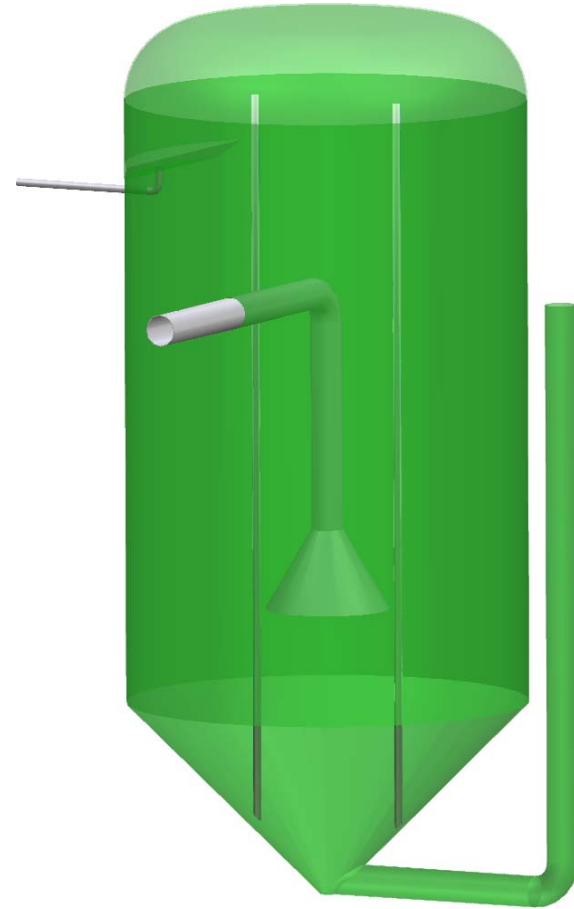
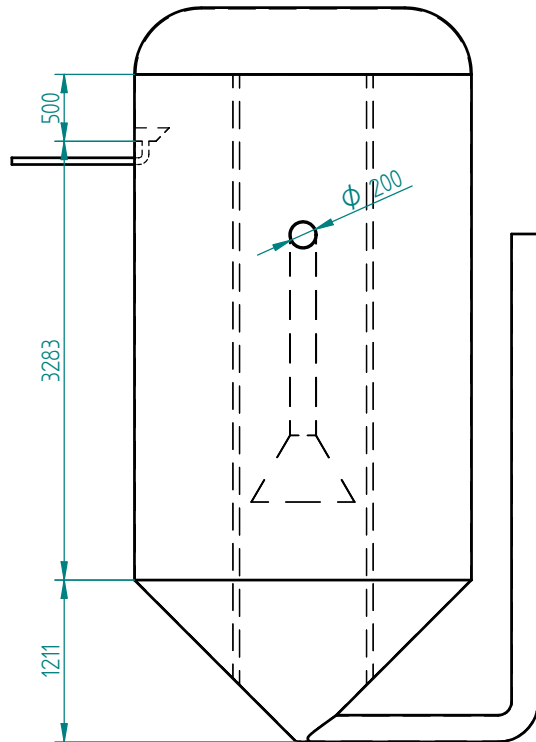
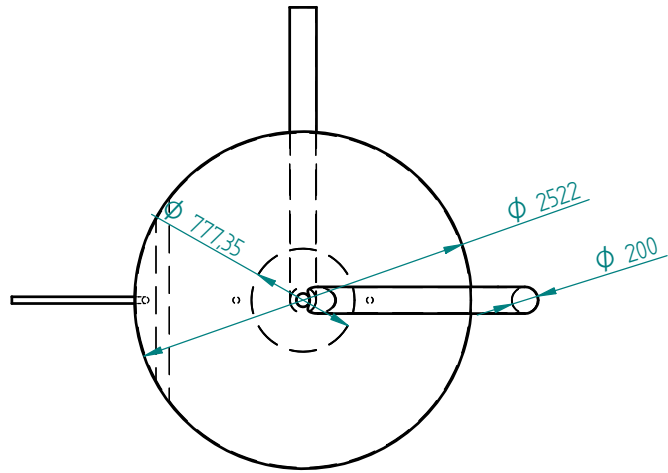
F. Planos

Tratamiento de aguas residuales para aporte a una central térmica de ciclo combinado



	NOMBRE	FECHA		
DIBUJANTE	Ismael	23/03/2011		
			NOMBRE: DESBASTE	
DIMENSIONES EN MILIMETROS				
				306

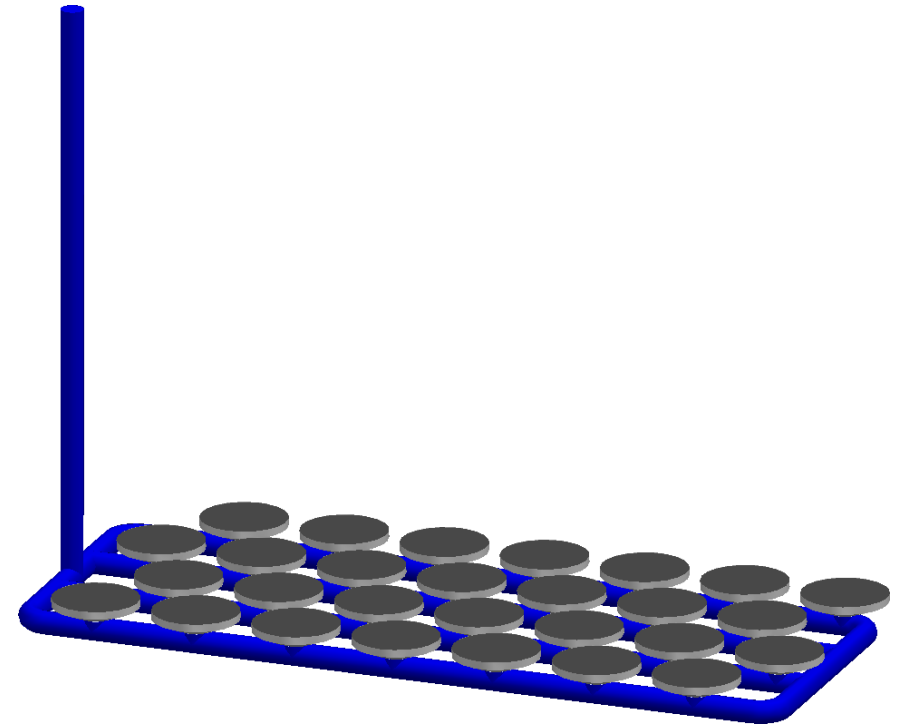
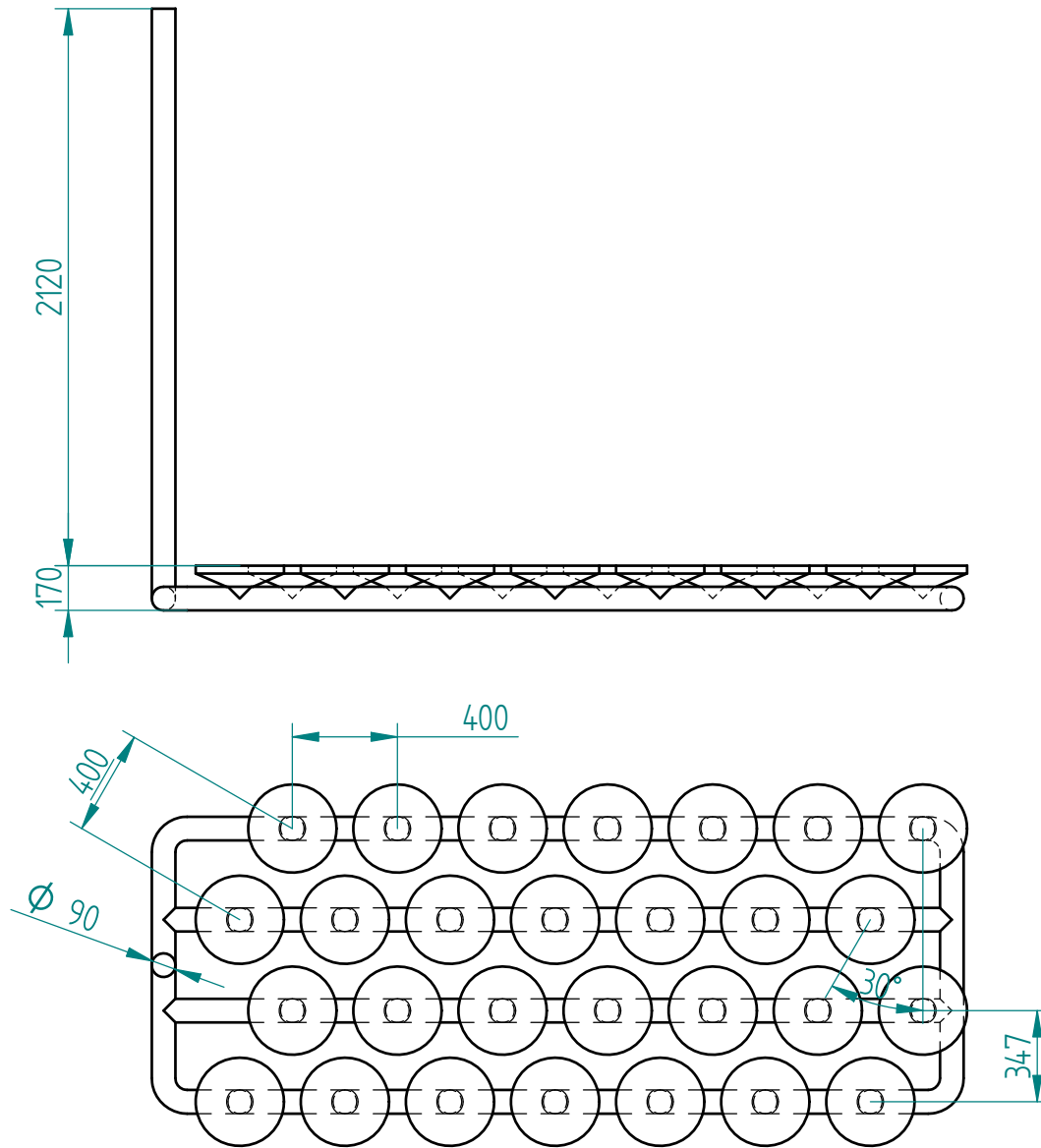
Tratamiento de aguas residuales para aporte a una central térmica de ciclo combinado



Ismael Hernández Sánchez

	NOMBRE	FECHA		
DIBUJANTE	Ismael	21/03/2011		
			NOMBRE: TANQUE AGUA NEGRA	
DIMENSIONES EN MILIMETROS				
				307

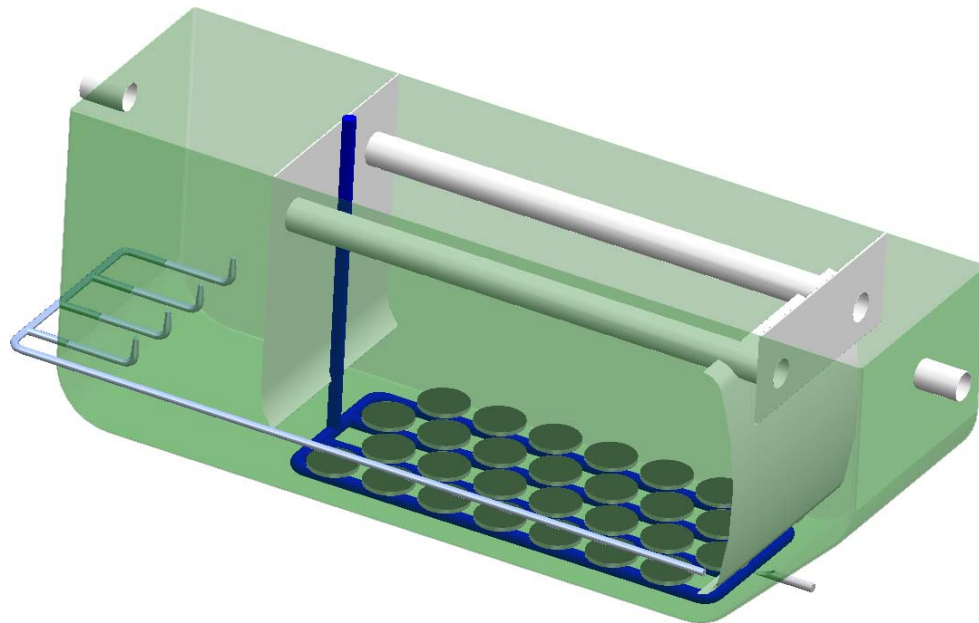
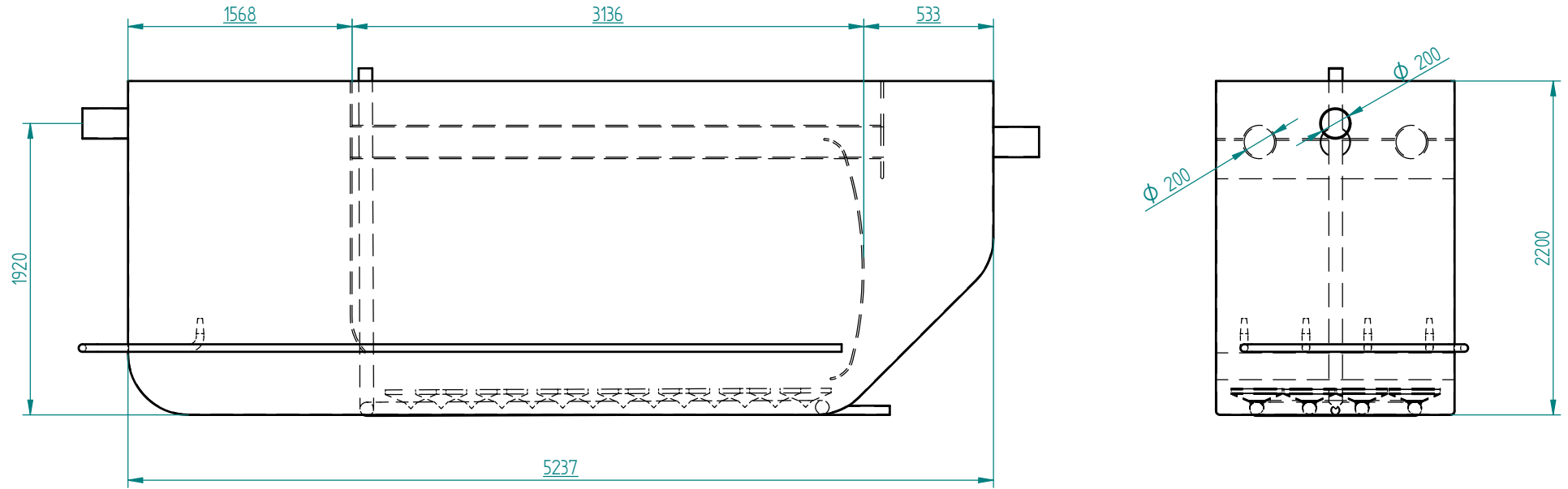
Tratamiento de aguas residuales para aporte a una central térmica de ciclo combinado



Ismael Hernández Sánchez

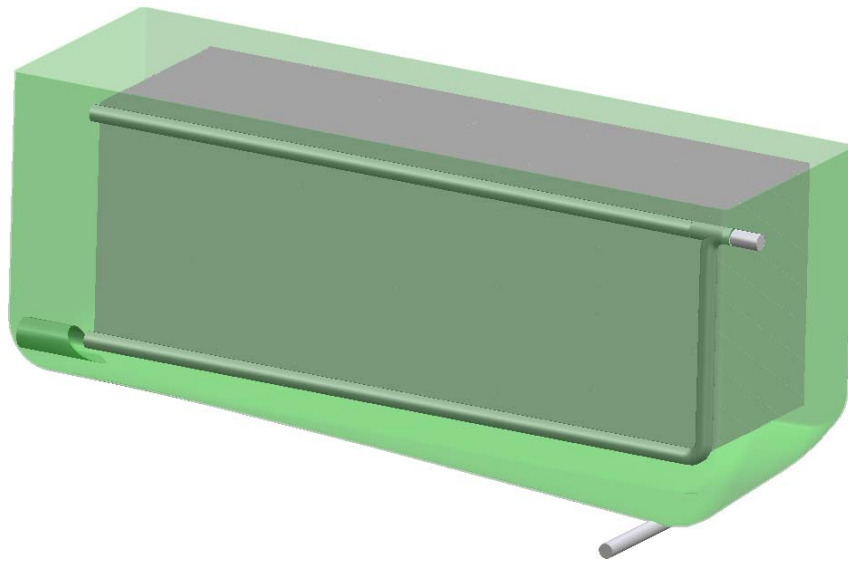
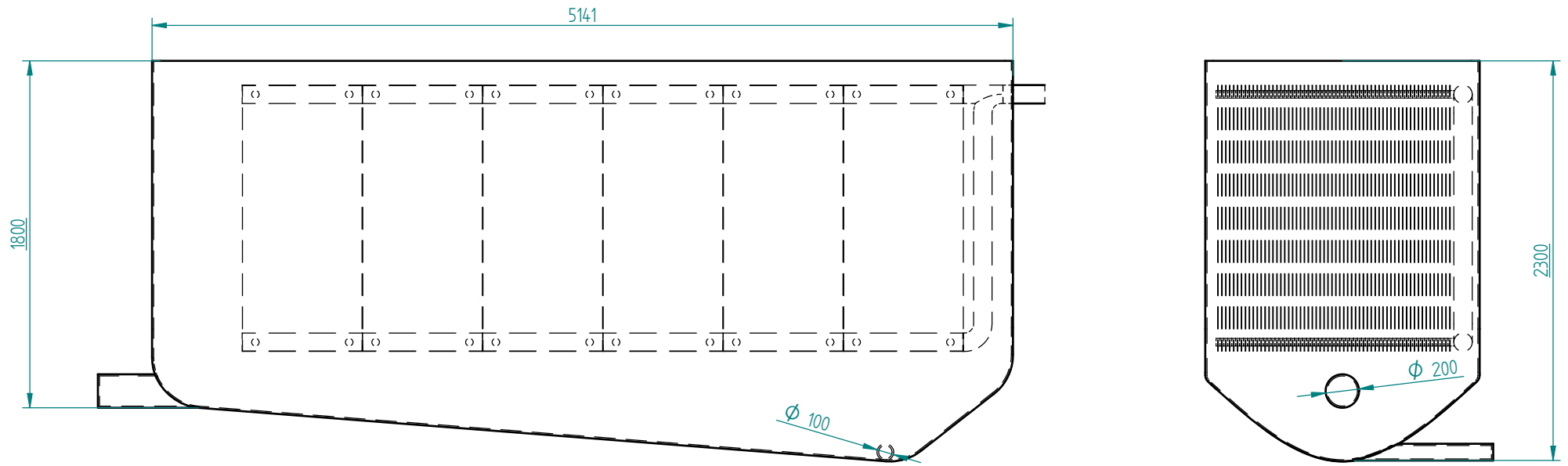
	NOMBRE	FECHA		
DIBUJANTE	Ismael	18/03/2011		
			NOMBRE:	
			SISTEMA DE AIREACIÓN	
DIMENSIONES EN MILIMETROS				
				308

Tratamiento de aguas residuales para aporte a una central térmica de ciclo combinado



	NOMBRE	FECHA		
DIBUJANTE	Ismael	21/03/2011		
			NOMBRE: REACTOR BIOLÓGICO	
DIMENSIONES EN MILIMETROS				
				309

Tratamiento de aguas residuales para aporte a una central térmica de ciclo combinado



	NOMBRE	FECHA		
DIBUJANTE	Ismael	21/03/2011		
			NOMBRE: TANQUE DE MEMBRANAS	
DIMENSIONES EN MILIMETROS				
				310



G. Evaluación económica

En la tabla G-1, se muestra una estimación inicial de los equipos, válvulas, conductos, instrumentos y misceláneos necesarios para el funcionamiento de la planta de tratamiento de agua, así mismo se incluye el coste aproximado de dichos elementos y el coste total de la planta, que se estima en 621.559 €

Tabla Anexo G-1, Presupuesto planta de tratamiento de agua.

<u>Sistema</u>	<u>Equipo</u>	<u>Unidades</u>	<u>Precio/unidad</u>	<u>Coste</u>
Total				621.559 €
Obra de llegada	<u>Total sistema</u>			5.525 €
	Arqueta de desbaste	1	1.300 €	1.300 €
	Rejilla de desbaste	1	550 €	550 €
	Tapa de arqueta de desbaste	1	200 €	200 €
	Sensor de nivel	2	750 €	1.500 €
	Válvula de compuerta automática 8"	1	420 €	420 €
	Válvula de descarga de compuerta automática 4"	1	455 €	455 €
	Obra civil	1	1.100 €	1.100 €
Tamizado	<u>Total sistema</u>			17.000 €
	Tanque de tamizado	1	2.500 €	2.500 €
	Tornillo de tamizado	3	4.100 €	12.300 €
	Sensor de nivel	2	750 €	1.500 €
	Obra civil	1	700 €	700 €
Tanque de agua negra	<u>Total sistema</u>			34.122 €
	Tanque de agua negra	2	8.530 €	17.060 €
	Bomba de agua negra (0,9 kW)	4	465 €	1.860 €
	Serpentín para calentamiento 1"	2	650 €	1.300 €
	Válvula de retención con bloqueo 3"	4	245 €	980 €
	Válvula de descarga de compuerta automática 4"	2	355 €	710 €
	Válvula para calentamiento automática 1"	2	210 €	420 €
	Flotador de bomba	4	85 €	340 €
	Manguera flexible 3"	4	128 €	512 €
	Sensor de temperatura	2	320 €	640 €
	Sensor de nivel	4	750 €	3.000 €
	Obra civil	2	3.650 €	7.300 €



Tratamiento biológico	<u>Total sistema</u>		230.639 €	
	Tanque aireación	2	12.500 €	25.000 €
	Tanque de membranas	2	9.750 €	19.500 €
	Bomba de recirculación de fangos	3	354 €	1.062 €
	Bomba de recirculación desnitrificación	4	234 €	936 €
	Bomba de agua tratada (0,75 kW)	3	678 €	2.034 €
	Modulos de membranas (100m ²)	12	7.500 €	90.000 €
	Compresor (2,9 kW, 138Nm ³ /h)	3	8.500 €	25.500 €
	Difusores	56	255 €	14.280 €
	Equipo de control tratamiento	2	4.350 €	8.700 €
	Equipo eléctrico bombas de recirculación y agua tratada	1	645 €	645 €
	Válvula de flotador para la entrada al tanque	2	340 €	680 €
	Válvula automática de purga de fangos	2	165 €	330 €
	Válvula de vaciado del tanque de aireación	2	85 €	170 €
	Conductos de aireación	2	465 €	930 €
	Sensor de nivel	8	750 €	6.000 €
	Multímetro medida pH, O.D.	4	1.378 €	5.512 €
	Electrodo de pH con sonda	4	404 €	1.616 €
	Electrodo O.D. con sonda	4	780 €	3.120 €
	Sensor de presión recirculación de fangos	2	355 €	710 €
	Sensor de caudal recirculación de fangos	2	567 €	1.134 €
	Sensor de temperatura	4	320 €	1.280 €
	Obra civil	2	3.250 €	6.500 €
	Transporte e Instalación	2	7.500 €	15.000 €
Desmineralización y afino	<u>Total sistema</u>			308.039 €
	Equipo de ósmosis (10m ³ /h)	2	87.120 €	174.240 €
	Equipo de electrodesionización (8m ³ /h)	2	55.544 €	111.088 €
	Bomba de alta presión paso 1 (2,47 kW, 5,5 bar)	3	1.352 €	4.056 €
	Bomba de alta presión paso 2 (1,91 kW, 6 bar)	3	1.125 €	3.375 €
	Tanque de agua ósmotada (1m ³)	2	750 €	1.500 €
	Bomba de dosificación	6	430 €	2.580 €
	Instalación	2	5.600 €	11.200 €



Tratamiento de fangos	<u>Total sistema</u>			22.208 €
	Tanque de fangos	1	2.530 €	2.530 €
Bomba de fangos	2	457 €	914 €	
Tornillo de deshidratación	2	4.552 €	9.104 €	
Bomba de dosificación polielectrolito	2	430 €	860 €	
Sensor de nivel	2	750 €	1.500 €	
Obra civil	1	7.300 €	7.300 €	
Conducciones	<u>Total sistema</u>			4.026 €
	Conductos de PVC 200mm (€m)	40	8,96 €	358 €
	Conductos de PVC 110mm (€m)	150	4,06 €	609 €
	Conductos de PVC 110mm (€m)	30	1,55 €	47 €
	Conductos de presión 110mm (€m)	200	5,61 €	1.122 €
	Instalación	420	4,5 €	1.890 €





H. Planificación

En la tabla H-1 se muestran las distintas tareas realizadas para la ejecución del presente proyecto, así como la duración y planificación de cada una de ellas.

Tabla Anexo H-1, Tareas y planificación del proyecto.

	Tarea	Duración	Comienzo	Fin	Predecesoras
1	Búsqueda de información	70 horas	01/10/2010	24/10/2010	
2	Análisis de la información recogida	40 horas	24/10/2010	06/11/2010	1
3	Redacción del capítulo de análisis	55 horas	06/11/2010	24/11/2010	2
4	Redacción de la selección de tratamientos	30 horas	25/11/2010	03/12/2010	3
5	Creación del diagrama de selección de tratamientos	25 horas	03/12/2010	09/12/2010	4
6	Análisis de la información relativa a la C.T.C.C.	5 horas	09/12/2010	10/12/2010	5
7	Cálculo de balances de agua	35 horas	10/12/2010	20/12/2010	6
8	Determinación del diagrama de la planta	6 horas	21/12/2010	22/12/2010	7
9	Diseño de reactor biológico	80 horas	22/12/2010	15/02/2011	8
10	Diseño del tanque de membranas	15 horas	15/02/2011	18/02/2011	9
11	Diseño del depósito de agua negra	6 horas	18/02/2011	21/02/2011	10
12	Diseño de desbaste y tamizado	7 horas	21/02/2011	22/02/2011	11
13	Diseño del equipo de bombeo	7 horas	22/02/2011	23/02/2011	12
14	Diseño del tratamiento de fangos	5 horas	24/02/2011	24/02/2011	13
15	Redacción del apartado de diseño	20 horas	24/02/2011	02/03/2011	14
16	Redacción de anexos	45 horas	02/03/2011	14/03/2011	15
17	Planos de equipos	40 horas	14/03/2011	23/03/2011	16
18	Presentación	25 horas	24/03/2011	30/03/2011	17

El proyecto se inicia el 1 de octubre de 2010 y termina el 30 de marzo de 2011. Durante los meses de octubre, noviembre y diciembre el horario de trabajo es de 9:00 a 12:00 horas de lunes a viernes. El mes de enero no es productivo y el horario durante los meses de febrero y marzo es de 9:00 a 14:30 horas de lunes a viernes.



Tratamiento de aguas residuales para aporte a central térmica de ciclo combinado
Anexo H. Planificación

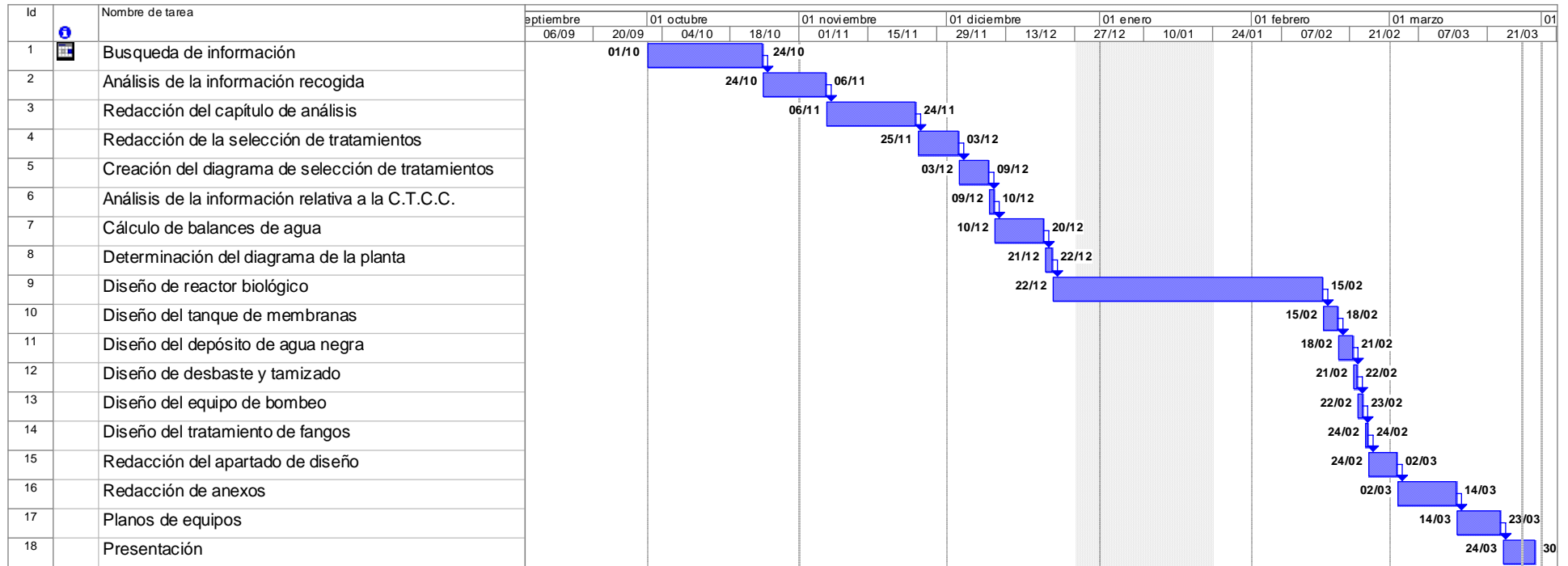
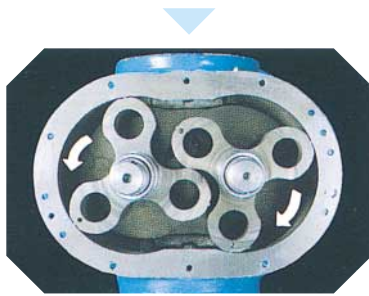


Figura Anexo H-1. Diagrama de Gantt.

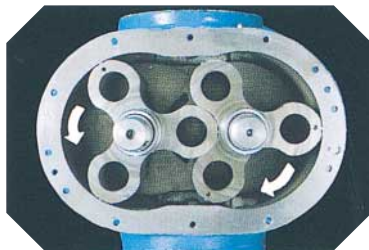


I. Hojas de características

funcionamiento



1



2



3



El soplante de émbolos rotativos se compone fundamentalmente de un estator dentro del cual se alojan dos émbolos simétricos, con forma de engranaje tridentado que giran en sentido contrario y velocidad uniforme.

Mediante un par de engranajes helicoidales con flancos rectificadas se consigue mantener exacta y permanentemente la posición correcta entre émbolos, así como las estrictas tolerancias de montaje, condición indispensable para la buena marcha mecánica y elevado rendimiento volumétrico.

El fluido a vehicular penetra en la cámara formada por el estator y émbolos que en su giro lo desplazan a la tobera de compresión. La presión final de servicio depende únicamente de la resistencia a vencer por rozamiento en las conducciones de fluido y las prestaciones específicas de utilización.

El rendimiento volumétrico de un soplante es constante permitiendo operar en servicios de presión variable.

Por cada vuelta completa del eje de accionamiento se aspiran y comprimen seis volúmenes sectoriales unitarios.

Manteniendo una presión constante y aumentando la velocidad del soplante, aumenta proporcionalmente el caudal del fluido impulsado.

La potencia absorbida se ajusta automáticamente a la presión real de trabajo, evitando consumos de energía innecesarios.

La ausencia de fricción entre émbolos hace innecesaria la lubricación en las cámaras de compresión, lo cual permite la entrega de aire totalmente EXENTO DE ACEITE, se trata de una de las ventajas principales y característica muy valiosa en los procesos químicos, así como en las aplicaciones que requieran un mínimo de grado de contaminación.

running

Rotary blowers basically comprise a stator housing two symmetrical pistons with three-tooth gearing, which rotate in opposite directions at a uniform speed.

A helical gearing torque with rectified sides constantly ensures the correct distance between pistons, likewise guaranteeing the strict assembly tolerances that are so important to good mechanical operation and high volumetric performance.

The fluid to be conveyed penetrates the chamber formed by the stator and the pistons, the rotation of which set the compression filter in motion. The end pressure of this operation depends upon the friction slip in the fluid pipes and the specific utilization performances.

The volumetric performance of the blowers is constant, allowing for operation with variable pressure regimes.

Six unitary sectorial volumes suction and compress with every full turn of the drive shaft.

Constant pressure and increased blower speed will proportionally increase the exhaust flow rate.

Absorbed power automatically adjusts to real working time, thus avoiding unnecessary energy consumption.

The absence of friction between the pistons makes lubrication unnecessary in the compression chambers, meaning that the air input is totally OIL-FREE. This is one of these blowers' main advantages and is an extremely valuable characteristic with respect to chemical processes and applications requiring a very low level of contamination.

grupos y componentes de equipamiento assemblies and components

formas constructivas standard

- Grupo GCA - Tamaño SEM.1 TR a SEM. 75 TR
- Grupo GC - Tamaño SEM. 80 TR a SEM. 125 TR
- Grupo ARV - Tamaño SEM. 200 TR - SEM.250 TR
- FV / Fluido vertical
Núcleo soplante EL (eje libre)
- FH / Fluido horizontal
Para ejecuciones especiales consultar a MAPNER.

Los grupos compactos fabricados en la forma constructiva GCA constituyen un perfeccionamiento en la concepción y diseño constructivo de los grupos soplantes de émbolos rotativos.

standard models

- GCA assembly - Size SEM.1 TR to SEM.75 TR
- GC assembly - Size SEM.80 TR to SEM.125 TR
- ARV assembly - Size SEM.200 TR - SEM.250 TR
- FV / Vertical fluid
EL (inertia shaft) blower
- FH / Horizontal fluid
For special applications, consult MAPNER.

The compact assemblies manufactured according to the GCA model perfect the constructive concept and design of our rotary blowers.



filtro silencioso de aspiración

El grupo GCA incorpora un combinado compuesto por filtro y silenciador, montado directamente sobre la brida de aspiración del núcleo soplante.

La limpieza o sustitución del elemento filtrante se realiza con facilidad, el material fonoabsorbente se puede reemplazar.

Los equipos GC/ARV están equipados con silencioso absorbente independiente y filtro adosado a la brida.

suction silencer/filter

The GCA assembly comes with a silencer/filter combination assembled directly onto the blower suction flange.

The filtering element is easy to clean or substitute and the sound-absorbent material can be replaced.

GC/ARV assemblies come with an independent absorption silencer/filter fitted to the flange.

silencioso de impulsión

Un silencioso reactivo-antipulsatorio totalmente metálico y ecológico compone la base de apoyo del núcleo soplante en forma constructiva GCA.

El grupo GC/ARV está equipado con silencioso absorbente-reactivo tubular independiente del bastidor.

exhaust silencer

The totally metallic and ecological reactive, pulsation attenuating silencer forms the base of the GCA blower.

The GC/ARV group is equipped with a tubular, absorbent-reactive silencer, independent from the rack.

transmisión

La transmisión de los grupos GCA se realiza por poleas y correas con tensado automático mediante un original dispositivo oscilante que permite mantener constantemente la tensión de correas y reducir el esfuerzo radial de los rodamientos.

En la versión constructiva GC se utiliza el tensado convencional por medio de carriles tensores.

El accionamiento de los grupos ARV se realiza por medio de acoplamiento elástico y reductor de velocidad, sistema recomendado para equipos con potencia superior a 200 Kw.

transmission

Transmission of the GCA groups is performed by pulleys and belts, which are automatically tensed using an original oscillating device that keeps the belt tension constant while reducing the radial stress of the bearings.

In the constructive GC version, conventional tensing is achieved by belt tightening rails.

The ARV groups are driven by means of an elastic coupling and speed reducer, the recommended system for machines with over 200 Kw of power.

motor de accionamiento

Para el accionamiento se utilizan motores eléctricos trifásicos de reconocido prestigio, fabricados según norma IEC forma B.3 protección IP.55

drive motor

These units run on three-phase electric motors of renowned prestige, manufactured according to IEC form B.3, with IP.55 protection.



válvula antirretorno

Elemento de clapeta vertical, montado en la salida de fluido evita el antigiro de la máquina conectada a tubería presurizada.

anti-return valve

This vertical clappet, assembled to the fluid outlet, prevents machines connected to a pressurized hose from rotating in the wrong direction.

válvula de seguridad

La válvula permite la evacuación del fluido comprimido al superar el valor prefijado de presión diferencial.

safety valve

This valve permits compressed fluid to be evacuated should it go above the pre-set differential pressure rate.

manguito elástico

En la impulsión del fluido se incorpora un manguito elástico tubular con abrazaderas para conexionado a la tubería de fluido. Opcionalmente se puede sustituir por un compensador axial metálico.

flexible sleeve

The fluid impulsion is fitted with a flexible tubular sleeve with clamps for connection to the fluid pipe. A metallic axial compensator can optionally substitute this element.

soportes elásticos

El grupo soplante se apoya sobre elementos elásticos fijados al basamento.

- Cabina de insonorización :

Formada por paneles desmontables de chapa galvanizada con recubrimiento interior de material fonoabsorbente auto extingüible. La ventilación se consigue mediante un electro ventilador helicoidal de extracción que regenera el aire del interior.

flexible supports

The blower stands on flexible elements fixed to the base-plate.

- Soundproof booth :

Acoustic enclosure comprising collapsible galvanized plate panels with an interior coating of self-extinguish ing sound-absorbent material. Ventilation is obtained by means of an electric helical extracting ventilator that renews the air inside this enclosure.

núcleo soplante

- Válvula de arranque sin carga:

El dispositivo permite el arranque en vacío del equipo soplante resulta imprescindible en caso de arranque del motor de accionamiento por sistema estrella triángulo sobre tubería presurizada.

- Detector de colmatación filtro de aspiración.

- Manómetro de esfera conectado a brida de impulsión.

- Presostato controlador de presión.

- Termostato controlador de temperatura de fluido etc...

blower

- Valve for unloaded start up:

This device permits the blower to be started in unloaded mode and is essential when the motor is started by means of the delta-star pressurized pipe system.

- Suction filter silting detector.

- Sphere gauge connected to the impulsion flange.

- Pressure gauge

- Fluid temperature thermostat, etc



tabla de características / performances table



Funcionamiento en presión / Pressure operation

Δp mbar	tamaño / size		SEM. 1 TR / DN. 50							SEM. 2 TR / DN. 50								
	motor r.p.m. motor		3000							3000								
	soplante r.p.m. blower		1800	2300	2800	3200	3600	4000	4300	4600	1800	2300	2800	3200	3600	4000	4300	4600
200	Q.	m³/h	46	70	94	113	132	151	165	179	70	110	149	181	213	244	268	292
	Δt	°C	23	20	19	19	19	19	19	18	26	21	19	19	19	20	20	20
	N. abs	Kw	0.8	0.9	1	1.1	1.2	1.3	1.3	1.4	0.9	1.3	1.5	1.6	1.8	1.9	2	2.1
	N. motor	Kw	1.5	1.5	1.5	1.5	1.5	2.2	2.2	2.2	1.5	2.2	2.2	2.2	2.2	3	3	3
	Lp (A)	s / c	66	68	72	75	77	81	83	84	69	74	76	79	80	83	86	87
c / c		64	65	66	67	67	68	68	69	65	65	67	67	68	68	68	68	
300	Q.	m³/h	38	62	85	104	123	142	156	170	49	91	131	163	196	228	252	276
	Δt	°C	44	36	32	31	31	30	30	29	43	36	33	32	31	31	31	30
	N. abs	Kw	0.9	1.1	1.3	1.5	1.6	1.8	1.9	2	1	1.7	2	2.2	2.4	2.7	2.8	3
	N. motor	Kw	1.5	1.5	2.2	2.2	2.2	2.2	3	3	1.5	2.2	3	3	4	4	4	4
	Lp (A)	s / c	66	69	73	75	77	81	83	84	69	72	76	80	80	83	87	88
c / c		64	65	66	67	67	68	68	69	65	65	67	67	68	68	68	68	
400	Q.	m³/h	28	52	76	95	114	133	148	162	40	82	121	153	185	216	240	264
	Δt	°C	64	53	47	44	44	43	42	40	71	54	46	44	43	43	42	40
	N. abs	Kw	1.1	1.3	1.6	1.8	2.1	2.3	2.4	2.6	1.2	2.3	2.6	2.9	3.2	3.5	3.7	3.9
	N. motor	Kw	1.5	2.2	2.2	3	3	3	4	4	1.5	3	4	4	4	5.5	5.5	5.5
	Lp (A)	s / c	66	70	73	76	77	82	83	85	70	72	76	81	81	84	89	90
c / c		64	65	66	67	67	68	68	69	65	65	67	67	68	69	70	70	
500	Q.	m³/h	20	44	67	86	105	124	138	152		68	107	139	170	202	225	249
	Δt	°C	94	74	63	58	56	54	53	52		74	63	58	56	54	53	52
	N. abs	Kw	1.4	1.7	2	2.3	2.6	2.9	3.1	3.3		2.7	3.2	3.6	4	4.4	4.7	5
	N. motor	Kw	2.2	2.2	3	3	4	4	4	4		4	4	5.5	5.5	5.5	7.5	7.5
	Lp (A)	s / c	69	71	78	80	83	85	87	88		74	77	82	84	87	90	90
c / c		65	65	65	65	66	67	70	70		65	67	67	68	69	70	70	
600	Q.	m³/h		33	56	75	93	112	126	140		56	95	127	158	190	213	237
	Δt	°C		95	80	74	71	70	68	65		98	81	74	70	67	66	64
	N. abs	Kw		2	2.4	2.8	3.1	3.4	3.7	3.9		3	3.7	4.2	4.7	5.2	5.6	5.9
	N. motor	Kw		3	4	4	4	5.5	5.5	5.5		4	5.5	5.5	7.5	7.5	7.5	7.5
	Lp (A)	s / c		73	76	80	84	87	90	90		76	78	82	85	88	91	91
c / c			65	65	66	69	70	71	71		65	67	68	69	70	71	72	
700	Q.	m³/h			44	63	81	100	114	128			83	114	145	176	199	222
	Δt	°C			100	91	86	82	80	78			99	88	84	82	80	77
	N. abs	Kw			2.8	3.2	3.6	4	4.3	4.6			4.3	4.9	5.4	6	6.4	6.8
	N. motor	Kw			4	4	5.5	5.5	5.5	5.5			5.5	7.5	7.5	7.5	9.2	9.2
	Lp (A)	s / c			76	81	85	88	91	91			79	83	85	89	92	92
c / c				65	66	69	70	71	72			65	66	66	70	71	72	
800	Q.	m³/h					71	90	103	117				100	131	163	186	210
	Δt	°C					100	96	94	91				110	100	96	94	92
	N. abs	Kw					4.1	4.5	4.8	5.1				5.5	6.1	6.8	7.2	7.7
	N. motor	Kw					5.5	5.5	7.5	7.5				7.5	7.5	9.2	9.2	9.2
	Lp (A)	s / c					86	90	91	92				84	86	90	91	92
c / c						69	70	71	72				66	67	70	71	72	
900	Q.	m³/h						94	108						148	171	195	
	Δt	°C						107	105						111	109	108	
	N. abs	Kw						5.4	5.8						7.5	8	8.6	
	N. motor	Kw						7.5	7.5						9.2	11	11	
	Lp (A)	s / c						92	93						91	92	94	
c / c							72	73						71	73	75		
1000	Q.	m³/h																
	Δt	°C																
	N. abs	Kw																
	N. motor	Kw																
	Lp (A)	s / c																
c / c																		

Características de fluido / Features of suctioned fluid

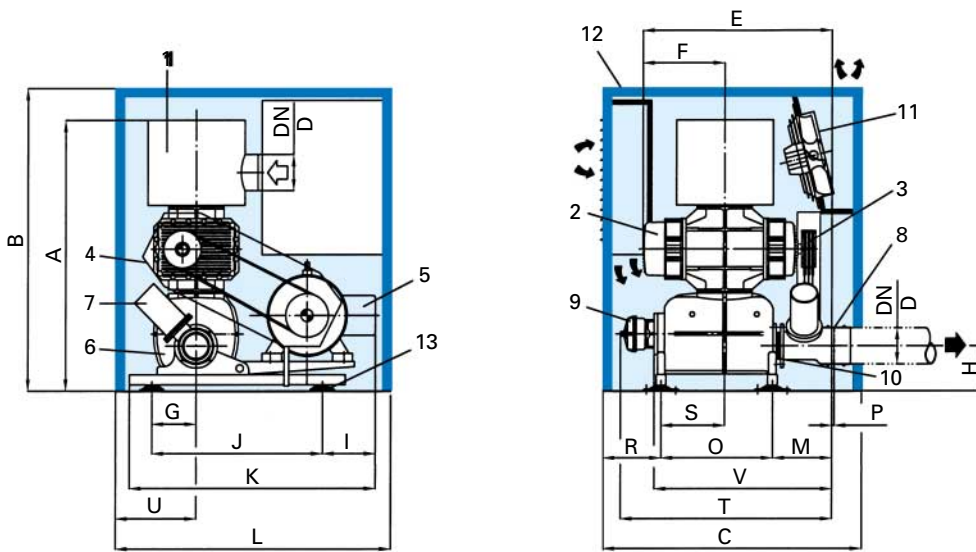
$P_1 = 1013 \pm 50$ mbar $MfPc = 1.2 \pm 0.1$ Kg m³ $T_1 = 20$ °C ± 5 °C

Tolerancias de volumen aspirado y potencia absorbida / Tolerances for inlet and absorbed power: ± 5

Nivel sonoro medido en campo libre a 1 m de distancia con tolerancia: ± 2 dB(A)

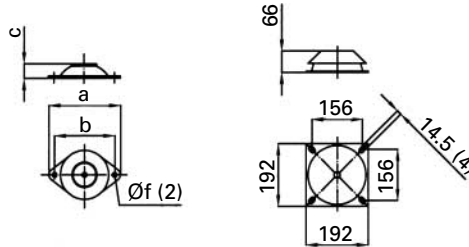
Noise level refer to out door measurent at a distance of 1m: ± 2 dB(A)

Lp (A) = Nivel acústico / Sound level; s/c = sin cabina / without enclosure; c/c = con cabina / with enclosure



Pos. / Part.	Denominación	Description
1	Filtro silencioso asp.	Inlet silencer filter
2	Soplante SEM	SEM blower
3	Poleas y correas	Pulleys and belts
4	Protección de transmisión	Transmission protection
5	Motor de accionamiento	Drive motor
6	Base silenciador	Base silencer
7	Válvula de seguridad	Safety valve
8	Manguito flexible	Flexible sleeve
9	Válvula de alivio	Unloading valve
10	Válvula anti-retorno	Anti-return valve
11	Extractor	Extractor
12	Cabina insonorizante	Acoustic enclosure
13	Soportes elásticos	Flexible supports

SOPORTE ELASTICO
FLEXIBLE SUPPORT



SEM.1 TR a SEM.45 TR
SEM.1 TR to SEM.45 TR

SEM.55 TR a SEM.75 TR
SEM.55 TR to SEM.75 TR

Dimensiones / Dimensions

tipo type	DN	øD*	A	B	C	E	F	G	H	I	J	K	L	M	O	P	R	S	T	U	V	a	b	c	øf	peso weight kg**
SEM.1 TR	50	60	810	960	850	533	200	134	135	205	430	675	850	183	280	15	265	130	703	274	533	120	100	27	8,2	90
SEM.2 TR	50	60	810	960	850	533	220	134	135	205	430	675	850	183	280	15	265	130	703	274	533	120	100	27	8,2	100
SEM.4 TR	80	89	810	960	850	597	245	134	135	205	430	675	850	202	280	15	265	130	722	274	597	120	100	27	8,2	130
SEM.6 TR	80	89	925	1250	1100	639	265	155	165	193	635	931	1200	210	409	15	335	245	866	355	639	148	124	28	10	140
SEM.8 TR	80	89	985	1250	1100	629	255	155	165	240	635	977	1200	210	409	15	335	245	866	355	629	148	124	28	10	220
SEM.10 TR	80	89	985	1250	1100	652	278	155	165	240	635	977	1200	210	409	15	335	245	866	355	652	148	124	28	10	235
SEM.11 TR	80	89	985	1250	1100	677	303	155	165	240	635	977	1200	210	409	15	335	245	866	355	677	148	124	28	10	250
SEM.11,5 TR	100	114	1055	1250	1100	767	346	213	180	325	725	1112	1200	241	465	15	335	285	957	373	767	148	124	28	10	275
SEM.11,6 TR	100	114	1085	1250	1100	697	276	213	180	344	725	1131	1200	241	465	15	335	285	957	373	697	148	124	28	10	310
SEM.11,7 TR	100	114	1085	1250	1100	735	314	213	180	344	725	1131	1200	241	465	15	335	285	957	373	735	148	124	28	10	335
SEM.12 TR	100	114	1163	1250	1100	445	324	213	180	344	725	1131	1200	241	165	15	335	285	957	373	745	148	124	28	10	375
SEM.11,8 TR	150	168	1350	1600	1450	907	369	300	245	252	1015	1342	1600	335	508	15	415	305	1120	475	907	214	182	39	12	510
SEM.15 TR	150	168	1390	1600	1450	928	390	300	245	252	1015	1342	1600	335	508	15	415	305	1120	475	928	214	182	39	12	560
SEM.20 TR	200	219	1586	1850	1600	1115	455	273	270	327	1055	1522	1700	365	690	15	360	395	1305	495	1115	214	182	39	12	690
SEM.35 TR	200	219	1650	1850	1600	1095	435	273	270	327	1055	1522	1700	365	690	15	360	395	1305	495	1095	214	182	39	12	745
SEM.40 TR	200	219	1650	1850	1600	1155	495	273	270	327	1055	1522	1700	365	690	15	360	395	1305	495	1155	214	182	39	12	790
SEM.45 TR	200	219	1715	1850	1600	1128	468	273	270	327	1055	1522	1700	365	690	15	530	395	1305	495	1128	214	182	39	12	915
SEM.55 TR	250	273	1963	2120	1950	1406	554	331	360	408	1220	1753	2050	412	785	22	530	345	1577	660	1406	280	240	44	14,5	1625
SEM.60 TR	250	273	1963	2120	1950	1479	627	331	360	408	1220	1753	2050	412	785	22	530	345	1577	660	1479	280	240	44	14,5	1695
SEM.65 TR	250	273	2100	2120	1950	1417	565	331	360	408	1220	1753	2050	412	785	22	530	345	1577	660	1417	280	240	44	14,5	2000
SEM.75 TR	300	324	2100	2200	2195	1648	685	337	245	685	965	1807	2195	441	1025	22	535	503	1765	695	1648	-	-	-	-	2300

* Tubería ISO / Pipe ISO

** Excluido motor + cabina / Motor acoustic enclosure excluded

Dimensiones en mm. sujetas a modificaciones sin previo aviso.
Dimensions in mm. subject to modifications without prior notice.

convertidores de frecuencia frequency converters

información técnica

Los motores eléctricos con rotor de jaula seleccionados en la tabla de características son válidos para las condiciones de funcionamiento siguientes:

- Frecuencia: 50 Hz
- Altitud sobre nivel de mar: ≤ 1000 m
- Temperatura ambiente: ≤ 40 °C
- Protección: IP.55

Para condiciones diferentes se deben establecer y aplicar coeficientes correctores, previa consulta al fabricante de motores eléctricos.

La intensidad de arranque del motor de rotor de jaula puede alcanzar un valor de 6-7 veces la intensidad nominal en función de la potencia.

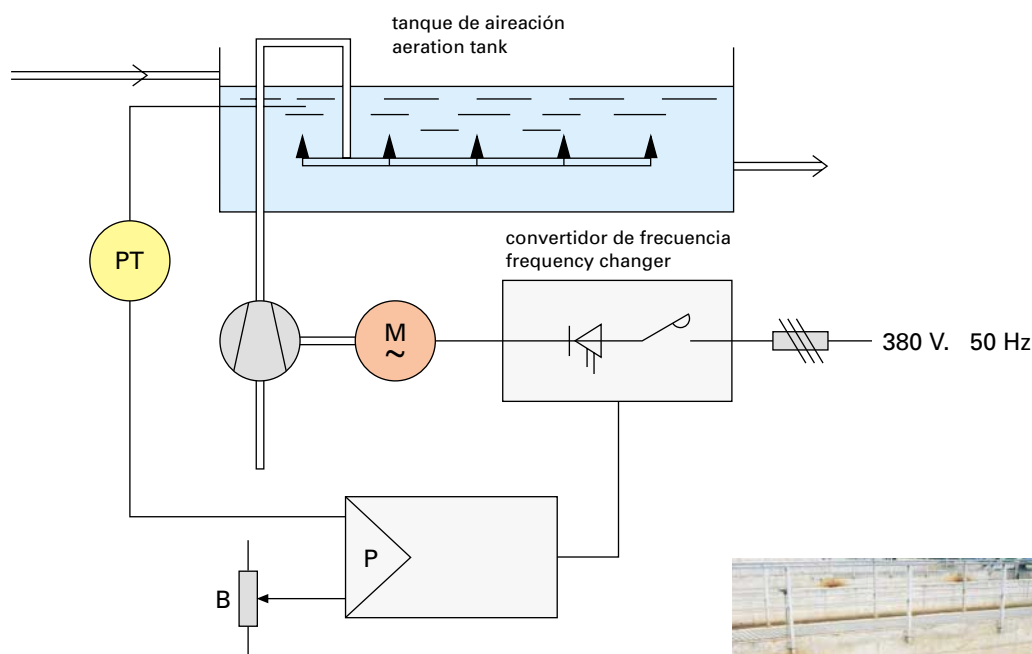
technical information

The squirrel cage rotor motors appearing on the performance table are valid for the following operating conditions.

- Frequency: 50 Hz
- Height above sea level: ≤ 1000 m
- Ambient temperature: ≤ 40 °C
- Protection: IP.55

Correction coefficients must be established and applied in cases where these motors are to operate in conditions other than those given above. Ask your electric motor manufacturer for information on this subject.

The drive intensity of the squirrel cage rotor motor can climb to 6-7 times the nominal intensity depending on the power.



Compresor de aireación equipado con un control del contenido de oxígeno.

- PT = Transductor del contenido de oxígeno
- P = Controlador
- B = Referencia del contenido de oxígeno

Aeration compressor equipped with an oxygen level control.

- PT = Oxygen level transducer
- P = Controller
- B = Oxygen level reference



BIO-CEL®

Submerged modules
for membrane bioreactors



MICRODYN
NADIR

ADVANCED SEPARATION TECHNOLOGIES



BIO-CEL®

for submerged modules

Membrane bioreactors are the next generation of activated sludge waste water treatment processes. The BIO-CEL® module replaces the conventional clarifier for the treated water from the biomass.

The BIO-CEL® Membrane Module is the efficient, reliable and future oriented solution, which significantly increases the purification rate, creates a discharge absolutely free of solids and thanks to an Ultrafiltration membrane, the best discharge values.

BIO-CEL® combines the advantages of classical plate and frame and hollow fibre modules without the disadvantages. It has the packing density of a hollow fibre module, is back flushable like a hollow fibre module and has the defined channels of a plate and frame module. This new development consists of a backflushable Membrane pocket, where the backflushability is reached by a laminated construction of the membrane support material to the spacer material, creating a self supporting membrane sandwich only 2 mm thick. An extremely high packing density is achieved with very low weight, as is normally possible only when using hollow fibres.

The optimised membrane sandwich allows for a constant permeate flow and a highly effective back flush over the entire membrane surface. By using a flat sheet membrane, braiding is avoided and also due to the open channel construction, sludge deposition and sticking of fibres has been reduced to a minimum.

ADVANTAGES

- » Secure retention of bacteria and solids
- » High reduction of viruses
- » Not susceptible to braiding
- » Not susceptible to high sludge deposition
- » Backflushable and also with chemicals
- » High packing density

Technical Data for BIO-CEL® Membrane Module Module Data

Model	Membrane surface
BIO-CEL® BC10-10	10 m ² Membrane surface
BIO-CEL® BC50F-C25-UP150	50 m ² Membrane surface
BIO-CEL® BC100F-C25-UP150	100 m ² Membrane surface
BIO-CEL® BC400F-C100-UP150	400 m ² Membrane surface

Membrane Material

Polymer	MWCO	Pore Size	Support layer	Drainage	Chlorine resistance
Polyethersulfone (PES)	150 kDa	0,04 µm	Polyester	Polyester	100.000 ppmh

Module and Operating Data

Parameters	BC50F-C25-UP150	BC100F-C25-UP150	BC400F-C100-UP150
Membrane surface	50 m ²	100 m ²	400 m ²
Frame material	PE	PE	PE
Cassette material	PVC	PVC	PVC
Dimensions [mm]	740 x 714 x 1585	1385 x 714 x 1585	1440 x 1152 x 2722
Operating pressure	30 – 400 mbar	30 – 400 mbar	30 – 400 mbar
Backwash pressure	max. 150 mbar	max. 150 mbar	max. 150 mbar
Max. operating temperature	55 °C	55 °C	55 °C
pH-range	2 – 11	2 – 11	2 – 11
Air flow rate	15 – 40 m ³ /h	30 – 80 m ³ /h	80 – 200 m ³ /h
Max. content suspended solids	12 g/L	12 g/L	12 g/L

BIO-CEL® Modules

Product code:

BC50F-C25-UP150

Type	Frame Size	Cassette Size	Membrane material
BIO-CEL® Module	50 m ²	25 m ²	Ultrafiltration 150 kDa
	100 m ²	25 m ²	
	400 m ²	100 m ²	

ABS Nopon sistema de aireación de burbuja fina PIK 300

Difusores de membrana en forma de disco para una aireación de burbuja fina fiable y energéticamente más eficiente, en balsas de agua residual de plantas de tratamiento. Idóneos para sistemas de aireación continua, así como en aireación intermitente, por ejemplo, para la eliminación de nutrientes y procesos SBR.

Características

- Membrana EPDM autolimpiante con micro-orificios.
- Ajuste de la membrana por conexión roscada.
- Anillo deslizante en material anti-fricción que facilita la expansión y contracción de la membrana.
- Difusor equipado con válvula antirretorno de bola en acero inoxidable de alta resistencia.
- Sistema ABS Nopon de fijación a la tubería mediante cuña deslizante, sin necesidad de pegamento, disolvente o soldaduras.
- Anillo deslizante que permite abrir el difusor con facilidad para su mantenimiento, incluso después de un largo período de funcionamiento.
- La fijación mediante cuña permite ampliar, reducir o recolocar los difusores cuando así el proceso lo requiere.
- Adaptable a tuberías de distintos materiales y dimensiones.
- Temperatura del aire de entrada hasta 100°C

Funcionamiento

La membrana se infla y abre los micro-orificios durante la aireación debido a la presión del aire comprimido. El cuerpo distribuye el aire uniformemente por toda la superficie de la membrana. El aire se extiende en pequeñas burbujas al pasar por la membrana.



Cuando cesa el caudal de aire, la presión del agua empuja la membrana fuertemente contra el cuerpo del difusor, de manera que los micro-orificios se cierran. La válvula antirretorno con bola en acero inoxidable hace firme presión sobre un anillo tórico evitando la entrada de agua en la tubería. En funcionamiento normal la válvula antirretorno también actúa como orificio de control.

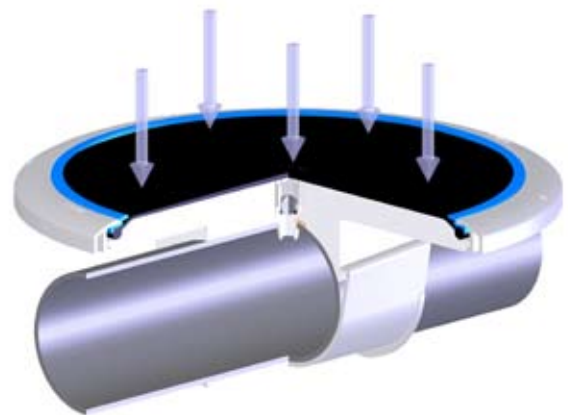
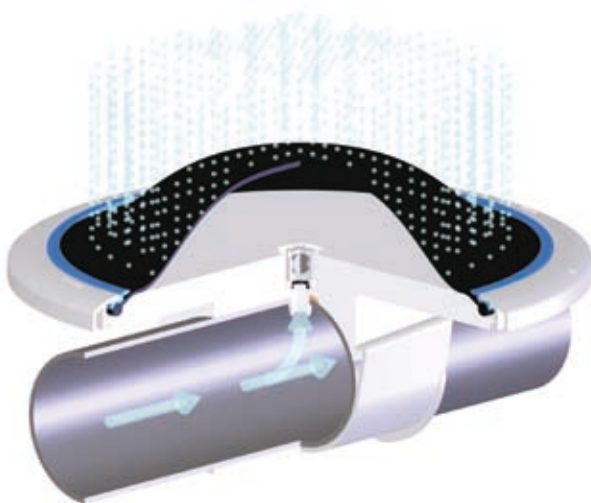
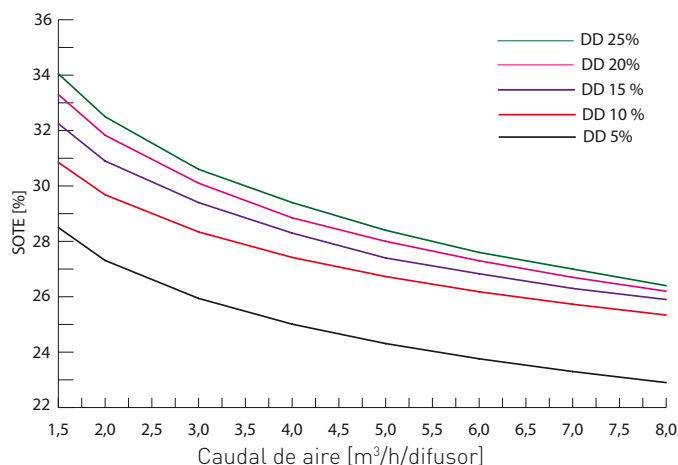
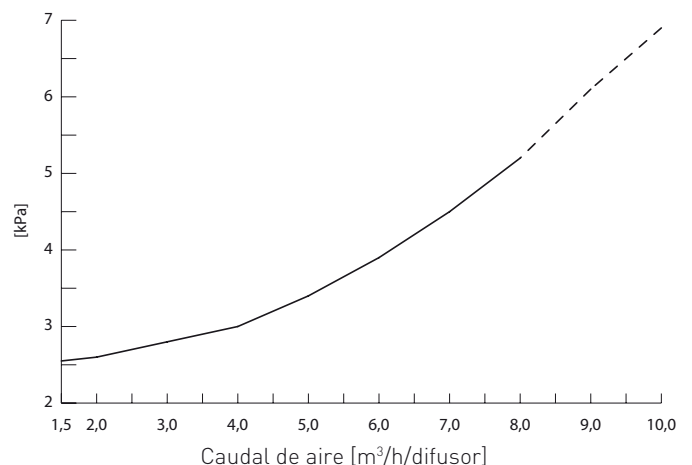


Diagrama de transferencia de oxígeno, SOTE

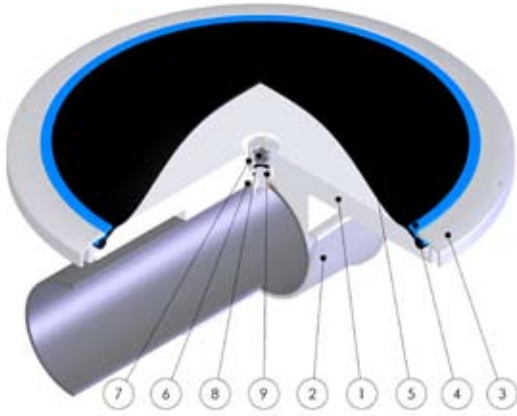


Pérdidas de carga



Agua limpia, condiciones standard (+ 20 °C, 101,3 kPa), nivel TDS 1000 mg/l, nivel de sumergencia del difusor 4 m, densidad difusor, DD = superficie total difusor / superficie total a airear

Componentes y materiales



	Descripción	Material
1	Cuerpo	PP (polipropileno)
2	Cuña	PP
3	Conexión roscada	PP
4	Anillo deslizante	POM (poliacetálico)
5	Disco membrana	EPDM
6	Junta plana	EPDM o SIL (silicona)
Válvula anti-retorno		
7	Cuerpo de la válvula	PP
8	Bola	Acero inoxidable
9	Anillo tórico	EPDM

Modelos

	PIK 300 V D90	PIK 300 D90	PIK 300 S D88,9	PIK 300 4"	PIK300 T 3"
Tubería	90mm PVC	90mm PP	88,9mm inox. NS3" PVC	NS4" PVC	NS3" PVC 88,9mm inox.
Cuerpo	PSA 300	PSA 300	PSA 300	PSA 300-4	PSA 300-3
Cuña	PSK 90	PSK 90	PSK 90	PSK 4	PSK 3
Conexión roscada	PKR 300	PKR 300	PKR 300	PKR 300-3	PKR 300-3
Anillo deslizante	PVR 300	PVR 300	PVR 300	PVR 300-3	PVR 300-3
Disco membrana	HIK 300	HIK 300	HIK 300	HIK 300	HIK 300
Junta plana	PLT 15/4	PLT 15/4 SIL	PLT 15/5	PLT 15/4	PLT 15/4
Válvula antirretorno	PTV 15 L	PTV 15 L	PTV 15 L	PTV 15-3	PTV 15-3

Características técnicas

Caudal de aire de diseño	1,5-8,0 m ³ /h/difusor ^{lx} (+20 °C; 1 013 mbar)
Nivel de instalación difusor	250 mm ^{lxx}
Temperatura aire máx.	+ 100°C
Sumergencia máx./mín.	3 – 8 m (óptimo) ^{lxxx}
Diámetro difusor	336 mm
Área efectiva de la membrana	0,060 m ²
Tamaño de la burbujas	1 - 3 mm
Peso del difusor	0,795 kg
Distancia máx./mín. colocación	1,25 / 0,4 m entre discos

x) Cuando el agua residual contiene sustancias químicas nocivas para el EPDM o cuando la temperatura del aire es >30°C o cercana a 80°C, se recomienda reducir el caudal de aire. Un valor punta de 10 m³/h puede aplicarse tan sólo durante un máximo de 15 minutos, por ejemplo, para la limpieza de las membranas. La utilización de un caudal de aire inferior a 1,5 m³/h debe consultarse con ABS.

xx) Medida recomendada desde la solera de la balsa hasta la coronación del disco.

xxx) Consultar con ABS para profundidades fuera de este rango

PRO RO HR LE Series

High Rejection Low Energy Brackish Water RO Elements

The PRO RO HR LE series membrane elements are the solution for a broad range of water purification that offer a choice of high rejection and high flow products, when low energy consumption is a requirement. They all use a proprietary polyamide thin film membrane that offers a high salt rejection with operating pressures as low as 90psi. These elements are recommended for low brackish water with salt concentration (TDS) levels up to 1,000mg/l. In turn, PRO RO HR LE elements produce a permeate quality close to a standard brackish membrane element at a much lower pressure.

PRO RO HR LE elements feature a FRP outer wrap and female end connections.

Table 1: Element Specification

Membrane	Thin-film membrane (TFM*)
----------	---------------------------

Model	Average permeate flow gpd (m3/day) ^{1,2}	Average NaCl rejection ^{1,2}	Minimum NaCl rejection ^{1,2}
PRO-RO-400-HR-LE-WT	10,200 (38.6)	99.5%	99.0%
PRO-RO-430-HR-LE-WT	11,000 (41.6)	99.5%	99.0%

¹ Average salt rejection after 24 hours operation. Individual flow rate may vary +25%/-15%.

² Testing conditions: 500ppm NaCl solution at 115psi (862kPa) operating pressure, 77°F, pH7.5 and 15% recovery.

Model	Active area ft ² (m ²)	Outer wrap	Part number
PRO-RO-400-HR-LE-WT	400 (37.2)	Fiberglass	3021566
PRO-RO-430-HR-LE-WT	430 (39.9)	Fiberglass	3021567

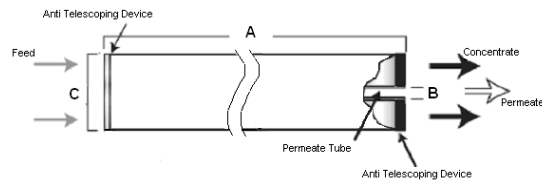


Figure 1: Element Dimensions Diagram

Table 2: Dimensions and Weight

Model	Dimensions, inches (cm)			Boxed Weight lbs (kg)
	A	B ²	C	
PRO-RO-HR-LE-WT ¹	40.0 (101.6)	1.125 (2.86)	7.9 (20.1)	35 (16)

¹ These elements are bagged wet (WT) before shipping.

² Internal diameter unless specified OD (outside diameter).

Table 3: Operating and CIP parameters

Typical Operating Pressure	120 psi (830 kPa)
Typical Operating Flux	10-20GFD (15-35LMH)
Maximum Operating Pressure	400 psi (2,758 kPa)
Maximum Temperature	Continuous operation: 122°F (50°C) Clean-In-Place (CIP): 122°F (50°C)
pH Range	Optimum rejection pH: 7.0-7.5, Continuous operation: 4.0-11.0, Clean-In-Place (CIP): 2.0-11.5
Maximum Pressure Drop	Over an element: 12 psi (83 kPa) Per housing: 50 psi (345 kPa)
Chlorine Tolerance	1,000+ ppm-hours, dechlorination recommended
Feedwater	NTU < 1 SDI < 5

a product of
ecomagination™



Find a contact near you by
visiting ge.com/water or
e-mailing custhelp@ge.com.

Global Headquarters
Trevose, PA
+1-215-355-3300

Americas
Watertown, MA
+1-617-926-2500

Europe/Middle East/Africa
Heverlee, Belgium
+32-16-40-20-00

Asia/Pacific
Shanghai, China
+86 (0) 411-8366-6489

©2008, General Electric Company. All rights reserved.

*Trademark of General Electric Company; may be registered in one or more countries.

FS1283EN Apr-08

E-Cell MK-3 Stack

Industrial Electrodeionization (EDI) Stacks

E-Cell MK-3 is designed to:

- Provide Ultrapure Water for industrial applications including Power, Semiconductor, and General Industry.
- Produce Mixed Bed quality water on a continuous basis.
- Require no caustic or acid for regeneration of mixed bed resin within the stack.
- Be leak free, guaranteed.
- Eliminate brine injection and concentrate recirculation, simplifying system design.

Description and Use

MK-3 E-Cell stacks are electrodeionization (EDI) stacks which use electrical current to deionize and polish reverse osmosis (RO) permeate water. The product water for the MK-3 is at an Ultrapure level required in today's most demanding applications.

Typical Application

- Semiconductor
- Microelectronics
- Power Generation (NOx, Boiler Feed)
- General Industry

Quality Assurance

- CE, UL & CSA marked
- Manufactured in a ISO 9001:2000 facility

MK-3 Stack Specifications		
Nominal Flow	3.4 m ³ /hr	15.0 gpm
Flow Rate Range	1.7 – 4.5 m ³ /hr	7.5 – 20.0 gpm
Shipping Weight	92 kg	202 lbs
Dimensions (width x height x depth)	30 cm x 61 cm x 48 cm	12" x 24" x 19"

Typical Performance		
Product Quality		
Resistivity	> 16 MOhm-cm	
Sodium	< 3 ppb	
Silica (SiO ₂) Removal	Up to 99% or < 5 ppb	
Boron Removal	> 95%	
Operating Parameters		
Recovery	Up to 95%	
Concentrate Flow	Counter current vs. Product Flow	
Voltage	0 – 300 VDC	
Amperage	0 – 5.2 ADC	
Inlet Pressure	4.8 – 6.9 bar	70 – 100 psi
Pressure Drop at Nominal Flow	1.4 – 2.4 bar	20 – 35 psi

Maximum Feed Water Specifications		
Feed Water - Total Exchangeable Anions (TEA as CaCO ₃)	<25 mg/l	<25 ppm
Feed Water - Conductivity, NaHCO ₃ equivalent	< 43 µS/cm	< 43 µS/cm
Temperature	4.4 – 38°C	40 – 100°F
Total Hardness (as CaCO ₃)	< 1.0 mg/l	< 1.0 ppm
Silica (SiO ₂)	< 1.0 mg/l	< 1.0 ppm
Total Organic Carbon (TOC as C)	< 0.5 mg/l	< 0.5 ppm
Total Chlorine	< 0.05 mg/l	< 0.05 ppm

Actual performance may vary depending on site conditions. Reference E-Calc projection software to verify actual performance. Patents pending



Find a contact near you by
visiting gewater.com or
e-mailing custhelp@ge.com.

Global Headquarters
Trevose, PA
+1-215-355-3300

Americas
Watertown, MA
+1-617-926-2500

Europe/Middle East/Africa
Heverlee, Belgium
+32-16-40-20-00

Asia/Pacific
Shanghai, China
+86 (0) 411-8366-6489

ABS bomba de achique sumergible Jumbo 12

Especificación

Bomba eléctrica sumergible Sumergencia máxima: 20 m.
 Protección IP 68. Temperatura máx. del líquido bombeado a máxima potencia y en servicio continuo: 40 °C. Densidad máx. del líquido: 1100 kg/m³. pH del líquido bombeado: 5-8.
 Paso aberturas del colador 6,5 x 22 mm. Número máx. de arranques: 30/hora.

J 12 W/WKS* Media altura, monofásica.

J 12 D/DKS* Media altura, trifásica.

* opcional: boya de nivel incorporada, excl. 500V

Motor eléctrico

Motor monofásico de inducción con condensador incorporado, 50 Hz.

Factor de servicio 1.1. Aislamiento clase F.

Potencia motor P₂: 0,9 kW. Velocidad: 2750 rpm

Tensión, V	110	230
Intensidad nominal, A	10,4	5,2

Motor trifásico de inducción con rotor en jaula de ardilla, 50 Hz.

Factor de servicio 1.1. Aislamiento clase F.

Potencia motor P₂: 1,0 kW. Velocidad: 2800 rpm

Arranque directo con contactor incorporado.

Tensión, V	230	400	500
Intensidad nominal, A	4,0	2,3	1,9

Cable de alimentación

20 metros tipo S1BN8-F :

4 x 1,5 mm² (trifásica)

3 x 1,5 mm² (monofásica)

Protección del motor

Protección térmica incorporada en el bobinado del estátor (140°C, ±5).

Estanqueidad del eje

Doble junta mecánica en baño de aceite.

Inferior: Carburo de silicio sobre carburo de silicio

Superior: Carburo de silicio sobre carburo de silicio

Rodamientos

Superior: De una hilera de bolas.

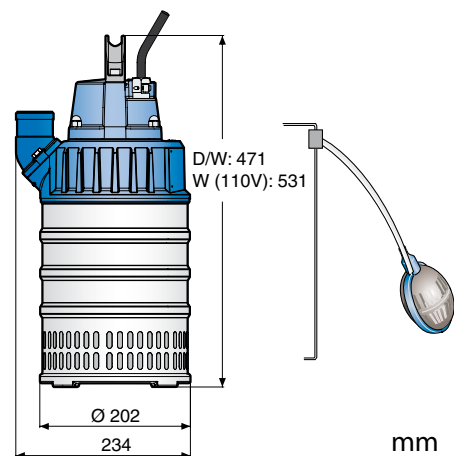
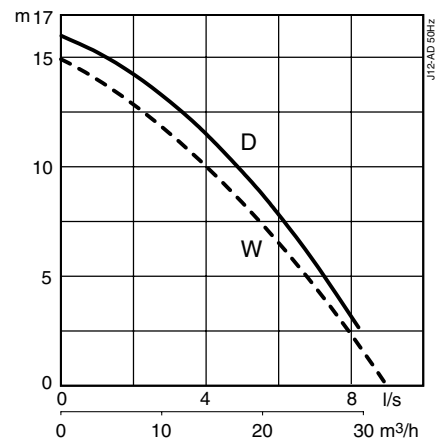
Inferior: De una hilera de bolas.

Codos de descarga

1½", 2" (standard), 2½", 3" para manguera

2", 2½", 3" rosca BSP GAS.

ES 50 Hz



Peso (sin cable)

16,0 kg

Opcional y Accesorios

Ánodos de zinc. Recubrimiento protector. Adaptador placa de aspiración. Conexión en serie. Guardamotores y cuadros eléctricos. Sistema de flotación. Kit transportable. Kit de reparación. Accesorios codos de descarga y manguera.

Materiales		EN	ASTM
Piezas de fundición	Aluminio	EN 1706: AC-43100	ASTM AlSi10mg
Carcasa y tornillería	Acero inoxidable	10088:X5CrNi18-10 (1.4301)	AISI 304
Eje	Acero inoxidable	10088:X20Cr13 (1.4021)	AISI 420
Impulsor	Fundición blanca	EN1695G-X260Cr27	ASTM A 532: Alloy III A
Piezas de desgaste / Anillos tóricos	Caucho de nitrilo		

ABS flotador para bombas de achique sumergibles Jumbo 12 a 54

General

ABS ofrece flotadores como solución para aquellas aplicaciones en las que es necesario que la bomba permanezca flotando. Este accesorio está diseñado para bombas de hasta 55 kg de peso y puede utilizarse en los modelos de bomba Jumbo 12 a 54. Existe la posibilidad de utilizarlo con otras bombas, como las series JS y JC, teniendo siempre en cuenta el peso que tiene que soportar.

Las características principales de estos flotadores son:

- Instalación rápida y sencilla. Simplemente hay que colocar la bomba dentro del flotador y apretar la correa.
- Peso ligero y diseño compacto que facilita su instalación junto con la bomba permitiendo levantar el conjunto y situarlo en el lugar de trabajo.

Aplicación

Cuando se instala una bomba en una gravera, una cantera, una obra de construcción o en un lago, muy a menudo se requiere que la bomba permanezca flotando cerca de la superficie. Es una alternativa perfecta para que la bomba pueda trabajar en la superficie adaptándose siempre al nivel de agua existente en cada momento.

Con los flotadores ABS:

- La bomba permanece flotando cerca de la superficie.
- La bomba permanece visible y se facilita su identificación.
- Se evitan desgastes innecesarios por lo que la bomba se mantiene en perfectas condiciones.

Material

Flotador: Polietileno oleorresistente con relleno de poliestireno expandido.

Colador: Acero galvanizado en caliente.

Datos técnicos

Nº art.	Descripción	Hasta	Modelo bomba
00831601	Flotador - 18	18 kg	Jumbo 12 - 15
00831942	Flotador - 55	55 kg	Jumbo/JC 24 JS 12 a 44

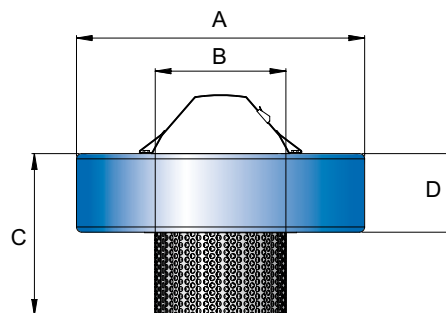
Dimensiones

Nº art.	Ø exterior (A)	Ø interior (B)	Altura (C)	Altura (D)
00831601	550 mm	250 mm	308 mm	150 mm
00831942	820 mm	400 mm	440 mm	218 mm



Procedimiento

- La bomba se coloca dentro del flotador y se aprieta la correa.
- Se acopla la manguera a la bomba antes de levantarla y situar todo el conjunto en el lugar de trabajo.
- La bomba queda bien anclada con la correa. Asegurar el extremo de la manguera de descarga.
- Se pone en marcha la bomba.



Accesorio para bomba de achique ABS

Manguera de descarga flexible reforzada

ES

Generalidades

Manguera de descarga flexible reforzada, de color azul, resistente al desgaste, ozono e intemperie.

Aplicación

Manguera de peso ligero de utilización en bombas ABS para el transporte de agua.

Para temperaturas desde -25°C hasta +60°C.

La presión de trabajo es 1/3 de la presión de rotura.



Mangueras disponibles

Referencia	Diámetro interno	Presión de rotura MVP*	Peso kg/m	Longitud manguera
00831020	25 mm / 1"	300	0,19	50 m
00831021	38 mm / 1 1/2"	240	0,30	50 m
15030057	50 mm / 2"	240	0,41	50 m
00831022	63 mm / 2 1/2"	240	0,56	50 m
15030059	76 mm / 3"	240	0,68	50 m
15030061	102 mm / 4"	210	1,00	50 m
15030062	152 mm / 6"	120	1,60	50 m
15030070	204 mm / 8"	75	2,30	50 m

*Presión a temperaturas +20°C

Abrazaderas para manguera y manguitos de empalme disponibles

	1"	1 1/2"	2"	3"	4"	6"	8"
Abrazaderas	00831020	00831019	15070047	15070019	15070027	15070066	00830829
Manguitos de empalme		00831017	15020060	15020061	15020062	15020063	15020064

ROTAMAT® Pipestrainer



- Fine screening of small wastewater flows (up to 7 l/s)
- Removal of hairs, fibres and fine suspended material
- Increased operating stability of membrane plants (with hollow fibre and plate modules)
- Sludge thickening
- Brown water screening, wash water treatment, service water screening

►► The situation

Wash water is increasingly required for many stages of municipal and industrial wastewater treatment and conventional screens are unable to reliably ensure the solids retention required for wash water. Finer screens are an efficient and economical solution to mechanically eliminate high solids concentrations.

In particular the hollow fibre membranes recently available on the market may block with hairs or other fibrous material with the result of reduced membrane permeability. Fine screens with very fine apertures are able to remove such material and thus ensure a trouble-free and maintenance-free operation of the subsequent membrane plant.

►► The solution

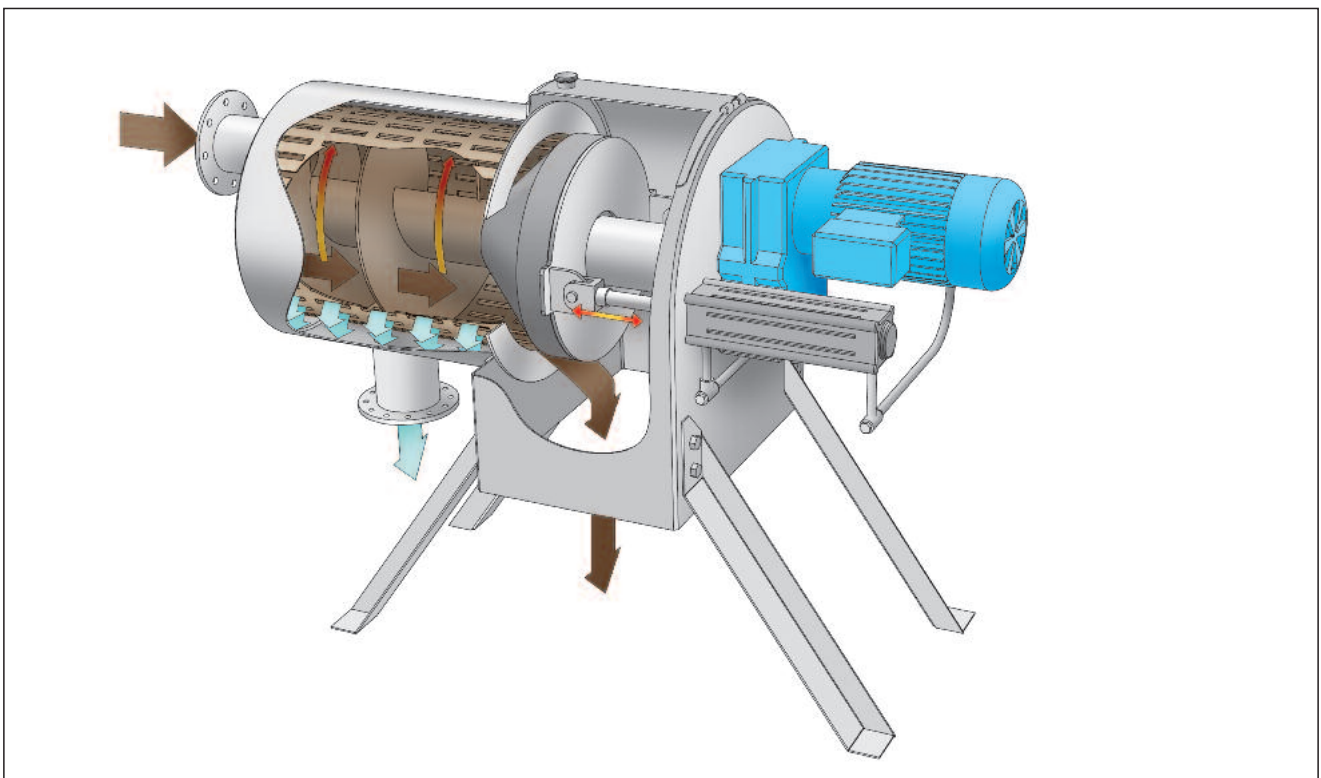
The ROTAMAT® Pipestrainer is a fine screen designed to handle small municipal and industrial wastewater flows of up to 7 l/s and can also be used as a sludge thickener for small throughputs. Due to its small space requirements, the wastewater to be treated can be screened at source.

►► The function

The ROTAMAT® Pipestrainer is a horizontal pipe-shaped fine material separator consisting of a screening zone and a discharge section with pressure cone and pressure cone adjusting system.

The screening zone consists of a screw which rotates inside a screen basket and transports the solids retained on the screen surface up to the screenings discharge. The wastewater to be treated flows through the screen surface from inside to outside and is then discharged vertically downwards through an outlet pipe connection. The screen basket can be equipped with different filter elements and thus adapted to suit specific requirements with the screen surface mechanically cleaned by brushes fitted to the screw and backwashing with water is not required.

The screenings that have been transported to the screenings discharge by the screw are pushed against a pressure cone. The screenings dewatering efficiency is determined by the spring force adjusted at the pressure cone, i.e. it depends on the pre-load on the spring regarding how wide the annular discharge gap will open. The spring force is generated by means of pressure air and cylinders. If required by the quality of the wastewater to be screened the pressure cone can intermittently be opened completely to allow for discharge of accumulated screenings. The Pipestrainer can easily be integrated within a pipeline system with automatic operation of the system.



►► The applications

The ROTAMAT® Pipestrainer is a mechanical preliminary screen for small municipal and industrial wastewater flows of up to 7 l/s that can also be used as a sludge thickener for small throughputs (1.5 m³/h) and is designed specifically for these tasks. Due to its small footprint requirements it allows mechanical treatment of the wastewater or sludge at source.

- Wastewater screening prior to membrane plants
The wastewater to be treated by the membrane plants must be free of hairs, fibres and suspended material that may otherwise lead to undesired tressing and consequently functional and operational problems.
- Preparation of service and wash water
Wastewater preparation is increasingly demanded to achieve recycling and reuse of the valuable resource water with particular importance in the removal of hairs and fibres.

- Product recovery
Product recovery will gain increasing importance in the future due to tightening legislation and growing ecological awareness. The ROTAMAT® Pipestrainer retains valuable material for recovery and reuse, for example when screening brown water for later humus production or recovery of difficult to sediment gypsum for further processing.
- Paper and pulp industry: separation of fine fibres
- Water treatment in food and chemical industries
- Laundries: separation of fibres
- Tobacco industry: separation of tobacco residues from wastewater
- Agricultural industry: separation of fruit and residues from peelings
- Textile industry: recovery of fibrous material from production wastewater
- Thickening of flotata sludge and sludge from MBR plants



Screening of municipal wastewater with a high content of fibres (in particular toilet paper)



The ROTAMAT® Pipestrainer removes very fine screenings (such as hairs) after a preceding coarse screen

►► The user's benefits

- Small space requirements due to the compact, totally enclosed design and high hydraulic capacity
- No wash water requirement due to mechanical screen surface cleaning
- Protection of downstream treatment stages through reduction of filterable solids by up to 50%
- Minimum operator attendance required due to fully automatic operation
- Low-cost treatment of wash water or process water



ROTAMAT® Pipestrainer used for brown water screening for later humus recovery

►► Technical data

The ROTAMAT® Pipestrainer is manufactured in one standard size. The throughput of the unit is dependent upon inlet concentration and selected screen aperture but up to 7 l/s can be achieved with municipal wastewater. If used for sludge thickening, the ROTAMAT® Pipestrainer is able to handle throughputs of 1 to 5 m³/h. The standard material utilised for the complete casing and screen basket is stainless steel. Varying solids compositions can be optimally handled as the Pipestrainer's cone pressure is manually adjustable.

Screen basket elements	
Slot width (mm)	Perforated plate diameter (mm)
0.2 / 0.5 / 1.0	3

HUBER SE

Industriepark Erasbach A1 · D-92334 Berching
 Phone: + 49 - 84 62 - 201 - 0 · Fax: + 49 - 84 62 - 201 - 810
 info@huber.de · Internet: www.huber.de

Subject to technical modification
 1,5 / 3 – 8.2010 – 4.2005

ROTAMAT® Pipestrainer

Sistema depuración MBR

MBR Treatment System

Equipos Hidro-Water

Pozo de Bombeo

Pozo de bombeo prefabricado en depósito de PRFV con montaje de tuberías de entrada e impulsión.

Bombas sumergibles para aguas residuales con impulsor vortex y control de nivel a través de sondas.

Válvulas de retención y de compuerta en arqueta independiente.

Hidro-Water Equipments

Well Pump

Well pump prefabricated in GRP tank with assembly of inlet and delivery piping. Submersible sewage pumps with vortex impeller and level control through sensors

Check and gate valves mounted on independent chest.

Modelo Model	Volumen Volume(l)	Diámetro Diameter(mm)	Altura Height(mm)	Potencia Instalada Power Installed(kW)
PB1	3.000	1.711	1.711	2 x 1.5
PB2	5.000	2.000	2.160	2 x 1.5
PB3	8.000	2.000	2.715	2 x 2
PB4	10.000	2.500	2.235	2 x 3

Tornillo Mini

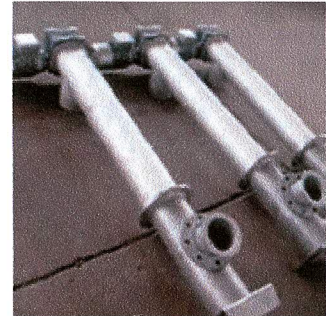
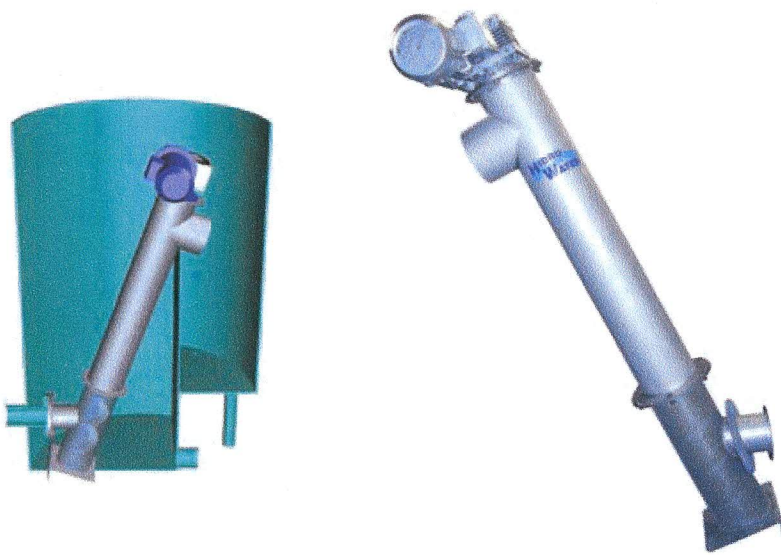
Sistema de desbaste de gruesos que tamiza, transporta y descarga sólidos en una misma unidad.

Instalación en pozos de bombeo y arquetas de desbaste para tratamientos de aguas residuales municipales con un máximo de caudal punta de 15 m³/h.

Mini Screen

Screening system to screen, transport and discharge solids in the same unit.

Assembly on well pumps and screening chest for waste water treatment plants with maximum peak flow of 15 m³/h.



Características tornillo Mini:

- Cuerpo fabricado en acero inoxidable 304 con chapa perforada con luz de malla de 3 ó 5 mm según versión.
- Transportador vertical fabricado en acero inoxidable 304.
- Sistema de auto limpieza gracias a los cepillos fijados al tornillo.
- Motoreductor 0.75 kW
- Sencillo mantenimiento y fácil instalación.

Mini screen features:

- Body made on Stainless Steel AISI 316 with screen sizes ranges of 3 or 5 mm depending on version.
- Vertical conveyor made of Stainless Steel 304.
- Self-cleaning by brushes fitted on the screw conveyor.
- Gear reduction 0.75 kW
- Easy maintenance and installation.