

**Curso Gestión en Empresa Constructora  
PROBLEMÁTICA AMBIENTAL  
CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS  
2005**

Impartido por:

Joaquín Suárez López  
Alfredo Jácome Burgos

**BLOQUE 1  
GESTIÓN DEL AGUA**

**BLOQUE 2  
PARÁMETROS INDICADORES DE LA CALIDAD Y DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS  
AGUAS**

**BLOQUE 3  
PROBLEMÁTICA EN DIFERENTES  
MEDIOS ACUÁTICOS**

**BLOQUE 4  
CONTROL DE LA CALIDAD.  
SU CONTROL**

**BLOQUE 5  
TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES**



# BLOQUE 1

## ASPECTOS BÁSICOS DE LA GESTIÓN DEL AGUA

- 1.1.- GESTIÓN DEL AGUA.
- 1.2.- CICLOS DEL AGUA.
- 1.2.- CARTA EUROPEA DEL AGUA.
- 1.3.- NECESIDAD DE AGUA.
  - 1.3.1.- El consumo urbano.
  - 1.3.2.- Variación y evolución del consumo.
  - 1.3.3.- Otros consumos.

---

### B1.-1.1.- GESTIÓN DEL AGUA

La gestión es acción y efecto de gestionar. Gestionar es hacer diligencias para el logro de un deseo. Habitualmente se asocia gestión a administración. Estos dos conceptos se aplican a la gestión del agua.

El agua es un recurso, un recurso natural. La palabra recursos, en plural, se define como "bienes medios de subsistencia", es decir, algo que presta apoyo a la vida o a las actividades humanas. Sin embargo no basta pensar en términos de vida humana, ya que plantas y animales, el medio natural en general, dependen del suministro constante del recurso agua.

La **gestión del recurso agua** tiene como objetivo el tratar de satisfacer el conjunto de necesidades, minimizando los conflictos entre los diversos usos y preservando al máximo el medio, con un coste mínimo para la sociedad.

En la gestión del agua deben utilizarse tres vías simultáneamente:

- La vía **REGLAMENTARIA O JURÍDICA**: que determinará, en función del bien común, las soluciones que es necesario acometer por aplicación de las normas establecidas por leyes o reglamentos, y que fundamentalmente estarán orientadas a determinar las estructuras de gestión, reglamentación de los usos del agua, normas de tratamiento, depuración y regeneración, así como el establecimiento de sanciones diversas.
- La vía **TÉCNICA**: que es la base de una gestión dinámica, puesto que determina las necesidades, las obras e instalaciones necesarias para la utilización del recurso agua y para su posterior reincorporación de forma óptima al ciclo hidrológico. En esta vía se deben superar los puntos de vista que tienen al hombre como principal y único fin de sus actuaciones.
- La vía **ECONÓMICA o FINANCIERA**: que consiste en analizar los costes de las diversas soluciones que permiten la resolución de los problemas planteados en la vía técnica y los que se plantearán en la vía reglamentaria o jurídica.

La particular distribución espacial y temporal del agua ha hecho que actualmente la idea de escasez sea un fenómeno generalizado y la gestión adecuada de la misma sea una prioridad máxima en nuestra sociedad.

En 1973 el Consejo Económico y Social de la Naciones Unidas hizo un llamamiento a la sensibilidad mundial sobre el tema. En marzo de 1977, ciento dieciséis naciones se reunieron en Mar de Plata, Argentina, en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el agua. El presidente de la Conferencia afirmó que **el acceso de todo hombre a un recurso de agua potable debe ser reconocido como un derecho universal** y recordó que la quinta parte de la población en zonas urbanas del mundo y las tres cuartas partes de la población de las zonas rurales no tenían agua potable.

Como idea general se puede citar que se estima que el 97% del agua del planeta se encuentra en los océanos. Más de las tres cuartas partes restantes del agua, que constituiría el recurso "agua dulce" del planeta, se encuentra en forma de hielo en la Antártida, Groenlandia y el Ártico. Así pues, el agua disponible es una muy pequeña cantidad que se reparte en lagos y ríos (1%) y acuíferos subterráneos (20%).

Los recursos hídricos en España se cifran en 114.000 Hm<sup>3</sup>/año (precipitación media anual de 670 mm), con lo cual, atendiéndonos a datos globales, nos da una disponibilidad teórica por habitante y año de 3000 m<sup>3</sup>, cifra superior al valor medio de la Comunidad Europea, que está en los 2500 m<sup>3</sup>. Este indicador es válido a nivel nacional, pero presenta unas grandes oscilaciones entre las diferentes cuencas españolas; así, mientras las cuencas Norte, Duero, Tajo y Ebro tienen el 75% de los recursos naturales (aportan 83.000 Hm<sup>3</sup>/año), las cuencas del área mediterránea y sur tienen el 25% de los recursos naturales.

La irregular distribución espacial y temporal de los recursos, así como el desequilibrio de la demanda actual (el 50% de la demanda para usos consuntivos se produce en el área mediterránea y sur) ha obligado a realizar una regulación distinta en cada cuenca, para tener los recursos disponibles.

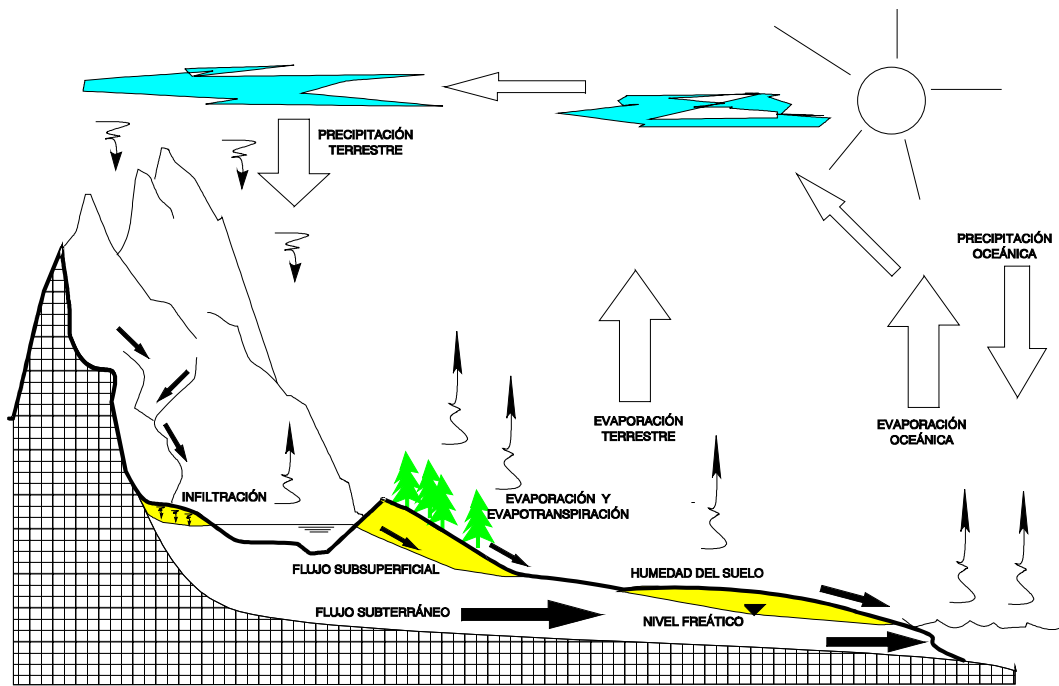
Utilizando los datos del Plan Hidrológico Nacional, de los 114.000 Hm<sup>3</sup>/año, sólo están disponibles en la actualidad 47.000 Hm<sup>3</sup>/año, lo cual supone una disponibilidad del 41%, oscilando entre valores de un 9% en la Cuenca Norte III y un 74% en el Júcar.

Los recursos hidráulicos subterráneos se cifran en 20.000 Hm<sup>3</sup>/año de recarga natural, de los cuales 16.000 Hm<sup>3</sup>/año se utilizan en la actualidad.

## **B1.-1.2.- CICLOS DEL AGUA**

En La Tierra el agua se distribuye en un espacio llamado **hidrosfera**, que se extiende desde unos quince kilómetros en altura en la atmósfera hasta un kilómetro por debajo de la litosfera o corteza terrestre. El agua circula en la hidrosfera a través de un laberinto de rutas que constituyen el ciclo hidrológico.

El ciclo no tiene principio ni fin y sus diversos procesos ocurren de forma continua. El agua se evapora desde los océanos y desde la superficie terrestre, pasando a la atmósfera; el vapor de agua se transporta y se eleva en la atmósfera hasta que se condensa y precipita sobre la superficie terrestre o los océanos; el agua precipitada puede ser interceptada por la vegetación, convertirse en flujo superficial sobre el suelo, infiltrarse en él, correr a través del suelo como flujo subsuperficial y descargar en los ríos como escorrentía superficial. La mayor parte del agua interceptada y de escorrentía superficial regresa a la atmósfera mediante la evaporación. El agua infiltrada puede percolar profundamente para recargar el agua subterránea de donde puede emerger en manantiales o se incorpora a los ríos para formar la escorrentía superficial y, finalmente, fluye hacia el mar o se evapora en la atmósfera a medida que el ciclo continúa.

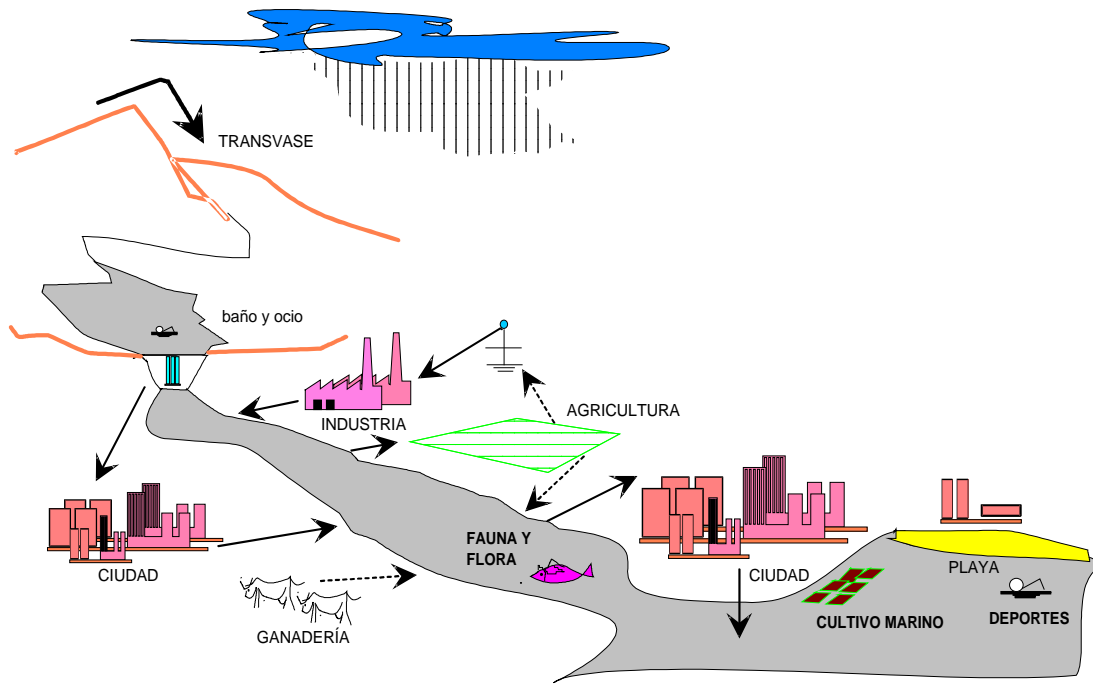


**Ciclo natural del agua.**

Aunque el concepto de ciclo hidrológico es simple, el fenómeno es enormemente complejo e intrincado. No solamente es un ciclo global, sino que está compuesto por muchos ciclos interrelacionados de extensión continental, regional y local. Aunque el volumen total de agua en el ciclo hidrológico global permanece esencialmente constante, la distribución de este agua cambia continuamente en continentes, regiones y cuencas locales de drenaje.

El hombre, como usuario de ese recurso agua, con su gran capacidad de manipulación, modifica el ciclo para satisfacer sus necesidades. A pesar de importantes diferencias de consumo de agua en los núcleos urbanos del mundo en función del clima, costumbres locales, nivel de vida y grado de desarrollo, la creciente urbanización ha hecho triplicar el uso de agua para la agricultura, la industria, el uso doméstico y comercial en los últimos 30 años, y se espera que volverá a triplicarse en los próximos 30.

La gestión eficaz del agua es cada vez más acuciante por cuanto mientras el recurso no tiene en un futuro próximo la posibilidad de un incremento espectacular, la demanda es continuamente creciente a pesar de las importantes mejoras que sobre el uso se están llevando a cabo tanto en los aspectos de consumo humano e industrial, como en el de regadío.



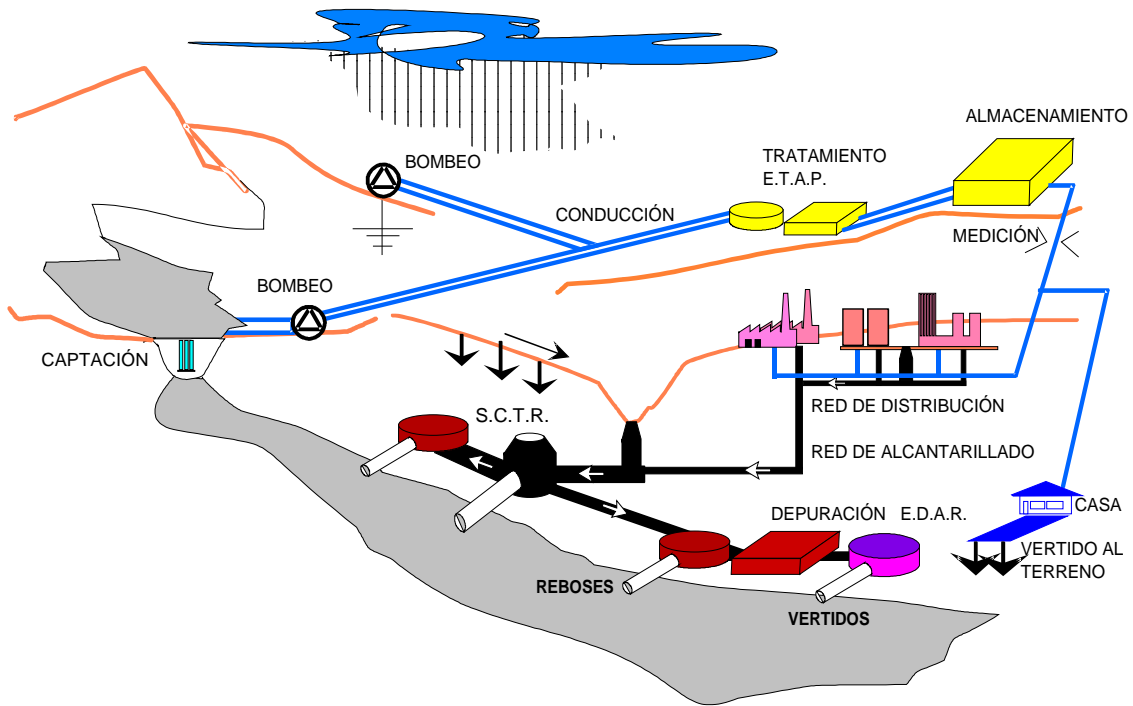
*Ciclo del uso del agua en una cuenca.*

La complejidad del problema del agua, con todo, no reside únicamente en obtener la cantidad de agua indispensable para satisfacer las crecientes necesidades de la sociedad, igualmente grave es el problema del constante deterioro cualitativo producido en las reservas existentes por esa misma sociedad que tanto las necesita.

El agua captada de los ríos, o de cualquier otra fuente natural de agua dulce, entra en un ciclo de utilización en el que cada vez se incorporan nuevos y más elementos. El agua cada vez está más contaminada. Este agua, ya no deseable, se desprecia y la forma más común para la evacuación final es, o era, el verterlo a un medio receptor (ríos, estuarios, lagos o el mar) y confiar en la dilución (en cuanto a nutrientes y productos tóxicos) y en el poder autodepurador del medio (en cuanto a materia orgánica biodegradable).

Los aspectos negativos de la acción modificadora del hombre respecto al ciclo hidrológico son múltiples y se manifiestan prácticamente en todas sus fases.

La primera de ellas es la **contaminación atmosférica**, que determina que el agua de lluvia arrastre contaminantes atmosféricos, haciéndolos llegar a ríos y lagos. A esta contaminación hay que añadir el **deterioro de las aguas dulces superficiales** por los usos humanos y procesos productivos. La concentración de sustancias orgánicas e inorgánicas que se vierten a los sistemas acuáticos naturales superan con mucho la capacidad autodepuradora de los mismos.



**Ciclo del uso municipal del agua.**

Las aguas de escorrentía que atraviesan y lavan áreas agrícolas o urbanas y que se incorporan a los cauces arrastran todo tipo de contaminantes. **Las contaminación de las aguas subterráneas** es aún más peligrosa que la de las superficiales por cuanto su circulación es más lenta y su poder autodepurador es menor.

Los desequilibrios inherentes a la **eutrofización de muchos embalses** y la acumulación de diversos productos (metales pesados, compuestos organo-clorados, compuestos radiactivos) en organismos acuáticos, entre otros fenómenos, han puesto en evidencia la ilusoria protección que ofrecen los criterios de dilución y autodepuración.

En España el problema del deterioro de la calidad de las aguas ha comenzado a ser abordado desde hace unos 15 años. A finales de los años '70 no más del 10% de la población contaba con sistemas de depuración de aguas residuales, mientras que en 1993 este porcentaje se ha elevado al 59% y en la actualidad continua su ritmo ascendente. Si se consideran por separado los núcleos urbanos con más de 10.000 habitantes, el porcentaje de población servida por estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas sube al 70%, repartido entre un 52% de población servida con tratamientos secundarios y un 18% servida con tratamientos primarios.

Con todo, la situación actual en España se caracteriza, a grandes trazos, por tener un tercio de la longitud de sus ríos con problemas de contaminación de diversa índole, un 70% de los embalses con síntomas de eutrofización más o menos avanzada y cerca de 50 sistemas acuíferos subterráneos con concentraciones excesivas de nitratos o salinidad muy alta.

La consecuencia inmediata es que los costes de potabilización de las aguas para abastecimiento son, en muchos casos, muy considerables y, a pesar de las técnicas de tratamiento, es inevitable la aparición esporádica de malos olores y colores desagradables en las redes de abastecimiento. Además, el valor recreativo de no pocos embalses y ríos disminuye ostensiblemente por efecto de la eutrofización o de otros síntomas de contaminación de las aguas. Tampoco son raras las mortandades masivas de peces en tramos fluviales o en embalses. Finalmente, en algunas zonas de regadío intensivo y en zonas costeras, las aguas subterráneas han perdido condiciones básicas para el consumo humano o ni siquiera sirven para el propio riego agrícola.

### **B1.-3.3.- CARTA EUROPEA DEL AGUA.**

A continuación se transcribe la Carta Europea del Agua, que resume de forma clara y sencilla la problemática actual del agua y marca los principios fundamentales de gestión:

- Sin agua no hay vida posible. Es un bien preciado, indispensable a toda actividad humana.
- Los recursos de agua dulce no son inagotables. Es indispensable preservarlos, controlarlos y, si es posible, acrecentarlos.
- Alterar la calidad del agua es perjudicar la vida del hombre y de los otros seres vivos que de ella dependen.
- La calidad del agua debe ser preservada de acuerdo con normas adaptadas a los diversos usos previstos, y satisfacer, especialmente, las exigencias sanitarias.
- Cuando las aguas, después de utilizarlas, se reintegran a la naturaleza, no deberán comprometer el uso ulterior, público o privado, que de ésta se haga.
- El mantenimiento de la cobertura vegetal adecuada, preferentemente forestal, es esencial para la conservación de los recursos hídricos.
- Los recursos hídricos deben inventariarse.
- Para una adecuada gestión del agua es preciso que las autoridades competentes establezcan el correspondiente plan.
- La protección de las agua implica un importante esfuerzo tanto en la investigación científica, como en la preparación de especialistas y en la información del público.
- El agua es un patrimonio común cuyo valor debe ser reconocido por todos. Cada uno tiene el deber de utilizarla con cuidado y no desperdiciarla.
- La gestión de los recursos hidráulicos debiera encuadrarse más bien en el marco de las cuencas naturales que en el de las fronteras administrativas y políticas.
- El agua no tiene fronteras. Es un recurso común que necesita de la cooperación internacional.

### **B1.-1.4.- NECESIDADES DE AGUA**

#### **B1.-1.4.1.- EL CONSUMO URBANO**

En la redacción y cálculo de cualquier proyecto de abastecimiento o de saneamiento es necesario tener un conocimiento aproximado de la cantidad de agua que va a ser necesario tratar y abastecer, o conducir y depurar. Para obtener este dato es necesario disponer de dos informaciones básicas: la **cantidad de población a abastecer** y la **dotación por persona y día** (consumo diario *per cápita*). Además, estos dos datos no van a ser fijos, sino que estarán sujetos, por una parte, a la variación de la población durante la vida útil del proyecto y, por otra, a la variación de los hábitos u otros factores que afectan a la necesidad de agua de cada persona.



Inicialmente se debe trabajar con valores medios de consumo. El cálculo habitual para conocer el consumo *per cápita* de una población es dividir el consumo anual de la ciudad entre el número de habitantes y entre los 365 días de año. Lo que obtenemos es un **consumo medio *per cápita***.

Cuando se construye una infraestructura hay que decidir su vida útil, el período de tiempo durante el cual deberá estar cumpliendo su función. La adopción de un determinado número de años, 10 ó 20 son valores normales en obras hidráulicas, implica que se deben hacer proyecciones de evolución de la población, ya que ese número futuro de personas será el valor que entre en nuestros cálculos de proyecto. La vida útil de diseño va a tener una relación directa con la inversión a realizar. Algunas posibles técnicas de previsión de poblaciones se han mostrado en el Tema 3, apartado 3.3.

El agua que se suministra en una ciudad cuyo supuesto destino último son las personas, hemos hablado de dotación *per cápita*, en realidad se distribuye para numerosos tipos de consumos:

- **Consumo doméstico:** Incluye el suministro de agua a las viviendas, hoteles, etc. Su valor oscila en función del nivel de vida de los consumidores. Son valores habituales los que oscilan entre 50 y 200 litros por habitante y día (L/h.d). Suele representar un 50% del volumen total que se abastece.
- **Consumo comercial:** Representa el agua que se abastece a los comercios, tiendas, bares y oficinas. Viene a representar un 15% como máximo del agua abastecida.
- **Consumo industrial:** El consumo industrial es aquel agua que se aporta a las pequeñas industrias o talleres que se encuentran inmersas en el casco urbano. La cantidad de agua a servir a una industria se suele hacer a partir de su superficie y de el tipo de productos que elabore y procesos que realice. Las grandes industrias o bien poseen abastecimientos propios o mantienen contratos especiales con las empresas municipales suministradoras.
- **Consumo en edificios públicos:** Hace referencia al consumo de agua que se produce en escuelas, ayuntamientos, cárceles, etc.
- **Consumo municipal:** Integra todo el gasto de agua que se realiza cuando se riegan las calles, se lavan alcantarillas, se riegan los jardines, etc. En este apartado también debe incluirse el agua utilizada para apagar incendios, que si bien no representa un excesivo gasto en el monto anual, si lo es durante el apagado de los fuegos y puede representar pérdidas importantes de presión en la red. Si el abastecimiento es pequeño hay que tener muy en cuenta los posibles volúmenes que se pueden llegar a consumir durante un incendio.
- **Pérdidas en la red:** En este apartado se incluye todo aquel agua perdida a lo largo de la red de distribución o en los depósitos. Las redes de las ciudades son muy densas y muchas son muy antiguas. Las pérdidas son inevitables. El valor de estas pérdidas se reduce mediante fuertes inversiones en renovación de la red y en un adecuado mantenimiento de la red.

En este apartado también se suelen incluir consumos de los denominados "no computados". En este tipo se incluyen los errores de lectura en los contadores, bombas y conexiones no autorizadas.

Este consumo viene a representar entre un 25% y un 10% del total del agua suministrada. Por ejemplo en el Área de La Coruña, la relación entre el agua medida y el agua suministrada era de un 77.1%, pero incluyendo en este valor,

además de las pérdidas en conducciones y redes, el agua suministrada a dependencias municipales, agua de limpieza y riego de jardines.

**Área de La Coruña (1992) Evolución del Consumo (en miles de m<sup>3</sup>) (EMALCSA)**

	1988	1989	1990	1991	1992
<b>Doméstico</b>	10880	11248	11630	12094	12484
<b>No doméstico</b>	8800	9298	9143	9269	9870
<b>Ayuntamientos</b>	3916	4902	5584	6689	7186
<b>Puerto</b>	488	339	357	366	382
	<b>24084</b>	<b>25787</b>	<b>27014</b>	<b>28418</b>	<b>29922</b>

**Área de la Coruña (1992) Cuadro descriptivo del área abastecida.**

MUNICIPIO	EXTENSIÓN (Km <sup>2</sup> )	POBLACIÓN	DENSIDAD (Hab/km <sup>2</sup> )	CONSUMO m <sup>3</sup> x10 <sup>3</sup>	DOTACIÓN L/hab.día
La Coruña	36.84	248001	6372	22736	251
Carral	48.04	5216	109	233	122
Cambre	40.65	12473	307	1177	259
Culleredo	62.52	14970	239	1446	265
Oleiros	43.22	18741	433	2375	352
Arteijo	94.62	17931	189	1337	204
Sada (1)	27.62	9148	331	574	---
Bergondo (2)	32.18	5418	168	44	---
<b>TOTAL</b>	<b>385.35</b>	<b>331628</b>	<b>861</b>	<b>29922</b>	<b>253</b>

(1) Sólo parte del Municipio

(2) Sólo polígono industrial.

Factores que afectan al consumo:

- **Tamaño de la ciudad:** El número de habitantes va a influir de forma directa sobre el consumo, pero una gran ciudad va a llevar asociados unos consumos importantes diferentes a los domésticos. El riego de jardines y parques, la cantidad de comercios e industrias que posea, mayor extensión de la red con mayores posibilidades de fugas, etc., inducirá a dotaciones *per cápita* mayores.
- **Nivel de vida:** El aumento del nivel de vida tiende a aumentar los consumos. En el ámbito doméstico se empiezan a utilizar con mayor frecuencia los lavavajillas, se utilizan trituradores de basura, el aseo es más frecuente, etc. Una ciudad con mayor nivel de vida dispone de más parques y jardines que regar, a los que hay que añadir los espacios verdes privados si la población se distribuye en viviendas unifamiliares.
- **Nivel de industrialización de la ciudad:** La industria, en función de los procesos de producción que incorpore tendrá más o menos necesidad de agua. La tendencia general es a utilizar la menor cantidad posible de agua. Hay que tener en cuenta que el volumen de industria no tiene nada que ver con la cantidad de población y que la estimación de necesidades es diferente. Cuando se realiza un plan de abastecimiento habrá que considerar si hay polígonos industriales previstos en los planes de urbanismo.
- **Calidad de la red de distribución.** Las fugas en una red de distribución están muy condicionadas por los materiales de las conducciones y el tipo de juntas utilizadas. Hay materiales que envejecen más lentamente, que son más flexibles ante asentamientos, etc.

- **Hábitos de la población.** Por ejemplo, el uso de trituradores domésticos aumenta enormemente los consumos de agua.
- **Clima:** En regiones áridas o en épocas de calor se incrementa el uso del agua. Se emplea agua para regar los jardines, el consumo doméstico aumenta como consecuencia del aumento del número de baños, el consumo público también aumentará al tener que regar las calles, etc. En invierno, sin embargo, la eliminación de la nieve mediante agua puede incrementar también los consumos.
- **Limpieza viaria:** Hay ciudades que tienen por costumbre el baldeo de calles como sistema de limpieza, frente a las opciones de barrido y aspiración.
- **Turismo:** Normalmente los cálculos de dotaciones se realizan respecto a la población censada, sin embargo con el turismo aparece una punta de consumos estacional. Esta punta es mejor estudiarla de forma independiente.
- **Tipo de control sobre el consumo:** Si en un abastecimiento no se mide entonces existe una casi total ignorancia sobre la cantidad de agua que se suministra y de la forma en que se gasta. Si no hay medida se cae en el derroche del recurso con gran facilidad.

Todos los sistemas de abastecimiento disponen de contadores o controlan sus bombas para disponer de datos sobre el agua abastecida y el agua consumida. Las tarifas que finalmente el usuario debe abonar responden a criterios políticos y no al verdadero coste de tratamiento del agua.

Según las “**Normas para la Redacción de Proyectos de Abastecimiento y Saneamiento de Poblaciones**”, N.R.P.A.S.P., (M.O.P.U., 1975), las dotaciones de abastecimiento serán, salvo justificación en contra, los valores que se establecen en la tabla que se presenta a continuación.

<b>POBLACIÓN (hab.)</b>	<b>DOTACIÓN (L/h.d.)</b>
< 1000	100
1000 – 6000	150
6000 – 12000	200
12000 - 50000	250
50000 - 250000	300
> 250000	400

Por otra parte, en la elaboración de los Planes Hidrológicos se establecieron, a través de las “**Instrucciones y Recomendaciones Técnicas Complementarias para la Elaboración de los Planes Hidrológicos de Cuencas Intercomunitarias**”, (O.M. de 24 de Septiembre de 1992, B.O.E. 249 de 16 de octubre de 1992), las dotaciones futuras para diferentes horizontes, tal como aparecen en las tablas siguientes:

**Dotaciones máximas en litros por habitante y día**

*(estas dotaciones incluyen las pérdidas en conducciones, depósitos y distribución; se refieren, por tanto, al punto de captación o salida de embalses, es decir, a volúmenes suministrados).*

**Población permanente (primer horizonte: año 2002)**

POBLACIÓN ABASTECIDA POR EL SISTEMA (MUNICIPIO, ÁREA METROPOLITANA, ETC.)	ACTIVIDAD INDUSTRIAL COMERCIAL		
	ALTA	MEDIA	BAJA
Menos de 10.000	270	240	210
De 10.000 a 50.000	300	270	240
De 50.000 a 250.000	350	310	280
Más de 250.000	410	370	330

**Población permanente (segundo horizonte: año 2012)**

POBLACIÓN ABASTECIDA POR EL SISTEMA (MUNICIPIO, AREA METROPOLITANA, ETC.)	ACTIVIDAD INDUSTRIAL COMERCIAL		
	ALTA	MEDIA	BAJA
Menos de 10.000	280	250	220
De 10.000 a 50.000	310	280	250
De 50.000 a 250.000	360	330	300
Más de 250.000	410	380	350

**B) Dotaciones máximas en litros por plaza y día**  
**Población estacional**

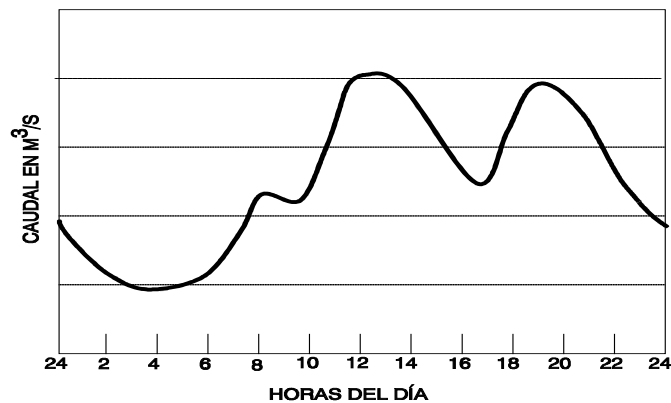
ESTABLECIMIENTO	DOTACIÓN
Camping	120
Hotel	240
Apartamento	150
Chalé	350

**B1.-4.2.- VARIACIÓN Y EVOLUCIÓN DEL CONSUMO**

A través de los cálculos globales sobre consumos que se hicieron en el apartado anterior se consiguieron valores medios de dotaciones, pero hay que tener en cuenta las variaciones de los mismos a lo largo del año y durante el día.

**Las variaciones entre días a lo largo de un año** puede ser del orden de **1.4** veces la dotación media diaria, en ciudades normales, encontrando **valores entre 1.2 y 1.8**.

Durante el día la variación de los consumos es muy importante. La demanda de agua acompaña a las actividades que la población realiza a lo largo del día. Hemos de esperar consumos muy bajos durante la noche y un par de puntas a la hora de las comidas más importantes: la comida y la cena. Nunca vamos a tener consumos nulos ya que siempre tendremos pérdidas en la red.

**Curva de evolución del consumo de agua potable en un núcleo urbano.**

La relación entre el caudal máximo horario ( $Q_{max_h}$ ) y el caudal medio sería el **coeficiente punta de diseño**. Para dimensionar las tuberías de abastecimiento habrá que tomar la **máxima punta horaria diaria del año**. Nos interesa el máximo anual, no sólo el máximo caudal de un día, por lo que la relación sería la siguiente:

$$C_p = \frac{\text{consumo horario máximo anual}}{\text{consumo medio horario anual}}$$

La N.R.P.A.S.P. aconseja un valor **Cp** de **2.4**.

El coeficiente punta varía fundamentalmente con el tamaño de la población. Según estudios del Canal de Isabel II (Madrid) los valores de **Cp** deberían ser los siguientes:

<b>Cp</b>	<b>TAMAÑO DE POBLACIÓN (hab.)</b>
18.5	40
10.5	80
5.5	200
4	400
3	1000
2.6	2000
2.5	4000
2.4	6000
1.9	>100000

Conforme la población es mayor la simultaneidad aumenta y los coeficientes punta disminuyen.

Además de tener en cuenta la evolución de la población hay que tener en cuenta la posible **evolución de las dotaciones**. Para describir la evolución de los consumos se utiliza un modelo del tipo:

$$D_t = D_o \cdot (1+r)^T$$

En donde **D<sub>o</sub>** es la dotación en el momento de la redacción del proyecto, tomado de la tabla anterior o la cifra que se ha adoptado justificadamente, **T** es el tiempo en años en el que realizamos la

proyección, y  $r$  es la tasa de variación. La N.R.P.A.S.P. aconseja un valor de  $r$  del 2% (0.02). El valor que aconseja la Norma es de los años 70, y la evolución ha sido más lenta en realidad. Por lo tanto, lo lógico es adoptar tasas menores del 2%; son valores muy habituales los que oscilan entre 0.5% y 1%.

En España, salvo casos de ciudades muy industrializadas, como Bilbao, con 600 L/h.d. o Madrid, con 450 L/h.d., se mantienen dotaciones por debajo de los 450 L/h.d. La Norma establece un límite máximo de 600 L/h.d., que ya es un valor muy exagerado.

Debido, entre otros factores, a la política de ahorro de agua, los valores máximos de la dotación se consideran hoy en día menores que los que fijaba la Norma (1975). Así, en la elaboración de los Planes Hidrológicos de Cuenca se han fijado valores máximos de dotaciones futuras en el orden de los 400 L/h.d.

### B1.4.3.- OTROS CONSUMOS.

Para la evolución de otro tipo de consumos los planteamientos serían similares. Habría que proceder a la revisión histórica de datos y a la comparación con otros lugares y situaciones similares.

En la **industria** los consumos son muy variados, como ya se comentó, van a depender del tipo de producto que fabrique, de su actividad, o del tipo de procesos que utilice. Se habla de “**litros por unidad de producción y día**”, o “**litros por metro cuadrado y día**” ó “**litros por número de operario y día**”.

Por ejemplo, en el caso de polígonos industriales con industria variada se suele asignar una dotación de 1.5 L/s.Ha, con un coeficiente punta de 3 (según la N.R.P.A.S.P.). Este coeficiente punta quiere decir, aproximadamente, que en el polígono sólo se trabaja durante ocho horas al día. Estos valores de la Norma son muy elevados y pueden dar lugar a grandes sobredimensionamientos. Por ello, para la preparación del P.H.N. se han adoptado valores, para los nuevos polígonos industriales, de 4000 m<sup>3</sup>/Ha.año. Para el caso de industria conocida es preferible utilizar datos específicos, como los dados en la tabla siguiente para el P.H.N.

**Dotaciones de demanda industrial (\*)**  
**(cifras en metros cúbicos por empleado y día)**  
**Primer y segundo horizonte**

<b>SECTOR</b>	<b>Dotaciones</b>
Refino petróleo	14.8
Química	
... Fabricación de productos básicos, excluidos los farmacéuticos	16.0
... Resto	5.9
<b>SECTOR</b>	<b>Dotaciones</b>
Alimentación:	
... Industrias, alcoholes, vinos y derivados de harina	0.5
... Resto	7.5
Papel:	
... Fabricación de pasta de papel, transformación papel y cartón	20.3
... Artes gráficas y edición	0.6
Curtidos	3.3
Material de construcciones	2.7
Transformados del caucho	1.8
Textil:	
... Textil seco	0.6
... Textil ramo del agua	9.2
Transformados metálicos	0.6
Resto	0.6

Para otros uso, como **riego, ganadería**, etc., lo habitual es consultar literatura y realizar comparaciones. En agricultura es habitual encontrar unidades del tipo **“litros por metro cuadrado y año”**, ó como **“metros cúbicos de agua por hectárea y año”**. El valor general dado por la N.R.P.A.S.P. (1975) para riego es de 600 L/m<sup>3</sup>.año. Lógicamente el consumo para riego depende de la climatología de la zona y del tipo de cultivo. Así, las Instrucciones para el P.H.N. (1992) proponen los valores de la tabla siguiente:

**Dotaciones netas recomendadas para los tipos de cultivos más representativos en cada cuenca hidrográfica (\*)  
(metros cúbicos/hectárea y año)**

CUENCA	CULTIVOS EXTENSIVOS	CULTIVOS FORRAJEROS	CULTIVOS HORTÍCOLAS	CULTIVOS LEÑOSOS	CUENCA
Norte	2100	4100	2000	2800	2600
Duero	2500	5100	2700	3900	3400
Tajo	3800	6100	3700	5100	4400
Guadiana	4200	6600	3100	4800	4400
Guadalquivir	4500	6600	4600	4100	4500
Sur	3000	6800	4500	4000	4700
Segura	3800	7100	4500	4000	4600
Júcar	5100	6000	4500	4000	4500
Ebro	3400	6200	4500	4600	4500

(\*) Las cifras indicadas representan a la dotación de una hectárea representativa en la cuenca de cada uno de los grupos de cultivo y a la hectárea representativa de la totalidad de la cuenca, ponderando las dotaciones con las superficies significativas de los diversos cultivos existentes en las últimas campañas. Representan las dotaciones netas recomendadas a efectos de planificación hidrológica en cada cuenca. La dotación bruta se obtendrá dividiendo dichas cifras por la eficiencia global, que, a falta de estudios específicos que justifiquen otras cifras, estará comprendida entre 0.5 y 0.6.

## BLOQUE 2

# PARÁMETROS INDICADORES DE LA CALIDAD Y DE LA CONTAMINACIÓN DE LAS AGUAS

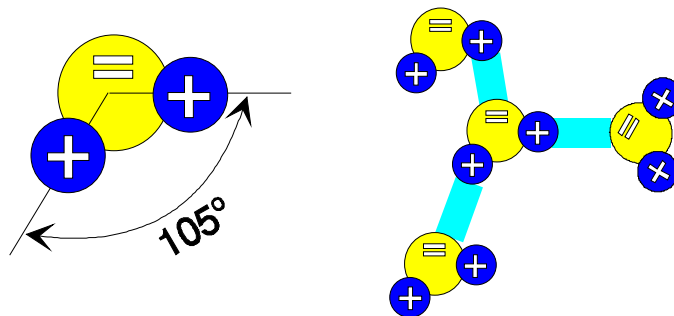
### B2- 1.- EL AGUA. CARACTERÍSTICAS Y PROPIEDADES

El agua es el resultado de la combinación del hidrógeno y del oxígeno naturales, es decir, de las combinaciones recíprocas de dos series de isótopos

$^1\text{H}$ Hidrógeno	H	$^{16}\text{O}$
$^2\text{H}$ Deuterio	D	$^{17}\text{O}$
$^3\text{H}$ Tritio	T	$^{18}\text{O}$

Puede estar constituida, por tanto, teóricamente, por 18 tipos de moléculas, pero, dada la proporción excesivamente pequeña de  $^3\text{H}$ ,  $^{17}\text{O}$ ,  $^{18}\text{O}$ , el número de moléculas se reduce a tres:  $\text{H}_2\text{O}$ , el  $\text{D}_2\text{O}$ , o agua pesada, y el  $\text{HDO}$ , o agua hiperpesada, estas dos últimas en mucha menor cantidad.

La fórmula del agua,  $\text{H}_2\text{O}$ , en sí misma no explica las propiedades singulares que posee. En una molécula de agua los átomos de hidrógeno están separados entre sí por un ángulo de  $105^\circ$ , adyacentes al átomo de oxígeno, de forma que la molécula es asimétrica, cargada positivamente en el lado del hidrógeno y negativamente en el del oxígeno. Por esta razón se dice que la molécula de agua es bipolar o es un bipolo. Los bipolos se atraen y forman agregados. A los enlaces entre moléculas que resultan de esta fuerza de atracción se les llama "puentes de hidrógeno": cada átomo de hidrógeno de una molécula de agua se encuentra unido al átomo de oxígeno de la molécula vecina. En el espacio la estructura es tetraédrica.



*Molécula de agua y representación de los puentes de hidrógeno.*

### B2-2.- CUANTIFICACIÓN DE IMPUREZAS O DE CONTAMINANTES

Para conocer la calidad de un agua debemos medir la cantidad de impurezas que contiene. Se pueden diferenciar dos tipos de medidas: directa e indirecta. A su vez se puede diferenciar entre medida directa individual o agrupada.



Cuando realizamos una medida directa individual buscamos conocer la concentración de un determinado componente. Siguiendo el Sistema Internacional de Unidades (SI) la concentración se expresa en miligramos de soluto por litro de disolución (mg/L). Si se supone que la densidad de la solución es 1 se puede hablar indistintamente de mg/L o partes por millón en peso (ppm). Ambas magnitudes en calidad de aguas son equivalentes.

Otras formas de expresar la concentración son: microgramos por litro ( $\mu\text{g/L}$ ), miliequivalentes por litro (me/L) o la molaridad (mol/L o mmol/L)

Por ejemplo, medimos de forma directa individual los gases como el OD (se habla de mg/L de OD en un agua), cationes como el  $\text{Ca}^{++}$  (ion calcio),  $\text{Mg}^{++}$  (ion magnesio),  $\text{Na}^+$  (ion sodio),  $\text{K}^+$  (ion potasio),  $\text{NH}_4^+$  (ion amonio) o los aniones como  $\text{SO}_4^-$  (ion sulfato),  $\text{Cl}^-$  (ion cloruro),  $\text{PO}_4^{3-}$  (ion fosfato),  $\text{NO}_2^-$  (ion nitrito),  $\text{NO}_3^-$  (ion nitrato), el pH, etc.

## B2-3.- CONTAMINACIÓN. TIPOS

La contaminación de las aguas naturales puede ser considerada como una impurificación artificial, ya directa o indirecta, producida por el hombre o sus actividades. Así, es normal estudiar la contaminación atendiendo a las causas o actividades que la originaron. Se habla de:

- Aguas residuales domésticas.
- Aguas residuales pecuarias.
- Contaminación de origen agrícola.
- Aguas residuales industriales.
- Aguas de escorrentía urbana.
- Aguas residuales urbanas.

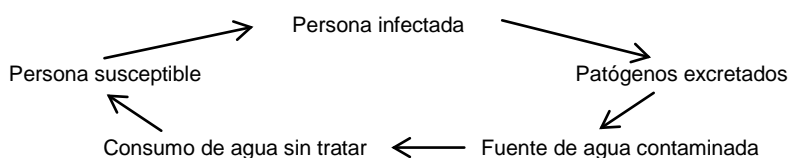
Se puede hablar también de aguas contaminadas en función del tipo de "impureza" concreta que aparece en valores anormales y que es consecuencia de alguna actividad humana. Se habla de contaminación por mercurio, contaminación por cadmio, etc.

### B2-3.1.- AGUAS RESIDUALES DOMÉSTICAS

Son las aguas generadas en las viviendas o en instalaciones comerciales, públicas y similares. Están compuestas por aguas fecales y aguas de lavado y limpieza. Los principales contaminantes que contienen son gérmenes patógenos, materia orgánica, sólidos, detergentes, nitrógeno y fósforo, además de otros en menor proporción.

#### B2-3.2.1.- GÉRMENES PATÓGENOS

Los organismos patógenos que se encuentran en las aguas residuales pueden proceder de desechos humanos que estén infectados o que sean portadores de una determinada enfermedad. Las principales clases de organismos patógenos presentes en las aguas residuales son las bacterias, virus, y protozoos. Los organismos bacterianos patógenos que pueden ser excretados por el hombre causan enfermedades del aparato intestinal como la fiebre tifoidea y paratifoidea, la disentería, diarreas y cólera. Debido a la alta infectividad de estos organismos, cada año son responsables de gran número de muertes en países con escasos recursos sanitarios, especialmente en zonas tropicales. Por lo tanto desde un punto de vista del ingeniero sanitario, interesan los gérmenes patógenos de origen fecal que se eliminan con el agua porque producen enfermedades (enfermedades hídricas). De todos los gérmenes que son evacuados una parte es entérica, es decir, proceden del aparato digestivo, y de éstos una parte pueden ser patógenos



La medida directa de los gérmenes patógenos en un agua residual es impracticable, debido al gran número de especies o familias que pueden haber. Sería necesario realizar una amplia batería de análisis, lo cual resulta poco práctico y antieconómico.

La técnica que se emplea es una medida indirecta. Son técnicas presuntivas. Lo que se busca en el agua son microorganismos indicadores de contaminación. Estos microorganismos deben ser fecales exclusivamente, aunque no necesariamente deben ser patógenos, y no deben poder desarrollarse en los ambientes naturales. La presencia del indicador nos dice que hay contaminación fecal, y por lo tanto, que existe la posibilidad de que haya gérmenes patógenos.

Como indicadores de contaminación fecal se usan gérmenes fáciles de detectar, de medir, y que aparezcan en grandes cantidades. Además, estos gérmenes deben tener en el medio natural un comportamiento similar o de evolución más favorable que el de los patógenos. La tendencia general de los gérmenes entéricos en el medio natural es a desaparecer, ya que su ambiente idóneo es el intestino.

### Organismos indicadores para diferentes usos del agua

USOS DEL AGUA	ORGANISMO INDICADOR
Agua potable	Coliformes totales
Actividades lúdicas en agua dulce	Coliformes fecales E.Coli Enterococos
Actividades lúdicas en agua salada	Coliformes fecales Coliformes totales Enterococos
Zonas de crecimiento de moluscos	Coliformes totales Coliformes fecales
Irrigación agrícola	Coliformes totales (agua reutilizada)
Desinfección de efluentes de aguas residuales	Coliformes totales Coliformes fecales

En calidad de aguas se utilizan sobre todo tres tipos de indicadores:

- Coliformes:** Son bacterias con forma de bastoncillo. Los Coliformes también aparecen en el medio de forma natural. Se habla de **Coliformes totales**. Para tener un indicador exclusivamente entérico, se estableció un indicador biológico denominado **Coliformes fecales**, CF. Para detectarlos en laboratorio, se realizan siembras en medios nutritivos específicos, y al cabo de un determinado tiempo se cuenta el número de colonias formadas (técnica del filtro de membrana) o se observa el efecto de producción de gas consecuencia del proceso de fermentación de la lactosa (técnica de tubos múltiples). Si no hay Coliformes entonces se tiene la seguridad de que no hay gérmenes o contaminación de origen fecal. Los resultados de los análisis se pueden expresar de dos formas: en Ud/100 mL (Ud se refiere a *unidades formando colonias* o simplemente colonias) cuando se emplea la técnica de filtro de membrana, o en NMP/100 mL (NMP es el *número más probable*) cuando la técnica de tubos múltiples es la utilizada. La técnica del filtro de membrana presenta la ventaja de ser más rápida que el método del NMP, además de proporcionar un recuento directo. El NMP no es la

concentración absoluta de organismos presentes en la muestra, sino tan sólo una estimación estadística de la concentración.

De los Coliformes fecales el más específico es el *Escherichia Coli*, que se encuentra en elevadas concentraciones en el intestino del hombre y de los animales de sangre caliente, y no se desarrolla en el medio natural. Los Coliformes fecales se comportan de forma similar a los patógenos entéricos. Es el indicador biológico más ampliamente utilizado.

- **Estreptococos fecales (EF):** Son microorganismos estrictamente fecales, lo que les convierte en un indicador bastante claro. Proceden de animales de sangre caliente. Se ha demostrado que las aguas que tienen un mayor número de Coliformes fecales que de Estreptococos fecales tienen mayor probabilidad de ser de origen humano. Si la relación CF/EF es del orden de 4.4 es prácticamente seguro que la contaminación es de origen humano. Si es menor de 0.4 o 0.6 es seguro que es de origen animal. La contaminación por Estreptococos fecales acompaña y correlaciona bien con enfermedades relacionadas con las mucosas, y por contacto en general.

*Producción media estimada de microorganismos indicadores.*

ANIMAL	DENSIDAD MEDIA DE INDICADOR/ g HECES		PRODUCCIÓN MEDIA / INDIVIDUO.DÍA		CF/EF
	CF (*10 <sup>6</sup> )	EF (*10 <sup>6</sup> )	CF (*10 <sup>6</sup> )	EF (*10 <sup>6</sup> )	
Hombre	13.0	3.0	2000	450	4.4
Pollo	1.30	3.4	240	620	0.4
Vaca	0.23	1.3	5400	31000	0.2

- **Clostridium sulfito-reductores:** Son microorganismos anaerobios que en situaciones difíciles crean esporas, lo que les permite resistir durante largo tiempo en ambientes hostiles. Es un indicador de contaminación lejana (en el tiempo), ya que todos los demás microorganismos fecales podrían haber desaparecido.

### B2-3.2.2.- MATERIA ORGÁNICA (MO)

Se considera materia orgánica a aquellos compuestos que contienen Carbono, C, Oxígeno, O, e Hidrógeno, H; combinado con Nitrógeno, N, Fósforo, P, o Azufre, S. En las diferentes cadenas tróficas de la naturaleza la podemos encontrar viva o muerta, en forma de residuos. La primera es aprovechada por los depredadores y la segunda por los saprófagos (detritívoros, recicladores). La materia orgánica transportada por un agua residual puede constituir la base de una cadena trófica.

Hay tres tipos fundamentales de materia orgánica presentes en las aguas residuales domésticas, que tienen importancia en los procesos de depuración:

- **Compuestos nitrogenados (CHONS):** cuya composición es carbono, hidrógeno, oxígeno, nitrógeno y ocasionalmente azufre. Los principales compuestos de este grupo son las proteínas, que son moléculas muy complejas, los aminoácidos, que son los bloques que constituyen las proteínas, cuyo peso molecular es elevado, y la urea, que es la forma en que se eliminan fundamentalmente los compuestos nitrogenados del metabolismo. Como característica distintiva, contienen una elevada cantidad de nitrógeno, en torno al 16%. Generalmente están presentes en forma coloidal. En estos compuestos el nitrógeno se libera como amoníaco en la oxidación. Están presentes en el agua residual doméstica en porcentajes que van

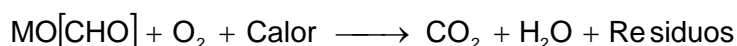
desde un 40 a un 60 por ciento. La urea y las proteínas son los principales responsables de la presencia de nitrógeno en las aguas residuales. La existencia de grandes cantidades de proteínas en un agua residual puede ser origen de olores fuertemente desagradables debido a los procesos de descomposición.

- **Hidratos de carbono (CHO):** están compuestos por carbono, hidrógeno y oxígeno. Los ejemplos más comunes son los azúcares, como la glucosa  $C_6H_{12}O_6$ , el almidón y la celulosa. Representan entre un 25% y un 50% de la materia orgánica presente en el ARD. Suelen estar en forma disuelta. Desde el punto de vista del volumen y la resistencia a la descomposición, la celulosa es el hidrato de carbono cuya presencia en el agua residual es más importante.
- **Grasas y aceites (CHO):** en su composición intervienen carbono, hidrógeno y un poco de oxígeno. Representan un 10% de la MO de las aguas residuales domésticas. Son poco solubles en agua por hidrófobas, y solubles en disolventes orgánicos. Se van a concentrar en las interfases. Su biodegradación es muy lenta. Los ácidos grasos se pueden alcalinizar dando lugar a jabones. Si no se elimina el contenido en grasa antes del vertido del agua residual, puede interferir con la vida biológica en aguas superficiales y crear películas y acumulaciones de materia flotante desagradables.

La medida directa de los diferentes compuestos en los que puede presentarse la materia orgánica es poco práctico. Sí suele realizarse la medida directa de las grasas. Los métodos que se utilizan corrientemente cuantifican la materia orgánica de forma indirecta. Estos métodos se basan en la oxidación de la MO, midiendo la cantidad de oxidante consumido o de subproductos de la oxidación.

Las técnicas de medida se basan en diferentes formas de conseguir la oxidación. Se utiliza oxidación térmica, química y bioquímica.

- **Métodos basados en la oxidación térmica:** Consisten fundamentalmente en proporcionar oxígeno y subir la temperatura hasta que se desprende  $CO_2$  y  $H_2O$ . Se puede medir el  $O_2$  consumido o el  $CO_2$  producido.

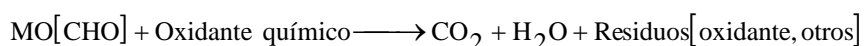


Las técnicas más utilizadas son la determinación de:

**COT**, o Carbón Orgánico Total, que mide la producción de  $CO_2$ , debido a la oxidación de la materia orgánica a alta temperatura ( $\sim 900$  °C) en presencia de un catalizador y se mide en un analizador infrarrojo. La medida se expresa como mg C/L en el agua. Puede ocurrir que existan carbonatos en el agua y que en la oxidación pasen a  $CO_2$ ; deben ser eliminados previamente.

**DTO**, o Demanda Total de Oxígeno, que mide el  $O_2$  consumido en oxidar térmicamente la MO del agua. La expresión de medida es como mg  $O_2$ /L.

- **Métodos basados en la oxidación química:** En estos métodos es necesario utilizar un reactivo químico con un alto poder oxidante. Es el reactivo el que proporciona el oxígeno:



Se mide la cantidad de reactivo consumido y por lo tanto la cantidad de oxígeno consumido. Las técnicas más utilizadas son la determinación de:

**DQO**, o Demanda Química de Oxígeno, en la que se usa como reactivo oxidante el dicromato potásico ( $\text{Cr}_2\text{O}_7\text{K}_2$ ). Se multiplica la cantidad de dicromato gastada por el factor adecuado, el equivalente de oxígeno, y se obtienen los mg  $\text{O}_2/\text{L}$  de DQO. En el ensayo son necesarios un catalizador y una temperatura adecuada ( $\sim 150^\circ\text{C}$ ). Este parámetro expresa la cantidad de materia orgánica oxidable, pero, además, también la presencia de otras sustancias reductoras, como  $\text{Fe}^{++}$ , es decir, materia inorgánica oxidable.

Las aguas no contaminadas tienen valores de DQO de 1 a 5 ppm, o algo superiores. Las aguas residuales domésticas suelen contener entre 250 y 1000 ppm. En las aguas residuales industriales la concentración depende del proceso de fabricación de que se trate.

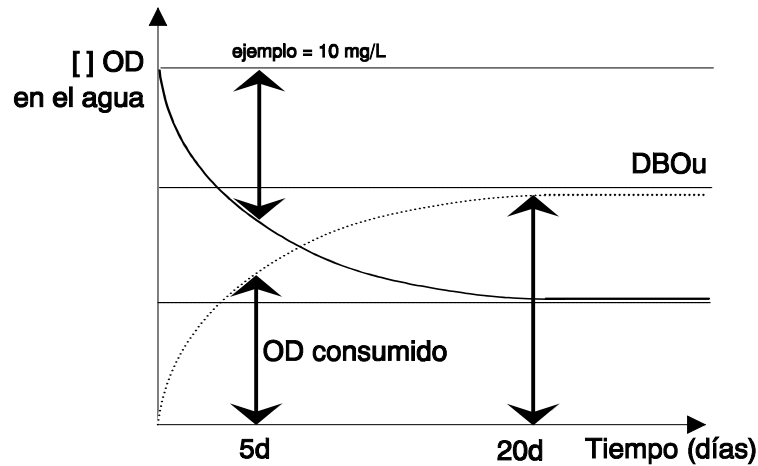
**MO**, "Materia orgánica" u Oxidabilidad al Permanganato ( $\text{MnO}_4\text{K}$ ). Este tipo de ensayo se realiza con aguas naturales sin mucha materia orgánica.

- **Oxidación bioquímica:** La oxidación en lugar de ser realizada térmica o químicamente se realiza mediante microorganismos. Los microorganismos procesan la MO y producen  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$ . El proceso es de características bioquímicas. La técnica más utilizada es la determinación de la DBO:

**DBO**, o Demanda Bioquímica de Oxígeno. Se mide el  $\text{O}_2$  consumido por los microorganismos para oxidar la materia orgánica, mg  $\text{O}_2/\text{L}$ . Es comparable con la DQO y la DTO, pero se diferencia en que en este tipo de análisis lo que se mide es la materia orgánica susceptible de degradarse biológicamente (materia biodegradable). No se mide la MO no biodegradable ni los microorganismos que se oxiden. En general se refiere al oxígeno consumido en 5 días ( $\text{DBO}_5$ ). Las aguas subterráneas suelen tener menos de 1 ppm. Un contenido superior es indicativo de contaminación. En las aguas superficiales el contenido es muy variable. En aguas residuales domésticas se sitúa entre 100 y 350 ppm.

Por lo tanto, la DBO es una forma indirecta de medir la materia orgánica. Se trata de un método propuesto en 1913 por la *Royal Commission on Sewage Disposal* británica y que ha alcanzado una amplia aceptación. De hecho, los cinco días que tradicionalmente se utilizan proceden de que los ríos ingleses tardaban ese número de días en llegar a la costa.

- **Ensayo de la DBO:** La prueba de la DBO mide el oxígeno consumido por las bacterias mientras oxidan la materia orgánica. Una muestra de agua residual se diluye convenientemente con *agua de dilución* (agua destilada con una población mixta apropiada de microorganismos, y con una concentración a saturación de OD). Se mide en la muestra diluida la concentración inicial de OD, se incuba a una temperatura determinada ( $20^\circ\text{C}$ ) y, después de un tiempo prefijado, se mide de nuevo el OD. La disminución en la concentración de OD será debido a la utilización hecha, durante el tiempo de incubación, por los microorganismos para metabolizar la MO de ese volumen de muestra diluida. De este resultado se calcula la cantidad de oxígeno requerido para el tratamiento similar de un volumen normal no diluido, por ejemplo un litro.



La oxidación biológica es relativamente lenta y normalmente no se completa en 5 días de incubación. Los compuestos orgánicos simples, como la glucosa, se oxidan casi completamente en cinco días, pero en un agua residual doméstica sólo se llega a oxidar un 65% de la MO. Los compuestos orgánicos complejos pueden oxidarse únicamente en un 40% en el mismo período. Cuando la descomposición de MO de una muestra es tan completa como se pueda obtener aeróbicamente, el OD así consumido es la DBO total o última ( $DBO_u$ ). Si no se indica nada se suele aceptar que es  $DBO_5$ .

Otros productos químicos que reaccionan con el oxígeno, como los sulfitos, sulfuros y el hierro ferroso, si están presentes en la muestra, alterarán los resultados de la prueba de DBO. Ejercen demanda de oxígeno, pero no es una demanda biológica. La prueba de DBO es útil siempre que se consideren sus limitaciones. No se debe olvidar que el valor de la DBO procede de un amplio rango de sustancias cuyo comportamiento depende de las condiciones de la prueba y de los microorganismos que se utilicen.

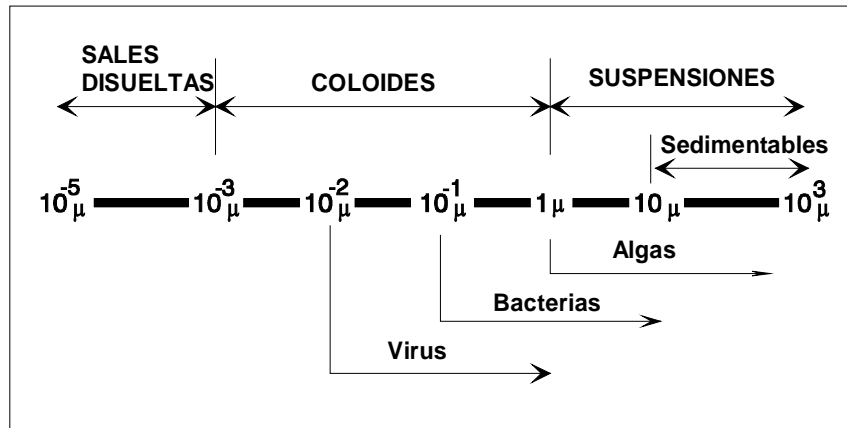
La DBO y la DQO han sido los ensayos más utilizados tradicionalmente. Normalmente, la DQO es bastante mayor que la DBO. Hay compuestos orgánicos que no son biodegradables. En aguas residuales domésticas casi toda la materia orgánica suele ser biodegradable. Un agua con una relación DQO/DBO de 5 es fundamentalmente de origen industrial. Si la relación DQO/DBO es de 1.5 a 2 se dice que es un agua biodegradable (p.ej.: agua residual doméstica).

En la actualidad, debido fundamentalmente a la fiabilidad y rapidez de los ensayos, se está imponiendo el uso del COT como medida de la materia orgánica.

### B2-3.2.3.- SÓLIDOS

La medición de los sólidos que transporta un agua es una de las formas de medir su contaminación. Los Sólidos Totales (**ST**), (termino que engloba la materia en suspensión, la materia sedimentable, la materia coloidal y la materia disuelta), que contiene un agua es uno de los parámetros físicos más importantes para caracterizar las aguas.

Analíticamente, se define el contenido de sólidos totales como la materia que se obtiene como residuo después de someter el agua a un proceso de evaporación a una temperatura 105 °C. El residuo seco se expresaba en mg/L.

**Clasificación e intervalo de tamaños de partículas presentes en el agua.**

En aguas residuales es común hablar de **Sólidos Totales (ST)**. Los sólidos suelen estar presentes en tres formas: como sales disueltas, como coloides y como **Sólidos en Suspensión (SS)**. Para diferenciar estas formas, y si son sólidos orgánicos o inorgánicos, se siguen diferentes técnicas. Las principales se citan a continuación:

- **Evaporación:** Al evaporar se obtienen los **ST** o el residuo seco. En las aguas residuales la evaporación debe realizarse entre 103 y 105 °C. Al final quedan en el recipiente todos los tipos de sólidos.
- **Filtrando:** Se hace pasar el agua por un filtro, normalmente de poro 1  $\mu\text{m}$  (los poros suelen oscilar entre 0.45 y 1.2  $\mu\text{m}$ ). Se determina el peso de lo que ha quedado retenido en el filtro y se expresa en mg/L. Por el filtro pasan los coloides y los sólidos disueltos, por lo que se puede decir que los sólidos en suspensión, SS, son sólidos no filtrables. A la parte de los sólidos que ha atravesado el filtro se la denomina **Sólidos Disueltos (SD)** de forma genérica.
- **Sedimentando:** El ensayo normalizado de sedimentación consiste en la introducción del agua bruta en un recipiente en forma de cono (llamado cono Imhoff) y dejarla en reposo durante un período de 1 hora. Durante este tiempo sedimentará, se acumulará, en el fondo del recipiente, una parte de los Sólidos en Suspensión a la que se denomina **Sólidos en Suspensión Sedimentables (SSs)**. Se expresarán en ml/L.
- **Calcinando:** La calcinación de los sólidos de un agua se consigue elevando la temperatura a unos 550 °C  $\pm$  50 °C. Con este proceso se consigue volatilizar la materia orgánica, se oxida y desaparece en forma de gas, quedando la fracción inorgánica en forma de cenizas. Tendremos dos fracciones diferenciadas: los **Sólidos Fijos (SF)** (material inorgánico) y los Sólidos Volátiles (**SV**) (material orgánico). Este proceso se puede aplicar a cualquier fracción de sólidos que ya hubiésemos obtenido anteriormente, podremos tener: **STF, SSV, SDF**, etc.

Una forma indirecta de estimar la concentración de sólidos en suspensión de un agua es medir su Turbidez, ya que ambos parámetros tienen relación directa.

### **B2-3.2.4.- DETERGENTES**

Los detergentes son sustancias tensoactivas sintéticas, están formados por moléculas de gran tamaño, ligeramente solubles en agua, y que son reponsables de la aparición de espumas en las plantas de tratamiento y en la superficie de los cuerpos de agua receptores de los vertidos de agua residual, porque tienden a concentrarse en la interfase aire-agua.

Los primeros detergentes que se fabricaron fueron los B.A.S., o Sulfonato Alquilo Benceno, de cadenas ramificadas. Este tipo de detergentes no son biodegradables. Supusieron un grave problema de contaminación. En los ríos las espumas se mantenían durante mucho tiempo. Posteriormente, se utilizaron los denominados L.A.S., o Sulfonato Alquilo Lineal, que con una estructura diferente, lineal, ya eran atacables por los microorganismos y, por lo tanto, biodegradables.

Otro problema ambiental creado por los detergentes es el fósforo que contienen como aditivo. En capítulos posteriores se profundizará en los problemas de contaminación que puede generar la presencia de fósforo en los sistemas acuáticos.

Para medir los detergentes se utiliza el sistema denominado M.B.A.S., o "sustancias activas al azul de metileno".

### **B2-3.2.5.- METALES PESADOS**

Los elementos metálicos son utilizados por la industria en grandes cantidades y para una variada gama de aplicaciones (catalizadores, pinturas, detergentes, materiales de construcción, aditivos, pesticidas,...). Una parte de la cantidad utilizada acaba teniendo como destino final el medio natural; si esta incorporación es en forma iónica entonces la capacidad de migración, y por tanto de contaminación, a través del medio es mayor.

Los metales pesados son sustancias necesarias para los ecosistemas en pequeñas cantidades, son micronutrientes, pero si superan una determinada cantidad (acumulación) o una determinada concentración (toxicidad) los efectos resultan perjudiciales.

Metales como el cadmio (Cd), el cobre (Cu) ó el plomo (Pb) en su forma iónica, soluble, forma complejos estables con otras sustancias que impiden el transporte a través de las paredes de la célula.

Actividades que generan metales pesados:

- Minería: As, Cu, Cd, Pb, Mn, Hg.
- Tratamiento de superficies: Cd, Cr, Cu, Ag, Zn.
- Industria en general: Cd, Cu, Fe, Pb, Mn, Hg, Mo, Zn, Ni.
- Aguas residuales urbanas: Cu, Al, Fe, Pb, Zn, Ni.

Una vez en el medio acuático los iones metálicos se pueden encontrar en forma libre ó formando complejos, ya sea con elementos inorgánicos ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{OH}^-$ ,  $\text{CN}^-$ ,...) u orgánicos. Los metales pueden incorporarse a los sedimentos ya sea al precipitar o por quedar adsorbidos por ellos.

A continuación se comenta brevemente la evolución y problemática del mercurio, el plomo y el cadmio en los sistemas acuáticos:



- **Mercurio:** El mercurio entra en el medio a través de diversas actividades del hombre: como catalizador en la industria cloro-álcali, como pigmento de pinturas, en la fabricación del papel, como elemento activo en pilas y baterías, en amalgamas dentales, en algunos pesticidas, etc. El mercurio generalmente está en el medio en forma iónica libre, pero en presencia de determinadas bacterias, ya sea en ambiente aerobio o anaerobio, se puede generar dimetilmercurio. Una característica de este ion es que es transferido rápidamente a los organismos vivos, acumulándose en los animales superiores a través de la cadena trófica.
- **Cadmio:** Se utiliza en la industria de la galvanotecnia, como aditivo de plásticos y pigmentos, así como en baterías y en equipos electrónicos. Su toxicidad es elevada.
- **Plomo:** Se utiliza en baterías, como material de construcción, como aditivo de pinturas y cerámicas, como catalizador, etc. Una vía de acceso del plomo al medio acuático es por precipitación desde la atmósfera. En este caso la fuente es la combustión de carburantes, que incorporan plomo como antidetonante.

*Composición típica de agua residual doméstica bruta (Metcalf-Eddy, 1985)  
(todas la unidades en mg/L menos los Sólidos Sedimentables)*

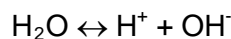
CONSTITUYENTE	CONCENTRACIÓN		
	FUERTE	MEDIA	DÉBIL
<b>SÓLIDOS TOTALES</b>	1200	720	350
Disueltos (SD)	850	500	250
SD fijos (SDF)	525	300	145
SD volátiles (SDV)	325	200	105
En Suspensión (SS)	350	220	100
SS fijos SSF	75	55	20
SS volátiles SSV	275	165	80
<b>SÓLIDOS SEDIMENTABLES (m/L)</b>	20	10	5
<b>DBO<sub>5</sub></b>	400	220	110
<b>COT</b>	290	160	80
<b>DQO</b>	1000	500	250
<b>NITRÓGENO (total como N)</b>	85	40	20
Orgánico	35	15	8
Amoniacal libre	50	25	12
Nitritos	0	0	0
Nitratos	0	0	0
<b>FÓSFORO (total como P)</b>	15	8	4
Orgánico	5	3	1
Inorgánico	10	5	3
<b>CLORUROS</b>	100	50	30
<b>ALCALINIDAD (como CO<sub>3</sub>Ca)</b>	200	100	50
<b>GRASA</b>	150	100	50

### B2-3.2.6.- OTROS PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS GENERALES

- **pH.** El pH se define como el logaritmo negativo (en base 10) de la concentración de ion hidrógeno, siendo adimensional, es decir:

$$pH = - \log [H^+]$$

en la cual  $[H^+]$  = concentración de  $H^+$ . El agua se disocia, aunque ligeramente, tanto en iones de hidrógeno como en iones hidroxilos ( $OH^-$ ), según la siguiente reacción:



En el agua pura o destilada, y en ausencia de sustancias extrañas, se verifica que  $[\text{H}^+] = [\text{OH}^-]$ , cumpliéndose el concepto de electroneutralidad según el cual  $\Sigma$  cationes =  $\Sigma$  aniones.

Por lo tanto, la definición de “neutralidad” para el agua significa un pH = 7. La escala de pH va de 0 a 14.

Que un agua sea de carácter “ácido” implica que su  $[\text{H}^+] > [\text{OH}^-]$ , es decir  $[\text{H}^+] > 10^{-7}$  mol/L y por tanto un pH < 7. La “basicidad” implica todo lo contrario es decir un pH > 7.

El pH de la mayoría de las aguas naturales está entre 6 y 9. El pH permanece relativamente constante a menos que la calidad del agua cambie debido a las influencias de tipo natural o antropogénicas, aumentando la acidez o la basicidad. Como la mayor parte de las formas de vida son sensibles a los cambios de pH, es importante que el impacto antropogénico (por ejemplo, las descargas de aguas residuales) sea minimizado.

- **CONDUCTIVIDAD.** La conductividad eléctrica es la medida de la capacidad de un agua para conducir la electricidad. Es indicativa de la materia ionizable total presente en el agua. El agua pura contribuye mínimamente a la conductividad, y en su casi totalidad es el resultado del movimiento de los iones de las impurezas presentes. Se utiliza un conductímetro cuyo fundamento es la medida de la resistencia del medio acuoso al paso de la electricidad. La resistividad es la medida inversa de la conductividad. Debe especificarse la temperatura de medición.

La unidad estándar de medida de resistencia es el ohm y la resistividad de las aguas se expresa convenientemente en megaohms-centímetro. La conductividad se expresa como microsiemens por centímetro ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Un agua ultrapura tiene valores de resistividad de 18.24 Mohms.cm y 0.05483  $\mu\text{S}/\text{cm}$  a 25 °C.

Existe una clara relación entre la cantidad de sales disueltas y la conductividad. Filtrando un agua eliminamos la parte de materiales en suspensión y queda solamente la parte disuelta. Si se mide la conductividad, se puede hacer una estimación del contenido de sales disueltas (SDT), en mg/L, multiplicando el valor medido en  $\mu\text{S}/\text{cm}$  por un coeficiente que oscila entre 1,4 a 0,70. Se puede llegar a utilizar una solución patrón de cloruro sódico y hablar de mg Cl/L equivalentes.

Si se realiza un análisis completo de un agua, su contenido de sales se puede estimar en función de la concentración de aniones y cationes.

- **Color.** Incluso el agua pura no es incolora; tiene un tinte azul verdoso en grandes volúmenes. El color es producido por los minerales disueltos, colorantes o ácidos húmicos de las plantas. Es necesario diferenciar entre color verdadero, debido al material en solución (color causado por sustancias coloidales y disueltas que permanece después de la filtración a través de un filtro de 0.45 mm) y el color aparente debido a la materia en suspensión.

El color afecta estéticamente la potabilidad de las aguas y afecta como colorante de ciertos productos cuando se utiliza en su fabricación.

Las medidas de color se hacen normalmente en laboratorio por comparación con un estándar arbitrario a base de cloruro de cobalto,  $\text{Cl}_2\text{Co}$ , y cloroplatinato de

potasio,  $\text{Cl}_6$  Pt  $\text{K}_2$ , y se expresa en una escala de unidades de Pt-Co (unidades Hazen) o simplemente escala Pt. Lo que en realidad se hace es comparar la luz absorbida. Las aguas subterráneas no suelen sobrepasar valores de 5 unidades de la escala Pt, pero las superficiales pueden alcanzar varios centenares de unidades de la escala Pt.

- **Turbidez.** La turbidez es la dificultad del agua para transmitir la luz debido a los materiales en suspensión, coloidales o muy finos. Son materiales difíciles de decantar y filtrar.

La medición se hace por comparación con la turbidez inducida por diversas sustancias. El aparato utilizado para medirla se denomina turbidímetro. La comparación con una solución de sílice,  $\text{SiO}_2$ , es lo más normal. Se intenta ver un hilo de platino a través de diferentes espesores de solución. La unidad es mg/L  $\text{SiO}_2$ . Los valores de un río oscilan entre 2 y 200 mg/l de  $\text{SiO}_2$ .

Otro tipo de turbidímetro es el de la vela de Jackson. El fundamento de este instrumento es la observación de una bujía a través de una columna de agua de ensayo, cuya longitud se aumenta hasta que la llama desaparece. Con una célula fotoeléctrica se mejora la medida. El aparato se puede calibrar con suspensiones de formacina (un polímero), con lo cual se deriva a una escala en unidades de formacina.

Con un nefelómetro se mide la intensidad de la luz difractada en un ángulo de  $90^\circ$  al incidir un haz luminoso sobre las partículas en suspensión y recogida sobre una célula fotoeléctrica.

La unidad nefelométrica (NTU), la unidad de Jackson (JTU), y la unidad de formacina (UNF) son las unidades de medida de la turbidez. El Reglamento Técnico Sanitario utiliza las UNF.

La turbidez en grandes masas de agua se puede medir también mediante la introducción de un disco blanco, disco Secchi, y la valoración se hace en función de la profundidad a partir de la cual aquel se deja de ver. La unidad de medida es el metro.

### B2-3.2.- AGUAS RESIDUALES PECUARIAS

Aguas residuales pecuarias son las que proceden de la actividad ganadera. Si la actividad se desarrolla de forma intensiva, en estabulación, se generan normalmente vertidos directos a los cauces. Son vertidos localizados, constantes y concentrados. Si la actividad es de forma no estabulada, el ganado deambula libre, la contaminación de los cauces es de tipo difuso.

Cuando la contaminación es difusa el transporte de la misma está asociado a los fenómenos hidrológicos (escorrentía superficial, subsuperficial, etc.) y su control es difícil. En algunas regiones es común el uso del estiércol como abono natural, de forma que los compuestos de las aguas residuales de los establos pasan a ser contaminantes difusos en la cuenca. Lo normal en una cuenca es que tenga tanto vertidos localizados como difusos de contaminación ganadera.

Las aguas residuales pecuarias son, en principio, de características similares a las aguas residuales domésticas ya que proceden de animales de sangre caliente. Como indicadores de contaminación bacteriológica se utilizan los mismos que para los humanos y ya se vio en apartados anteriores que una relación entre Coliformes fecales y estreptococos fecales menor o igual que 0.4 – 0.6 (varía según la especie) era señal de que la contaminación bacteriológica era de origen animal.

El volumen de agua que transporta a los residuos fecales de los animales es menor que en el caso de las aguas residuales domésticas. Esto determina que las concentraciones que nos encontremos de materia orgánica (MO) o de sólidos en suspensión (SS) sean muy altas. Las elevadas

concentraciones condicionan los sistemas de conducción y transporte, y el tratamiento, de las aguas residuales pecuarias.

No hay detergentes en estas aguas.

**Composición del estiércol de diversos animales (4% de materia seca)  
y agua residual doméstica bruta (Depart. Agricultura EEUU, 75)**

COMPONENTE	Fuente de agua (mg/l)			
	Ganado vacuno	Cerdo	Pollo	Humano
Sólidos totales (ST)	40.000	40.000	40.000	500
Sólidos volátiles (SV)	31.000	31.600	31.100	350
DBO <sub>5</sub>	6.700	12.800	9.800	200
DQO	35.600	32.800	36.000	450
Nitrógeno como N	1.900	2.500	2.900	30
Fósforo como P	400	950	1.100	10
Potasio como K	1.100	1.400	1.100	10

Como se evidencia por las altas concentraciones tanto de DBO<sub>5</sub> como de DQO, los residuos de animales tienen cantidades considerables de materia orgánica y de especies inorgánicas reactivas (o sea, amoníaco) que ejercerán una demanda excesiva de oxígeno en las aguas superficiales.

Un problema especial puede suponer la existencia de gran cantidad de flotantes en el caso del ganado herbívoro. Habrá que disponer los sistemas adecuados para no tener obstrucciones al flujo en los sistemas de evacuación y tratamiento. Otro problema singular es la incorporación a las aguas residuales de las camas de los animales.

Se suelen utilizar diferentes términos para describir la consistencia de estos vertidos: sólidos, semisólidos (lisier) y líquidos (purines). El lisier es habitualmente de las granjas de cerdos.

La cantidad de heces que elimina cada animal y sus características específicas depende de muchas variables: especie, raza, edad, estación climática, alimentación, etc. En condiciones normales de explotación se aceptan cifras como las que se presentan en la tabla siguiente:

**Cargas contaminantes de los residuos de animales\***

*(Fuente: Organic Waste Recycling, Polpresert, CH.; adaptada de Lohani y Rejagonal.)*

ANIMAL	PESO MEDIO DEL ANIMAL (Kilos)	RESIDUOS TOTALES (Kg/cab.día)	DBO <sub>5</sub> (Kg/cab.día)
Ganado bovino	363	18 - 27	0.45 - 0.68
Vacas	590	44	0.91
Pollos	---	0.050	0.0044**
Gallinas	---	0.059	0.0044**
Cabras y ovejas	---	7	0.160
Pavos	6.8	0.41	0.023
Patos	1.6	---	0.005 - 0.029
Caballos	---	37	0.0360

\* Las cargas se refieren a residuos totales, incluyendo heces y orina.

\*\* Las unidades de DBO<sub>5</sub> están en libra/libra de ave/día.

### B2-3.3.- CONTAMINACIÓN DE ORIGEN AGRÍCOLA

El origen de la contaminación agrícola está en el arrastre, por las aguas de lluvia y las de riego, de productos usados en la agricultura. El agua residual se incorpora a las fases del ciclo

hidrológico (escorrentía superficial, subsuperficial, subterránea, etc.) llevando consigo los contaminantes. Los acuíferos, ríos y embalses serán las masas de agua receptoras que sufrirán los problemas de este tipo de contaminación.

Los nutrientes que proceden de los fertilizantes o de los residuos no utilizados por las plantas pueden “fugarse” de los sistemas agrícolas hacia las aguas subterráneas o hacia las aguas superficiales. Los dos nutrientes de principal importancia agrícola son el nitrógeno y el fósforo, los cuales tienen el mayor potencial para crear la contaminación del agua. Ambos nutrientes pueden:

- Ser absorbidos por las plantas de crecimiento.
- Moverse hacia el agua superficial en la escorrentía (P).
- Moverse hacia el agua subterránea en la lixiviación (N).
- Quedar inmovilizados en el suelo.

Las actividades agrícolas pueden generar dos tipos muy diferentes de contaminación en función de si los compuestos son utilizados como abono o lo son como pesticidas.

Por **uso de abonos** la contaminación de origen agrario se caracteriza por contener compuestos:

- **Orgánicos:** Proceden de la aplicación al terreno de abonos, fertilizantes o acondicionadores: compost (procedente de los residuos sólidos urbanos), estiércol, fangos de estación depuradora de aguas residuales urbanas (E.D.A.R.). Los contaminantes que los acompañan son variados (materia orgánica, gérmenes patógenos, nitrógeno, fósforo), pero los principales y de más interés son el nitrógeno y el fósforo.
- **Inorgánicos:** Proceden de la incorporación al terreno de fertilizantes (N, P, K, etc.). De nuevo los que van a ser considerados contaminantes principales van a ser el nitrógeno y el fósforo. Ciertos elementos y compuestos limitan el crecimiento de las algas, pero los de mayor importancia son el N y el P. Son los que habitualmente se presentan como nutrientes limitantes. La presencia en abundancia, y en proporciones mínimas, pueden aumentar la productividad de las algas y desequilibrar la cadena trófica.

Por **uso de pesticidas** (insecticidas, rodenticidas, plaguicidas, herbicidas, fungicida.) la contaminación de origen agrario se caracteriza por contener compuestos:

- **Órgano - clorados:** DDT, aldrín, ...
- **Órgano - fosforados:** Malatión, ...
- **Órgano - metálicos**

El uso de este tipo de compuestos permite aumentar la producción agrícola, pero tiene efectos muy negativos en las cadenas tróficas y son muy persistentes en el medio natural. Algunos, como el DDT, son bioacumulables. La tendencia es la búsqueda de nuevos compuestos alternativos.

## **B2-3.4.- AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES**

Las aguas residuales industriales proceden de la variada actividad industrial. Aparecen tantos tipos de aguas industriales como tipos de industrias. Dentro de cada industria, el agua de abastecimiento, que luego se transformará en una gran proporción en agua residual, se utiliza fundamentalmente como:

- Aguas de proceso.

- Aguas de limpieza.
- Aguas asimilables a domésticas.
- Aguas de refrigeración y calefacción.

Cada una de estas aguas van a generar las correspondientes aguas residuales, que reciben los mismos nombres. A éstas hay que añadir las **aguas de escorrentía** que se producen en la zona industrial, que pueden llegar a incorporar gran cantidad de materiales (p.e. arrastres en los parques de almacenamiento de carbón).

Cada uno de los tipos de aguas residuales citadas va a incorporar una contaminación diferente. De forma general se puede decir que las aguas residuales industriales se caracterizan por su variedad y por su variabilidad.

Alta variedad porque cada tipo de industria va a constituir un caso especial. Incluso dentro de cada sector, es tal la variedad de procesos, que es casi imposible tratar de hacer una caracterización por sectores. Estudiando caso a caso se va adquiriendo experiencia en el análisis y en el desarrollo de estrategias para mitigar la generación, y conseguir tratamientos eficaces, de cada tipo de agua residual industrial.

Alta variabilidad porque en cada industria podemos encontrar técnicas de producción diferentes que utilizan volúmenes y caudales de agua diferentes (vertidos de baños agotados, limpieza de circuitos de refrigeración, vaciado de circuitos de lavado), así como concentraciones de productos muy diferentes. En cada proceso industrial los vertidos de agua residual pueden ser continuos o periódicos (una vez al día, una a la semana, una al mes, anuales, etc.).

El control de la contaminación por agua residuales industriales es muy difícil. Si estos vertidos se realizan a redes de alcantarillado municipales los problemas pueden llegar a ser muy graves.

Para poder atacar de forma correcta la contaminación por aguas residuales industriales hay que conocer el tipo de industria, sus procesos y sus costumbres.

Los contaminantes de cada tipo de actividad industrial se pueden conocer revisando la bibliografía. Hay manuales especializados para cada tipo de industria. Se puede hacer una pequeña revisión de los principales contaminantes que aparecen en este tipo de aguas.

- **Materia orgánica:** En aguas industriales es normal que la MO aparezca en forma disuelta en mayores proporciones ( $\approx 80\%$ ) que en las ARD ( $\approx 20\% - 40\%$ ). Las concentraciones de MO suelen ser muy elevadas, oscilando entre 1.000 y 100.000 mg/L de  $DBO_5$  (en ARD los valores oscilan entre 100 y 400 mg/L). Por el contrario, el N y el P se presentan, proporcionalmente con la MO, en menor cantidad que en la aguas domésticas. Este hecho va a condicionar los posibles tratamiento biológicos de las ARI. Además, es bastante normal que la MO existente sea no biodegradable. Si la relación de  $DQO/DBO_5$  es mayor que 2.5 es muy posible que aparezcan problemas con los tratamientos biológicos. Si además las aguas residuales incorporan sustancias tóxicas la  $DBO_5$  es muy posible que se anule o sea muy baja con lo que de nuevo tendremos problemas con los tratamientos biológicos tradicionales.

Tienen vertidos fundamentalmente orgánicos las papeleras, azucareras, mataderos, fábricas de curtidos, de conservas, lecherías y sus subproductos, fábricas de alcoholes, levaduras, de aceites, de bebidas, lavanderías, etc.

- **Temperatura:** Un agua residual doméstica suele tener del orden de 2 °C por encima del agua de abastecimiento. Si las ARI proceden de una central térmica, por ejemplo, la temperatura va a ser muy elevada.

En general los problemas de temperatura proceden de aguas residuales de refrigeración. La industria alimentaria también suele tener aguas residuales de proceso calientes.

- **Productos químicos inorgánicos.** En las ARI se pueden encontrar **tóxicos**, como metales pesados (Hg, Cd, Cr, Ni, Cu, Pb) procedentes en general de la industria metalúrgica o cianuros (CN<sup>-</sup>). Algunos de los citados son tóxicos bioacumulables.

Los **ácidos y bases** también aparecen con frecuencia en los vertidos industriales, en mayor proporción en la industria química.

También es normal la aparición de vertidos con elevadas concentraciones de **sales**, que pueden proceder de calderas o sistemas de refrigeración.

**Aceites e hidrocarburos** proceden en general de la maquinaria y de los talleres.

La **contaminación radiactiva** también puede aparecer como consecuencia de problemas graves en la explotación de las centrales nucleares o la industria nuclear en general.

Tienen vertidos con elevada carga inorgánica la industria de limpieza y recubrimiento de metales, las explotaciones mineras y salinas, las químicas, etc. En las refinerías y petroquímicas, coquerías y fábricas de textiles las aguas residuales incorporan tanto materia orgánica como inorgánica en elevadas concentraciones.

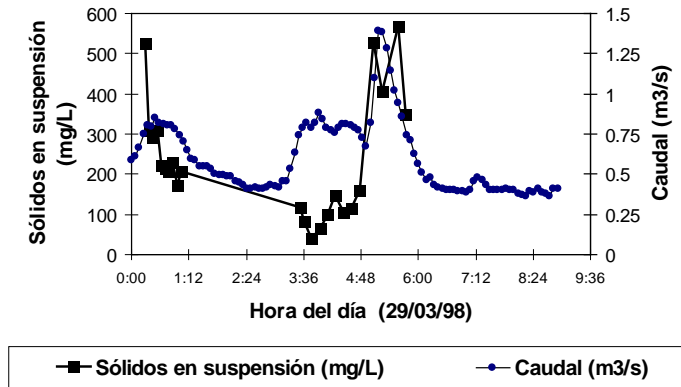
Lavaderos de carbón y mineral, instalaciones de corte y pulido de mármoles, e instalaciones de laminación en caliente y colada continua, aportan en sus aguas residuales una gran cantidad de sólidos en suspensión.

### **B2-3.4.- AGUAS DE ESCORRENTÍA URBANA**

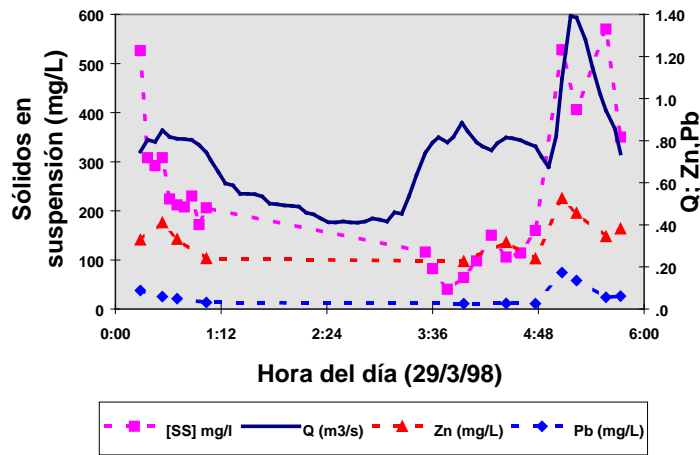
Se entiende por aguas de escorrentía urbana aquellas que proceden de las precipitaciones de nieve o lluvia sobre una cuenca urbana. Son aportaciones de carácter intermitente. Los caudales en un área urbanizada suelen ser del orden de 50 a 200 veces superiores en volumen a los de vertidos domésticos, comerciales e industriales.

La superficie de una ciudad que recibe la lluvia es de dos tipos: impermeable y permeable. Las que predominan son las impermeables en edificios, pavimentos, calzadas, aceras, azoteas, etc.; mientras que las superficies permeables las constituyen los jardines, algunos patios interiores, solares sin edificar, etc. El alto porcentaje de superficies impermeables es una característica de las zonas urbanas.

Es erróneo pensar que las aguas de escorrentía son esencialmente limpias. De la lluvia caída, una fracción se emplea en mojar las superficies; otra se evapora y otra queda atrapada en huecos y depresiones del suelo. Si sigue lloviendo, el agua se moviliza hacia los puntos de recogida, drenando por superficies impermeables, y a su vez, limpiando y transportando en suspensión y disolución, los contaminantes acumulados sobre el suelo.



**Suceso de rebose de alcantarillado unitario en la ciudad de Santiago de Compostela. Sólidos en suspensión y caudal. (Cagiao, et al., 1998)**



**Suceso de rebose de alcantarillado unitario en la ciudad de Santiago de Compostela. Metales pesados y caudal. (Cagiao, et al., 1998)**

La contaminación difusa urbana se caracteriza por:

- ser aportada al medio acuático receptor en vertidos intermitentes ligados a un fenómeno de naturaleza aleatoria: la lluvia;
- estar constituida por contaminantes procedentes de áreas extensas;
- ser un tipo de contaminación muy difícil de medir en origen;
- estar íntimamente ligada al tipo de actividad que soporta el suelo.

**Características de la contaminación de aguas de escorrentía.**  
(Rangos y valores medios)



PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA	ALEMANIA Varios autores [1]	ALEMANIA Varios autores [1]	ONTARIO MARSALEK [2]	GRAN BRETAÑA ELLIS (1989) [3]	USA - NURP (1983) [4]	NOVOTNY (1994) [5]	METCALF-EDDY (1991) [6]	ELLIS (1986) [7]
	ZONA RESIDENCIAL	AUTOPISTAS	USO MIXTO DEL SUELO	USO MIXTO DEL SUELO	USO MIXTO DEL SUELO			
SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN SS (mg/L)	134	140 - 250	----	21 - 2582 (190)	100 *(1.0 - 2.0)	3 - 11000 (650)	67 - 101	3 - 11000
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO - DBO (mg/L)	7 - 18	----	----	7 - 22 (11)	9 *(0.5 - 1.0)	10 - 250 (30)	8 - 10	60 - 200
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO - DQO (mg/L)	47 - 115	86 - 119	----	20 - 365 (85)	65 *(0.5 - 1.0)	----	40 - 73	----
NITRÓGENO AMONIACAL (NH <sub>4</sub> -N) (mg/L)	0.8	0.5 - 0.9	0.5	(0.2 - 4.6) 1.45	----	----	----	----
NITRÓGENO TOTAL (mg/L)	----	----	----	0.4 - 20.0 (3.2)	1.5 *(0.5 - 1.0)	3 - 10	----	3 - 10
FÓSFORO TOTAL (mg/L)	----	----	0.28	0.02 - 4.30 (0.34)	0.33 *(0.5 - 1.0)	0.2 - 1.7 (0.6)	0.67 - 1.66	0.2 - 1.7
PLOMO (mg/L)	0.27	0.16 - 0.62	0.146	0.01 - 3.1 (0.21)	0.14 *(0.5 - 1.0)	0.03 - 3.1 (0.3)	0.27 - 0.33	0.4
ZINC (mg/L)	----	0.36 - 0.62	0.490	0.01 - 3.68 (0.30)	0.16 *(0.5 - 1.0)	----	0.135 - 0.226	----
ACEITES (mg/L)	----	2.0 - 7.0	3.3	0.09 - 2.8 (0.40)	----	----	----	----
COLIFORMES TOTALES (UFC/100 ml)	----	----	----	----	----	----	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>8</sup>	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>8</sup>
COLIFORMES FECALES ( <i>E. Coli</i> ) (UFC/100 ml)	----	----	2100	400 - 5.10 <sup>5</sup> (6430)	----	----	----	----

Los valores entre paréntesis representan valores medios excepto los de [4], que representan coeficientes de variación.

[1] ALEMANIA, VARIAS FUENTES: Goettle (1978), Paulsen (1984), Klein (1982), Grottker (1987), Durchschlag (1987), Grottker (1989), citados por MARSALEK, J. *et al* (1993), "Urban drainage systems: design and operation", *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 27, Nº 12, pp 31-70.

[2] MARSALEK, J.; SCHROETER, H.O.; (1989), "Annual loadings of toxic contaminants in urban runoff from the Canadian Great Lakes Basin", *J. Water Poll. Res. Canada* 23, pp 360-378.

[3] ELLIS, J.B. (1989), "Urban Discharges and Receiving Water Quality Impacts (Adv. Wat. Poll. Control Nº 7)", Pergamon Press, Oxford

[4] NURP, (1983), "Final Report of the Nationwide Urban Runoff Program, vol. 1, Water Planning Division, US-EPA, Washington D.C., USA.

[5] NOVOTNY, V.; OLEM, H. (1994), "Water quality: prevention, identification and management of diffuse pollution", Van Nostrand Reinhold, ISBN 0-442-00559-8.

[6] METCALF & EDDY, (1991), "Wastewater Engineering. Treatment, Disposal. Reuse"; Tercera Edición; McGraw- Hill International Editions, Civil Engineering Series. ISBN 0-07-100824-1.

[7] ELLIS, J.B. (1986), "Pollutional aspects of urban runoff", in *Urban Runoff Pollution*, Torno, H., J. Marsalek, y M. Desbordes, Eds., NATO ASI Series, Series G: Ecological Sciences, Vol 10, Springer-Verlag, Berlin.

## B2-3.5.-AGUAS RESIDUALES URBANAS (A.R.U.)

### B2-3.5.1.- COMPONENTES DE LAS A.R.U.

Se entiende por aguas residuales urbanas a aquellas que circulan por las redes de alcantarillado de los núcleos urbanos y que son el resultado de la mezcla de las aguas residuales domésticas (ARD), de aguas residuales industriales (ARI); de aguas de infiltración y, en función del tipo de red de alcantarillado, de aguas de escorrentía superficial urbana.

Las redes de alcantarillado pueden ser unitarias o separativas. Cuando la red es unitaria todos los tipos de aguas anteriormente citados circulan por los mismos conductos. Si la red es separativa es necesario que exista una red que reciba todas las aguas de escorrentía urbana, aguas pluviales.

A la red de alcantarillado llega del orden del 80 % de las aguas del abastecimiento .

Las aguas residuales industriales que aparecen en los sistemas de alcantarillado urbano suelen proceder de industria, de mediano y pequeño tamaño, que se encuentra dentro de los cascos urbanos. Cuando existen polígonos industriales, o la industria es muy grande, se suele disponer de

redes especiales para sus aguas, que normalmente son tratadas en estaciones de tratamiento de aguas residuales industriales (E.T.A.R.I.).

Aguas de infiltración son aquellas que proceden del subsuelo y penetran en la red de alcantarillado a través de las juntas, tuberías defectuosas, conexiones y paredes de pozos de registro. La presencia de agua con un nivel freático elevado produce infiltraciones en las alcantarillas, y un aumento de la cantidad de las aguas residuales. La calidad de los materiales de la red y el grado de mantenimiento son también factores que determinan la importancia de las infiltraciones. La infiltración puede oscilar entre 0.01 y 1.0 m<sup>3</sup>/d.mm.km, e incluso más. El número de milímetros-kilómetros de una red es la suma de los productos de los diámetros de las alcantarillas, expresados en milímetros, por las longitudes expresadas en kilómetros, de las alcantarillas correspondientes a esos diámetros.

Hay que diferenciar dos tipos de fenómenos de contaminación asociados con las aguas pluviales o de tormenta: el agua de escorrentía contaminada que llega directamente o a través de las redes de alcantarillado separativas a las masas de agua receptoras, y un segundo tipo, el vertido por rebosamiento, o rebose, de alcantarillados unitarios, RAU, (CSO en la literatura anglosajona) con aguas que son mezcla de aguas pluviales y aguas residuales domésticas. En estas últimas redes hay que tener muy en cuenta el fenómeno de resuspensión de los sedimentos existentes, resultado de la sedimentación de partículas y contaminación, permitida por el régimen hidráulico existente durante el período seco. La punta de caudal de aguas residuales también puede llegar a la depuradora y, si supera su capacidad de tratamiento, también produce un rebose en tal punto. Estos tipos de descargas se diferencian tanto en los volúmenes vertidos, en las concentraciones de contaminantes, como en las fases y períodos de descarga.

A las redes de alcantarillado unitario puede que también se viertan lixiviados de vertederos de residuos sólidos urbanos (RSU).

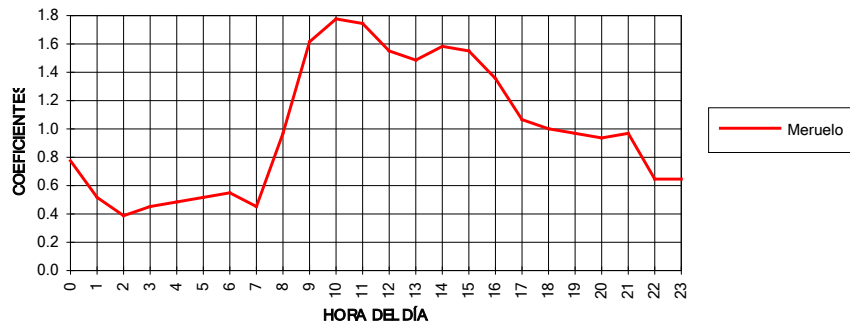
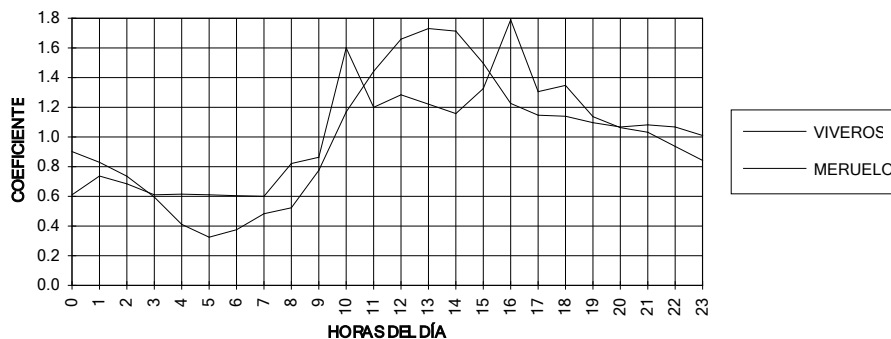
### B2-3.5.2.- CARGAS DE CONTAMINACIÓN EN LAS A.R.U.

Al igual que se realiza en la estimación de los caudales de abastecimiento de una población, en vez de hacer un cálculo para cada tipo de consumo se estima una dotación global de abastecimiento por persona y día, se utiliza una dotación de carga contaminante. Las unidades de estas dotaciones son gramos por habitante y día (g/h.d.) de cada contaminante.

En aguas residuales urbanas, sin una gran incidencia de la industria, se pueden adoptar las siguientes dotaciones de contaminación, expresadas en g/h/d:

		DBO <sub>5</sub>	SS
RED SEPARATIVA	Zona residencial	50	50
	Núcleo de población	60	75
RED UNITARIA	Núcleo de población	75	90

A lo largo del día, al igual que lo hacen los caudales, las concentraciones de contaminantes de un agua residual urbana varían. Siguen una forma similar a la que describe la variación de caudales, con puntas casi simultáneas. Son habituales coeficientes puntas de valor 1.5 en las concentraciones de DBO<sub>5</sub>.

COEFICIENTES DE VARIACIÓN DE CAUDALES SOBRE EL  $Q_{medio}$  DURANTE UN DÍACOEFICIENTES DE VARIACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE DBO SOBRE LA  $DBO_{media}$  DURANTE UN DÍA

En las gráficas anteriores se presentan los coeficientes de variación del caudal ( $Q_i/Q_m$ ) y de las concentraciones de  $DBO_5$  que llegan a dos depuradoras. La referida como MERUELO es la generada por un pueblo de Cantabria, de nombre San Miguel de Meruelo, de 438 habitantes. La referida como VIVEROS procede de la E.D.A.R. del mismo nombre en Madrid, y no tiene variación de caudal porque esta depuradora funciona a caudal constante. Las puntas de caudal son mucho más marcadas en poblaciones pequeñas.

### B2-3.5.3.- HABITANTE EQUIVALENTE

Cuando la contaminación que circula por la red de alcantarillado procede de industrias o granjas, u otro tipo de origen diferente al doméstico o urbano, entonces las dotaciones de contaminación que se han definido anteriormente pueden resultar inaplicables. Para poder trabajar con unidades homogéneas a la hora de estimar cargas de contaminación se ha establecido el concepto de *habitante-equivalente*, h-e.

La Directiva 91/271/CEE de 21 de mayo de 1991, sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas, que se analizará en capítulos posteriores, define 1 h-e (equivalente habitante) como "la carga orgánica biodegradable con una demanda bioquímica de oxígeno de 5 días ( $DBO_5$ ) de 60 g de oxígeno por día".

Se trata de expresar la contaminación de una industria, una ciudad, una granja, etc., para un contaminante dado, como si hubiera sido producida por población humana. Así, si una persona o habitante produce una contaminación en  $DBO_5$  de 60 g/d, una industria que vierte diariamente una determinada cantidad de  $DBO_5$ , equivaldrá a un número concreto de habitantes, de "habitantes - equivalentes". Los kilos/día que vierte una determinada actividad se calculan multiplicando los

caudales por las concentraciones. En este sentido hablaremos de habitantes-equivalentes que trata una determinada EDAR.

En el caso de aguas residuales pecuarias, una vaca equivale a 10 h-e, o un cerdo equivale a 3 h-e, en ambos casos sobre la base de  $DBO_5$ . Otra forma de expresar las cargas de contaminación que generan los animales es como gramos de contaminante por cabeza por día (g  $DBO_5$ /cabeza/d).

En la industria es normal hablar de carga de contaminante por unidad de producción o de carga por unidad de superficie (g/d/Ha).

# BLOQUE 3

## IMPACTOS SOBRE LOS SISTEMAS ACUÁTICOS

- 3.1.- CONCEPTOS PREVIOS DE “IMPACTO AMBIENTAL”
- 3.2.- CALIDAD DE AGUAS EN RÍOS. PROCESOS DE AUTODEPURACIÓN
  - 3.2.1.- INTRODUCCIÓN
  - 3.2.2.- CONTAMINACIÓN DE RÍOS. VERTIDO PUNTUAL A UN RÍO
  - 3.2.3.- ESTUDIO DE LA AUTODEPURACIÓN. MODELO GENERAL DE CALIDAD DE AGUAS**
  - 3.2.4.- MODELIZACIÓN DE FENÓMENOS
- 3.3.- CONTAMINACIÓN DE LAGOS, EMBALSES Y ACUÍFEROS
  - 3.3.1.- EFECTOS DE LA CONTAMINACIÓN
  - 3.3.2.- EL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN
  - 3.3.3.- CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LAGOS Y EMBALSES
  - 3.3.4.- CARACTERÍSTICAS DEL FENÓMENO DE EUTROFIZACIÓN
  - 3.3.5.- CLASIFICACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO
- 3.4.- VERTIDO AL MAR DE AGUAS RESIDUALES URBANAS
  - 3.4.1.- CARACTERÍSTICAS DE LA CONTAMINACIÓN MARINA
  - 3.4.2.- EVOLUCIÓN DE LOS CONTAMINANTES Y EFECTOS SOBRE EL MEDIO MARINO
  - 3.4.3.- DEPURACIÓN Y VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES AL MAR

### B3.-1.- CONCEPTOS PREVIOS DE “IMPACTO AMBIENTAL”

Medio ambiente es el entorno vital, el conjunto de factores físico-naturales, sociales, culturales, económicos y estéticos que interactúan entre sí, con el individuo y con la comunidad en la que vive, determinando su forma, carácter, relación y supervivencia (GÓMEZ OREA, 1988).

El medio físico o medio natural se proyecta en tres subsistemas:

- Medio Inerte o Medio Físico propiamente dicho: Aire, Tierra y Agua.
- Medio Biótico: Flora y Fauna.
- Medio Perceptual: Unidades de paisaje (cuencas visuales, valles, vistas, etc).

El medio socio-económico es el sistema constituido por las estructuras y condicionantes sociales, histórico culturales, económicas en general, de las comunidades humanas o de la población de un área determinada.

Tanto del medio físico-natural como del medio socio-económico interesa destacar y conocer aquellos componentes que son susceptibles de ser modificados por el hombre; a este tipo de componentes se les denomina factores ambientales. Será en los factores ambientales en donde estudiaremos la situación previa y la situación posterior a la acción modificadora, al impacto.

Se dice que hay impacto ambiental cuando una acción o actividad produce una alteración, favorable o desfavorable, en el medio o en alguno de sus componentes. El término impacto no implica negatividad, ya que estos pueden ser tanto negativos como positivos. Hay que diferenciar entre efecto, o alteración del factor, e impacto o valoración de dicho efecto en términos de salud humana y ambiental.

Para medir la magnitud, desde un punto de vista cualitativo o cuantitativo, del impacto asociado a cada factor se utilizan los indicadores de impacto ambiental.

Como se puede observar después de presentar las definiciones anteriores, las actuales metodologías y estructuración de conceptos que se utiliza en los estudios de impacto ambiental, disciplina relativamente reciente, coincide plenamente con la estructuración y conceptos que se aplican en los estudios de calidad del agua. El agua es un factor ambiental más y de los más importantes.

A la materia y a la energía que va a parar a las masas de agua, normalmente como resultado de la acción modificadora del hombre, y que disminuyen su aptitud para alguna de sus posibles utilidades se denominan contaminantes.

Los impactos sobre sistemas acuáticos receptores de vertidos de aguas residuales se pueden clasificar desde diferentes puntos de vista:

La importancia de un impacto se valora tanto en función del grado de incidencia o intensidad de la alteración producida, como de la caracterización del efecto, que responde a su vez a una serie de atributos de tipo cualitativo, tales como extensión, tipo de efecto, plazo de manifestación, persistencia, reversibilidad, recuperabilidad, sinergia, acumulación y periodicidad (CONESA, 1995).

La importancia del impacto no debe confundirse con la importancia del factor afectado.

A continuación se describen los diferentes tipos de impactos:

- **Signo:** El signo hace ilusión a si el impacto es **beneficioso (+)** o **perjudicial (-)**. Hay situaciones en que es difícil decantarse por uno de los signos.
- **Intensidad:** Se refiere al grado de incidencia de la acción sobre el factor. Los varemos de valoración oscilan entre la destrucción total del factor a la afección mínima.
- **Extensión:** Se refiere al área de influencia del impacto respecto al ámbito de estudio o trabajo. La acción puede ser **puntual o localizada, parcial, extenso y total**. El efecto **local** puede producirse en un lugar **crítico** (por ejemplo, un poco aguas arriba de un abastecimiento, o zonas de ecosistemas sensibles, o zonas de interés paisajístico).
- **Momento:** El plazo de manifestación o tiempo transcurrido desde la acción hasta el momento del comienzo del efecto. Si el tiempo transcurrido es nulo el efecto es **inmediato**. Para periodos de tiempo inferiores a un año se habla de **corto plazo**, de uno a 5 años se habla de **medio plazo**, y para más de cinco años se habla de **largo plazo**. El **momento** en que se produce el impacto puede ser también **crítico**.
- **Persistencia:** Hace referencia al tiempo que permanece el efecto desde el comienzo de la acción hasta la recuperación, por parte del factor ambiental, de las condiciones iniciales. Se habla de efectos **fugaces, temporal o permanente**. De los efectos fugaces y temporales se dice que son siempre reversibles o recuperables. Los efectos permanentes pueden ser reversibles o irreversibles, y recuperables o irrecuperables.
- **Reversibilidad:** Se refiere a la posibilidad de reconstrucción del factor afectado, de volver a las condiciones iniciales, por medios naturales
- **Recuperabilidad:** Se refiere a la posibilidad de reconstrucción, total o parcial, del factor afectado, por medio de la intervención humana. Los efectos se pueden recuperar o mitigar sino son irrecuperables. En función del tipo de

medidas correctoras se puede disminuir el tiempo de retorno a las condiciones iniciales.

- **Sinergia:** Existe sinergia cuando dos o más efectos simples se complementan y el impacto final es mayor que si los dos actuaran de forma independiente. Se habla de efectos **no sinérgicos**, **sinergismo moderado** y **altamente sinérgico**. El sinergismo puede ser negativo si el impacto se ve suavizado.
- **Acumulación:** Da idea del incremento progresivo de la manifestación del efecto, cuando persiste de forma continuada o reiterada la acción que lo genera (p.e. la bioacumulación de metales pesados).
- **Periodicidad:** Se refiere a la regularidad de la manifestación del efecto, bien de manera cíclica o recurrente (**efecto periódico**), de forma impredecible en el tiempo (**efecto irregular**) o constante en el tiempo (**efecto continuo**).

## **B3.- 2.- CALIDAD DE AGUAS EN RÍOS. PROCESOS DE AUTODEPURACIÓN**

### **B3.-2.1.- INTRODUCCIÓN**

El hombre a lo largo de la historia siempre ha buscado asentarse allí donde podía disponer de agua dulce. Muchas grandes ciudades llevan parejas a su nombre otro del río que la atraviesa y que la sirve. Receptores de cloacas, de los vertidos de las industrias, de las basuras de los vertederos de sus riberas, los ríos han terminado por convertirse en zonas marginales, degradadas, con la vegetación natural de las márgenes arrasada y en un gran número de casos sin vida animal.

Este panorama desolador ha ido calando en las tendencias sociales, de forma más global en las últimas dos décadas, acompañando a los nuevos valores medio ambientales, y son muchas las actuaciones que se han realizado y que hoy en día continúan con más intensidad, para convertir de nuevo a los ríos en lo que deben ser: elementos articuladores del territorio, verdaderos valores ambientales y económicos singulares y signos de identidad de pueblos y ciudades.

Cuando en la actualidad se aborda un estudio de saneamiento ya ha sido superada la visión parcial que se preocupaba exclusivamente de la recogida de las aguas residuales y su posterior conducción a través de las redes de alcantarillado hasta una masa de agua receptora. Ese sistema acuático final importaba muy poco, y de él dependía su mayor o menor fortuna para asimilar toda la carga de contaminación que recibía. La visión actual es más global y permite hablar de "sistemas integrados de saneamiento". El medio receptor se incorpora al estudio junto con el análisis de fuentes (incluyendo fuentes difusas tanto en medio rural como urbano, estas últimas de gran importancia y no siempre consideradas), las redes de alcantarillado (incluidos los sistemas de control y tratamiento de reboses, SCTR) y los sistemas de tratamiento (tanto estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas como industriales). Para la resolución de un determinado problema habrá que estudiar, y conocer en profundidad, cada una de las anteriores áreas, de forma que las acciones que se emprendan en cada una sean las que generen la solución óptima para todo el sistema. Es prudente reconocer desde el principio la complejidad del problema con el que se va a encontrar el gestor, el planificador y el diseñador. Además, el óptimo a conseguir va a depender de los intereses y valores sociales preponderantes en el momento histórico.

### **B3.-2.2.- CONTAMINACIÓN DE RÍOS. VERTIDO PUNTUAL A UN RÍO**

El agua residual es portadora de materia orgánica, inorgánica y microorganismos. A estos contaminantes, una vez vertidos al curso de agua, pueden verse sometidos a los siguientes fenómenos físicos:

- 1.- Parte de los elementos pasan a depositarse en el fondo como consecuencia de su diferencia de densidad con el agua, no pudiendo ser arrastrados por la corriente. Son sólidos decantables. Pueden ser productos orgánicos o inorgánicos.
- 2.- Otros, orgánicos e inorgánicos, debido a la corriente y a su densidad similar a la del agua, permanecen en suspensión en la masa del agua.
- 3.- Hay elementos que llegan a la superficie y se concentran en ella al cabo de un cierto tiempo (como las grasas, detergentes y flotantes) debido a su baja densidad.

Los microorganismos, que ocupan cualquiera de las zonas de la corriente, pueden ser aerobios, anaerobios o facultativos (éstos pueden adaptar su metabolismo a condiciones de existencia de oxígeno o no).

Los ríos pueden asimilar cierta cantidad de residuos antes de que los efectos negativos de la contaminación sean apreciables. En líneas generales, cuanto más caudalosos, rápidos y más aislados estén los cursos de agua y no hayan sido utilizados, más capaces son de tolerar una cantidad mayor de aguas residuales; pero una cantidad excesiva de cualquier tipo de contaminante produce daños a todo el sistema.

Los efectos negativos son diferentes según el contaminante considerado. A continuación se estudian, de forma breve, los siguientes contaminantes.

- sales inorgánicas
- ácidos o alcalis
- materia orgánica
- sólidos en suspensión
- líquidos, sólidos flotantes
- color
- agua a temperatura elevada
- productos químicos tóxicos
- microorganismos
- materiales radiactivos
- compuestos que producen espumas

- **Sales inorgánicas:** Aparecen en la mayor parte de los residuos industriales, lo mismo que en la propia naturaleza. Pueden endurecer el agua y posteriormente producir incrustaciones en los sistemas de distribución de agua. Las sales inorgánicas de fósforo y nitrógeno originan fenómenos de eutrofización. Aunque las algas suelen ser un problema secundario de contaminación, ésta puede llegar a ser de extrema importancia. La ausencia total de sales produce agua corrosiva y/o sin gusto. En los ríos es normal que la concentración de sales vaya en aumento desde el nacimiento hasta la desembocadura, tanto por impurificación natural como por contaminación.
- **Ácidos y alcalis:** Generalmente se está de acuerdo en que el pH de una corriente no puede ser menor de 4'5 ni mayor de 9'5, si se pretende que los peces sobrevivan. En la proximidad de vertidos industriales se pueden encontrar valores de pH tan bajos como 2 y tan altos como 11.
- **Materia orgánica:** Puede provocar el consumo de oxígeno de los ríos y crea olores y gustos desagradables, sobre todo en condiciones sépticas. Los peces y la mayor parte de la vida acuática se asfixia por falta de oxígeno y la concentración de éste, combinada con otras condiciones determina, en los ríos, la vida o la muerte de los peces. Algunas especies de peces no pueden sobrevivir en aguas que contienen 3 partes por millón de oxígeno disuelto, mientras que otras especies pueden no verse afectadas, ni siquiera levemente, por la misma cantidad. La carpa es capaz de sobrevivir en aguas con sólo 1 ppm de oxígeno.  
El déficit de oxígeno causado indirectamente por la materia orgánica se considera como el factor más importante en la contaminación de los ríos.



Algunos productos químicos orgánicos, como los fenoles, afectan el gusto de los abastecimientos de aguas.

- **Sólidos en suspensión:** Precipitan en el fondo o se depositan en las orillas. Los fangos con mucha materia orgánica demandan oxígeno disuelto (OD). Un fango con estas características entra en anaerobiosis, con la consiguiente producción de gases (metano, sulfúrico). Los efectos en las aguas del río son el burbujeo y los olores.

Los sólidos que sedimentan en el fondo pueden cubrir las zonas de desove, además de arrasar todo el bentos. Si hay lodos apreciables a simple vista, se crean condiciones desagradables que impiden la utilización del río para recreo. Además los sólidos aumentan la turbidez de las aguas. Además, los sólidos en suspensión pueden dañar las branquias de los peces.

Cuando desaparecen las condiciones que permiten la sedimentación se puede producir una resuspensión que vuelve a incorporar al agua, contaminación que puede ser de magnitud superior a la original por el fenómeno de acumulación que se ha ido produciendo.

- **Sólidos y líquidos flotantes:** Comprende aceites, grasas, espumas, materiales que flotan en la superficie y residuos sólidos gruesos, dando al río un aspecto desagradable y pueden impedir el paso de luz a través del agua, afectando el crecimiento de las plantas. Si hay residuos en las riberas aparecen ratas e insectos, que son vectores de transmisión de enfermedades.

Algunas acciones específicas de las grasas en las corrientes son:

- 1.- Interfieren la reaireación natural.
- 2.- Son tóxicas para la vida acuática.
- 3.- Crean un peligro de incendio, cuando están presentes en el agua superficial en grandes cantidades.
- 4.- Destruyen la vegetación a lo largo de los cauces con la consiguiente erosión.
- 5.- Hacen que no se pueda utilizar el agua para la alimentación de calderas o refrigeración.
- 6.- Causan problemas en los tratamientos de aguas potables, dando sabor, olor y produciendo el atascamiento rápido de los filtros de arena.
- 7.- Crean una película de aspecto desagradable en la superficie del agua de uso recreativo y por tanto desciende su valor potencial.

- **Agua a elevada temperatura:** Una industria puede incrementar de tal forma la temperatura del agua, que una industria próxima, río abajo, no pueda utilizarla. Por otra parte, como el agua caliente tiene una menor densidad que la fría, se produce una estratificación, haciendo que la mayor parte de los peces se retiren a la zona profunda de la corriente. Al haber menos oxígeno en el agua caliente la vida acuática sufre y se produce un incremento de la acción bacteriana a altas temperaturas, acelerando la disminución de los recursos de oxígeno en el río.
- **Color:** Es indicador de contaminación. El color interfiere en la transmisión de luz solar en la corriente y por lo tanto puede disminuir la acción fotosintética. Cuando en las aguas es apreciable el color, se origina rápidamente la protesta pública. Las plantas de tratamiento municipales e industriales tienen una gran dificultad, y muy poco éxito, para eliminar el color del agua bruta.

- **Productos químicos tóxicos:** Muchos de estos productos no son eliminados en las plantas de tratamiento y pueden tener un efecto acumulativo en el sistema biológico. Casi todas las sales, algunas incluso en bajas concentraciones, pueden ser tóxicas para la vida acuática. Así, se sabe que los cloruros son tóxicos para peces de agua dulce en concentraciones de 400 ppm. En los cursos de agua, ciertas materias tóxicas vertidas accidentalmente, o intermitentemente, pueden pasar sin ser descubiertas y, sin embargo, pueden impedir la vida. Los drenajes de aguas de lluvia que vayan directamente al río pueden aportar contaminación por posibles derrames accidentales en un proceso industrial o ignorancia de las consecuencias, por ejemplo, del vertido de las aguas de lavado de tanques de transporte de productos químicos.
- **Microorganismos:** No sólo aparecen en el río los aportados por las aguas residuales urbanas, los mataderos, industrias de conservas vegetales y de frutas pueden añadir contaminación bacteriológica a la corriente. Los microorganismos se podrían clasificar en dos grupos generales:
  - a) Microorganismos que contribuyen a la degradación de la materia orgánica cuando los residuos orgánicos se mueven hacia aguas abajo.
  - b) Microorganismos que son patógenas para el hombre.
- **Materias radiactivas:** Las características biológicas e hidrológicas de una corriente pueden tener una profunda influencia en la asimilación de la radiactividad.

Los efectos de los contaminantes pueden ser diferentes en el espacio y en el tiempo, dependiendo del tipo de contaminante. Así, se se pueden distinguir:

- **Contaminantes de efecto inmediato.** Se correspondería con los fenómenos clásicos que aparecen después de que el agua residual es vertida al medio y acompaña a los fenómenos de mezcla y dilución. Superada una concentración umbral se produce el efecto negativo. Este es el caso de la toxicidad aguda.
- **Contaminantes de efecto diferido en el espacio.** Los efectos de un determinado vertido se ven aguas abajo en el río, lejos del lugar en el que se produjo. Un ejemplo de este tipo de contaminantes es la materia orgánica provocando un descenso de los niveles de OD agua abajo.
- **Contaminantes de efecto diferido en el tiempo.** El efecto no se produce de forma inmediata, sino que está sujeto a fenómenos de acumulación y a la aparición de ciertas condiciones en el medio acuático, que pueden ser inter-anales. Un ejemplo de este tipo de contaminantes son los nutrientes, que en determinados tipos de masas de agua pueden llegar a producir fenómenos de eutrofización. Otro ejemplo es el fenómeno de toxicidad crónica, que puede llevar asociados fenómenos de bioacumulación.

### B3.- 2.3.- ESTUDIO DE LA AUTODEPURACIÓN. MODELO GENERAL DE CALIDAD DE AGUAS

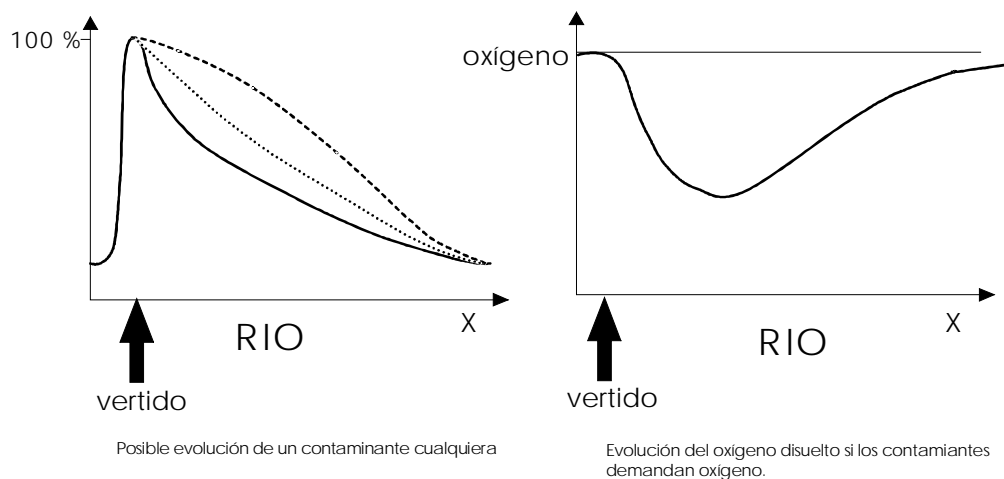
Una vez la contaminación, en sus diversas formas, ha llegado al sistema fluvial se comienza a producir un fenómeno de autodepuración, en el que intervienen principios físicos (sedimentación, flotación y transporte), químicos y biológicos.

Los elementos **flotantes** o productos tensioactivos van quedando retenidos por la vegetación y el propio terreno de las orillas. Los remansos colaboran en esta acción. Poco a poco, la superficie del agua va quedando liberada de elementos extraños. Los elementos pesados, dependiendo de su densidad y de la corriente de agua van quedando depositados en el fondo del cauce, más en las zonas remansadas y menos en las zonas de rápidos. A medida que el río discurre las **partículas sedimentables** van desapareciendo.

Los **componentes ácidos y básicos** de los vertidos se neutralizan en la homogeneización producida por el río.

Los **microorganismos** existentes en las aguas o incorporados por los vertidos (bacterias, algas, protozoos, hongos, rotíferos, insectos, etc.) utilizan la materia orgánica existente en las aguas, metabolizándola y transformándola en materia viva o, en su caso, coagulando las partículas más gruesas por los exofermentos, pudiendo de esta forma sedimentarse parte de la materia en suspensión. Los principales elementos que forman parte de los microorganismos, y que están presentes en la materia orgánica de los vertidos son el C, H, O, N, P, S, Na, K y otros en menor cantidad. Los **compuestos orgánicos** por acción de los microorganismos aerobios, anaerobios y facultativos tienden hacia su mineralización.

Una vez que se ha incorporado un vertido a un cauce, si se tomasen muestras aguas abajo a intervalos dados, se observaría como algunos parámetros indicadores de contaminación varían a lo largo del río.



**Curvas de evolución de distintos indicadores de contaminación.**

Se pueden establecer cuatro zonas de influencia de un vertido:

**a) ZONA DE DEGRADACIÓN:** Es la zona inmediata a la incorporación de las aguas contaminadas al río. Es el área con mayores concentraciones de contaminantes. Desaparecen peces y algas; en el fango aparecen gusanos tubíficos, hongos y protozoos ciliados. Es posible la existencia de peces que necesitan poco oxígeno y se alimentan de materia orgánica.

**b) ZONA DE DESCOMPOSICIÓN ACTIVA:** El oxígeno desciende a los niveles mínimos, pudiendo llegar a cero. No viven peces, y los organismos encargados de la descomposición orgánica trabajan activamente. Se pueden desprender gases (metano, hidrógeno, nitrógeno, ácido sulfhídrico y otros de mal olor, etc.). Pueden aparecer espumas en la superficie.

**c) ZONA DE RECUPERACIÓN:** Aumento del oxígeno, agua más clara, reaparición de la vida acuática macroscópica, disminución de hongos y aparición de algas. Es posible encontrar nitratos, sulfatos, fosfatos y carbonatos. Aparecen peces resistentes.

**d) ZONA DE AGUA LIMPIA:** Condiciones de corriente natural. El oxígeno disuelto está cerca de la saturación. Peces útiles para la pesca. Pueden quedar bacterias patógenas resistentes y compuestos metálicos no alterados por los procesos bioquímicos existentes.

Para intentar estudiar la evolución de los contaminantes a partir del punto de vertido se han ido creando diferentes modelos, más o menos simplificados, que se utilizan en la gestión de la calidad de aguas.

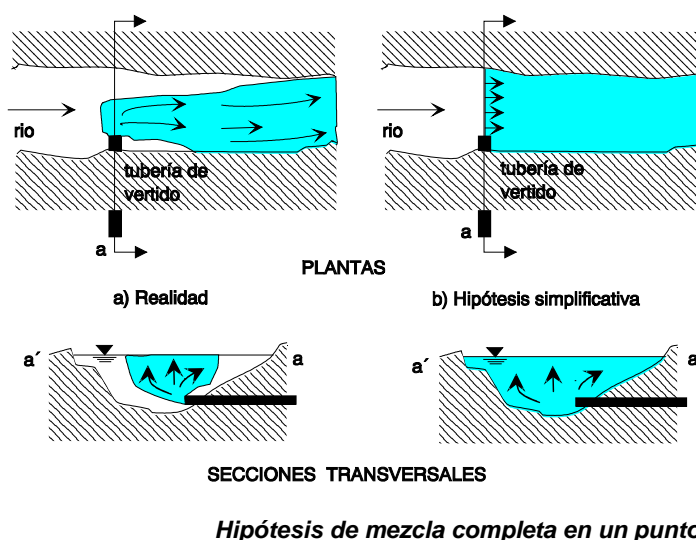
### B3.- 2.4.- MODELIZACIÓN DE FENÓMENOS

La modelización de la calidad de aguas es una herramienta de gran interés porque:

- a) Facilita una mejor comprensión de los mecanismos e interacciones que se producen en los diferentes tipos de sistemas acuáticos. Tal comprensión debe ser soportada por una formulación y una comprobación de las hipótesis causa-efecto que relacionan las entradas de agua residual y la calidad del agua resultante.
- b) Aporta unas bases racionales para tomar decisiones de control de la calidad de aguas.

La idea básica para describir la evolución de la contaminación aportada por un vertido en un curso de agua es conseguir plantear adecuadamente la ecuación del balance de masas. Se puede comenzar estudiando éste justo en el punto de descarga.

La primera e importante hipótesis que se realiza es suponer que el río es homogéneo en toda la sección en la que se produce el vertido, tanto lateral como verticalmente. Esto implica que las variables de calidad de agua también se comportan de forma homogénea en la sección. En la figura siguiente se presenta la forma normal de mezcla de un vertido en una corriente de agua. Poca distancia aguas abajo del punto de vertido se producirá la homogeneización, aunque dependerá de las características hidráulicas del río. La hipótesis que se adopta implica que existe mezcla completa e instantánea en toda la sección a partir del punto en el cual se introduce el agua contaminada en el río.



Se puede obtener un orden de magnitud de la distancia a partir del punto de entrada del agua residual en el río en que se puede decir que existe mezcla completa a partir de la siguiente fórmula (Yotsukura, 1968):

$$L_m = 0.24 * U \frac{B^2}{H}$$

si el vertido se realiza desde una ribera, y :

$$L_m = 0.12 * U \frac{B^2}{H}$$

si el vertido se realiza en la mitad de la corriente. En donde:

**$L_m$**  = Distancia desde la fuente hasta la zona en donde la descarga se ha mezclado completamente en la masa de agua, en metros.

**$U$**  = velocidad media en el tramo, en metros por segundo.

**$B$**  = anchura media en el tramo, en metros.

**$H$**  = profundidad media de la corriente, en metros.

El balance de masas que se puede plantear en una corriente con un solo vertido, asumiendo las hipótesis realizadas, es el siguiente:

*Masa en la corriente antes del vertido + masa añadida por el vertido = masa que transporta la corriente aguas abajo del vertido.*

$$Q_R * C_R + Q_v * C_v = (Q_R + Q_v) * C_m$$

$$C_m = \frac{Q_R * C_R + Q_v * C_v}{Q_R + Q_v}$$

En donde:

**$Q_R$**  = caudal circulante por el río aguas arriba del punto de vertido ( $m^3/s$ ).

**$C_R$**  = concentración del parámetro indicador de contaminación seleccionado (mg/L).

**$Q_v$**  = caudal del vertido ( $m^3/s$ ).

**$C_v$**  = concentración del parámetro indicador de contaminación seleccionado (mg/L).

**$C_m$**  = concentración final de la corriente de agua aguas abajo del vertido (mg/L).

Dimensionalmente tendremos:

$$[M/L^3] = \frac{[L^3/T][M/L^3]}{[L^3/T]} = \frac{[M/T]}{[L^3/T]}$$

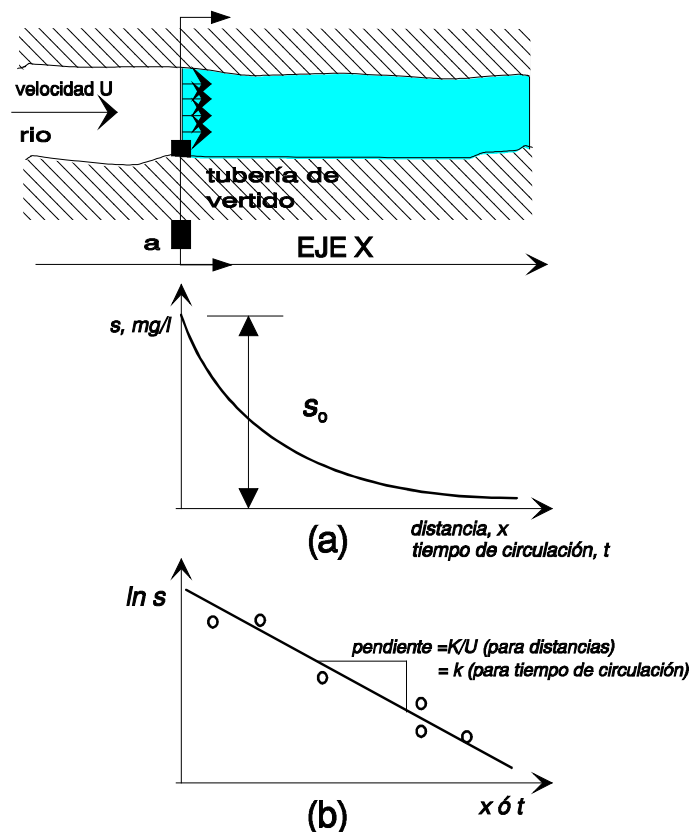
Este tipo de hipótesis de mezcla se suele considerar en la aplicación de algunas normativas de vertido a cauces. Sin embargo, cuando se realiza un muestreo para conocer el efecto de un determinado vertido sobre la corriente, la toma debe hacerse a una distancia adecuada aguas abajo, con el fin de considerar correctamente el efecto de dilución sobre los contaminantes.

La evolución de cada contaminante a partir del punto de vertido variará en función de sus propias características y de la capacidad del asimilación de medio. Se suelen diferenciar dos tipos de contaminantes o sustancias: conservativas y no conservativas o reactivas.

**a) SUSTANCIAS CONSERVATIVAS:** Son aquellos componentes cuya concentración no varía como consecuencia de procesos químicos o bioquímicos, y únicamente lo hacen como consecuencia del transporte, la dilución o la aportación a través de nuevos vertidos. Entre tales componentes se pueden citar los sólidos disueltos totales, los cloruros y ciertos metales que a veces pueden presentarse en forma disuelta. Para un análisis simplificado de este tipo de contaminación se suele admitir que las entradas de caudal y contaminación se producen sólo a través de afluentes y de vertidos, siendo constantes en el tiempo, y que no se produce entrada de agua subterránea a lo largo del cauce. Al no producirse reacciones, el fenómeno podrá estudiarse mediante procesos de mezcla y dilución, asociados al fenómeno de transporte definido por la hidráulica del río.

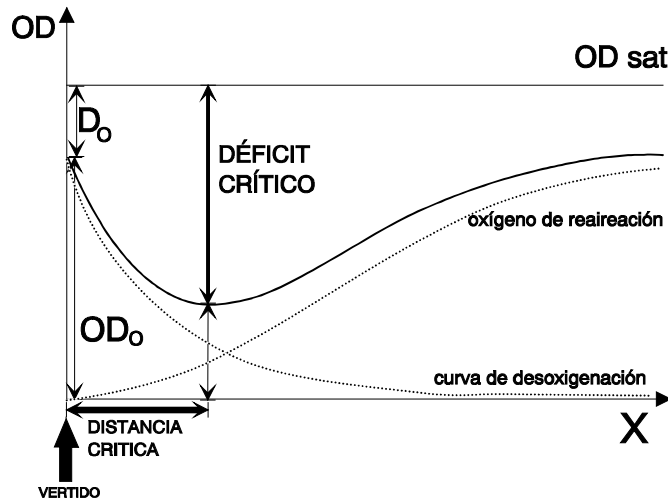
**b) SUSTANCIAS NO CONSERVATIVAS O REACTIVAS:** Son las que sufren diversos tipos de reacciones. Estas reacciones se describen a través de tasas de crecimiento o desaparición propias, y no se pueden describir solamente mediante simples balances de masas por modelo de mezcla. Los procesos que producen la disminución del parámetro de contaminación pueden ser reacciones químicas, degradación bacteriana, disminución de la radiactividad, o simplemente sedimentación de partículas en la columna de agua. Estas tasas van a determinar el tipo de modelo a utilizar y el orden de magnitud de la unidad de tiempo con la que se estudiarán los fenómenos de evolución de la contaminación.

La variación de la concentración de una sustancia no conservativa a lo largo del río o en función del tiempo de circulación del agua en el cauce adopta la forma que se muestra en la figura siguiente, bajo un modelo de tasa de reacción constante (ver representación semi-logarítmica).



**Tasa de disminución constante de una sustancia no conservativa.**

Para el análisis de la evolución del oxígeno disuelto en un río se utiliza la fórmula de **Streeter-Phelps**, que proporciona la disminución y posterior recuperación del oxígeno disuelto en el río. La degradación bioquímica comienza inmediatamente después del vertido. Puesto que la reaireación es proporcional al déficit de oxígeno disuelto, su velocidad de aporte de oxígeno va aumentando conforme el déficit va creciendo. Por último se alcanza un punto en el cual la tasa de consumo de oxígeno se iguala a la tasa de reaireación atmosférica; la curva alcanza su mínimo. A la distancia comprendida entre el punto de vertido y este mínimo se la conoce como **distancia crítica**.



**Curva DOSAG o del valle de oxígeno disuelto.**

A partir del punto crítico la curva empieza a recuperarse y más abajo, el río no mostrará efecto alguno por causa del vertido. A la máxima diferencia entre el oxígeno que puede tener disuelto una masa de agua y el que tiene en realidad se denomina **déficit crítico**, el cual se corresponde con el mínimo valor de OD en el río.

Cuando una carga contaminante se introduce en una masa de agua los tres factores fundamentales que van a determinar su evolución son: el movimiento del contaminante como consecuencia del movimiento del agua que lo contiene, que denominaremos **TRANSPORTE (o advección)**; el movimiento del contaminante por sí mismo con movimiento neto del agua nulo, que denominaremos **DISPERSIÓN**; y el incremento o disminución de masa del contaminante debido a la reacción de dicho contaminante por sus propias características o por la interacción con su entorno, que denominaremos **REACCIÓN ó transformación**.

En un modelo de calidad de aguas debemos buscar la expresión matemática que nos permita conocer la acción de estos factores sobre la contaminación en el espacio y en el tiempo.

$$\boxed{\text{VARIACIÓN TOTAL}} = \boxed{\text{TRANSPORTE}} + \boxed{\text{DISPERSIÓN}} + \boxed{\text{REACCIÓN}} + \boxed{\text{FUENTES Y SUMIDROS}}$$

## B3.- 3.- CONTAMINACIÓN DE LAGOS, EMBALSES Y ACUÍFEROS

### B3.- 3.1.- EFECTOS DE LA CONTAMINACIÓN

Las masas de agua que forman los lagos y los embalses se caracterizan fundamentalmente por los altos tiempos de retención hidráulica y la escasa renovación del agua. Estas masas de agua responden de forma diferente a un vertido con contaminación a como lo hace una corriente superficial.

En primer lugar hay que tener en cuenta la gran capacidad de dilución que puede tener un embalse o un lago, considerando simplemente los volúmenes que mezclamos. La evolución de los contaminantes queda totalmente condicionada fuertemente por el comportamiento físico de la masa de agua.

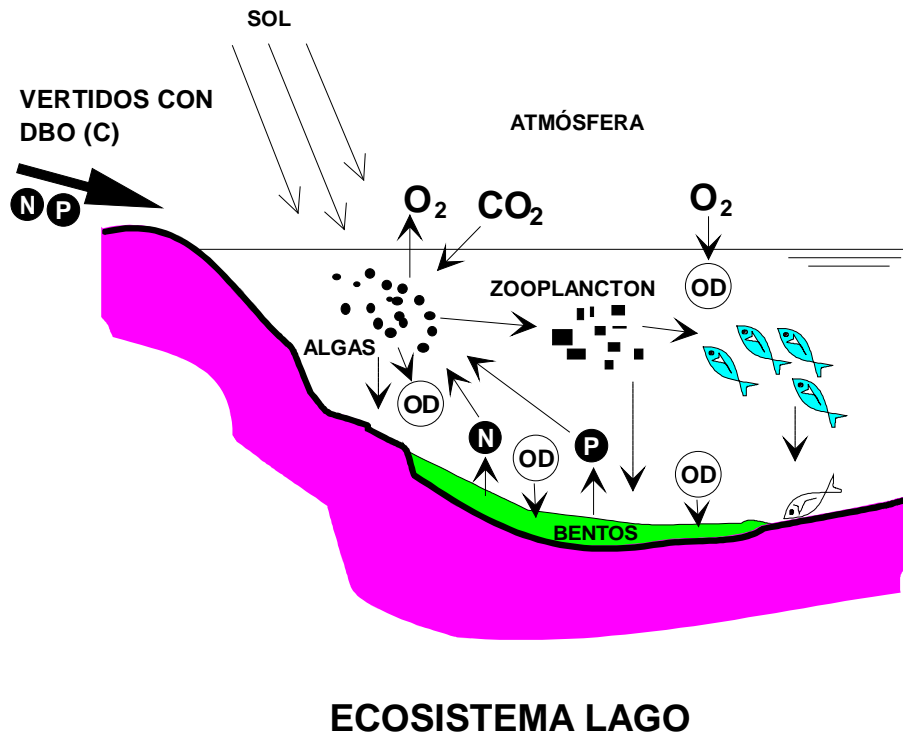
- Los **gérmenes patógenos** van desapareciendo por muerte, por efecto de las condiciones extrañas y agresivas de la masa de agua y por efecto de la radiación ultravioleta, que penetra a través de la gran superficie de la masa de agua. Su desaparición se suele describir a través de tasas, normalmente con el parámetro  $T_{90}$ , que se estudiarán con más detenimiento en el próximo capítulo.
- Las escasas corrientes y los elevados tiempos de retención permiten que las **partículas en suspensión** sedimenten y desaparezcan de la columna de agua. La acumulación de partículas de todo tipo en el fondo forma capas de fangos que pueden alcanzar elevados espesores y que pueden ser muy activas bioquímicamente.
- La gran cantidad de agua y la elevada reaeración, al existir una gran superficie expuesta a la atmósfera, determinan que las concentraciones de **OD** en la masa de agua sean elevadas. Las demandas ejercidas por posibles vertidos con materia orgánica se ven satisfechas sin generar problemas de anoxia. Los compuestos nitrogenados se nitrificarán casi en su totalidad.
- Los vertidos urbanos o la escorrentía procedente de zonas agrícolas aporta a los lagos y embalses **nitrógeno y fósforo**, que son factores limitantes de los productores primarios, las algas fundamentalmente. Los ríos también contribuyen al aporte de nutrientes. Otros elementos y compuestos ( p.e. silicio, manganeso, vitaminas,...) limitan el crecimiento de las algas, pero son el nitrógeno y el fósforo quienes se presentan como nutrientes fundamentales. El fósforo suele ser siempre el factor limitante. El abundante consumo de  $CO_2$ , debido a la acción clorofílica, produce la **alcalinización del agua**.

Con la disponibilidad de nutrientes el crecimiento de las algas se ve favorecido, con lo que pueden alcanzar concentraciones muy elevadas. En principio su crecimiento puede ser interesante ya que aumentará la productividad, que puede verse reflejada por el aumento de la vida piscícola. La muerte de las algas, la generación de detritus y la abundancia de materia orgánica degradándose favorecerá el crecimiento de organismos detritívoros. Estos organismos consumirán oxígeno, llegando a agotar todo el OD disponible en el agua y provocarán la muerte casi completa de toda la masa de algas y organismos que llegaron a poblar el embalse o el lago. El fenómeno descrito es parte de los que aparecen cuando una **masa de agua está eutrofizada**,

El **estado eutrófico** de un determinado lago o embalse, depende del grado de



enriquecimiento en nutrientes de la masa de agua considerada. Un excesivo enriquecimiento en nutrientes provoca repercusiones generalmente negativas para la calidad del agua del embalse, por lo que a la hora de definir el concepto de eutrofización pueden distinguirse dos corrientes. Por un lado se encuentran aquellos que acentúan el **enriquecimiento en nutrientes**, mientras que por otro se encuentran aquellos que enfatizan las **consecuencias que para la calidad del agua** implica el fenómeno de la eutrofización. La descripción correcta del fenómeno, según se ha comprobado en la actualidad, debe ir ligada a ambos aspectos, tanto al hecho en sí del enriquecimiento, como a sus consecuencias.



### B3.- 3.2.- EL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN

El término eutrofización procede de la palabra griega "eutrophos", que significa bien alimentados. La introducción dentro del vocabulario científico del vocablo "eutrofización" es debida al Alemán C.A. **Weber, en 1907**. Weber puso de manifiesto en sus investigaciones las diferencias existentes entre dos ambientes naturales existentes en el norte de Alemania: la turbera alta y la turbera baja.

Diferencias	Turbera BAJA	Turbera ALTA
Medio	Alcalino	Ácido
.pH	>7	Próximo a 4
Grado de mineralización	Acusado	Escaso
Cantidad de nutrientes	Elevado	Escaso
Denominación	Eutrofas	Oligotrofas

Como se puede apreciar, las diferencias existentes en las características de los dos ambientes son homólogos a las provocadas por el proceso de la eutrofización.

La primera definición de eutrofización se debe a **Naumann (1919)**, describiéndola como un **"aumento de los niveles nutricionales, especialmente con respecto al fósforo y al nitrógeno"**.

En 1965 aparece la primera referencia a las consecuencias de la eutrofización. Según Ohle, **“entendemos por eutrofización, el enriquecimiento de nutrientes y el consiguiente aumento de la producción vegetal”**.

Hubo que esperar a **Vollenweider** para que se estableciera inequívocamente la relación entre la eutrofización y la calidad del agua de una masa de agua. Así, Vollenweider en 1968, en un informe encargado por la O.C.D.E. dice que **"la eutrofización de las aguas significa su enriquecimiento en nutrientes, y el subsiguiente deterioro progresivo de su calidad, principalmente en lagos, debido a la proliferación vegetal con las repercusiones subsiguientes en el metabolismo global de las aguas afectadas"**.

Vollenweider hizo hincapié en los efectos del proceso de eutrofización de tal modo que consideró que realmente se produce cuando además de existir un incremento sensible de nutrientes en la masa de agua se produce un incremento de la productividad biológica.

La tendencia actual es la marcada por Wollenweider, es decir, considerar la eutrofización desde el punto de vista de los efectos inducidos en la masa de agua. Se enfatizan las consecuencias que este fenómeno implica al hombre más que el hecho de que el origen sea el incremento de la cantidad de nutrientes de esa masa de agua.

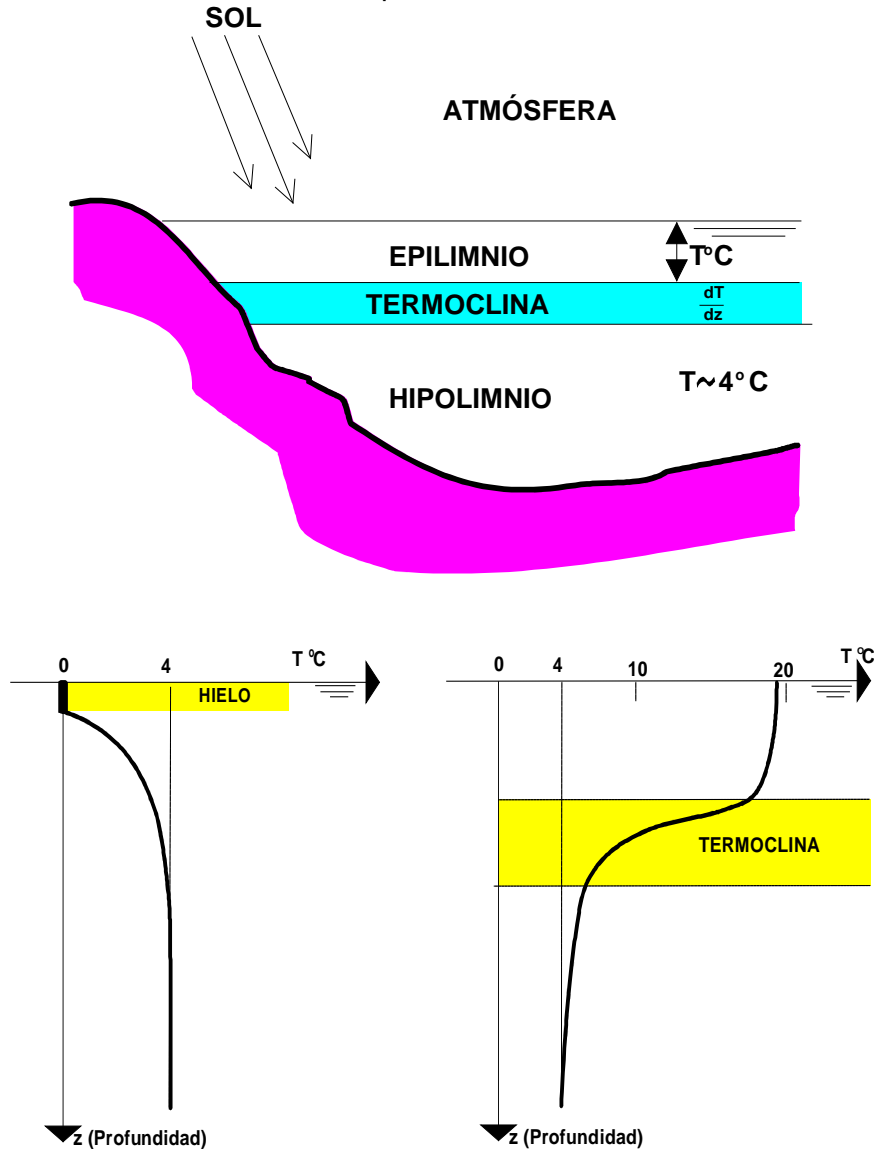
La definición de eutrofización aceptada en la actualidad es la realizada por la **Organización para la Cooperación Económica y Desarrollo** (O.C.D.E., 1982) en la que se define la eutrofización como **“el enriquecimiento en nutrientes de las aguas, que provoca la estimulación de una serie de cambios sintomáticos, entre los que el incremento en la producción de algas y macrofitas, el deterioro de la calidad del agua y otros cambios sintomáticos resultan indeseables e interfieren con la utilización del agua”**.

La eutrofización es, en principio, un proceso natural que va asociado al envejecimiento del lago o embalse y que se desarrolla con mucha lentitud. Las causas pueden ser inherentes a la propia masa de agua, como las producidas por las excreciones y descomposición de organismos muertos, oscilaciones del volumen de agua con descomposición de la vegetación litoral, redisolución de sedimentos del fondo, concentración por evaporación, etc., o externas al mismo, como los cambios que se producen en la forma del vaso como consecuencia del llenado por sedimentos producidos por la erosión, las aportaciones de materiales transportados por el viento, incorporación de restos de organismos con la consiguiente degradación natural, incendios, etc. El hombre altera los procesos de eutrofización a través de la aportación de N y P en los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales, favoreciendo escorrentías sobre diversos terrenos, por vertidos de granjas, etc. Este fenómeno se denomina con frecuencia **“eutrofización cultural”** para distinguirla de la **“eutrofización natural”**. Otros términos aplicados a este mismo concepto son “eutrofización artificial” o “eutrofización antropogénica”.

### **B3.- 3.3.- CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LAGOS Y EMBALSES**

El comportamiento de una masa de agua va a estar muy relacionado con la cantidad de superficie expuesta a la atmósfera y el volumen de agua que es alcanzado por la radiación solar. Un parámetro que va a permitir clasificar estas masas de agua va a ser la profundidad media, entendiéndose por tal el cociente entre volumen total y la superficie total. Se suelen considerar embalses, o lagos, profundos aquellos cuya profundidad media es superior a los 5 metros. El comportamiento de una masa de agua profunda se caracteriza por los fenómenos que se producen a lo largo de la columna de agua.

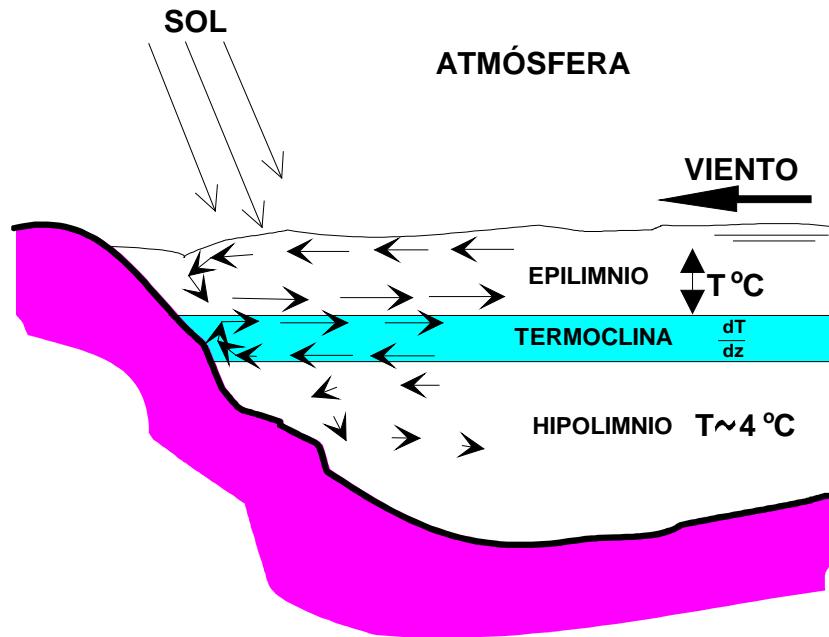
Las aguas de la parte superior (**epilimnio**) se calientan como consecuencia de la insolación, pero las aguas más profundas (**hipolimnio**), que no reciben energía, se mantienen frías. El agua más pesada está en la zona profunda, manteniéndose a unos 4 °C. Entre ambas capas, totalmente diferenciadas, se establece una capa de transición, denominada **termoclina**, en la cual existe un fuerte gradiente de temperatura. En invierno la capa de agua superior puede llegar a congelarse pero el hipolimnio permanecerá a 4 °C. De nuevo existirá una capa de transición.



**Estratificación térmica en masas de agua embalsadas.**

La estratificación de la masa de agua no permite la mezcla entre las capas superiores e inferiores, permitiendo que en cada una de ellas se produzcan procesos totalmente diferentes. En la capa inferior se irán acumulando sedimentos y materia orgánica y se llegará a consumir todo el OD.

El viento, actuando sobre la superficie, puede lograr mantener mezclado todo el epilimnio, pero no logra superar la termoclina. La mezcla global de la masa de agua se va a producir en las épocas de transición, cuando debido al cambio de temperaturas de invierno a verano, o a la inversa, la temperatura se iguala a lo largo de toda la columna de agua y dejan de existir capas diferenciadas. El hipolimnio podrá tener temperaturas superiores a los 4 °C. Este fenómeno se produce en la primavera o en el otoño. Se habla de "ciclo de vida del embalse".



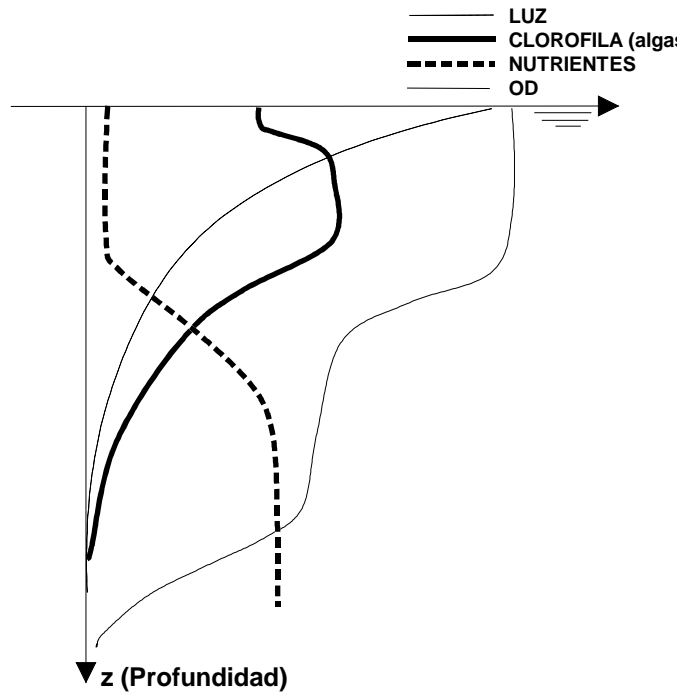
*Estratificación de masas de agua embalsadas.*

### B3.- 3.4.- CARACTERÍSTICAS DEL FENÓMENO DE EUTROFIZACIÓN

El desarrollo del proceso de eutrofización va a estar muy relacionado con el comportamiento fundamentalmente vertical de la masa de agua. Los principales elementos que van a determinar el problema de la eutrofización van a ser el aporte de nutrientes, la luz y las algas; todos ellos van a condicionar la disponibilidad de OD en la masa de agua.

La penetración de la luz en la columna de agua sigue una curva exponencial decreciente. El coeficiente de atenuación depende de forma directa del grado de turbidez de las aguas. La existencia de radiación solar, de energía, condiciona la existencia de las algas. Las propias algas generan un fenómeno de auto-ensombrecimiento que limita aún más la penetración de la luz solar. Un exceso de luz, como puede ocurrir en las capas más superficiales, también puede resultar letal para las propias algas. La distribución de la masa de algas en la columna de agua es similar a la que se presenta en la figura siguiente.

La capa colonizada por las algas va a sufrir un consumo intenso de nutrientes, N y P, por lo que las concentraciones de estos compuestos serán mínimas en esa zona. Por el contrario, como consecuencia de la acción fotosintética, será normal encontrar concentraciones de OD por encima de los valores de saturación en el epilimnio. En el fondo, debido a fenómenos particulares permitidos por la inexistencia de OD, se pueden producir concentraciones superiores de N y P al resto de la masa de agua. Los perfiles aproximados de N, P, OD y algas en una columna de agua serían los de la figura siguiente.



*Perfiles de luz, nutrientes, algas y OD en un embalse profundo.*

Si analizamos un ciclo de nutrientes en un embalse se puede llegar a comprender mejor el fenómeno de eutrofización:

- Inicialmente las concentraciones de N y P van aumentando poco a poco como consecuencia de los aportes exteriores.
- La abundancia de alimento permite el desarrollo de algas, pudiendo alcanzar concentraciones muy elevadas.
- Se produce un fenómeno de auto-ensombrecimiento, que tiene como consecuencia la muerte de gran parte de la masa de algas.
- Las algas sedimentan en el fondo del embalse, acumulando materia orgánica, llevando el N y P al fondo. Se crean unos fangos con elevadas concentraciones de N y P.
- Las bacterias atacan los fangos y consumen OD, pudiendo llegar a OD cero.
- Si se consume todo el OD se producen fenómenos anaerobios, que pueden elevar las concentraciones de N y P en forma orgánica y producirse procesos de hidrólisis.

En esta situación y teniendo en cuenta la estratificación de la masa de agua y los **posibles procesos de mezcla**:

- En verano no hay mezcla y el hipolimnión está muy estable.
- En el otoño se produce la mezcla de todas las aguas y el N y P llega a la superficie produciendo altas concentraciones en toda la masa de agua.

- En el cambio estacional de primavera a verano, con la abundancia de luz y temperaturas más altas, se produce un crecimiento desorbitado de algas. Es la llamada "floración de algas" o "bloom de algas". De nuevo empezaría el ciclo.
- El año siguiente, al no haber apenas salida de nutrientes de la masa de agua, la disponibilidad es mayor y el fenómeno se va agravando si no se eliminan las entradas.

El ciclo definido es anual, es el **ciclo de eutrofización**. Puede estar en equilibrio, pero la menor modificación puede producir aguas en malas condiciones, incapaces de soportar vida piscícola o difícilmente aprovechables para abastecimiento.

### B3.- 3.5.- CLASIFICACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO

Es en los años sesenta cuando en los países centroeuropeos y los Estados Unidos surge una gran preocupación por la eutrofización de los lagos (*National Academy of Sciences*, 1969), preocupación que llega a España en la década de los setenta, habida cuenta de la existencia de numerosos embalses con evidentes síntomas de eutrofia avanzada.

Primero se desarrollaron los estudios para diagnosis y evaluación del fenómeno, ligados a la identificación de organismos acuáticos indicadores y al desarrollo de "índices tróficos" más o menos sencillos. También hubo propuestas de ensayos normalizados, con base al modelo Michaelis-Menten, para determinar el desarrollo potencial de algas en embalses y lagos según su riqueza en nutrientes (Middlebrooks *et al.*, 1971). El papel del fósforo, como elemento limitante de la producción primaria frente a otros factores, se erigió como tema favorito de vivos debates, dada su implicación en las estrategias de control de la eutrofización (Likens, 1972). El papel de los sedimentos como trampa o como fuente interna temporal de nutrientes y diversos elementos químicos, también fue objeto de investigación, quizás no tanto en España como en otros países, así como la incidencia de las comunidades bacterianas en los ciclos de nutrientes.

Todo ello fue plasmado en ambiciosos proyectos nacionales e internacionales como el "National Eutrophication Program" de la EPA en Estados Unidos o el "Inland Water Eutrophication Programme" de la OCDE (OCDE, 1982). A nivel nacional el Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo realizó, a través del CEDEX, diversos estudios sobre embalses españoles, parte de su contribución al proyecto de la OCDE, tales como la recalibración trófica de embalses (Centro de Estudios Hidrográficos, 1980) y, más recientemente, la aplicación de imágenes Landsat a la elaboración de cartografía temática limnológica (Ortiz y Peña, 1989).

Por otro lado, hay que destacar el estudio realizado en los años setenta por Ramón Margalef y su equipo de la Universidad de Barcelona (Margalef *et al.*, 1976) en el que se llevó a cabo un programa de determinaciones limnológicas sobre 107 embalses, a partir del cual, y mediante un análisis de componentes principales, se obtuvo una tipología "regional" de embalses en base a la eutrofia y a la mineralización del agua. Este estudio ha conocido una segunda etapa diez años después, lo que ha permitido actualizar la agrupación tipológica de los embalses estudiados (Riera *et al.*, 1989).

Desde el punto de vista del estado trófico, un lago o pantano puede clasificarse en **oligotrófico (poco alimento) o eutrófico (exceso de alimento)**. Un estado medio en esta clasificación corresponde al término "**mesotrófico**", que se utiliza para designar a las masas de agua que se encuentran en una situación intermedia. Si el exceso de alimento en la masa de agua alcanza valores extremos, se dice que se encuentra en una situación **hipertrófica**.

Estos grados de clasificación no tienen un carácter absoluto. Sin embargo, se utilizan para estimar la carga de nutrientes de una masa de agua y al mismo tiempo tener una estimación de su calidad. Por este motivo, para intentar establecer una clasificación objetiva se ha intentado obtener una relación entre esta clasificación y diversos parámetros que son habituales dentro de la calidad de las aguas.

Así, la OCDE en 1982, a través del Programa Internacional Cooperativo para la Supervisión de las Aguas Interiores, proporciona valores límites de fósforo total, clorofila a, nitrógeno y profundidad Secchi que permiten, bajo ciertas limitaciones, establecer una clasificación en el ámbito de las aguas templadas.

Estas limitaciones tienen su origen en el hecho de utilizar varios parámetros en la clasificación. Así, en este espacio "multiparamétrico", los distintos grados de eutrofia constituyen islas que no llenan en su conjunto todo el espacio.

Así, puede existir una situación en la que el conjunto de parámetros que clasifican una masa de agua no se encuentren dentro de ninguno de los sectores definidos encontrándonos, por lo tanto, en una situación intermedia.

La OCDE ha intentado superar estas limitaciones mediante un tratamiento estadístico, de tal manera que puede considerarse como bien clasificada una masa de agua si no existe más de un parámetro que se desvíe de su valor medio geométrico por un valor de desviación de  $\pm 2$ .

**Valores límites de la OCDE para un sistema abierto de clasificación trófica.**  
**Valores medios anuales. OCDE, 1982**

Parámetro		Oligotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Hipertrófico
<b>Fósforo total</b> ( $\mu\text{g P/l}$ )	$X_{\text{media}}$	8.0	26.7	84.4	
	$X_{\text{media}} \pm 1 \text{ SD}$	4.85-13.3	14.5-49	48-189	
	$X_{\text{media}} \pm 2 \text{ SD}$	2.9-22.1	7.9-90.8	16.8-424	
	Rango	3.0-17.7	10.9-95.6	16.2-386	750-1200
<b>Nitrógeno total</b> ( $\mu\text{g N/l}$ )	$X_{\text{media}}$	661	753	1875	
	$X_{\text{media}} \pm 1 \text{ SD}$	371-1180	485-1170	861-4081	
	$X_{\text{media}} \pm 2 \text{ SD}$	208-2103	313-1816	395-8913	
	Rango	307-1630	361-1387	393-6100	
<b>Clorofila a</b> ( $\mu\text{g /l}$ )	$X_{\text{media}}$	1.7	4.7	14.3	
	$X_{\text{media}} \pm 1 \text{ SD}$	0.8-3.4	3.0-7.4	6.7-31	
	$X_{\text{media}} \pm 2 \text{ SD}$	0.7-7.1	1.9-11.6	3.1-66	
	Rango	0.3-4.5	3.0-11	2.7-78	100-150
<b>Valor máximo De clorofila a</b> ( $\mu\text{g /l}$ )	$X_{\text{media}}$	4.2	16.1	42.6	
	$X_{\text{media}} \pm 1 \text{ SD}$	2.6-7.6	8.9-29	16.9-107	
	$X_{\text{media}} \pm 2 \text{ SD}$	1.5-13	4.9-52.5	6.7-270	
	Rango	1.3-10.6	4.9-49.5	9.5-275	
<b>Profundidad De Secchi</b> (m)	$X_{\text{media}}$	9.9	4.2	2.45	
	$X_{\text{media}} \pm 1 \text{ SD}$	5.9-16.5	2.4-7.4	1.45-4.0	
	$X_{\text{media}} \pm 2 \text{ SD}$	3.6-27.5	1.4-13	0.9-6.7	
	Rango	5.4-28.3	1.5-8.1	0.8-7.0	0.4-0.5

El sistema de clasificación del estado trófico de una masa de agua descrito anteriormente tiene ciertas limitaciones ya que no siempre es posible conseguir la clasificación para una determinada masa de agua.

Para poder confirmar el estado trófico que tenemos, es necesario recurrir a los **síntomas externos** que conlleva el proceso de eutrofización.

La OCDE en 1982 publicó una tabla con los síntomas más característicos que se habían observado en masas de agua con diferentes situaciones tróficas. Como síntesis puede decirse que los lagos y pantanos eutróficos tienen un nivel alto de productividad primaria y de biomasa en todos los niveles tróficos, tienen abundancia de algas, las aguas profundas son anóxicas durante el período de estratificación térmica, tienen una abundancia de plantas acuáticas en la zona litoral y una calidad de agua pobre para muchos de sus usos y con frecuencia tienen menos variedad de especies de plantas y animales que las aguas oligotróficas.

Por el contrario, las masas de agua oligotróficas tienen concentraciones bajas de nutrientes, poseen gran variedad de plantas y animales, una calidad de agua buena para la mayoría de los usos y un bajo nivel de productividad primaria y de biomasa.

### **B3.- 4.- VERTIDO AL MAR DE AGUAS RESIDUALES URBANAS**

#### **B3.- 4.1.- CARACTERÍSTICAS DE LA CONTAMINACIÓN MARINA**

Las aguas del mar tienen características diferentes a las de las aguas continentales. Tanto física como químicamente el medio oceánico se comporta como un medio receptor totalmente diferente al de los sistemas acuáticos de agua dulce. La hidrodinámica del agua del mar determina de forma fundamental la especial evolución de los contaminantes que se introducen en él.

A pesar de la impresión de inmensidad de la masa de agua marina hay que tener en cuenta que sólo un 7.6% de la superficie de los océanos es plataforma continental y que de ella es de donde se extrae un 87% de las aportaciones totales de pesca y el 100% del marisco. La riqueza biológica que existe en el mar se concentra en una pequeña parte de su superficie.

La actividad humana que se desarrolla en la costa siempre ha utilizado como vertedero de sus aguas residuales de todo tipo al mar. La presión sobre el medio marino se ha ejercido fundamentalmente en la costa, sobre las plataformas continentales. Es a esas aguas de la línea de costa, por lo tanto, a la que la misma sociedad exige calidad para los numerosos usos que desea dar a la franja costera: baños, cría de moluscos y peces, pesca de bajura, navegación recreativa, etc.

#### **B3.- 4.2.- EVOLUCIÓN DE LOS CONTAMINANTES Y EFECTOS SOBRE EL MEDIO MARINO**

La gran masa de agua marina de que se dispone para conseguir diluir la contaminación de un posible vertido permite suponer que a una cierta distancia del punto de introducción del contaminante sus concentraciones van a ser pequeñas. Esto es así si las condiciones hidrodinámicas que determinen el transporte y la dispersión del contaminante son adecuadas. Lo que sí se debe tener en cuenta cuando se realice un vertido al mar son los efectos locales del mismo. En zonas puntuales las concentraciones de contaminantes y la degradación de la zona pueden no ser admisibles.

A continuación se analiza la evolución de diferentes parámetros de contaminación, que normalmente asociamos con las aguas residuales urbanas, cuando son introducidos en el medio marino:

- **OD:** El agua del mar suele estar saturada en oxígeno, la agitación del oleaje y la acción del viento determinan que la reaireación superficial sea intensa. El consumo por parte de la biota no influye en los niveles de OD en la gran masa de agua. La elevada salinidad hace que el valor del OD de saturación sea menor que el correspondiente en aguas dulces para una misma temperatura.



- **MO:** En sistemas acuáticos con poca capacidad de dilución o con flujos fundamentalmente longitudinales, o con poca capacidad de renovación hidráulica, la materia orgánica en su proceso de degradación puede llegar a consumir el OD disponible. En el mar, con una cantidad de oxígeno disuelto para procesos de degradación biológica es inmensa, no se producen situaciones críticas de disponibilidad de OD a no ser en el entorno del propio vertido, cuando todavía no se ha realizado una buena mezcla. Por otra parte, la disponibilidad de MO significa disponibilidad de alimento para los niveles inferiores de la cadena trófica. El mar tiene una gran capacidad autodepuradora o asimiladora de materia orgánica.
- **Flotantes:** Los detergentes, grasas, aceites, plásticos ligeros, etc., no se mezclan con la masa de agua disponible, sino que afloran a la superficie. Su poca capacidad de degradación, junto con la acción del viento, permiten que se alejen a grandes distancias de los puntos de vertido y que se acumulen en ciertos lugares. Su efecto puede ser lejano en el tiempo y en el espacio.
- **Tóxicos:** La introducción de tóxicos (metales pesados, compuestos orgánicos tóxicos, etc.) al medio marino es uno de los mayores peligros del vertido de aguas residuales al mar. Los tóxicos son muy persistentes, son peligrosos a bajas concentraciones y pueden ser bioacumulables. Su persistencia puede permitir que su efecto sea lejano en el tiempo y en el espacio. Los efectos locales también pueden ser muy importantes.
- **Contaminación bacteriológica:** Los parámetros de contaminación bacteriológica son los principales a tener en cuenta cuando se trata de alcanzar objetivos de calidad para agua de baño o cultivos marinos frente a vertidos urbanos. Los organismos filtradores actúan como acumuladores de la contaminación bacteriológica, con el consiguiente peligro para el hombre si los ingiere. En 1973 un brote de cólera en Italia fue causado por la ingestión de mejillones. La persistencia de los gérmenes patógenos en el medio marino viene condicionada por numerosos fenómenos y factores que se tratarán con mayor profundidad en apartados posteriores. El conocer la evolución y persistencia de la contaminación bacteriológica es fundamental cuando se diseñan instalaciones de vertido de aguas residuales al medio marino.
- **Nitrógeno y fósforo:** La acumulación de nutrientes en zonas costeras de lenta renovación del agua puede originar fenómenos de eutrofización similares a los que se producen en aguas continentales, en lagos y embalses. La aparición de algas, junto con el aumento de turbidez, pueden hacer que estas zonas no sean adecuadas para el baño por problemas estéticos. Son zonas con altos tiempos de renovación de aguas las dársenas de los puertos, las bahías, las rías, los estuarios, los mares cerrados, etc.
- **Sólidos en suspensión:** La evolución de los sólidos en suspensión o de materiales inertes en el mar está condicionada por la hidrodinámica. Si el vertido se realiza en zonas con elevada turbulencia y agitación los materiales se pueden dispersar y no producirán efectos locales. Si la zona de vertido es de aguas tranquilas o sin corrientes los materiales se irán acumulando en el fondo. Localmente se puede dañar la capa béntica original y toda la vida que en ella se desarrollaba. Los SS que se vierten y los fangos acumulados en el fondo, si la velocidad del agua es suficiente, pueden verse sometidos a sucesos de resuspensión y generar puntualmente graves problemas de turbidez. Si la zona

marina en donde se vierten los SS es de muy alta calidad y transparencia (p.e. una cala ibicenca), el impacto producido por la turbidez puede ser inadmisibile.

### **B3.- 4.3.- DEPURACIÓN Y VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES AL MAR**

Cuando se adopta, por motivos económicos, técnicos o sociales, la solución de verter al mar las aguas residuales se debe alcanzar un equilibrio entre el poder autodepurador del medio receptor y la capacidad de la planta de depuración. El diseño del proceso de depuración, al igual que si realizáramos el vertido en cualquier otro medio acuático, se debe hacer teniendo en cuenta tanto el impacto del vertido como el balance económico óptimo.

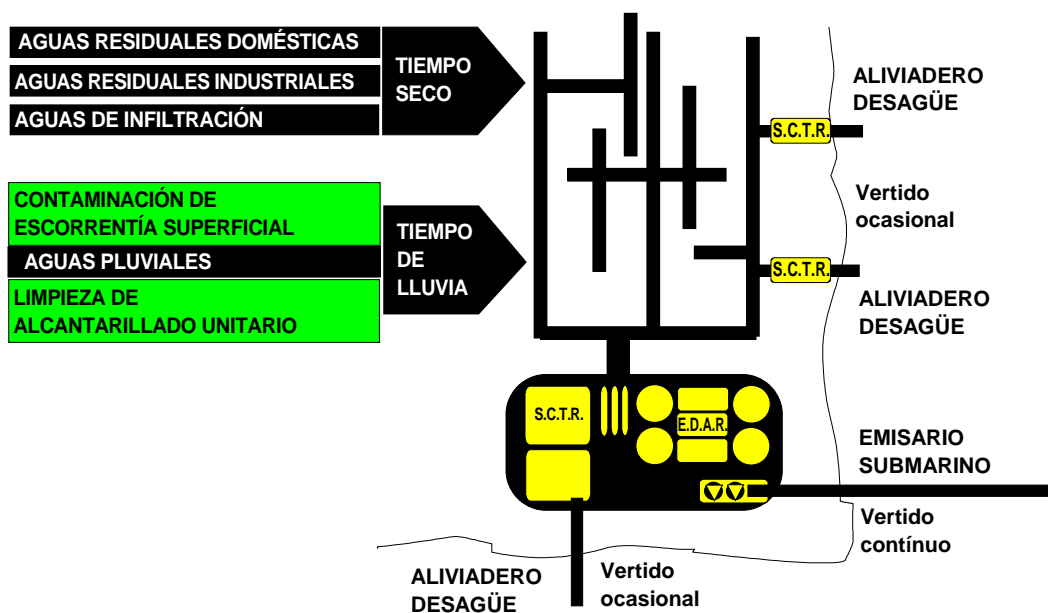
Conocer con fiabilidad la evolución de los contaminantes y el impacto sobre el medio marino determina la necesidad del uso de modelos de calidad de aguas. Los modelos permiten integrar el transporte y las transformaciones de los contaminantes en el medio, y por tanto optimizar el diseño de las estructuras de tratamiento y vertido.

La utilización del mar como parte de un sistema de tratamiento de aguas residuales constituye un uso del dominio público que puede entrar en conflicto con otros usos legítimos del mismo, además de representar un riesgo para el ecosistema de la zona, razones por las cuales debe estar sujeto a ciertas restricciones.

La necesidad de proteger usos implica la adopción de criterios adecuados. Los principales usos que se ven afectados por la existencia de vertidos de aguas residuales al mar son el baño y los cultivos marinos. Ambos usos tienen normativas que establecen la calidad de las aguas para su desarrollo. La colocación del vertido de aguas residuales no debe alterar los usos ya existentes o los planificados para un futuro, por lo que las nuevas infraestructuras deberán ser diseñadas de forma que la calidad del agua marina no se altere por encima de ciertos valores.

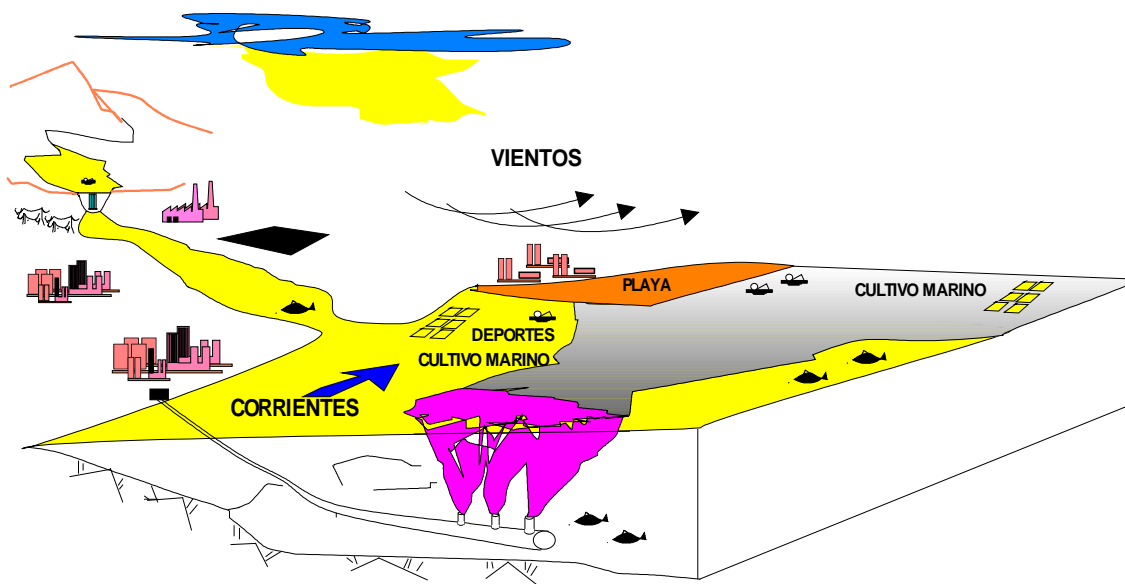
El establecimiento de criterios para calidad de aguas de baño se hace en función de razones estéticas, razones técnico-económicas y razones epidemiológicas. Estos criterios deben aplicarse de forma casi continua, tanto en tiempo seco como en tiempo de lluvia. El cumplimiento de las condiciones en tiempo de lluvia lleva a establecer nuevas estrategias de depuración y vertido que sobredimensionan de forma considerable las instalaciones respecto a lo necesario para tiempo seco. El diseño de las instalaciones de tratamiento y vertido con criterio ambiental implica la consideración los caudales de aguas residuales en tiempo de lluvia.

El origen de la contaminación que se vierte al mar a través de las diferentes estructuras se puede comprender fácilmente en el diagrama siguiente:



**Diagrama general de fuentes de aguas residuales urbanas y sistemas de tratamiento y vertido (S.C.T.R., sistemas de control y tratamiento de reboses; E.D.A.R., estaciones depuradoras de aguas residuales)**

Se denominan emisarios submarinos a las conducciones cerradas, con flujo a presión, utilizadas para introducir las aguas residuales en el mar y que tienen por objetivo optimizar la mezcla y dilución inicial de los contaminantes (más de 100 veces) y alejar el punto de vertido de las zonas a proteger (más de 500 metros), de forma que dé tiempo a los mecanismos de autodepuración a reducir las concentraciones de contaminantes. En definitiva se trata de reducir y delimitar el efecto local del vertido y aprovechar la capacidad de autodepuración del mar.



**Esquema básico de un sistema de vertido al mar a través de emisario submarino.**

En la evolución de cualquier contaminante en un sistema acuático se pueden distinguir tres fenómenos fundamentales:

- 1) Dilución por mezcla inicial.
- 2) Dilución por transporte (dispersión).
- 3) Reacciones del contaminante. Degradación.

La disminución de la concentración de un contaminante dado debido a un cierto fenómeno de autodepuración puede expresarse a través del denominado factor de dilución  $D$ , que se define como:

$$D = \frac{C_o}{C_t}$$

en donde:

$C_o$  = concentración inicial del contaminante

$C_t$  = concentración final del contaminante

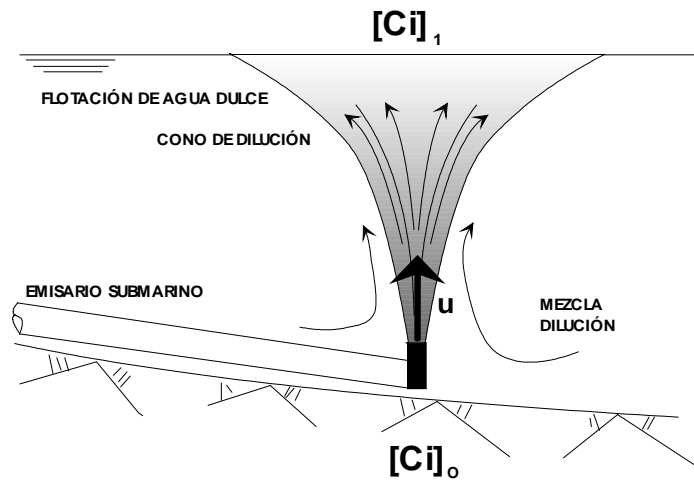
Si se denomina  $D_1$  a la dilución que se produce por mezcla inicial,  $D_2$  a la dilución que se produce por transporte y dispersión, y  $D_3$  a la disminución de la concentración de bacterias por su propia cinética de reacción, la concentración final del contaminante será:

$$C_f = \frac{C_o}{D_1 \cdot D_2 \cdot D_3}$$

Esta concentración  $C_f$  deberá cumplir los objetivos de calidad, es decir, ser inferior a un valor legalmente establecido.

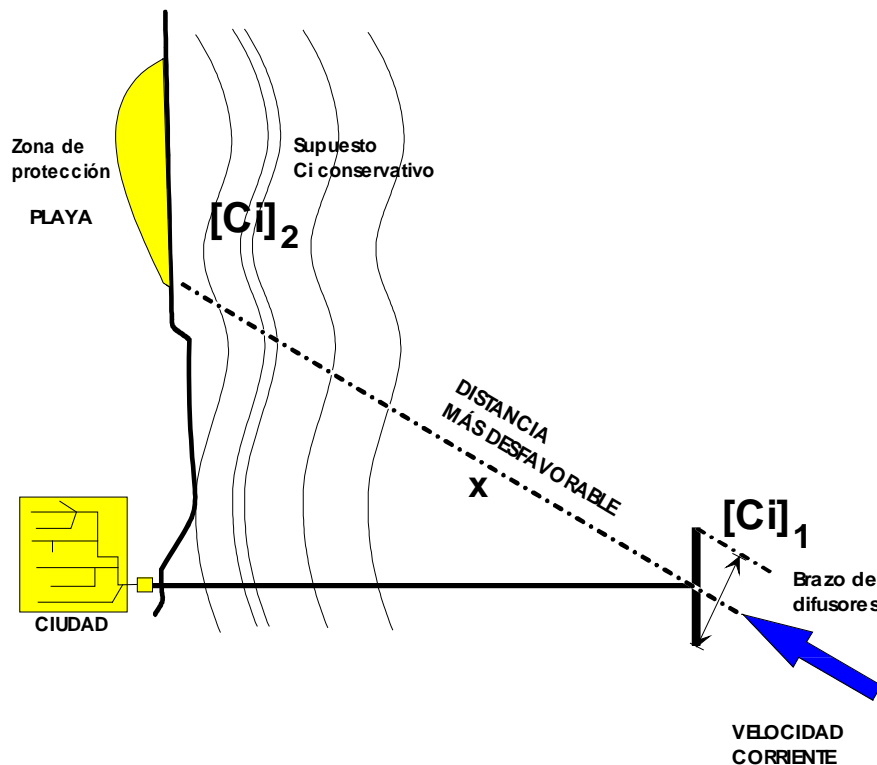
Cuando se diseña un emisario submarino se busca situar las boquillas de inyección del agua residual, los difusores, a una profundidad que optimice el proceso de mezcla y dilución inicial. La dilución inicial se consigue gracias a la incidencia del flujo emergente con la masa de agua marina. La fuerza de impulsión que trae el agua por la conducción queda amortiguada prácticamente en los primeros metros y es la diferente densidad del agua inyectada (diferente salinidad y temperatura) la que genera la fuerza ascensional del agua residual. La profundidad a la que se realice la inyección es el parámetro fundamental que determina el grado de dilución. Otros factores son la morfología de los difusores, su disposición, la orientación de los chorros incidentes, las corrientes submarinas incidentes, y la existencia o no de termoclina. Es el único de los fenómenos citados que se puede controlar en algún grado de forma ingenieril.

Cuanto mayor es la profundidad de inyección mayores suelen ser los costes de implantación y construcción del emisario.



Existen fórmulas empíricas y numerosos estudios para estudiar los valores de dilución inicial que se consiguen en función del lugar y la forma en que se introducen los chorros.

Una vez que el agua residual ha ascendido a la superficie, los contaminantes comienzan a ser transportados por las corrientes predominantes. Durante esta fase de transporte actúan los fenómenos de dispersión longitudinal y transversal. La mancha se va extendiendo en la dirección predominante y a la vez se va haciendo más ancha.



El factor principal a tener en cuenta es la velocidad de la corriente. En el mar las corrientes en costa pueden ser muy variables. Se suele tomar el caso más desfavorable, pero se deben hacer estudios intensos sobre las corrientes y vientos predominantes a lo largo del año.

Existen diversos modelos empíricos que intentan aproximar el fenómeno de la dispersión de contaminantes producida por el transporte.

Los contaminantes pueden evolucionar en función de sus propias características. Si bien los efectos locales de bajos niveles de OD o de acumulación de SS se deben tener en cuenta en la zona de inyección, el mayor interés se centra en estudiar la evolución de los parámetros de contaminación bacteriana. En el siguiente apartado se profundiza en la comprensión de la evolución de los indicadores de contaminación fecal en medio marino.

Se ha demostrado que las curvas de mortalidad para bacterias en aguas naturales son aproximadamente una función logarítmica; es decir, siguen una cinética de primer orden. Este modelo fue propuesto por Chick (1908) y es conocido como Ley de Chick:

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-K \cdot t}$$

siendo:  $N_t$  = número de bacterias en el instante  $t$ .  
 $N_0$  = número de bacterias en el instante inicial.  
 $t$  = tiempo.  
 $K$  = constante de desaparición de primer orden.

La Ley de Chick parece ser la más ventajosa por las siguientes razones. Primera, ha sido utilizada para la simulación de organismos entéricos en medio terrestre y acuático con éxito. La segunda razón es la facilidad con que este modelo se puede adaptar a los datos de las investigaciones.

Si se utiliza el concepto del  $T_{90}$ , es decir, el tiempo necesario para tener un 90 % de reducción en el número de bacterias, la expresión que resulta si utilizamos la ley de Chick y se cambia de base logarítmica, es:

$$\frac{N_t}{N_0} = 10^{-\frac{t}{T_{90}}} \quad \text{siendo} \quad T_{90} = \frac{2.303}{K}$$

Expresado este fenómeno a través del correspondiente factor de dilución,  $D_3$ , quedará:

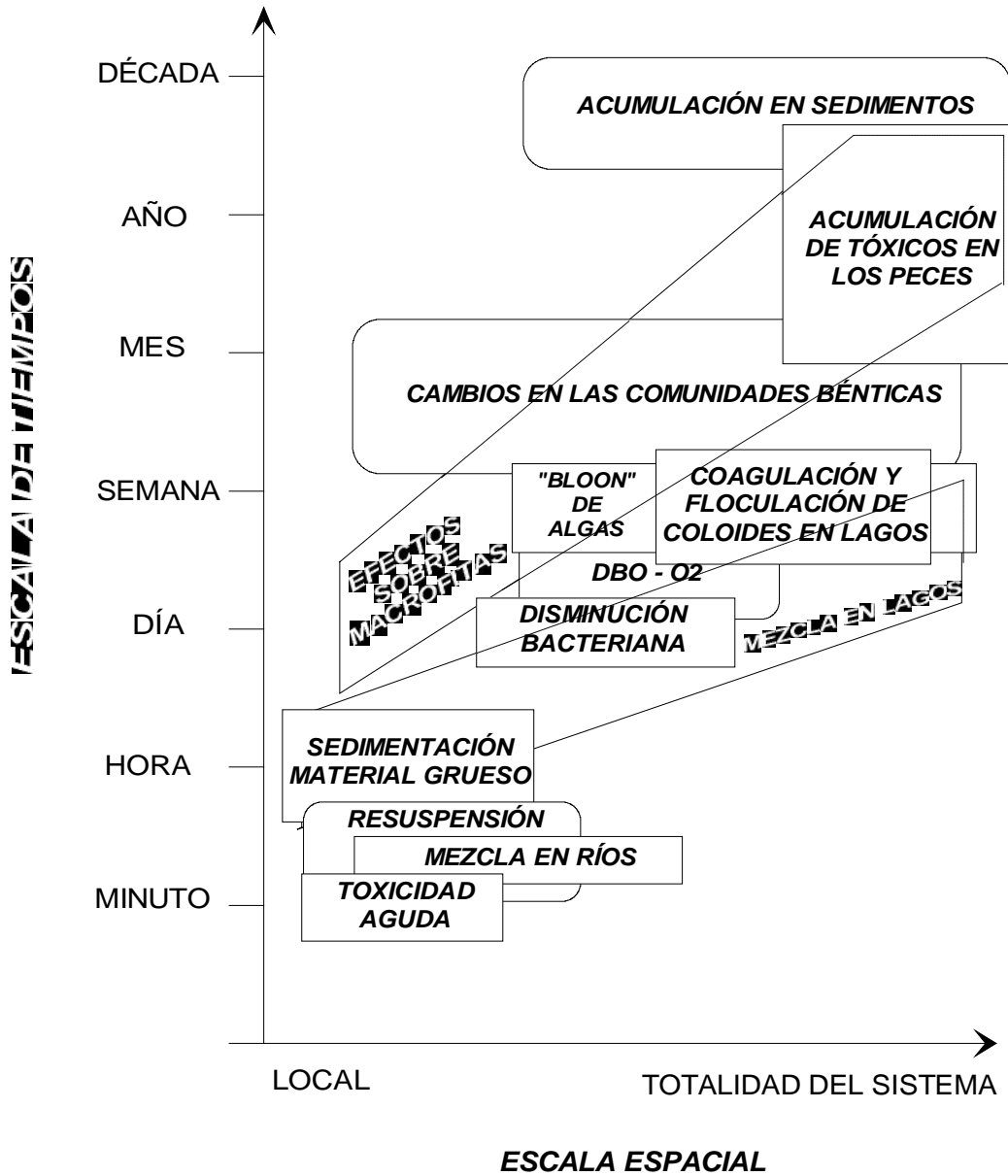
$$D_3 = \frac{N_0}{N_t} = 10^{\frac{t}{T_{90}}}$$

Históricamente, el fenómeno de desaparición bacteriana en medio marino ha sido caracterizado a través del parámetro  $T_{90}$ , o tiempo necesario para que se vea reducido en un 90% la concentración del indicador microbiológico seleccionado. La antigua Instrucción española de vertido de aguas residuales al mar especificaba un  $T_{90}$  igual a 1.5 horas en el Mediterráneo y a 2 horas en el Atlántico. La nueva Instrucción da valores constantes para vertidos de poblaciones menores a 10.000 habitantes de 2 y 3 horas respectivamente.

Ahora bien, el fenómeno de la desaparición bacteriana es bastante más complejo de lo que pueda hacer suponer su reducción a los valores de diseño dados. Dentro del fenómeno global pueden distinguirse los siguientes: muerte, predación, inactivación y sedimentación. Los fenómenos citados pueden verse afectados por numerosos factores ambientales.

Esta complejidad hace que, cuando se miden "in situ" directamente valores de  $T_{90}$ , éstos varíen en un amplio rango que oscila entre tiempos inferiores a una hora y más de doscientas. Dicho rango de variación se puede dar en un mismo lugar y para un mismo vertido, obteniéndose el valor mínimo a poca profundidad y al mediodía y el máximo por la noche.

De cara a un diseño ambiental seguro de los emisarios y de los vertidos de aguas residuales, en los que se incluyen los reboses por aliviaderos de la red de alcantarillado, hay que utilizar modelos de calidad de aguas con  $T_{90}$  variable.



**Escalas temporales y espaciales para los impactos sobre sistemas acuáticos (LIJKLEMA, et al., 1989)**

## BLOQUE 4

# LA CALIDAD DEL AGUA. SU CONTROL

- 1.- INTRODUCCIÓN
  - 1.1.- Conceptos de calidad de aguas
  - 1.2.- Ciclo del agua y normativas de calidad
  - 1.3.- Parámetros de calidad del agua
  - 1.4.- Estándares de calidad del agua
  - 1.5.- Objetivos de calidad del agua
  - 1.6.- Índices de calidad del agua
- 2.- PRINCIPIOS GENERALES SOBRE EL ORDENAMIENTO JURÍDICO-ADMINISTRATIVO DE LA CALIDAD DEL AGUA.
  - 2.1.- La Ley de Aguas y sus Reglamentos
  - 2.1.- Técnicas de protección de las aguas continentales
- 3.- CONTROL DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL ABASTECIMIENTO
  - 3.1.- Abastecimiento para consumo público
  - 3.2.- Abastecimiento para uso pecuario
  - 3.3.- Abastecimiento para uso agrícola
  - 3.4.- Abastecimiento para uso industrial
- 4.- CONTROL DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS NATURALES
  - 4.1.- Protección de usos
- 5.- CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN EN VERTIDOS (NORMATIVAS DE EMISIÓN)
  - 5.1.- Normativa de depuración de las aguas residuales
  - 5.3.- Restricciones de vertido a alcantarillado / ordenanzas de vertido
  - 5.3.- Regularización de los vertidos
  - 5.4.- La política de control de la contaminación por sustancias
- 6.- DIRECTIVAS EUROPEAS SOBRE CALIDAD DEL AGUA

### B4.-1.- INTRODUCCIÓN

#### B4.-1.1.- CONCEPTOS DE CALIDAD DE AGUAS

Warren (1971) (citado por LÓPEZ-LLANEZA, 1984) define calidad del agua como: "Cualquier límite fijado de variación o alteración del estado del agua, juzgado expertamente, en base a datos científicos, para el cual no hay ningún tipo de efectos, generalmente adversos, en su uso por el hombre o para los organismos que lo habiten". La definición plantea dos cuestiones fundamentales: el establecimiento del límite de variación permitido, dentro del cual no se producen efectos indeseables, y la aplicación de un sistema de control que proporcione información suficientemente veraz de la situación en la que el agua se encuentra, respecto al límite establecido. Como respuesta a la segunda cuestión, se han desarrollado métodos de control de la calidad del agua que basan su metodología, bien en el análisis de las condiciones abióticas del ecosistema (índices químicos) bien en el estudio de comunidades biológicas.

La **calidad del agua** no es un término absoluto, es algo que siempre se dice en relación con el **uso o actividad** a que se destina: calidad para beber, calidad para riego, etc. Es indiferente que la falta de calidad se deba a causas naturales (el agua contendrá impurezas) o artificiales (el agua contendrá contaminación). Otro punto de vista sobre la calidad del agua se identificaría con su estado natural, y la "pérdida de calidad" vendría medida por la distancia a ese estado. En este sentido relativo, se podría decir que un medio está contaminado cuando la composición o el estado del agua están modificados, directamente o indirectamente, por el hombre, de modo que se presta menos fácilmente a todos o algunos de los usos para los que podría servir en su estado



natural. Se trata, pues, de calibrar la modificación inducida a partir de un punto de referencia que puede ser relativo - el estado natural - o absoluto - normativa de calidad.

El agua no se encuentra en la naturaleza en estado puro y siempre contiene un cierto número y cantidad de sustancias que provienen de diversas fuentes: la precipitación, su propia acción erosiva, el viento, su contacto con la atmósfera. En aguas que no han recibido vertidos artificiales se encuentran sólidos y coloides en suspensión, sólidos disueltos, etc.

Interesa, pues, conocer la calidad del agua desde diversos puntos de vista:

- Utilización fuera del lugar donde se encuentra (agua potable, usos domésticos, urbanos e industriales, agrícolas, ganaderos, ...).
- Utilización del curso o masa de agua (baño, pesca, navegación, ...).
- Como medio acuático que acoge a un ecosistema.
- Como receptor de efluentes residuales.

En calidad de aguas se usan, a menudo, como equivalentes, una serie de términos que no lo son plenamente y que conviene precisar. Para ello se dan a continuación definiciones sugeridas por la UNESCO-OMS (1978):

- **Criterio:** estimación científica sobre la que puede basarse un juicio sobre la calidad del agua para un determinado uso.
- **Estándar:** valor límite de contaminación establecido legalmente para un cierto parámetro de calidad de agua.
- **Objetivos:** conjunto de niveles de contaminantes o de parámetros de calidad que deben conseguirse en un programa de tratamiento o mejora de la calidad del agua.
- **Muestreo:** observación y medición, estandarizadas.
- **Vigilancia:** observación y medición continuas y específicas, relativas al control o gestión.

#### **B4.-1.2.- CICLO DEL AGUA Y NORMATIVAS DE CALIDAD**

El ciclo del agua se hace un poco más complejo si se empiezan a tener en cuenta limitaciones y normas. Ya en la captación se impone una calidad mínima en la fuente de agua, *N1* (ver la figura siguiente). La prioridad histórica de protección de la salud humana contra posibles enfermedades producidas por el consumo de aguas en malas condiciones determinó que estas normas fuesen las primeras en ser establecidas. Si la fuente de agua más cercana cumplía las condiciones impuestas era aprovechada, y en caso contrario se buscaba otra fuente más lejana o menos accesible.

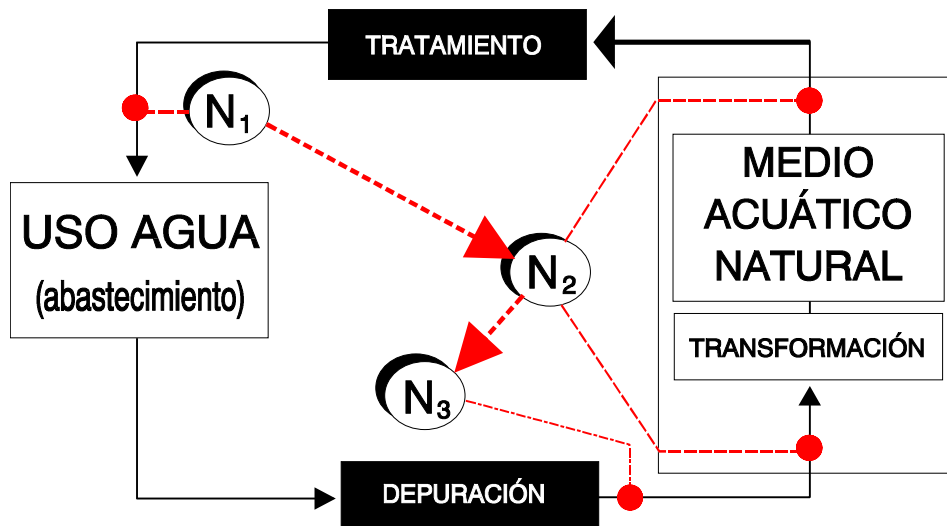
El subsistema que, dentro de nuestro estudio integral, es el medio acuático natural, necesita de una calidad mínima para que dentro de él se desarrolle la vida animal y vegetal, además de que, por ejemplo, permita al hombre realizar actividades de ocio o esa agua pueda servir para ser captada y transformada a potable, previo tratamiento. Esa calidad vendrá definida en un segundo bloque de normativa, *N2*.

Una normativa, *N3* (ver figura siguiente), de vertido a un medio acuático natural surge como necesidad para que pueda cumplirse *N2* y va a imponer la realización de tratamiento previo a la descarga. Las diferentes técnicas de tratamiento de aguas residuales permitirán obtener determinados rendimientos de depuración con un mayor o menor coste económico asociado.

Si las necesidades de abastecimiento de agua son tales que se precisa tratar aguas que no cumplen en principio las condiciones mínimas, pero sí las exigidas por *N2* (posiblemente

impuestas con el criterio de que las técnicas de tratamiento existentes permitan, a un coste aceptable, el poder cumplir  $N_1$ , el ciclo del agua queda cerrado (Artº. 2, Directiva 75/440/CEE).

Las conexiones entre unas y otras normativas, variadas y variopintas, seguramente por la evolución histórica, permiten que algunas veces se produzcan contradicciones cuando se elaboran diseños y estrategias de vertidos. La Directiva anteriormente citada, como así queda especificado en el documento "Protección de las aguas. Aguas continentales" (MOPT, 1993), no trata de adecuar el tratamiento al tipo de aguas "prepotables" elegido, sino al revés, garantizar en el río una calidad, determinada por el Anexo II de la misma, que a su vez han sido fijados por el Anexo I, en función del tipo de tratamiento de aguas blancas existente. La finalidad de la Directiva es la mejora de las aguas, no de los tratamientos de potabilización.



*Ciclo del agua y Normas de Calidad*

Dentro del ciclo, es en la etapa a la que hemos denominado "medio acuático natural" en la que se producen los fenómenos más complejos, más importantes y menos controlables por el hombre. El establecimiento de normas y objetivos de calidad,  $N_2$ , está condicionado por el conocimiento disponible del funcionamiento del medio (fenómenos de transformación y evolución de la materia y energía, criterios de calidad para el desarrollo de la biota, etc.). Conforme se progresa en el conocimiento de la dinámica del medio, las normas de calidad deben evolucionar, de manera que haya un ajuste temporal o incluso una redefinición periódica

A mediados de los años setenta, se produjo una "ola legislativa" de la que nacieron cinco Directivas de aguas en las que se reflejaban los objetivos de calidad en función de los usos finales a los que se destinaba. Tal es el caso de la calidad de aguas de baño, aguas prepotables, desarrollo de vida piscícola, cría de moluscos y consumo humano. Más tarde, se aprobaron también dos Directivas en las que, por primera vez, se habla del control de las emisiones contaminantes al medio hídrico: la referente a la contaminación causada por las sustancias tóxicas y peligrosas y la que trata sobre la protección de aguas subterráneas. A principios de los noventa surgieron otras Directivas como la relativa al tratamiento de las aguas residuales urbanas y la Directiva referente a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos, aplicable a las aguas superficiales y subterráneas.

Recientemente la Unión Europea ha aprobado la Directiva Marco de Aguas que tiene, por un lado, un carácter integrador, pues engloba bajo una sola entidad jurídica toda la normativa de agua que se encontraba dispersa y, por otro, un marcado espíritu innovador, pues propone la derogación de directivas obsoletas y su sustitución por otras. La aprobación de esta Directiva supone un hito en la política de aguas de la Unión.

Uno de los principales objetivos que persigue la Directiva es que los Estados Miembros alcancen lo que denomina el **buen estado de las aguas**, lo que implica no sólo un buen estado físico-químico de las aguas, sino también ecológico.

La propuesta abarca también las aguas costeras y el mar territorial y establece el concepto de cuenca hidrográfica, pioneramente introducido en España a comienzos de siglo, como elemento unitario básico de gestión, de manera que se establezca una sola autoridad por cuenca y se promueva la cooperación administrativa entre los países que las integran. Introduce también el concepto de demarcación hidrográfica, que incluye tanto aguas continentales como aguas de transición y costeras

Por otra parte, la Directiva propone una serie de medidas relativas a la recogida de datos, intercambio de información, elaboración de informes periódicos a la Comisión en los que se ponga de manifiesto el cumplimiento de la Directiva, etc.

Algunas de las principales consecuencias que esta Directiva tendrá para la actual política hidráulica española son, entre otras, la mejora de la coordinación entre la Administración Central y las Autonómicas en tareas como la regularización de los vertidos indirectos, en principios como la reparación del daño en origen, o el criterio del que contamina paga; la incorporación de una red de control de parámetros biológicos, hasta ahora casi inexistente, para evaluar el estado ecológico de las aguas; la internalización de los costes del agua estimados en base a los análisis económicos que se realicen individualmente por cuencas hidrográficas; el esfuerzo de coordinación con Portugal en la planificación de los ríos fronterizos, poniendo especial atención en los aspectos cualitativos y cuantitativos, y la necesidad de potenciar los Organismos de cuenca dotándoles de medios e infraestructura suficiente para abordar las tareas necesarias para llevar a buen fin los objetivos de la Directiva.

#### **B4.- 1.3.- PARÁMETROS DE CALIDAD DEL AGUA**

La manera más sencilla y práctica de estimar la calidad del agua consiste en la definición de índices o ratios de las medidas de **ciertos parámetros físicos, químicos o biológicos** en la situación real y en otra situación que se considera admisible o deseable, y que viene definida por ciertos estándares. El cálculo de los límites permitirá, a su vez, llegar a una clasificación.

Los parámetros físicos no son índices absolutos de contaminación; sus valores normales pueden variar considerablemente y, por lo tanto, en cada caso habría que medir la derivación de la norma. Por otra parte, los cambios pueden ser tan aparentes que un sólo parámetro llega a dar una idea del grado de contaminación y de la extensión de la zona afectada.

Los parámetros físicos más importantes son: transparencia, turbidez, color, olor, sabor, temperatura y conductividad.

Los parámetros químicos son muy importantes para definir la calidad del agua. Son capaces de identificar y cuantificar agentes causales de contaminación. Si el agua no ha recibido vertidos urbanos o industriales, la prospección debe comprender la determinación sistemática de los siguientes parámetros:

- a) Iones más importante (bicarbonatos, cloruros, sulfatos, calcio, magnesio y sodio).
- b) Oxígeno disuelto (OD), demanda química de oxígeno (DQO).
- c) Carbono orgánico (disuelto, COD, o total, COT).

Si es necesario realizar observaciones más detalladas por la finalidad específica del estudio o por el grado de contaminación, pueden irse incluyendo sucesivamente los siguientes grupos de parámetros:

- a) Compuestos de nitrógeno, fosfatos, hierro, DBO<sub>5</sub>, pH.
- b) Fenoles, derivados del petróleo, detergentes, pesticidas.
- c) Fósforo orgánico e inorgánico, contaminantes traza (metales pesados, fluoruros, etc.).

Los parámetros de calidad del agua más frecuentemente utilizados, y al mismo tiempo relevantes, para los estudios del medio físico son (MOPT, 1992):

- Oxígeno disuelto y demanda bioquímica de oxígeno (DBO).
- Sólidos disueltos y en suspensión.
- Compuestos del nitrógeno, fósforo, azufre y cloro.
- pH.
- Dureza.
- Turbidez.
- Elementos tóxicos.
- Patógenos.

El **oxígeno** es uno de los elementos imprescindibles para el ecosistema acuático y su disminución por debajo de ciertos valores, o su ausencia, alteran profundamente el mismo. Esta característica ha hecho que el OD haya sido y siga siendo el indicador de calidad por excelencia y en la mayor parte de los ríos un buen indicador de su estado. Sin embargo el OD presenta dos limitaciones: por un lado corresponde a un parámetro global resultante de las interacciones de los procesos ecológicos/químicos/físicos que tienen lugar en el seno del agua, pero por esta misma causa no permite reconstruir estas interacciones; por otro lado no proporciona información de determinadas sustancias que pueden ser críticas (como por ejemplo la presencia de metales pesados o la existencia de tóxicos).

Los métodos de determinación de la calidad del agua suelen basarse en la utilización conjunta de los parámetros anteriormente presentados. La información que proporcionan es ciertamente valiosa, pero tienen la limitación (importante en general, y muy importante en los estudios del medio físico) de referirse únicamente al momento de la toma de muestras, sin indicar nada acerca del estado anterior de las aguas ni de su capacidad de autodepuración. Ante cualquier situación sujeta a variaciones temporales (variación diaria de vertidos urbanos, reboses de alcantarillado unitario, ciclos de producción industrial, etc.) pueden no reflejar adecuadamente la realidad, perdiendo los valores el carácter absoluto que muchas veces se le otorga. Además, los parámetros químicos son incapaces de controlar todos los agentes o elementos potencialmente contaminantes, sobre todo por la aparición constante de nuevos compuestos, algunos de los cuales son difícilmente analizables con los métodos actuales.

Otro aspecto importante a considerar es que existe una limitación económica, nada despreciable, para poder catalogar la calidad del agua y, por extensión, la de toda una cuenca hidrográfica. Es necesario realizar un número elevado de muestras (en el espacio y en el tiempo), así como valorar un gran número de parámetros en cada uno de ellas. Todo esto puede suponer un coste económico considerable.

Ello ha motivado que se haya venido trabajando en dos líneas:

- a) La utilización de indicadores ecológicos basados en la presencia y/o abundancia de determinados organismos acuáticos.

- b) El desarrollo de equipos que puedan analizar en continuo parámetros químicos específicos que puedan afectar los usos del agua.

Como alternativa a las limitaciones de los índices químicos, que no una alternativa a los parámetros químicos en si mismos, como en ocasiones se quiere ver, se han desarrollado indicadores biológicos, que se basan en la utilización de organismos vivos como indicadores de la calidad del agua. Los grupos de organismos que se usan como indicadores, comprenden prácticamente todos los seres vivos acuáticos (bacterias, hongos, macro-invertebrados, peces, etc.) De todas los taxones empleados, son los invertebrados bentónicos los más utilizados como indicadores de la calidad del agua. Su contrapartida reside en la exigencia de criterios taxonómicos.

Entre las ventajas de usar indicadores biológicos para controlar la calidad del agua, se pueden destacar:

- a) Los seres vivos se comportan como "analizadores en continuo" del estado del agua, y gracias a ellos se pueden detectar cambios, tanto continuos como ocasionales, en su calidad.
- b) Las biocenosis, como elemento integrador de los factores ambientales que definen el ecosistema, son capaces de reflejar la existencia de compuestos químicos que no hayan sido detectados en las marchas analíticas; del mismo modo reflejarían la influencia negativa de la interacción entre elementos, que por separado podrían ser considerados no nocivos.
- c) El coste económico de su utilización es relativamente bajo y la infraestructura de análisis necesario es, por ejemplo, sensiblemente menos complicada y cara que para los métodos químicos.

Como inconvenientes, los indicadores bióticos, plantean los siguientes:

- a) La recogida de muestras y su estandarización es más compleja que para los químicos
- b) El tiempo necesario para elaborar la información es, generalmente, mayor para los biológicos que para los químicos.
- c) El gran número de indicadores y métodos de análisis que existen, dificultan los intercambios de información y la comparación de resultados.

#### **B4.- 1.4.- ESTÁNDARES DE CALIDAD DEL AGUA**

Los estándares constituyen un punto de referencia para determinar la calidad del agua, sin embargo, no resuelven por completo el problema del carácter relativo de la calidad, porque también están sujetos a cierta relatividad.

Los estándares sufren frecuentes revisiones a medida que se progresa en el estudio de las consecuencias de la contaminación y son, en todo caso, independientes del propio medio que se pretende estudiar, lo que lleva a pensar en la conveniencia de establecer estándares diferentes para contextos territoriales también distintos.

El establecimiento de unos estándares de calidad del agua se puede basar en uno o varios de los siguientes factores:

- Prácticas establecidas o en curso (experiencia, criterio, etc.).
- Disponibilidad de recursos técnicos.

- Disponibilidad de recursos económicos.
- Resultados de experimentos biológicos (p.e. bioensayos).
- Posibilidad de realizar medidas fiables de los parámetros.
- Evidencias procedentes de la exposición humana accidental (epidemiología).
- Opinión de expertos.
- Aplicación de modelos matemáticos (p.e. simulación de riegos para la salud).
- Exigencias legales.

#### **B4.- 1.5.- OBJETIVOS DE CALIDAD**

El establecimiento de unos objetivos de calidad debe tener como meta alcanzar, y asegurar, en el agua de un río, o de otro medio receptor, una pureza compatible con el uso que se va a hacer de ella. Estos objetivos se deben alcanzar con el menor costo, dentro de las posibilidades económicas y técnicas, y teniendo en cuenta posibles escalones de calidad. El pretender llevar a cero la contaminación, al estado en que sólo influyan los factores estrictamente naturales, es una utopía para la mayoría de los sistemas acuáticos. Los niveles de depuración deben adaptarse a las exigencias de la calidad del medio natural y a las necesidades de uso, dentro de las posibilidades técnicas y económicas.

Para que sean eficaces las actividades dirigidas a la prevención o disminución de la contaminación (entre las que se encuentran: planificación hidráulica integral, información de la calidad a todos los niveles, establecimiento de normas legislativas, investigación y vigilancia del cumplimiento de lo legislado, como primeros pasos), y lograr el objetivo deseado se debe disponer de datos específicos obtenidos a partir de muestras recogidas en la red de vigilancia de calidad de aguas, las cuales deben estar dirigidas, tanto a la detección de alteraciones de la calidad, como al estudio de las tendencias de la misma (Catalán, 1987).

Uno de los primeros objetivos del control del saneamiento y drenaje urbano es la protección de la calidad y el hábitat de las aguas de los sistemas acuáticos receptores de aguas residuales. Los programas de saneamiento integral de cuencas se evalúan en términos de cómo se reducen los problemas de las aguas receptoras y de cómo se restauran, o se alcanzan, los objetivos de calidad fijados, a la vez que se instauran los usos planificados.

#### **B4.- 1.6.- ÍNDICES DE CALIDAD DE AGUAS**

Para tratar de integrar todos los indicadores y presentar resultados de una forma más resumida y sencilla, se ha generalizado en estos últimos años la utilización de índices de calidad. El objetivo de un índice de calidad es obtener un valor único que defina el estado de un río a partir de diferentes indicadores específicos. Para ello se suelen elegir una serie de indicadores a los que se asigna un peso en el índice. El índice suele obtenerse como la combinación lineal de los valores medidos de los parámetros y el peso específico asignado previamente.

La Agencia de Protección Ambiental de los EE.UU. (EPA), hizo una clasificación de los índices en cuatro grandes grupos:

- Índices generales de calidad.
- Índices para usos específicos del agua.
- Índices de planificación.
- Estudios estadísticos.

Las fases que se siguen para establecer un índice de calidad son las siguientes:

- Selección de parámetros.

- Transformación de los valores analíticos de los parámetros en una unidad de calidad común a todos.
- Unificación de esta información en el índice final.
- Explicación de la escala general de calidad.

La ventaja del índice es que ofrece una sola cifra que puede ser directamente comparada con las de otras condiciones del río y establecer la comparación de agua "más limpia" o agua "más sucia".

Sin embargo la utilización de un índice presenta dos problemas fundamentales. En primer lugar la definición de los parámetros que lo configuran y el peso de cada uno de ellos; en segundo lugar la pérdida de información que implica el proceso de síntesis realizado (Poch, 1990).

La dificultad de definir los indicadores a utilizar ha llevado a que se puedan encontrar en la bibliografía un elevado número de índices ya que cada grupo puede ir definiendo uno distinto en función de unos objetivos o de unas características específicas del río en estudio. Algunas fórmulas como la de Janardan y Schaeffer (1975) introducen importantes variaciones en el proceso y la formulación para obviar los inconvenientes de las estimaciones subjetivas. Otros índices como el de las saprobias, utilizan paralelismos entre parámetros físico-químicos y bióticos. Se pueden citar como índices de calidad de aguas: WQI (*Water Quality Index, National Sanitation Foundation, USA, 1970*), ICA (Índice de Calidad del Agua, Martínez de Bascarán, 1979), Índice de Janardan y Schaeffer (1975), o el Índice de Nemerow (1977, 1990), (House, 1984).

## **B4.- 2.- PRINCIPIOS GENERALES SOBRE ORDENAMIENTO JURÍDICO-ADMINISTRATIVO DE LA CALIDAD DEL AGUA**

### **B4.- 2.1.- LEY DE AGUAS Y SUS REGLAMENTOS**

La legislación en aguas ha sufrido una profunda renovación en los últimos años, sobre todo debido a la necesidad de adaptarse a las directrices impuestas por la Unión Europea y a la necesidad de actualizar aspectos administrativos.

Los textos actualmente vigentes en España son los siguientes:

- REAL DECRETO Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas. BOE 176, de 24-07-01.
- Real Decreto 927/1988, de 29 de Julio, por el se aprobó el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en desarrollo de los Títulos II y III de la Ley de Aguas (BOE nº 209), de 31 de Agosto; corrección de errores en BOE nº 234, de 29 de Septiembre).
- REAL DECRETO 606/2003, de 23 de mayo, por el que se Modifica el Real Decreto 849/1986, de 11-4-1986, que aprueba el Reglamento de Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los Títulos preliminar, I, IV, V, VI y VIII de la Ley 29/1985, de 2-8-1985, de Aguas.
- LEY 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social. Capítulo V - Accion administrativa en materia de medio ambiente.

La Ley de Aguas y los Reglamentos que la desarrollan recogen y pormenorizan los principios básicos de gestión del agua en España. La Ley introdujo, en su versión de 1985, tres principios fundamentales: la incorporación de las aguas subterráneas al dominio público hidráulico, la configuración de la planificación como un proceso determinante de gestión, y la preocupación por la conservación y protección del recurso y de su entorno.

Si se hace un repaso histórico de los principios rectores de la administración hidráulica en España se pueden distinguir varias etapas sucesivas en las que se enmarca la consideración legal y social del recurso agua (López-Camacho, 1994).

El primer período, comprendido entre la promulgación de las Leyes de Aguas de 1866 y 1879 y el final de siglo, se caracteriza por un enfoque liberal del aprovechamiento del recurso. El agua era un bien abundante y el Estado posibilitaba su utilización a los particulares con fines lucrativos., limitando sus actuaciones al otorgamiento de las concesiones y a las funciones de policía. La planificación no tenía cabida en este contexto y no existía preocupación por la contaminación de las aguas y las cuestiones ambientales.

El comienzo de la segunda etapa queda fijado con el discurso de Joaquín Costa en 1892 ("Política hidráulica. Misión social de los regadíos en España") que marca el abandono de la política liberal y la orientación hacia un papel cada vez más activo del estado en el desarrollo de los recursos hidráulicos. En el plano legislativo se crea la Ley de Auxilios de 1911 y la formación de las Confederaciones Hidrográficas en 1926.

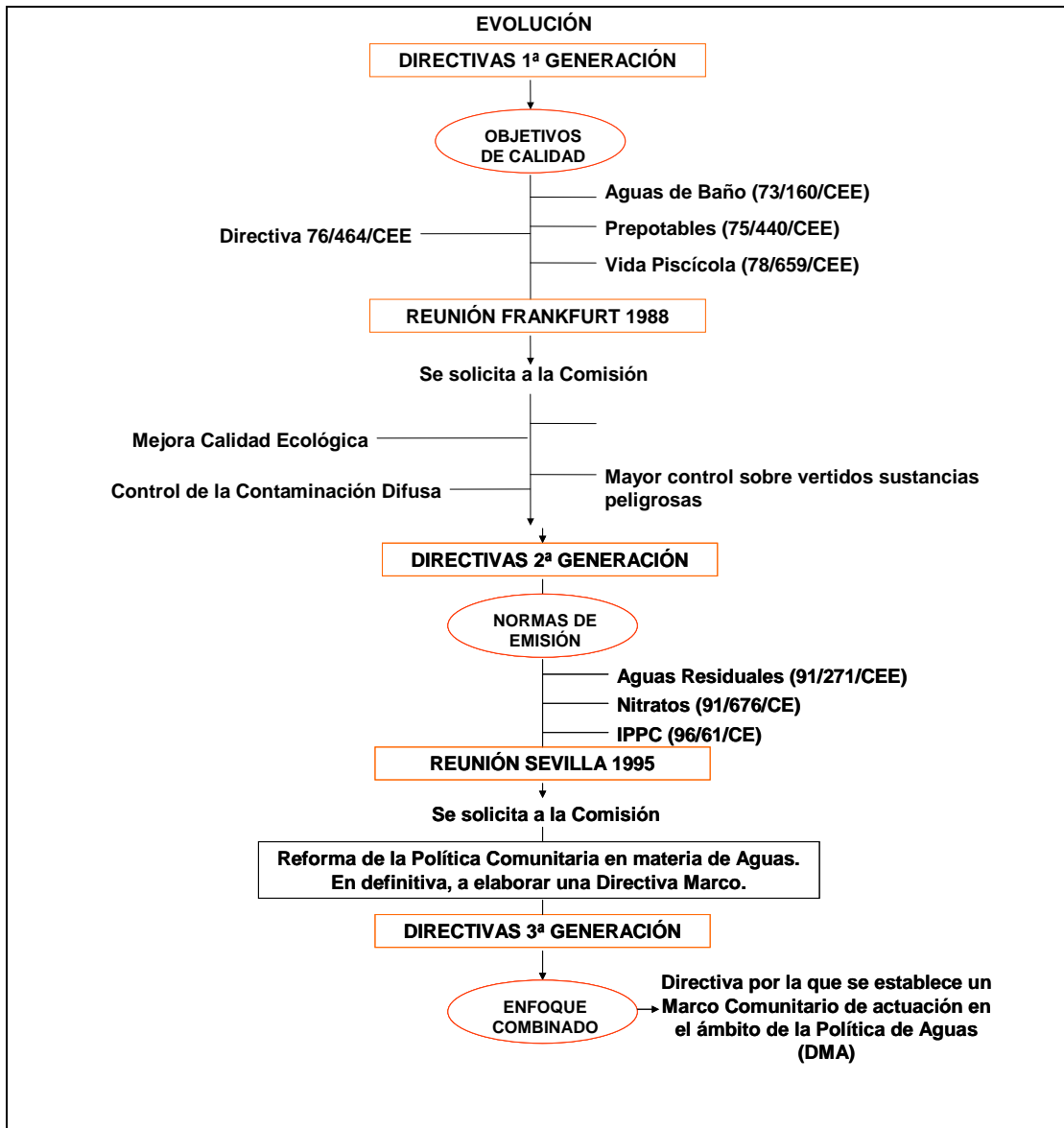
Esta fase dura hasta el inicio de los años setenta que es cuando se empiezan a explotar con más intensidad los recursos hidráulicos por el empuje del Estado. En la Administración se va afianzando el principio de unidad de gestión y tratamiento integral, pero no considera los aspectos ambientales y de contaminación.

Durante la tercera etapa las demandas de algunas unidades hidrográficas se aproximan e incluso superan a los recursos propios disponibles. Se hace imprescindible ordenar con rigor los intereses conflictivos que la explotación comporta. Se acentúa la interacción entre las aguas superficiales y las subterráneas y se perciben las ventajas de su utilización combinada. Cobra importancia la apreciación social del agua como bien natural de valor ecológico. La planificación hidrológica adquiere rango de figura legal imprescindible para la administración de este bien.

Con la Directiva Marco se inicia una nueva etapa, la cuarta, dentro de la historia del agua en España.







A continuación se presenta una selección de textos de la Real Decreto Legislativo 1/2001 por el que se aprueba el Texto refundido de la Ley de Aguas.

**TÍTULO II**

**De la administración pública del agua**

**CAPÍTULO I**

**Principios generales**

**14. Principios rectores de la gestión en materia de aguas.**

El ejercicio de las funciones del Estado, en materia de aguas, se someterá a los siguientes principios:

- 1.º Unidad de gestión, tratamiento integral, economía del agua, desconcentración, descentralización, coordinación, eficacia y participación de los usuarios.
- 2.º Respeto a la unidad de la cuenca hidrográfica, de los sistemas hidráulicos y del ciclo hidrológico.
- 3.º Compatibilidad de la gestión pública del agua con la ordenación del territorio, la conservación y protección del medio ambiente y la restauración de la naturaleza.

**TÍTULO III**

**De la planificación hidrológica**

#### **40. Objetivos de la planificación hidrológica.**

1. La planificación hidrológica tendrá por objetivos generales conseguir el buen estado ecológico del dominio público hidráulico y la satisfacción de las demandas de agua, el equilibrio y armonización del desarrollo regional y sectorial, incrementando las disponibilidades del recurso, protegiendo su calidad, economizando su empleo y racionalizando sus usos en armonía con el medio ambiente y los demás recursos naturales.
2. La planificación se realizará mediante los planes hidrológicos de cuenca y el Plan Hidrológico Nacional. El ámbito territorial de cada plan hidrológico se determinará reglamentariamente.

.....

4. Los planes hidrológicos se elaborarán en coordinación con las diferentes planificaciones sectoriales que les afecten, tanto respecto a los usos del agua como a los del suelo, y especialmente con lo establecido en la planificación de regadíos y otros usos agrarios.

#### **42. Contenido de los planes hidrológicos de cuenca.**

Los planes hidrológicos de cuenca comprenderán obligatoriamente:

- a) El inventario de los recursos hidráulicos.
- b) Los usos y demandas existentes y previsibles.
- c) Los criterios de prioridad y de compatibilidad de usos, así como el orden de preferencia entre los distintos usos y aprovechamientos.
- d) La asignación y reserva de recursos para usos y demandas actuales y futuros, así como para la conservación o recuperación del medio natural.
- e) Las características básicas de calidad de las aguas y de la ordenación de los vertidos de aguas residuales.
- f) Las normas básicas sobre mejoras y transformaciones en regadío que aseguren el mejor aprovechamiento del conjunto de recursos hidráulicos y terrenos disponibles.
- g) Los perímetros de protección y las medidas para la conservación y recuperación del recurso y entorno afectados.
- h) Los planes hidrológico-forestales y de conservación de suelos que hayan de ser realizados por la Administración.
- i) Las directrices para recarga y protección de acuíferos.
- j) Las infraestructuras básicas requeridas por el plan.
- k) Los criterios de evaluación de los aprovechamientos energéticos y la fijación de los condicionantes requeridos para su ejecución.
- l) Los criterios sobre estudios, actuaciones y obras para prevenir y evitar los daños debidos a inundaciones, avenidas y otros fenómenos hidráulicos.

#### **43. Previsiones de los planes hidrológicos de cuenca.**

1. En los planes hidrológicos de cuenca se podrán establecer reservas, de agua y de terrenos, necesarias para las actuaciones y obras previstas.
2. Podrán ser declarados de protección especial determinadas zonas, cuencas o tramos de cuencas, acuíferos o masas de agua por sus características naturales o interés ecológico, de acuerdo con la legislación ambiental y de protección de la naturaleza. Los planes hidrológicos recogerán la clasificación de dichas zonas y las condiciones específicas para su protección.
3. Las previsiones de los planes hidrológicos a que se refieren los apartados anteriores deberán ser respetadas en los diferentes instrumentos de ordenación urbanística del territorio.

#### **60. Orden de preferencia de usos.**

1. En las concesiones se observará, a efectos de su otorgamiento, el orden de preferencia que se establezca en el Plan Hidrológico de la cuenca correspondiente, teniendo en cuenta las exigencias para la protección y conservación del recurso y su entorno.

2. Toda concesión está sujeta a expropiación forzosa, de conformidad con lo dispuesto en la legislación general sobre la materia, a favor de otro aprovechamiento que le preceda según el orden de preferencia establecido en el Plan Hidrológico de cuenca.

3. A falta de dicho orden de preferencia regirá con carácter general el siguiente:

- 1.º Abastecimiento de población, incluyendo en su dotación la necesaria para industrias de poco consumo de agua situadas en los núcleos de población y conectadas a la red municipal.
- 2.º Regadíos y usos agrarios.
- 3.º Usos industriales para producción de energía eléctrica.
- 4.º Otros usos industriales no incluidos en los apartados anteriores.
- 5.º Acuicultura.
- 6.º Usos recreativos.
- 7.º Navegación y transporte acuático.
- 8.º Otros aprovechamientos.

*El orden de prioridades que pudiere establecerse específicamente en los Planes Hidrológicos de cuenca, deberá respetar en todo caso la supremacía del uso consignado en el apartado 1.º de la precedente enumeración.*

4. Dentro de cada clase, en caso de incompatibilidad de usos, serán preferidas aquellas de mayor utilidad pública o general, o aquellas que introduzcan mejoras técnicas que redunden en un menor consumo de agua o en el mantenimiento o mejora de su calidad.

## **B4.- 2.2.- TÉCNICAS DE PROTECCIÓN DE LAS AGUAS CONTINENTALES EN LA LEGISLACIÓN**

Las técnicas de protección de las aguas continentales en la legislación estatal de aguas son múltiples y variadas, coincidiendo con la variedad de planteamientos con los que el concepto de calidad de aguas aparece en la legislación. Es interesante el criterio sistemático establecido por EMBID IRUJO (1994) que facilita enormemente la comprensión de la normativa.

La clasificación de las técnicas de protección es la siguiente:

- a) **Técnicas preventivas:** Tienen el campo de aplicación en los periodos de tiempo previos a la utilización o aprovechamiento de las aguas públicas. Tienen por objeto prevenir daños que hipotéticamente puedan causarse al dominio público hidráulico con ocasión de cualquier utilización del mismo, o limitan y regulan usos futuros. Son parte inherente de la planificación hidrológica.

Se pueden citar las siguientes:

- Delimitaciones de zonas de policía y de otra naturaleza y autorizaciones subsiguientes. La zona de policía se extiende en una anchura de 100 metros a lo largo de las márgenes y se condiciona el uso del suelo y de actividades. También se fijan zonas de protección alrededor de embalses superficiales, superando las zonas de policía.
- Fijación de perímetros de protección de acuíferos: Se controlan nuevas concesiones y se limitan las actividades como la construcción de obras de infraestructura o extracción de áridos.
- Zonas húmedas: Son zonas pantanosas o encharcadizas, incluso creadas artificialmente. En ellas toda actividad requiere autorización. Se tiende a evitar su desaparición.

- Estudios y evaluación de impacto ambiental: Es la técnica de prevención por antonomasia.
- Planificación hidrológica: Ya nos hemos referido con anterioridad a las preocupaciones por la calidad de aguas de los Planes Hidrológicos de cuenca.

b) **Técnicas activas:** Se desarrollan en el campo de la actividad común de la Administraciones (autorización y concesión de usos), que incorporan a ella determinaciones de protección medio ambiental o que las tienen como justificación misma de sus existencia (autorización y canon de vertidos).

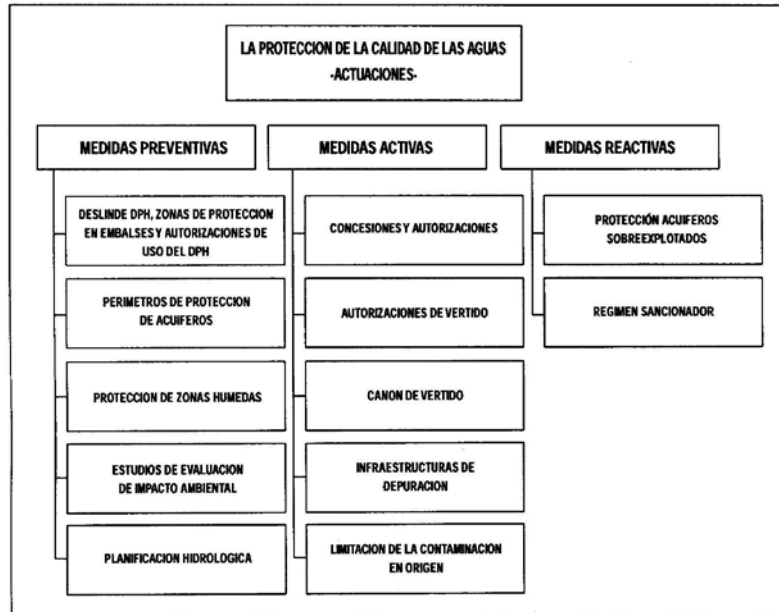
Se pueden citar las siguientes:

- Concesiones y autorizaciones: son actos administrativos mediante los cuales se permite la utilización del dominio público hidráulico. Se debe tener en cuenta la explotación racional conjunta de los recursos superficiales y subterráneos, la incidencia ecológica desfavorable y la garantía de restitución del medio. En este apartado hay que incluir una normativa de importancia fundamental, incluida en el artículo 115.2g del RAPA, referente a "*caudales mínimos que respetar para usos comunes o por motivos sanitarios o ecológicos, si fueran precisos*".
- Autorizaciones de vertido: Cualquier tipo de vertido, directo o indirecto, a los cauces públicos susceptible de causar contaminación, necesita de autorización administrativa. Es un instrumento específico de protección del dominio público hidráulico.
- Canon de control de vertido: Es una técnica fiscal de protección (Artículo 105). Es pagado por los vertidos autorizados y se destina a la protección y mejora del medio receptor. El objetivo no es recaudador sino desincentivador de la contaminación de las aguas.
- Construcción y explotación de infraestructuras de depuración.

c) **Técnicas reactivas:** Sancionan las actuaciones contrarias a la regulación ambiental protectora de la calidad de las aguas.

Se pueden citar las siguientes:

- Acuíferos sobreexplotados: Si se ve peligrar la propia existencia del acuífero el Organismo de cuenca hace una declaración de acuífero sobreexplotado. Se impone una reordenación de las extracciones con las repercusiones económicas y sociales consiguientes sobre las actividades agrarias, industriales o de abastecimiento.
- Régimen sancionador: Se establecen sanciones económicas cuando se causa daño al dominio público hidráulico, se produce una invasión, una extracción de áridos, o se realizan vertidos no autorizados.



La Directiva Marco del Agua establece que los Estados miembros velarán por que se establezcan para cada **demarcación hidrográfica** un **programa de medidas** en función de:

- las características de la demarcación
- el impacto ambiental de la actividad humana
- el análisis económico del uso del agua

con el fin de obtener los objetivos ambientales deseados.

Medidas básicas:

- a) las medidas necesarias para cumplir la normativa comunitaria sobre protección de las aguas
  - Directiva relativa a las aguas de baño
  - Directiva relativa a las aves silvestres
  - Directiva relativa a las aguas destinadas al consumo humano
  - Directiva relativa a los riesgos de accidentes graves (Seveso)
  - Directiva relativa a la evaluación de las repercusiones sobre el medio ambiente
  - Directiva relativa a los lodos de depuradora
  - Directiva relativa al tratamiento de aguas residuales urbanas
  - Directiva relativa a la comercialización de productos fitosanitarios
  - Directiva relativa a los nitratos
  - Directiva relativa a los hábitats naturales
  - Directiva relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación
- b) La recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos.
- c) Fomento de un uso eficaz y sostenible del agua
- d) Protección de las masas de agua para evitar el deterioro de su calidad
- e) Control de las captaciones de aguas dulces superficiales y subterráneas
- f) Control de la recarga artificial o el aumento de masas de agua subterránea
- g) Autorización de los vertidos de fuente puntual que puedan causar contaminación
- h) Evitar o controlar la entrada de contaminantes por fuentes difusas

- i) Control para garantizar las condiciones hidromorfológicas
- j) Prohibición de vertidos de contaminantes en las aguas subterráneas
- k) Eliminar la contaminación de las aguas superficiales por las sustancias de la lista de sustancias prioritarias y reducir progresivamente la contaminación por otras sustancias
- l) Cualquier medida para prevenir pérdidas significativas de contaminantes procedentes de instalaciones industriales y para prevenir o reducir los efectos de las contaminaciones accidentales.

Medidas complementarias:

- a) Instrumentos legislativos
- b) Instrumentos administrativos
- c) Instrumentos económicos o fiscales
- d) Acuerdos negociados en materia de medio ambiente
- e) Controles de emisión
- f) Códigos de buenas prácticas
- g) Nueva creación y restauración de humedales
- h) Controles de extracción
- i) Medidas de gestión de la demanda, entre otras, el fomento de una producción agrícola adaptada, como cultivos de bajas necesidades hídricas en zonas afectadas por la sequía
- j) Medidas de eficacia y reutilización, entre otras, el fomento de tecnologías de eficiencia hidráulica en la industria y técnicas de riego economizadoras de agua
- k) Proyectos de construcción
- l) Plantas de desalinización
- m) Proyectos de reconstitución
- n) Alimentación artificial de acuíferos
- o) Proyectos educativos
- p) Proyectos de investigación, desarrollo y demostración
- q) Otras medidas pertinentes

## **B4.- 3.- CONTROL DE LA CALIDAD DEL AGUA DE ABASTECIMIENTO**

### **B4.- 3.1.- ABASTECIMIENTO PARA CONSUMO PÚBLICO**

#### **B4.- 3.1.1.- Introducción**

La actual normativa vigente en España, desde el 21 de febrero de 2003, es el Real Decreto 140/2003 por el que “se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano” (BOE 21 febrero 2003, núm. 45 [pág. 7228] rect. BOE 4 marzo 2003 , núm. 54 [pág. 8469]). Hasta esta fecha estaba vigente la “Reglamentación Técnico-Sanitaria para el abastecimiento y control de calidad de las aguas potables de consumo público”, recogida en el RD 1138/1990, que derivaba de la DC 80/778.

La publicación de la Directiva 98/83/CE, de 3 de noviembre de 1998 (LCEur 1998, 3781), exigía la incorporación de la misma al derecho interno español con la elaboración de un nuevo texto que recogiese las nuevas especificaciones de carácter científico y técnico más acordes con los avances y progresos de los últimos años en lo que a las aguas de consumo humano se refiere, estableciendo las medidas sanitarias y de control necesarias para la protección de la salud de los consumidores.

La nueva reglamentación afecta a todas aquellas aguas que, independientemente de su origen y del tratamiento de potabilización que reciban, se utilicen en la industria alimentaria o se suministren a través de redes de distribución públicas o privadas, depósitos o cisternas.

A continuación se presentan algunos aspectos destacables de este Real Decreto.

#### **B4.- 3.1.2.- Objeto del RD 140/2003**

El Real Decreto 140/2003 tiene por objeto establecer los criterios sanitarios que deben cumplir las aguas de consumo humano y las instalaciones que permiten su suministro desde la captación hasta el grifo del consumidor y el control de éstas, garantizando su salubridad, calidad y limpieza, con el fin de proteger la salud de las personas de los efectos adversos derivados de cualquier tipo de contaminación de las aguas.

En el texto se matiza la definición de “agua de consumo humano”:

- a) Todas aquellas aguas, ya sea en su estado original, ya sea después del tratamiento, utilizadas para beber, cocinar, preparar alimentos, higiene personal y para otros usos domésticos, sea cual fuere su origen e independientemente de que se suministren al consumidor, a través de redes de distribución públicas o privadas, de cisternas, de depósitos públicos o privados.
- b) Todas aquellas aguas utilizadas en la industria alimentaria para fines de fabricación, tratamiento, conservación o comercialización de productos o sustancias destinadas al consumo humano, así como a las utilizadas en la limpieza de las superficies, objetos y materiales que puedan estar en contacto con los alimentos.
- c) Todas aquellas aguas suministradas para consumo humano como parte de una actividad comercial o pública, con independencia del volumen medio diario de agua suministrado.

#### **B4.- 3.1.3.- Criterios de calidad del agua de consumo humano**

Se establecen los siguientes criterios básicos de calidad del agua de consumo humano:

- El agua de consumo humano deberá ser salubre y limpia.
- Un agua de consumo humano será salubre y limpia cuando no contenga ningún tipo de microorganismo, parásito o sustancia, en una cantidad o concentración que pueda suponer un riesgo para la salud humana, y cumpla con los requisitos especificados en las partes A y B del ANEXO I.

#### **B4.- 3.1.4.- Puntos de cumplimiento de los criterios de calidad del agua de consumo humano**

El agua de consumo humano que se pone a disposición del consumidor deberá cumplir los requisitos de calidad señalados en esta disposición, en los siguientes puntos:

- El punto en el cual surge de los grifos que son utilizados habitualmente para el consumo humano, para las aguas suministradas a través de una red de distribución, dentro de los locales, establecimientos públicos o privados y domicilios particulares.
- El punto en que se pone a disposición del consumidor, para las aguas suministradas a partir de una cisterna, de depósitos móviles públicos y privados.
- El punto en que son utilizadas en la empresa, para las aguas utilizadas en la industria

#### **B4.- 3.1.5.- Control de la calidad del agua de consumo humano**

En términos generales, en cada abastecimiento se deben controlar los parámetros fijados en el ANEXO I. Cuando la autoridad sanitaria lo disponga se controlarán aquellos parámetros o contaminantes que se sospeche puedan estar presentes en el agua de consumo humano y suponer un riesgo para la salud de los consumidores.

El control de la calidad del agua de consumo humano engloba los siguientes apartados:

- a) Autocontrol del agua de consumo humano.
- b) Vigilancia sanitaria.
- c) Control del agua en grifo del consumidor.

- **Autocontrol**

El autocontrol de la calidad del agua de consumo humano es responsabilidad del gestor de cada una de las partes del abastecimiento y velará para que uno o varios laboratorios realicen los análisis descritos en este artículo. Los puntos de muestreo para el autocontrol serán representativos del abastecimiento o partes del mismo y se fijarán por el gestor con la supervisión de la autoridad sanitaria. Para el caso de redes de distribución, se fijarán, al menos, los siguientes puntos de muestreo:

- a) 1 a la salida de la ETAP o depósito de cabecera.
- b) 1 a la salida del depósito de regulación y/o distribución.
- c) 1 en cada uno de los puntos de entrega entre los distintos gestores.
- d) 1 en la red de distribución. En los abastecimientos que suministren más de 20.000 m<sup>3</sup>/día, el número de puntos de muestreo será de 1 por cada 20.000 m<sup>3</sup> o fracción de agua distribuida por día como media anual.

- **Control en el grifo del consumidor**

Para las aguas de consumo humano suministradas a través de una red de distribución pública o privada, el municipio, o en su defecto otra entidad de ámbito local, tomará las medidas necesarias para garantizar la realización del control de la calidad del agua en el grifo del consumidor y la elaboración periódica de un informe sobre los resultados obtenidos.

Todos los resultados derivados del control de la calidad del agua de consumo deberán estar recogidos en un sistema de registro para cada caso, preferiblemente en soporte informático y en concordancia con el Sistema de Información Nacional de Agua de Consumo.

En toda muestra de agua de consumo humano para el autocontrol, vigilancia sanitaria y control en grifo del consumidor, el agua se podrá calificar como:

- a) «Apta para el consumo»: cuando no contenga ningún tipo de microorganismo, parásito o sustancia, en una cantidad o concentración que pueda suponer un peligro para la salud humana; y cumpla con los valores paramétricos especificados en las partes A, B y D del ANEXO I o con los valores paramétricos excepcionados por la autoridad sanitaria y sin perjuicio de lo establecido en el artículo 27.7, determinados en el análisis.
- b) «No apta para el consumo»: cuando no cumpla con los requisitos del párrafo a). Si un agua «no apta para el consumo» alcanza niveles de uno o varios parámetros cuantificados que la autoridad sanitaria considere que han producido o puedan producir efectos adversos sobre la salud de la población, se calificará como agua «no apta para el consumo y con riesgos para la salud».



**B4.- 3.1.6.- Anexos**

En el ANEXO I se especifican los parámetros y valores paramétricos. Se establecen los siguientes grupos:

- A.- Parámetros microbiológicos
- B.1.- Parámetros químicos
- B.2.- Parámetros químicos que se controlan según las especificaciones del producto
- C.- Parámetros indicadores
- D.- Radiactividad

En el ANEXO V se especifica el número mínimo de muestras para las aguas de consumo humano suministradas a través de una red de distribución o utilizadas en la industria alimentaria.

**B4.- 3.2.- ABASTECIMIENTO PARA USO PECUARIO**

El ganado debe consumir, en principio, agua potable, ya que está en juego su salud. Puede ser necesario abastecer al ganado con aguas que tengan unas características especiales que impliquen estar fuera de los rangos que establecen los reglamentos para aguas potables. Un ejemplo puede ser la necesidad, o posibilidad, de suministrar aguas con mayor cantidad de sales a animales herbívoros. Estos animales, al no ingerir sales de forma habitual en sus dietas deben incorporarla de forma suplementaria.

En la tabla siguiente se expresan límites máximos (de Australia) de concentración de sales en el agua de abastecimiento para el ganado en comparación con el hombre, expresando la salinidad como sólidos disueltos totales (SDT):

ANIMAL	SDT (mg/L)
Hombre	< 1500
Gallinas	< 2860
Cerdos	< 4290
Caballos	< 6435
Ganado de leche	< 7150
Ganado de carne	< 10000
Ganado lanar	< 12000

Hay que recordar que el agua de mar tiene una concentración de SDT del orden de 35000 mg/L.

**B4.- 3.3.- ABASTECIMIENTO PARA USO AGRÍCOLA**

No todas las aguas son aptas para el riego agrícola. Los factores principales que hay que considerar cuando se diseña un regadío son el tipo de agua, el tipo de cultivo que se quiere plantar y el tipo de suelo. Un agua que en principio es válida para riego puede sufrir fuertes cambios al entrar en contacto con el suelo que van desde un incremento en la cantidad de sales disueltas a un cambio total en el equilibrio iónico. Las exigencias particulares del cultivo van a ser determinantes para aceptar un determinado tipo de agua. Los tres factores citados van a actuar de forma interactiva de forma que es difícil calificar *a priori* a un agua como apta para riego.

Los problemas principales que se pueden presentar por efectuar el riego de cultivos de forma inadecuada son los siguientes:

- **Salinización del suelo:** La salinización se puede producir por regar el suelo con agua con una elevada concentración de sales. Parte del agua de riego va a evaporarse y parte va a infiltrarse en el terreno. Con la evaporación la concentración de sales va a aumentar en la capa de suelo que está en contacto con las raíces de las plantas. Estas plantas van a necesitar una presión osmótica mayor para poder incorporar el agua y los nutrientes. Cuando no son capaces de superar esta presión las plantas mueren por deshidratación. Se debe limitar la concentración de sales en el agua de riego (una forma de control es midiendo la conductividad). Un agua con menos de 500 mg/L de RS o SD no produce problemas, pero un agua con más de 5000 mg/L es inútil para el riego.
- **Alcalinización de los suelos:** Los cationes intercambiables, particularmente los iones de sodio, calcio y magnesio, tienen una gran importancia en el agua para riego porque altas concentraciones de sodio producen dispersión de las partículas de suelos arcillosos. El  $Na^+$  sustituye al  $Ca^{++}$  y  $Mg^{++}$ . Cuando el suelo sufre tal fenómeno se cierran los poros y se hace impermeable. Para determinar el nivel de riesgo por el sodio el *U.S. Department of Agriculture Salinity Laboratory* desarrolló la relación de adsorción de sodio (SAR), también conocido como **índice S.A.R.**. Este índice se define como sigue:

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{\frac{1}{2}([Ca^{++}] + [Mg^{++}])}}$$

en donde los valores entre corchetes son las concentraciones de los correspondientes iones expresadas en meq/L. En función de la desproporción un agua tendrá mayor o menor poder intercambiador de iones. Un agua con un índice SAR < 8 es un agua apta para riego, de uso seguro; si el agua tiene un SAR > 25 el agua es inútil para el riego ya que el peligro de alcalinización será muy alto.

- **Toxicidad para el cultivo:** Las concentraciones de ciertos compuestos deben estar por debajo de un cierto nivel máximo, ya que por encima serían tóxicos para las plantas. Son fitotóxicos el boro, los metales pesados, el nitrógeno en forma amoniacal ( $N-NH_4^+$ ), etc. Los metales pesados se deben limitar a concentraciones mínimas. También se deben tener en cuenta los posibles efectos sobre quien se alimenta de los cultivos. Si, por ejemplo, se ha regado con aguas que contenían cadmio (Cd) los vegetales van a tener efectos tóxicos para el hombre.

#### B4.- 3.4.- ABASTECIMIENTO PARA USO INDUSTRIAL

Las necesidades de agua de la industria son grandes. La calidad de ese agua que precisan va a ser muy variada en función del tipo de industria y de los procesos que utilice. La experiencia adquirida a lo largo del tiempo ha ido determinando las características de las aguas requeridas para sus procesos de fabricación. En general las grandes instalaciones industriales poseen abastecimientos propios (pozos, azudes en ríos). Ellas mismas tratan el agua para adaptarla a sus necesidades, más o menos exigentes en función del tipo de proceso.

La industria, de forma general, utiliza el agua para diferentes usos:

- Producción de vapor: calderas, humidificadores de aire.
- Intercambio de calor: condensación de vapor, refrigeración de fluidos y sólidos, calefacción.
- Lavado de gases: siderurgia, incineración, desulfuración de humos.

- Lavado de sólidos: pasta de papel, carbón, pulpas.
- Lavado de superficies: tratamiento de superficies (decapado).
- Transporte de iones: baños de electrolisis.
- Incorporación a bebidas: cervezas, refrescos.
- Limpieza: suelos, equipos industriales.
- Usos asimilables a domésticos.

Las características más importantes que se controlan en las aguas que se destinan a procesos industriales son: sólidos en suspensión, turbidez, residuo seco, pH, índice de saturación, dureza, gases disueltos, CO<sub>2</sub> libre y combinado, oxígeno disuelto, materia orgánica, etc. La industria textil, por ejemplo, se preocupara del posible color de las aguas que utilice; la industria que utilice calderas pondrá atención en la dureza, con el fin de evitar incrustaciones; la industria alimentaria utilizará aguas potables exclusivamente. En general las aguas de procesos industriales deben poseer una dureza baja o muy baja, escasa turbidez, ausencia de color y ausencia de metales pesados (particularmente hierro y manganeso, que, a veces, provienen del propio abastecimiento). La sílice se contempla con un cuidado especial en las aguas que se destinan a la alimentación de calderas para la producción de vapor, aconsejándose que su concentración sea la menor posible e incluso prácticamente su ausencia en calderas a alta presión. Aparte de su influencia en la calidad de los productos fabricados, las aguas no deben provocar la corrosión metálica, o ser agresivas para los materiales inorgánicos habitualmente utilizados en construcción, por lo que frecuentemente se controlan el contenido de oxígeno disuelto u otros gases como SH<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub>, así como el contenido en sales, particularmente, los iones cloruro y sulfato.

A diferencia del agua potable no hay en España una normativa legal y general sobre las características del agua para su utilización en los diversos usos industriales. Únicamente está normalizada la calidad del agua de aporte para la generación de vapor: UNE 9-075/92. También existen dispersas algunas normas y recomendaciones para el uso del agua en determinados procesos de la industria de la alimentación. En las aguas de proceso de estas últimas industrias, además de un acondicionamiento de tipo químico, es necesario efectuar una esterilización que garantice la salubridad de los alimentos producidos. Frecuentemente son los propios fabricantes de equipos industriales los que definen las características que han de tener las aguas a utilizar.

#### **B4.- 4.- CONTROL DE LA CALIDAD DE AGUAS NATURALES**

La aportación de contaminación a los sistemas acuáticos acaba afectando la calidad de las aguas y el carácter de los ecosistemas. Como resultado, las masas de agua quedan alteradas significativamente respecto a su estado natural original. El agua es en un principio receptora de esa contaminación y posteriormente es transmisora.

Los impactos sobre las aguas receptoras se deben evaluar en función de las características del lugar estudiado, aunque en dicha evaluación de impacto es preciso considerar tres categorías básicas:

- Cambios en la calidad del agua.
- Riesgos para la salud pública.
- Deterioro estético.

Cada una de estas consideraciones afectará el valor relativo de las aguas receptoras para diferentes usos. En la figura siguiente se presenta una primera aproximación de como las descargas de vertidos con contaminación afectan a los diferentes tipos de sistemas acuáticos.

**Valoración cualitativa de los impactos de vertidos urbanos sobre sistemas acuáticos  
(House et al., 1989)**

TIPOS DE SISTEMAS ACUÁTICOS	CALIDAD DEL AGUA				SALUD PÚBLICA	ASPECTOS ESTÉTICOS	
	OXÍGENO DISUELTTO	NUTRIENTES	SEDIMENTOS	TÓXICOS	PATÓGENOS	TURBIDEZ	RESIDUOS
<b>RIOS</b>							
PEQUEÑOS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
GRANDES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<b>ESTUARIOS</b>							
PEQUEÑOS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
GRANDES	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
<b>LAGOS</b>							
POCO PROFUND.	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
PROFUNDOS	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
POCO NORMAL <input type="checkbox"/> ← → <input type="checkbox"/> ← → <input type="checkbox"/> MUY NORMAL							

Conforme van empeorando las características del agua se van limitando los usos. Es normal clasificar los usos de los sistemas acuáticos en tres apartados: vida acuática (peces, moluscos, etc.); recreo (baño) y toma de agua para abastecimiento.

- **Aguas aptas para la vida acuática:** La existencia de determinados tipos de vida acuática es uno de los criterios más utilizados para el control de la calidad del agua en los sistemas acuáticos. La forma de actuar es fijar una serie de parámetros mínimos de calidad que garanticen el desarrollo de un determinado tipo de vida acuática.

El parámetro fundamental que se utiliza es el oxígeno disuelto (OD). El medio debe ser aerobio (OD>0). En las normativas se establece habitualmente como referencia la existencia de peces para definir niveles de calidad. Se diferencia entre salmónidos (salmón, trucha) y ciprínidos (carpa, barbo).

Cuando se fija como objetivo la existencia de salmónidos o ciprínidos los parámetros de calidad del agua deben cumplir los valores que se presentan en la tabla siguiente, que muestra puntos y valores de interés respecto a la calidad de las aguas y está extraída del Real Decreto 927/1988, de 29 de Julio, por el se aprobó el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, en desarrollo de los Títulos II y III de la Ley de Aguas (BOE nº 209), de 31 de Agosto; corrección de errores en BOE nº 234, de 29 de Septiembre). Este Real Decreto se adaptaría a la Directiva 78/659/CEE de 18 de Julio de 1978, en lo referente a calidad de aguas para vida piscícola.

TÍTULO II. De la Planificación Hidrológica.  
CAPÍTULO II. Contenido de Planes.  
Sección Primera. Contenido de los Planes Hidrológicos de Cuenca.

Del 72 se pueden extraer:

Aspectos que deben comprender los Planes Hidrológicos.

a) El inventario de los recursos hidráulicos

**b) Usos y demandas previsibles.**

**c) Los criterios de prioridad y de compatibilidad de usos, así como el orden de preferencia entre l**

**distintos usos y aprovechamientos.**

**d) La asignación y reserva de recursos para usos y demandas actuales y futuros, así como la conservación y recuperación del medio ambiente.**

**e) Las características básicas de la calidad de las aguas y de la ordenación de los vertidos de aguas residuales.**

f) Las normas básicas sobre mejora y transformaciones en regadío que aseguren el mejor aprovechamiento del conjunto de recursos hidráulicos y terrenos disponibles.

**g) Los perímetros de protección y las medidas para la conservación y recuperación del recurso y del entorno afectado.**

h) Los Planes Hidrológicos - forestales y de conservación de suelos que hayan de ser realizados por la Administración.

i) Las directrices para recarga y protección de acuíferos.

j) Las infraestructuras básicas requeridas por el Plan.

k) Los criterios de evaluación de los aprovechamientos energéticos y la fijación de condicionantes requeridos para su ejecución.

l) Los criterios sobre estudios, actuaciones y obras para prevenir y evitar los daños recibidos a inundaciones, avenidas y otros fenómenos hidráulicos.

" 79\$1.- En las características básicas de la calidad de las aguas se incluirán tanto la situación al redactarse el Plan Hidrológico de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas como los objetivos de calidad que deben alcanzarse en cada río o tramo de río."

"2.- Los objetivos de calidad se definirán en función de los usos previstos para las aguas y deberán cumplir, además, las condiciones que, de acuerdo con las Directivas de la Comunidad Económica Europea, se establecen en los anexos a este Reglamento."

"80\$1.- El Plan Hidrológico deberá establecer los procedimientos y líneas de actuación que se precisen para conseguir la adecuación de la calidad de las aguas a los objetivos de calidad de las mismas."

"2.- Las características básicas de la ordenación de los vertidos de aguas residuales incluirán las normas de tipo general que se estimen adecuadas para que puedan alcanzarse los objetivos de calidad. Se referirán a la programación de la lucha contra la contaminación en los diferentes tramos o sectores de la cuenca."

"3.- Asimismo, se preverán programas de actuación para eliminar de las aguas continentales la contaminación producida por aquellas sustancias que por su toxicidad, persistencia o bioacumulación, figuran en las relaciones II del Anexo al título II del Reglamento del Dominio Público Hidráulico."

#### ANEXO NÚMERO 3 (14)

Calidad exigida a las aguas continentales cuando requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces.

I.- Las aguas continentales que requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces quedan clasificadas en los dos grupos siguientes:

- TIPO S (aguas salmonícolas): Las aguas en las que viven o podrían vivir los peces que pertenezcan a especies tales como el salmón (*Salmo salar*), la trucha (*Salmo trutta*), el timalo (*Thymallus thymallus*) y el corégono (*Coregonus*).

- TIPO C (aguas ciprinícolas): Las aguas en las que viven o podrían vivir los peces que pertenecen a los ciprínidos (*Cyprinidae*), o a otras especies tales como el lucio (*Exos lucius*), la perca (*Perca fluviatilis*) y la anguila (*Anguilla anguilla*).

II.- Las aguas continentales que se definan en los Planes Hidrológicos como aguas que requieran protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces tendrán unos niveles de calidad que no podrán ser menos estrictos que los que figuran en la Tabla I para los dos grupos especificados en el apartado anterior.

*Calidad exigida en las aguas continentales cuando requieran protección o mejora para que sean aptas para la vida de los peces.*

PARÁMETRO	TIPO S	TIPO C	OBSERVACIONES
1.- TEMPERATURA (°C)	1.- La temperatura media aguas abajo de un vertido térmico (en el límite de la zona de mezcla) no deberá superar la temperatura natural en más de : <b>1.5 °C</b>	<b>3°C</b>	Se podrán decidir excepciones limitadas geográficamente en condiciones particulares si la autoridad competente pudiera probar que dichas excepciones

	<p>2.- El vertido térmico no deberá tener como consecuencia que la temperatura en la zona situada aguas abajo del punto de vertido ( en el límite de la zona de mezcla) supere los valores siguientes:</p> <p style="text-align: center;"><b>21.5 (0)                      28 (0)</b> <b>10 (0)                              10 (0)</b></p> <p>El límite de la temperatura de 10 °C no se aplicará sino a los periodos de reproducción de las especies que tienen necesidad de agua fría para su reproducción y exclusivamente a las aguas que puedan contener dichas especies.</p> <p>Los límites de las temperaturas podrán, sin embargo, ser superados durante el 2 por 100 del tiempo.</p>	no tendrán consecuencias perjudiciales para el desarrollo equilibrado de las poblaciones de peces.	
<b>2.- OXÍGENO DISUELTO (mg O<sub>2</sub>/L)</b>	<p style="text-align: center;"><b>50 % ≥ 9                      50 % ≥ 7</b></p> <p style="text-align: center;"><b>Cuando el contenido de oxígeno descienda por debajo de:</b></p> <p style="text-align: center;"><b>6                                      4</b></p> <p style="text-align: center;"><b>La autoridad competente deberá probar que esta situación no tendrá consecuencias perjudiciales para el desarrollo equilibrado de las poblaciones de peces.</b></p>		
3.-pH	6 - 9 (0) (1)	6 - 9 (0) (1)	
<b>4.- MATERIAS EN SUSPENSIÓN</b>	<b>(≤ 25) (0)</b>	<b>(≤ 25) (0)</b>	
<b>5.- DBO<sub>5</sub> (mg O<sub>2</sub>/L)</b>	<b>(≤ 3)</b>	<b>(≤ 6)</b>	
6.- FÓSFORO TOTAL (mg/L P)	(0.2)	(0.4)	<p>En lo referente a lagos cuya profundidad media se sitúa entre 18 y 300 metros, se podría aplicar la siguiente fórmula:</p> $L \leq 10 \cdot \frac{Z}{T_w} \cdot (1 + \sqrt{T_w})$ <p>en donde:</p> <p><b>L</b> = La carga expresada en mg P por metro cuadrado de superficie del lago durante un año.</p> <p><b>Z</b> = La profundidad media, expresada en metros.</p> <p><b>T<sub>w</sub></b>= El tiempo teórico de renovación del agua del lago, expresada en años.</p> <p>En los demás casos, los valores límites de 0.2 mg/L para las aguas salmonícolas y de 0.4 mg/L para las aguas ciprinícolas, expresados en PO<sub>4</sub>=, podrán ser considerados como valores indicativos que permiten reducir la eutrofización.</p>
7.- NITRITOS (mg/L NO <sub>2</sub> )	(≤ 0.01)	(≤ 0.03)	
8.- COMPUESTOS FENÓLICOS (mg/L C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH)	(2)	(2)	
9.- HIDROCARBUROS DE ORIGEN PETROLERO	(3)	(3)	
10.- AMONIACO NO IONIZADO (mg/L NH <sub>3</sub> )	≤ 0.025	≤ 0.025	Los valores de amoniaco no ionizado podrán ser superados a condición de que se trate de puntas poco importantes que aparezcan durante el día.
11.- AMONIO TOTAL (mg/L NH <sub>4</sub> )	≤ 1 (4)	≤ 1 (4)	
12.- CLORO RESIDUAL TOTAL (mg/L HOCl)	≤ 0.005	≤ 0.005	Estos valores corresponden a un pH 6. Podrán aceptarse valores mayores si el pH fuese superior.
13.- CINC TOTAL (mg/L Zn)	≤ 0.3	≤ 1.0	Los valores corresponden a una dureza del agua de 100 mg/L de CaCO <sub>3</sub> . Para durezas comprendidas entre 100 y 500 mg/L, los valores límites correspondientes se pueden encontrar en la Tabla II.
14.- COBRE SOLUBLE (mg/L Cu)	(≤ 0.04)	(≤ 0.04)	Los valores corresponden a una dureza del agua de 100 mg/L de Ca CO <sub>3</sub> . Para durezas comprendidas entre 10 y 300 mg/L, los valores límites correspondientes se pueden encontrar en la tabla III.

(0) Se podrán superar los límites fijados en circunstancias meteorológicas o geográficas excepcionales y cuando las

aguas experimenten un enronquecimiento natural en determinadas sustancias, entendiendo por tal el proceso mediante el cual una masa de agua determinada recibe del suelo ciertas sustancias contenidas en él sin intervención del hombre.

- (1) Las variaciones artificiales de pH con respecto a los valores constantes no deberán superar + 0.5 unidades de pH en los límites comprendidos entre 6.0 y 9.0, a condición de que estas variaciones no aumenten la nocividad de otras sustancias en el agua.
- (2) Los compuestos fenólicos no podrán estar presentes en concentraciones que alteren el sabor del pescado.
- (3) Los productos de origen petrolero no podrán estar presentes en las aguas en cantidades que:
  - formen una película visible en la superficie del agua o se depositen en capas en los lechos de las corrientes de agua o en los lagos.
  - Transmitan al pescado un perceptible sabor a hidrocarburos.
  - Provoquen efectos nocivos en los peces.
- (4) En condiciones geográficas o climatológicas particulares y especialmente en el caso de bajas temperaturas del agua y reducida nitrificación o cuando la autoridad competente pueda aprobar que no hay consecuencias perjudiciales para el desarrollo equilibrado de las poblaciones de peces, se podrán fijar valores superiores a 1 mg/L.

- **Aguas aptas para la cría de moluscos:** El agua para la cría de moluscos también debe estar sujeta a unos criterios de calidad. Los moluscos (almejas, mejillones,...) son organismos filtradores. Al filtrar pueden retener una gran cantidad de microorganismos, incluidos gérmenes patógenos. Las normas para cría de moluscos se centran en el establecimiento de estándares que consideren la calidad bacteriológica de las aguas. El Real Decreto 345/1993, establece las normas de calidad exigibles a las aguas como a la producción de moluscos bivalvos vivos, moluscos gasterópodos, tunicados y equinodermos marinos vivos. Este Real Decreto incorpora las normas relativas a la calidad de las aguas litorales para la cría de moluscos exigidas por la Directiva 79/923/CEE, de 30 de Octubre, e incorpora también los aspectos relativos a la producción, incluidos algunos de carácter sanitario, contenidos en la Directiva 91/492/CEE, de 15 de julio, por la que se fijaron las normas sanitarias aplicables a la producción y puesta en el mercado de moluscos bivalvos vivos.

En el Anexo I del RD 345/1993 se recogen las condiciones aplicables a las zonas de producción, las cuales se clasifican en:

**Zonas «Tipo A».** Los productos en dichas zonas tendrán **menos de 300 coliformes fecales o menos de 230 E. coli por cada 100 gramos de carne y líquido intervalvar**, según una prueba NMP en la que se utilicen 5 tubos y 3 diluciones y destinados al consumo humano directo.

**Zonas «Tipo B».** Los productos destinados al mercado y al consumo humano directo únicamente tras someterse a un tratamiento en un centro de depuración, o tras su reinstalación, tendrán **menos de 6.000 coliformes fecales o menos de 4.600 E. coli por cada 100 gramos en el 90 por 100 de las muestras**, según una prueba NMP en la que se utilicen 5 tubos y 3 diluciones.

**Zonas «Tipo C».** Los productos destinados al mercado únicamente tras su reinstalación durante un período largo de tiempo (mínimo de dos meses) asociada o no a una depuración o después de una depuración intensiva durante un período a fin de cumplir las condiciones establecidas en el anexo II del presente Real Decreto, tendrán **menos de 60.000 coliformes fecales por**

**cada 100 gramos de carne**, según una prueba NMP en la que se utilicen 5 tubos y 3 diluciones.

En el Anexo IV del RD 345/993 (cuadro siguiente) se recoge las normas de calidad exigida a las aguas de las zonas de protección o mejora, señalando para Coliformes fecales y E. Coli, que la calidad exigida será según lo dispuesto en el Anexo I antes reseñado brevemente.

**ANEXO IV**  
**Calidad exigida a las aguas de las zonas de protección**  
**o mejora (RD 345/1993)**

**I. Parámetros aplicables**

	Parámetro	G	I	Métodos de análisis de referencia	Frecuencia mínima de muestreo y de medición
1	PH Unidad de pH	7 - 9		Electrometría. La medición se realizará in situ al mismo tiempo que el muestreo.	Trimestral.
2	Temperatura °C	La diferencia de temperatura provocada por un vertido no deberá, en las aguas para cría de moluscos afectadas por dicho vertido superar en más de 20 °C a la temperatura medida en las aguas no afectadas.		Termometría. La medición se realizará in situ al mismo tiempo que el muestreo.	Trimestral.
3	Coloración (después de filtración) mg Pt/L		Después de filtración el color del agua provocado por un vertido no deberá, en las aguas afectadas por dicho vertido, acusar una diferencia de más de 100 mg Pt/L con el color medido en las aguas no afectadas.	Filtración por membrana filtrante de 0.45 micras de porosidad. Método fotométrico, con los patrones de la escala platino cobalto.	Trimestral.
4	Materias en suspensión (mg/L)		El aumento del contenido de materias en suspensión provocado por un vertido no deberá, en las aguas para cría de moluscos afectadas por dicho vertido, ser superior en más de un 30 por 100 al que se haya medido en las aguas no afectadas.	Filtración por membrana filtrante de 0.45 micras de porosidad, secado a 105 °C y pesada. Centrifugación (tiempo mínimo, 5 minutos; aceleración media de 2.800 a 3.200 g.) secado a 105 °C y pesada.	Trimestral.
5	Salinidad	12 - 38 (tanto por mil)	≤ 40 por 1000. La variación de la salinidad provocada por un vertido, en las aguas para cría de moluscos afectadas por dicho vertido, no deberá ser superior en más de un 10 por 100 a la salinidad medida en las aguas no afectadas.	Conductimetría.	Mensual.
6	Oxígeno disuelto (porcentaje de saturación)	≥ 80 %	≥ 70 % (valor medido). Si una medición individual da un valor inferior al 70 % las mediciones se repetirán. Una medición individual no podrá ser inferior al 60 por 100, salvo cuando no haya consecuencias perjudiciales para el desarrollo de las poblaciones de moluscos.	Método Winkler. Método electroquímico.	Mensual al menos con una muestra representativa, del bajo contenido en oxígeno presente el día del muestreo. No obstante, si hubiere presunción de variaciones diurnas significativas, se realizarán, como mínimo, dos muestreos diarios.
7	Hidrocarburos de origen petrolero.		Los hidrocarburos no deberán hallarse en el agua para cría de moluscos en cantidades tales que: - produzcan en la superficie del agua una película visible y/o un depósito sobre los moluscos. - Provoquen efectos nocivos para los moluscos.	Examen visual.	Trimestral.
8	Sustancias órgano-halogenadas	La limitación de la concentración de cada sustancia en la carne de molusco deberá ser tal que contribuya con arreglo al artículo 1.º, a	La concentración de cada sustancia en el agua para cría de moluscos o en la carne de los moluscos deberá rebasar un nivel que provoque efectos nocivos	Cromatografía en fase gaseosa después de extracción con disolventes adecuados y purificación.	Semestral.



		una buena calidad de los moluscos.	en dichos moluscos y sus larvas.		
9	Metales: Plata, Ag; Arsénico, As; Cadmio, Cd; Cromo, Cr; Cobre, Cu; Mercurio, Hg; Níquel, Ni; Plomo, Pb; Zinc, Zn mg/l.	La limitación de la concentración de cada sustancia en la carne de los moluscos deberá ser tal que contribuya a una buena calidad de los moluscos con arreglo al artículo 1.	La concentración de cada sustancia en el agua para cría de moluscos o en la carne no deberá rebasar un nivel que provoque efectos nocivos en dichos moluscos y en sus larvas. Los efectos de sinergia de estos metales deberán ser tomados en consideración.	Espectrometría de absorción atómica precedida, eventualmente, por una concentración y/o una extracción.	Semestral.
10	Coliformes fecales/100 g. E. coli/100 g.	-	Según se dispone en Anexo I.	Método de dilución con fermentación en sustratos líquidos con al menos cinco tubos con tres diluciones. Resiembra de los tubos positivos en medio de confirmación. Recuento según NMP (número más probable). Temperatura de incubación: 44 +/-, 0,5 °C.	Trimestral.
11	Sustancias que influyen en el sabor de los moluscos.		Concentración inferior a la que pueda deteriorar el sabor de los moluscos.	Examen gustativo de los moluscos cuando se presuma la presencia de una sustancia de esta índole.	
12	Saxitoxina.	-		-	-

Abreviaturas: G = Guía (indicativo), I = Imperativo.

- **Aguas aptas para el baño:** La calidad que se exige para las aguas de baño es menos estricta que las necesarias en el agua potable. En este tipo de aguas los parámetros de calidad se centran en los aspectos bacteriológicos: se busca proteger al bañista de posibles enfermedades, fundamentalmente de contacto.

En el Real Decreto 734/1988 de 1 de Julio, se establecen las normas de calidad de las aguas de baño (BOE nº 167, de 13 de Julio). Recoge la Directiva Comunitaria 76/160/CEE, de 8 de Diciembre de 1975. Al igual que en otras normativas aparecen valores guía y valores imperativos. Las aguas de baño se consideran conformes a los valores de los parámetros controlados cuando las muestras que se toman de las aguas, recogidas con una determinada frecuencia, cumplen una serie de condiciones que manejan porcentajes de cumplimiento. Los valores imperativos fijan los Coliformes Totales (CT) en niveles inferiores a 10000 ud/100 mL, los C. Fecales en 2000 ud/100 mL, y los Estreptococos fecales, como valor guía, en 100 ud/100 mL.

Parámetros	Guía	Imperativo	Frecuencia mínimo de muestreo
1. Coliformes totales /100mL	500	10.000	Bimensual (1)
2. Coliformes fecales /100mL	100	2.000	Bimensual (1)
3. Estreptococos fecales 100/mL	100	0	(2)
4. Salmonellas /1 L	----	0	(2)
5. Enterovirus PFU/10mL	----	0	(2)
6. pH	----	6 a 9 (E)	(2)
7. Color	----	Ningún cambio anormal	Bimensual (1) (2)
8. Aceites minerales mg/L	≤ 0.3	Sin película en la superficie del agua y ausencia de olor ----	Bimensual (1) (2)
9. Sustancias tensoactivas reaccionantes con el azul de metileno mg/L (Laurilsulfato)	≤ 0.3	Sin espuma persistente ----	Bimensual (1) (2)
10. Fenoles (índice de fenoles)	≤ 0.0005	Sin olor específico ≤ 0,05	Bimensual (1) (2)
11. Transparencia	2	1 (E)	

12. Oxígeno disuelto (porcentaje de saturación de O <sub>2</sub> )	80-120	-----	(2)	Método de Winkler o método electrométrico (medidor de oxígeno)
13. Residuos alquitranados y materias flotantes, tales como madera, plásticos, botellas, recipientes de vidrio, plástico, caucho o cualquier otro tipo de material.. Restos y deschos.	Ausencia	-----	Bimensual (1)	Inspección visual
14. Amoniac mg/l NH <sub>4</sub>	-----	-----	(3)	Espectrofotometría de absorción, reactivo de Nessler o método al azul de indofenol.
15. Nitrógeno Kjeldahl mg/l N	-----	-----	(3)	Método Kjeldahl.
16. Otras sustancias consideradas como índices de contaminación: Plaguicidas (parathion HCH, dieldrin) mg/l	-----	-----	(2)	Extracción por disolventes apropiados y determinación cromatográfica.
17. Metales pesados tales como: Arsénico mg/l As Cadmio mg/l Cd Cromo VI mg/l Cr VI Plomo mg/l Pb Mercurio mg/l Hg	-----	-----	(2)	Absorción atómica eventualmente precedida de extracción.
18. Cianuros mg/l CN	-----	-----	(2)	Espectrofotometría de absorción con ayuda de un reactivo específico.
19. Nitratos y fosfatos mg/l NO <sub>3</sub> mg/l PO <sub>4</sub>	-----	-----	(3)	Espectrofotometría de absorción con ayuda de un reactivo específico.

G: Guía

I: Imperativo

(E) Parámetros a los que se refiere el artículo 4º (apartado 2.a) para la propuesta de excepciones.

- (1) Frecuencias de muestreo que pueden ser reducidas a la mitad, cuando las muestras efectuadas en años anteriores han dado resultado sensiblemente más favorables que los previstos para los parámetros en cuestión en el presente anexo, siempre que simultáneamente no se aprecie ninguna condición susceptible de haber disminuido la calidad de las aguas.
- (2) La presencia de este símbolo indica que debe efectuarse el análisis del correspondiente parámetro o utilizar el método analítico que lleva dicha señal, cuando las inspecciones realizadas en la zona de baño revelen la posible presencia del parámetro o de un deterioro de la calidad de las aguas.

Los parámetros marcados con este símbolo deberán ser verificados cuando exista una tendencia a la eutrofización de las aguas.

Las aguas de baño se considerarán conformes a los valores de los parámetros citados cuando muestras de esta agua, obtenidas según la frecuencia prevista en el anexo y en el mismo punto de toma, cumplan las siguientes condiciones:

- a) El 95% de las muestras no excederá los valores límite imperativos.
- b) El 90% de las muestras no excederá los valores guía señalados (con la excepción de los Coliformes totales y los coliformes fecales).
- c) El 80% de las muestras no excederá los valores guía señalados para Coliformes totales y Coliformes fecales.

- **Aguas aptas para ser destinadas a la producción de agua potable:** La Directiva 75/440/CEE fue cronológicamente la primera en ocuparse de las aguas de los ríos en relación con los usos que de ellas se hace; en este caso, la utilización en un abastecimiento de aguas para consumo humano. Como complemento, la Directiva 79/869/CEE se ocupa del control analítico

correspondiente, fijando frecuencias de muestreo y métodos de análisis que han de utilizarse para obtener resultados comparables.

Hoy en día se entiende que la Directiva 75/440 no tiene una finalidad sanitaria sino ambiental. Es una Directiva de gestión de la calidad de aguas superficiales. Se protege la calidad del agua elegida para abastecimiento, no los sistemas de tratamiento idóneos. Es erróneo interpretar la Directiva como una clasificación de las aguas según los parámetros de calidad para luego deducir el tratamiento para su potabilización. Eso sería gestión sanitaria, de proyecto, pero no de protección del medio, es decir, gestión ambiental. La Directiva pretende que las condiciones aceptables existentes aguas arriba de una toma para un abastecimiento no se vean perturbadas. La calidad de las aguas del río, entonces, debe estar "explicada". Esto significa que su composición debe estar justificada por la hidrología y las características de los vertidos autorizados situados aguas arriba, de modo que pueda saberse el origen de cualquier anomalía sobrevenida en la composición de las aguas. Los vertidos puntuales o difusos del tramo superior han de quedar controlados en detalle y conocida la composición natural de las aguas.

En el artículo 2 de la Directiva 75/440 se fijan tres niveles: A1, A2 y A3, con diferentes exigencias para la composición del agua, que corresponden a los distintos procesos de tratamiento para su potabilización.

- **A1:** son aguas de muy buena calidad que sólo precisan de tratamiento físico simple y desinfección.
- **A2:** son aguas que precisan de un tratamiento físico normal, tratamiento químico y desinfección. Precloración + coagulación - floculación + decantación + filtración + desinfección (cloración).
- **A3:** son aguas que precisan de un tratamiento físico y químico intensivos y desinfección. Cloración break-point + coagulación - floculación + decantación + filtración + afino (carbón activo) + desinfección (ozono, cloración).

PARÁMETRO	UNIDAD	TIPO A1	TIPO A2	TIPO A3
pH	-	(6.5-8.5)	(5.5-9)	(5.5-9)
Color	escala Pt	20	100	200
Sólidos en suspensión	mg/L	(25)	-	-
Temperatura	°C	25	25	25
Conductividad a 20 °C	µS/cm	(1000)	(1000)	(1000)
Nitratos*	mg/L NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	50	50	50
Cloruros**	mg/L Cl	(200)	(200)	(200)
Fosfatos*	mg/L P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	(0.4)	(0.7)	(0.7)
DQO	mg/L	-	-	(30)
Oxígeno Disuelto	% satur.	(>70)	(>50)	(>30)
DBO <sub>5</sub>	mg/L	(<3)	(<5)	(<7)
NTK (Nitrógeno Kjeldahl)	mg/L N	(1)	(2)	(3)

<b>Coliformes totales (37 °C)</b>	ufc/100 mL	(50)	(5000)	(50000)
<b>Coliformes fecales</b>	ufc/100 mL	(20)	(2000)	(20000)
<b>Estreptococos fecales</b>	ufc/100 mL	(20)	(1000)	(10000)

\* En lagos poco profundos de lenta renovación.

\*\* Salvo que no existan aguas más aptas para el consumo.

Nota.- Las cifras entre paréntesis se tomarán como valores indicativos deseables con carácter provisional.

A las aguas naturales que se destinarán al consumo humano se las va a denominar prepotables. En el Anexo II de la Directiva aparece una lista con 46 parámetros de calidad, tanto físicos como químicos y biológicos, para los que, en cada uno de los tres casos anteriores, se fijan dos series de límites. Unos **valores imperativos, I**, que deben ser respetados; otros **valores guía, G**, que los estados miembros deben intentar cumplir. No se fijan valores límite para todos los parámetros, aunque luego cada Estado puede fijarlos. La conformidad de los valores de un parámetro en un punto a lo largo del tiempo debe satisfacer unos determinados porcentajes de cumplimiento que juegan con los niveles guía e imperativo.

#### **B4.- 5.- CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN EN VERTIDOS (NORMATIVAS DE EMISIÓN)**

El objetivo básico del control de la contaminación vertida por un determinado tipo de agua residual es mantener la calidad de un cuerpo o masa de agua o, si no, alcanzar los objetivos de calidad establecidos.

Una vez los planes de saneamiento se han desarrollado y la mayoría de las aguas residuales son conducidas a las estaciones depuradoras (EDARs) el control de los vertidos pretendería, en primer lugar, evitar daños a la red de alcantarillado y, en segundo, no alterar el funcionamiento de los procesos de depuración.

La agresividad de muchos vertidos industriales puede dañar seriamente las conducciones. Las administraciones gestoras de redes de saneamiento elaboran normativas de vertido en las que se fijan los límites y rangos de los parámetros que caracterizan la contaminación de las aguas residuales industriales.

La depuración de las aguas residuales urbanas se basa principalmente en procesos biológicos. Estos procesos son, en general, muy inestables frente a cambios de las características de las aguas residuales que tratan. También son sensibles a cualquier tipo de compuesto que sea tóxico.

Para el control de vertidos directos de aguas residuales a los sistemas acuáticos se establecen normativas que se basan en la necesidad de depurar lo necesario para que se cumplan en la masa de agua receptora unas condiciones determinadas. Las aguas residuales se deberán depurar lo necesario para que cumplan las necesidades que el medio exija. Para conocer el comportamiento del medio receptor ante un vertido se utilizan los modelos matemáticos de calidad del agua.

Otro sistema de control de los vertidos directos es la vía político-económica. La Administración fija a cualquier vertido unas concentraciones máximas de parámetros de contaminación, por encima de las cuales se ven afectados económicamente.

Sistemas adicionales de control de la contaminación son los que se basan en la limitación o prohibición del uso de ciertos compuestos, como pesticidas, abonos, fertilizantes, o de ciertas actividades como la ganadería, etc. Las Directivas europeas han adoptado este criterio para el control de ciertos contaminantes. La ordenación del territorio es también una herramienta de gestión válida para el control de la contaminación: se limitan las actividades y se ordenan los asentamientos. Como herramienta para el mantenimiento de una calidad mínima en los sistemas acuáticos fluviales se han establecido los denominados caudales ecológicos, que podrían denominarse en España caudales de dilución. Las metodologías para el establecimiento de caudales ecológicos es variada en técnicas y en resultados.

#### **B4.- 5.1.- NORMATIVA DE DEPURACIÓN DE LAS AGUAS RESIDUALES**

El **Real Decreto- ley 11/1995, de 28 de diciembre**, por el que se establecen las **normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas** traspone al ordenamiento español la **Directiva 91/271/CEE**.

Las Comunidades Autónomas tienen la competencia de delimitación de las aglomeraciones urbanas, definidas como “zonas geográficas formadas por uno o varios municipios, o por parte de uno o varios de ellos, que por su población o actividad económica constituya un foco de generación de aguas residuales que justifique su recogida y conducción a una instalación de tratamiento o a un punto de vertido final”. Si no se estima justificada la instalación de un sistema colector se pueden establecer sistemas individuales u otros sistemas adecuados que impliquen un análogo nivel de protección ambiental.

La Directiva establece unas exigencias de tratamiento en función del tamaño de las aglomeraciones y de la calificación del medio al que se vierte el efluente depurado. La calificación del medio depende de las características geográficas, distinguiendo entre aguas continentales o marítimas y estuarios, y del estado eutrófico de las aguas y características de los ecosistemas distinguiendo entre aguas sensibles, menos sensibles y las no calificadas.

La Administración General del Estado, previa audiencia de la Comunidades Autónomas y de las entidades locales afectadas, declarará las “zonas sensibles” en las cuencas hidrográficas que excedan del ámbito territorial de una Comunidad Autónoma. Las Comunidades Autónomas efectuarán dicha declaración en los restantes casos y determinarán las “zonas menos sensibles” en las aguas marítimas.

El Real Decreto Ley 11/1995 ha sido posteriormente desarrollado por el **Real Decreto 509/1996**, de 15 de marzo. Dicho Decreto ha sido modificado, a su vez, por el Real Decreto 2116/1998, de 2 de octubre, que, incorporando la Directiva 98/15/CE, pretende subsanar los problemas de interpretación que planteaba en algunos Estados miembros el Cuadro 2, del Anejo I de la Directiva 91/271/CEE, relativo a los requisitos para los vertidos procedentes de instalaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas realizados en zonas sensibles propensas a eutrofización.

Los habitantes equivalentes se calcularán a partir del valor medio diario de carga orgánica biodegradable, correspondiente a la semana de máxima carga del año, sin tener en consideración situaciones producidas por lluvias intensas u otras circunstancias excepcionales.

También se ha aprobado una Resolución de 25 de mayo de 1998 (B.O.E. 30-6-98), de la Secretaría de Estado de Aguas y Costas (Ministerio de Medio Ambiente), declarando las “**zonas sensibles**” en las **Cuencas Hidrográficas Intercomunitarias**, a los efectos de determinar los tratamientos a los que deberán someterse las aguas residuales en determinadas aglomeraciones urbanas, antes de su vertido a las aguas continentales o marítimas. Corresponde a las Comunidades Autónomas hacer lo

propio dentro de sus aguas intracomunitarias, y también designar oficialmente las zonas “menos sensibles” en las aguas marítimas.

Aunque la Directiva se denomina de tratamiento de aguas residuales urbanas, también comprende la recogida de las mismas. Dentro de las aguas residuales urbanas, la Directiva contempla de una u otra manera las aguas residuales domésticas, comerciales, industriales, de infiltración y pluviales. Mención especial le merecen las **aguas residuales industriales**. Así, para las que se vierten a las redes urbanas de alcantarillado, establece los objetivos de su tratamiento previo a la incorporación a las mismas. También contempla las aguas residuales industriales que no vierten a las redes urbanas de alcantarillado, pero cuyas características pueden ser muy similares a las aguas residuales urbanas, es decir, las que se podrían denominar aguas residuales industriales biodegradables. Define los sectores industriales que producen este tipo de aguas y establece los procedimientos generales que permitirán establecer tratamientos exigibles y límites a su vertido. Un concepto básico importante es que la Directiva no contempla al Ayuntamiento o Municipio con unidad de actuación sino a lo que denomina como aglomeración urbana. Así, un Ayuntamiento puede poseer varias aglomeraciones urbanas, o bien por el contrario estar inmerso junto con otros en una gran aglomeración urbana. El tamaño de éstas se mide en habitantes equivalentes, es decir, en equivalentes de lo que contamina un habitante en cuanto a materia orgánica. Frente al agua residual urbana que entra en una depuradora, la Directiva contempla los dos principales flujos que salen de la misma, es decir, el agua tratada y los fangos o lodos producidos (subproducto de la depuración).

<b>AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES TRATAMIENTO PREVIO AL VERTIDO A RED DE ALCANTARILLADO</b>	
<b>OBJETIVOS</b>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1.- Proteger la salud personal saneamiento.</li> <li>2.- No deteriorar instalaciones (red y EDAR).</li> <li>3.- No obstaculizar funcionamiento instalaciones (agua y fango).</li> <li>4.- No efectos nocivos sobre el ambiente del vertido de la EDAR.</li> <li>5.- Cumplir objetivos calidad medio receptor.</li> <li>6.- Evacuación fangos EDAR segura y aceptable ambientalmente.</li> </ol>

<b>AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES BIODEGRADABLES</b>	
<b>SECTORES INDUSTRIALES</b>	<ol style="list-style-type: none"> <li>1.- Industrialización leche.</li> <li>2.- Productos elaborados sector hortofrutícola.</li> <li>3.- Elaboración y embotellado bebidas sin alcohol.</li> <li>4.- Industrialización patata.</li> <li>5.- Industria cárnica.</li> <li>6.- Industria cervecera.</li> <li>7.- Producción alcohol y bebidas alcohólicas.</li> <li>8.- Fabricación piensos de productos vegetales.</li> <li>9.- Fabricación gelatina y cola de cuero, piel y huesos.</li> <li>10.- Almacenes de malta.</li> <li>11.- Industrialización pescado.</li> </ol>

### CONCEPTOS BÁSICOS

#### AGLOMERACIÓN URBANA

- Zona cuya población y/o actividades económicas presentan concentración suficiente para la recogida y conducción de las aguas residuales urbanas a una instalación de tratamiento de dichas aguas o a un punto de vertido final.

#### HABITANTE - EQUIVALENTE (h-e):

- Carga orgánica biodegradable de 60 g DBO5/d.

#### POBLACIÓN EQUIVALENTE (de un vertido):

- Valor máximo anual de la carga semanal media del vertido, expresada en habitantes-equivalentes (h-e), sin tener en cuenta situaciones excepcionales (p.e: Lluvias excepcionales).

La Directiva divide las aguas naturales en 3 clases: aguas dulces, estuarios, y aguas costeras; pero de cara al mayor o menor impacto ambiental del vertido clasifica los medios acuáticos en 3 grupos: zonas sensibles, zonas menos sensibles y zonas no catalogadas, que se podrían denominar zonas normales.

### ZONAS Y MEDIOS ACUÁTICOS SEGÚN LA DIRECTIVA

#### TIPOS MEDIOS ACUÁTICOS:

- Aguas dulces.
- Estuarios.
- Aguas costeras.

#### ZONIFICACIÓN MEDIOS ACUÁTICOS:

- Zonas sensibles.
- Zonas menos sensibles.
- Zonas normales (zona no catalogada entre las anteriores).

#### ZONAS SITUACIÓN DEPURADORAS:

- Regiones alta montaña (>1500M).
- Resto zonas.

Se definen parcialmente como zonas sensibles aquellas aguas que tienen peligro de eutrofización. También se engloban dentro de esta categoría otros dos casos como son las aguas naturales susceptibles de ser captadas para abastecimiento público que tienen peligro de aumento de la concentración de nitratos, y aquellas aguas naturales que hacen necesarios tratar los vertidos de aguas residuales urbanas por encima del tratamiento secundario debido a exigencias de objetivos de calidad de otras Directivas europeas. En resumen, se puede decir que el término zona sensible no es aplicable a un medio acuático en sí mismo, sino en relación a la presión de vertidos contaminantes que soporta y a los objetivos de calidad que tenga impuestos.

Se definen como zonas menos sensibles aquellas aguas naturales con una gran capacidad de la asimilación o autodepuración de los vertidos. Esto implicaría que con poco tratamiento de las aguas residuales se podrían cumplir objetivos de calidad del medio.

**CRITERIOS DETERMINACIÓN ZONAS SENSIBLES****ZONAS SENSIBLES**

- Medio acuático eutrófico (o con peligro de llegar a serlo si no se protege).
- Zonas de baja renovación del agua.

**AGUAS DULCES NITRIFICANTES DESTINADAS A POTABLES:**

- Aguas dulces de superficie destinadas a agua potable que puedan llegar a alcanzar altas concentraciones de nitratos por encima de los límites de la Directiva de aguas naturales (A1, A2, A3) si no se protegen.

**MEDIO ACUÁTICO QUE EXIGE TRATAMIENTO SUPERIOR DE VERTIDOS:**

- Medio acuático donde es necesario tratar los vertidos de aguas residuales con tratamiento superior al secundario para cumplir el resto de Directivas.

**CRITERIOS DE DETERMINACIÓN DE ZONAS MENOS SENSIBLES**

- Medio acuático marino con gran capacidad de asimilación de vertidos.
- Medio acuático marino en el que el vertido de aguas residuales no produce efectos negativos en él ni en zonas adyacentes.
- Zonas de alta renovación del agua improbable eutrofización o agotamiento de oxígeno.

La Directiva también contempla otras zonas en cuanto a la ubicación de las depuradoras. Considera especiales las regiones de alta montaña (altitud superior a 1.500 metros) debido al posible mal funcionamiento de los procesos biológicos que se puede dar en estas situaciones como consecuencia de las bajas temperaturas.

Por último, y para garantizar el buen funcionamiento de las instalaciones y el cumplimiento de los límites de vertido, establece e impone la vigilancia de los mismos mediante muestreos y análisis.

La Directiva considera a las redes de alcantarillado (o sistemas colectores) no como un elemento aislado sino como parte de un sistema de saneamiento que necesariamente debe acabar en un tratamiento de aguas residuales.

Considera que la red de alcantarillado debe ser estanca para prevenir que pudieran contaminar las aguas subterráneas (y que a la vez se eviten grandes caudales de infiltración circulantes por el interior de la red de alcantarillado) y que los aliviaderos de las redes deben restringir la contaminación de las aguas receptoras en los momentos de tormenta. Esto último implicará la consideración de los nuevos sistemas de control y tratamiento de los reboses (S.C.T.R.).

Considera viable la implantación de sistemas individuales de saneamiento *in situ* bajo ciertas circunstancias (costo excesivo de los sistemas convencionales, no ventajas ambientales de los mismos, etc.) que corresponderán, en general, a situaciones de baja densidad de población o edificación diseminada.

**AMBITO DE LA DIRECTIVA**

- 1.- Redes de alcantarillado urbanas.
- 2.- Estaciones depuradoras de aguas residuales urbanas.
- 3.- Evacuación de fangos de depuradoras.
- 4.- Zonificación del medio acuático natural (zonas sensibles).
- 5.- Vigilancia vertidos depuradoras (muestreo y análisis).
- 6.- Vertido de aguas residuales industriales a red urbana.
- 7.- Vertido directo de aguas residuales industriales biodegradables.
- 8.- Normas reglamentos y autorizaciones de vertidos.

También se puede incluir en este apartado a los sistemas de evacuación de vertidos o de reincorporación de los efluentes tratados al medio acuático natural. La Directiva destaca la necesidad de diseñarlas de tal forma que minimicen los efectos del vertido en las aguas receptoras.



La Directiva establece la obligación de depurar todos los vertidos de aguas residuales cualquiera que sea el tamaño de la aglomeración urbana que lo produce y el lugar al que se vierta.

En este sentido, se trata de una legislación con objetivos igualitarios y homogeneizadores en cuanto al tratamiento de los vertidos urbanos. Para ello, implanta como tratamiento general, el tratamiento secundario o biológico de las aguas residuales urbanas. Ahora bien, permite ciertas modificaciones a ese criterio general. Así, admite tratamientos de menor nivel u obliga a tratamientos de mayor alcance al tener en cuenta el medio acuático al que se vierte (en zonas sensibles tratamiento terciario, en zonas menos sensibles tratamiento primario); la importancia del vertido, expresada en población equivalente que vierte (permite tratamientos más simples para las poblaciones más pequeñas); y las características del vertido en relación a las aguas naturales receptoras (posible necesidad de tratamientos más exigentes que los indicados en la Directiva). En resumen, los tipos de tratamientos contemplados por la Directiva son: tratamiento adecuado, primario, secundario, terciario, y más exigente.

<b>TIPOS DE TRATAMIENTO SEGÚN LA DIRECTIVA:</b>	
<b>T.A.- TRATAMIENTO ADECUADO:</b>	Proceso Tratamiento y/o Sistema Eliminación tal que se cumplen: <ul style="list-style-type: none"> <li>• Objetivos calidad aguas receptoras.</li> <li>• Directivas europeas.</li> </ul>
<b>T.1º.- TRATAMIENTO PRIMARIO:</b>	Proceso tratamiento Físico y/o Químico que cumple requisitos (DBO <sub>5</sub> y SS).
<b>T.2º.- TRATAMIENTO SECUNDARIO:</b>	Tratamiento con proceso biológico (en general) que cumple los requisitos (DBO <sub>5</sub> , DQO y SS). Estos dependen del tipo de zona (alta montaña).
<b>T.3º.- TRATAMIENTO TERCIARIO:</b>	Tratamiento con procesos para eliminación de nutrientes que cumple requisitos (N y/o P). Estos dependen del tamaño de la población.
<b>T.M.E.- TRATAMIENTO MÁS EXIGENTE:</b>	Tratamiento superior a T.1º ó T.2º (con requisitos más rigurosos) necesario para cumplir otra Directiva.

La Directiva impone los límites que deben cumplir los tratamientos primarios, secundarios y terciarios en cuanto a su funcionamiento y dejando abierto para cada caso la definición de los tratamiento adecuados y tratamientos más exigentes.

### REQUISITOS DE LOS TRATAMIENTOS

TIPO DE TRATAMIENTO	DBO <sub>5</sub> (a)	DQO (a)	SS (a)
T.1º	> 20 %		> 50 %
T.2º (-)	> 40 %		> 70 % < 60 mg/l
T.2º	> 70-90 % < 25 mg/l	> 75 % < 125 mg/l	> 90 % < 35 mg/l
		<b>N (total) (b)</b>	<b>P (total) (b)</b>
T.3º	10.000-100.000 h-e	> 70-80 % < 15 mg/l	> 80 % < 2 mg/l
	> 100.000 h-e	> 70-80 % < 10 mg/l	> 80 % < 1 mg/l

(a) Límites para valores medios diarios de la carga. (1) Optativo

(b) Límites para valor medio anual de la carga./ Cumplir % ó mg/L

Para los tratamientos primarios y secundarios considera los parámetros DBO<sub>5</sub>, DQO, SS, y exige un rendimiento mínimo o una concentración máxima en el efluente. El valor de referencia corresponde al valor medio diario de la carga del vertido. El límite impuesto no es un valor absoluto sino que se define estadísticamente con una obligación de cumplimiento del 90-95% de las muestras, variable según el número de muestras tomadas al año. Además, a las muestras que incumplen se les limita la cuantía del incumplimiento (menor que 2,5 veces el valor límite habitual). De las situaciones de incumplimiento se excluyen las situaciones inusuales, como por ejemplo, las producidas por lluvias intensas. Es decir, la depuradora debe obtener rendimientos suficientes en condiciones climáticas normales así como en las situaciones habituales (variaciones estacionales de carga, etc.).

En el caso del tratamiento terciario los parámetros considerados son nitrógeno y/o fósforo. Igual que en el caso anterior se imponen límites bien al rendimiento de depuración bien a la concentración máxima del efluente. En este caso, los valores de referencia corresponde a las medias anuales (cuestión lógica si se tiene en cuenta la escala de la eutrofización). Para grandes vertidos y en el caso del nitrógeno se permite sustituir la limitación impuesta por el valor medio diario (<20 mg/l de nitrógeno). La Directiva permite incumplir estos límites a vertidos individuales siempre y cuando el conjunto de una cuenca vertiente obtenga rendimientos globales superiores al 75% de eliminación tanto como de fósforo.

### TRATAMIENTO MÍNIMO EXIGIDO EN VERTIDO A AGUAS COSTERAS

Tamaño de aglomeración	Zona menos sensible	Zona normal	Zona sensible
0-10.000 h-e.	T.A.	T.A.	T.A.
10.000-150.000 h-e.	T.1º	T.2º	T.3º
> 150.000 h-e.	T.2º (ó T.1º)	T.2º	T.3º

### TRATAMIENTO MÍNIMO EXIGIDO EN VERTIDO A AGUAS DULCES Y ESTUARIOS

Tamaño de aglomeración	Zona menos sensible	Zona normal		Zona sensible
	Estuarios	Aguas dulces y estuarios	Alta montaña	Aguas dulces y estuarios
0-2.000 h-e.	T.A.	T.A.	T.A.	T.A.
2.000-10.000 h-e.	T.1º	T.2º	T.2º *	T.2º
> 10.000 h-e.	T.2º	T.2º	T.2º *	T.3º

El grado de tratamiento exigido por la Directiva a los vertidos de aguas residuales urbanas depende del tipo de medio acuático al que se vierte, de la zona en la que está instalada la depuradora de aguas residuales y del tamaño de la aglomeración urbana que genera el vertido. Así, el tratamiento exigido a los vertidos en aguas costeras es en general menos riguroso que el requerido a los vertidos de aguas dulces y estuarios. A su vez el tratamiento exigido en zonas sensibles es más riguroso que el demandado en zona normal, y éste a su vez de mayor nivel que el requerido para el caso de las zonas menos sensibles. Como ya se ha dicho, en zonas de alta montaña se permite rebajar en cierta medida los límites impuestos al funcionamiento de las estaciones depuradoras. Por otra parte, el tratamiento impuesto a las grandes aglomeraciones urbanas es más exigente que el correspondiente a las medidas, y éste más exigente que el de las pequeñas aglomeraciones. Así, se establecen límites cuantitativos, medibles, para la contaminación de vertidos de aguas residuales urbanas procedentes de poblaciones costeras superiores a 10.000 habitantes y poblaciones continentales superiores a 2.000 habitantes, mientras que en caso contrario el tratamiento no queda caracterizado de forma cuantitativa.

Con el fin de marcar un ritmo a la ejecución y desarrollo de las acciones planteadas por la Directivas y poder hacer un seguimiento de su aplicación, ésta ha implantado unos plazos límites para las principales acciones y actividades a desarrollar. Este calendario de actuaciones persigue obtener en el menor plazo posible la mayor mejora de la calidad del agua. Así para el año 1998 obliga a la realización de las infraestructuras sanitarias en las zonas sensibles, mientras que para el resto establece al año 2000 como límite para la realización de la mediana y gran depuración (en

poblaciones superiores a 15.000 habitantes) y el año 2005 para las pequeñas aglomeraciones. Además, también programa las acciones legislativas y administrativas, las autorizaciones de vertido directo de aguas residuales industriales, etc. Es de destacar que el plazo límite improrrogable para todas las acciones obligadas por esta directiva es el año 2005.

#### PLAZOS MARCADOS POR LA DIRECTIVA

**30-VI-1993:**

Incorporación Legal Directiva.

**31-XII-1993:**

Determinación de Zonas Sensibles.  
 Determinación de Zonas Menos Sensibles.  
 Autorizaciones de vertido ARIB a RED ó EDAR.  
 Requisitos vertido directo ARIB.  
 Programa Nacional para aplicación de la Directiva.

**31-XII-1998:**

Red de alcantarillado. P> 10.000 h-e. Zonas sensibles.  
 Depuradoras (T 3º). P>10.000 h-e. Zonas sensibles.  
 Normas Evacuación de fangos de depuradoras.  
 Supresión del vertido de fangos a aguas de superficie.

**31-XII-2000:**

Red de alcantarillado. P>15.000 h-e.  
 Depuradoras. P> 15.000 h-e.  
 Autorización vertido directo ARIB. P>4.000 h-e.

**31-XII-2005:**

Red alcantarillado. P> 2000 h-e.  
 Depuradoras. P> 0 h-e.  
 Plazo máximo final.

## B4.- 5.2.- CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN DE LOS VERTIDOS

El objetivo básico del control de la contaminación vertida por un determinado tipo de agua residual es mantener la calidad de un cuerpo o masa de agua o, si no, alcanzar los objetivos de calidad establecidos.

Para el control de vertidos directos de aguas residuales a los sistemas acuáticos se establecen normativas que se basan en la necesidad de depurar lo necesario para que se cumplan en la masa de agua receptora unas condiciones determinadas. Las aguas residuales se deberán depurar lo necesario para que cumplan las necesidades que el medio exija. Para conocer el comportamiento del medio receptor ante un vertido se utilizan los modelos matemáticos de calidad del agua.

Los medios acuáticos naturales son sistemas, es decir, conjuntos de componentes que funcionan coordinadamente. En un modelo matemático los procesos, y sus interrelaciones, son conceptualizados a través de expresiones matemáticas. Los componentes que se seleccionan para ser modelizados dependen de los objetivos perseguidos, del estado del conocimiento y de la información disponible. Un modelo de calidad de aguas acoplado a un buen sistema de generación y localización de vertidos es una potente herramienta de gestión y planificación.

Otro sistema de control de los vertidos directos es la vía político-económica. La Administración fija a cualquier vertido unas concentraciones máximas de parámetros de contaminación, por encima de las cuales se ven afectados económicamente.

Sistemas adicionales de control de la contaminación son los que se basan en la limitación o prohibición del uso de ciertos compuestos, como pesticidas, abonos, fertilizantes, o de ciertas actividades como la ganadería, etc. Las Directivas europeas han adoptado este criterio para el control de ciertos contaminantes. La ordenación del territorio es también una herramienta de gestión

válida para el control de la contaminación: se limitan las actividades y se ordenan los asentamientos. Como herramienta para el mantenimiento de una calidad mínima en los sistemas acuáticos fluviales se han establecido los denominados caudales ecológicos, que podrían denominarse en España caudales de dilución. Las metodologías para el establecimiento de caudales ecológicos es variada en técnicas y en resultados.

#### **B4.- 5.2.1.- RESTRICCIONES DE VERTIDO A ALCANTARILLADO / ORDENANZAS DE VERTIDO**

El objetivo de las normativas u ordenanzas de vertido a alcantarillado es limitar el tipo de contaminantes, sus concentraciones y cargas, que un vertido industrial puede realizar a una red de alcantarillado. Una vez los planes de saneamiento se han desarrollado y la mayoría de las aguas residuales son conducidas a las estaciones depuradoras (EDARs) el control de los vertidos pretendería, en primer lugar, evitar daños a la red de alcantarillado y, en segundo, no alterar el funcionamiento de los procesos de depuración.

La agresividad de vertidos industriales puede dañar seriamente las conducciones. Las administraciones gestoras de redes de saneamiento elaboran normativas de vertido en las que se fijan los límites y rangos de los parámetros que caracterizan la contaminación de las aguas residuales industriales y exigen la solicitud de un permiso de vertido a todos los vertidos industriales a la red de alcantarillado.

La depuración de las aguas residuales urbanas se basa principalmente en procesos biológicos. Estos procesos son, en general, muy inestables frente a cambios de las características de las aguas residuales que tratan. También son sensibles a cualquier tipo de compuesto que sea tóxico.

De forma esquemática los objetivos de establecer un sistema de control de efluentes industriales tiene los siguientes objetivos:

- Prevención de daños a la red de colectores.
- Prevención de daños al personal que trabaja en los colectores y en la EDAR.
- Prevención de la interferencia con el proceso de tratamiento.
- Prevención ante la "contaminación de los fangos", condicionando su uso posterior.
- Prevención de vertidos inaceptables a los sistemas acuáticos en tiempo de lluvia a través de reboses del sistema.
- Prevención del vertido de agua residual tratada o de fangos que tengan efectos perjudiciales en el medio ambiente y aseguramiento de que los efluentes tratados o los fangos cumplen con la legalidad.

Los objetivos anteriores se pueden conseguir imponiendo condiciones o límites a sustancias que se pueden verter.

Ciertos problemas específicos que pueden generar los contaminantes de determinados vertidos industriales son:

- Sobre el sistema de saneamiento: Las sustancias peligrosas o no deseadas pueden afectar a la EDAR y a la red de colectores:
  - Sobrecarga de la EDAR, en cualquiera de sus etapas.
  - Alteración de las características de sedimentación del agua residual
  - Alteración del proceso de tratamiento biológico por toxicidad.
  - Corrosión
  - Explosión
  - Bloqueo
- Sobre el medio ambiente:
  - Afectar a la calidad del fango y sus opciones de disposición final y reutilización.

- Afectar a los sistemas acuáticos receptores.
- Efectos sobre otros medios: aire, suelos.
- Personal: La salud de los trabajadores, y también de los ciudadanos, puede verse afectada por:
  - Gases volátiles
  - Sustancias alérgicas.
  - Sustancias corrosivas.
  - Atmósferas explosivas.
  - Organismos patógenos.

La Directiva 91/271/CEE sobre tratamiento de aguas residuales urbanas exige que los vertidos a la red de colectores no afecte a la salud de los trabajadores, ni al sistema de colectores, ni al proceso de tratamiento, ni a la calidad del fango o al cumplimiento de otras directivas.

Se presenta una tabla de valores que pueden afectar a los procesos biológicos.

### Metales de importancia en depuración de aguas residuales (Metcalf-Eddy, 2002)

Metal	Símbolo	Nutrientes necesarios para crecimiento biológico		Concentración máxima que genera inhibición a los organismos (mg/L)	Limitantes en la utilización de los fangos de EDAR en agricultura
		Macro	Micro		
Arsénico	As			0.05	X
Cadmio	Cd			1.0	X
Calcio	Ca	X			
Cromo	Cr		X	10 (total Cr) / 1 (Hex)	
Cobalto	Co		X		
Cobre	Cu		X	1.0	X
Hierro	Fe	X			
Plomo	Pb		X	0.1	X
Magnesio	Mg	X	X		
Manganeso	Mn		X		
Mercurio	Hg			0.1	X
Molibdeno	Mo		X		X
Níquel	Ni		X	1.0	X
Potasio	K	X			
Selenio	Se		X		X
Sodio	Na	X			
Tungusteno	W		X		
Vanadio	V		X		
Cinc	Zn		X	1.0	X

### Valores para el control de vertido a la red con proceso biológico en la EDAR

METAL	Pretratamiento municipal [1]	Toxicidad fangos activos [2]	Aerobio limitante [3]	Toxicidad anaerobio [4]	Nitrificación [5]
Cianuros (mg/L)	2.0 - 10				
Cromo VI (mg/L)	0.05 - 10	1 - 10	1	1 - 50	0.05 - 0.5
Cromo total (mg/L)	0.5 - 25	50	50	50 - 500	0.05 - 0.5
Cobre (mg/L)	0.02 - 15	1	1	1 - 10	0.25
Hierro (mg/L)	5.0 - 50	100 - 1000	100	5	10 - 25
Níquel (mg/L)	0.5 - 12	1 - 2.5	1	2	0.08 - 0.5
Zinc(mg/L)	0.5 - 50	0.08 - 10	0.08	5 - 20	

[1] Rango de valores permitidos para el vertido a red de alcantarillado urbano en diversas ciudades USA.

[2] Rango de concentraciones de ciertos contaminantes en los que puede inhibirse el proceso de fangos activos.

[3] Límites inferiores de las concentraciones de tóxicos que inhiben los procesos biológicos aerobios convencionales.

[4] Límites inferiores de las concentraciones de tóxicos que inhiben los procesos biológicos de digestión anaerobia.

[5] Límites inferiores de las concentraciones de tóxicos que inhiben los procesos biológicos de nitrificación.

### Umrales de concentración de contaminantes que inhiben los procesos de fangos activos (Metcal-Eddy, 1995)

Contaminante	Concentración máxima que genera inhibición a la eliminación de materia carbonosa (mg/L)	Concentración máxima que genera inhibición a la nitrificación (mg/L)
Aluminio	15-26	
Amoníaco	480	
Arsénico	0.1	
Cadmio	10-100	
Calcio	2500	
Cromo (VI)	1-10	0.25
Cromo (III)	50	
Cobre	1.0	0.005-0.5
Hierro	1000	
Plomo	0.1	
Magnesio		50
Manganeso	10	
Mercurio	0.1-5.0	
Molibdeno		
Níquel	1.0-2.5	0.25
Potasio	5	
Zinc	0.8-10	0.08-0.5

*A continuación se presentan de forma comparativa los valores establecidos en diferentes ordenanzas municipales:*

### Comparativa de los valores limitantes para los vertidos de aguas residuales según distintas ordenanzas municipales

	ORENSE (1)	VIGO (2)	MADRID (3)	BARCELONA (4)	BILBAO (5)	ZARAGOZA (6)
Aceites mg/L	150-250	100	100	200	500	200
Aluminio mg/L	20-30	10				
Arsénico mg/L	1-2	1	1-2	1	1.5	1
Bario mg/L	20-25	20				
Boro mg/L	5-10	5	4			
Cadmio total mg/L	0.5-1	0.2	1	2	1.5	0.5
Calcio mg/L						
Carbono orgánico total mg/L						
Cianuros libres mg/L	2-4			2		2
Cianuros totales mg/L	5-10	1	5	5	2	
Cinc total mg/L	10-20	5	5	10	15	7
Cloruros mg/L	2000-2500	2000				
Cobre total mg/L	3-5	0.5	5	6	7.5	2
Conductividad $\mu\text{S}/\text{cm}$	5000					3000
Cromo hexavalente mg/L	0.5-1	0.5	5	1		1
Cromo total mg/L	5-10	4	5	8	7.5	5
Cromo trivalente mg/L						
DBO <sub>5</sub> mg/L	750-1000	600	1000			500
DQO mg/L	1500-2000	1000				1500
Dureza °F						
Estaño total mg/L	10-15	5		4		2
Fenoles mg/L	2-5	5	10	5	50	10
	(C <sub>6</sub> H <sub>5</sub> OH)					
Fluoruros mg/L F-	10-15	10				

	ORENSE (1)	VIGO (2)	MADRID (3)	BARCELONA (4)	BILBAO (5)	ZARAGOZA (6)
Fosfatos mg/L fósforo	50 (P)	60 (PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )				
Hidrocarburos mg/L						
Hierro mg/L	20-30	10	50		150	10
Magnesio mg/L						
Manganeso total mg/L	5-10	2		2		
Materias extraíbles mg/L	150					
Materias inhibidoras Etox/m <sup>3</sup>	50					
Mercurio total mg/L	0.1-0.2	0.05	1	0.02	1.5	0.05
Níquel total mg/L	5-10	2	5	10		2
Amonio-amoniaco mg N/L	50 (NH <sub>3</sub> )	30 (NH <sub>3</sub> )				
Nitrato mg N/L	100	20				
Nitrito mg N/L						
Nitrógeno total mg/L N		50				
Pesticidas mg/L	0.1	0.2				
pH	5.5-9.5	6-10	6.-10	5.5-11	6-9.5	5.5-9.5
Plata mg/L		2				
Plomo total mg/L	1-2	0.7	1.-2	2	3	1
Sales solubles µS/cm	7500					
Selenio mg/L	0.5-1	0.5		1		1
Sólidos disueltos mg/L						
Sólidos en suspensión mg/L	750-1000	600	1000		600	500
Sólidos totales mg/L						
Sulfatos mg/L	1000-1500	2000	1000	1500	1500	
Sulfitos mg/L	20	10		20		
Sulfuros libres mg/L	1-2			0.5		
Sulfuros totales mg/L		5	5	5	2	5
Temperatura °C	40	40	50	40	45	40
Tensoactivos aniónicos mg/L	5-10	12				
Titanio (Ti) mg/L	5-10					

(1) Reglamento de vertidos a red municipal de saneamiento e uso desta. 3 de decembro de 1997.

(2) Ordenanza municipal reguladora dos vertidos non domésticos de augas residuais. Boletín Oficial de Pontevedra, Nº 200- Martes 18 octubre 1994.

(3) Ordenanza general del medio ambiente urbano del Ayuntamiento de Madrid (ECOIURIS AGUAS)

(4) Ordenanza general de control de la contaminación y consumo de las aguas del Ayuntamiento de Barcelona (ECOIURIS AGUAS)

(5) Vertidos Industriales a Colector. Un intercambio de experiencias 1997. East of Scotland Water. Consorcio de Aguas del Gran Bilbao. VAV. Cork County Council.

(6) Ordenanzas municipales del medio ambiente del Ayuntamiento de Zaragoza (ECOIURIS AGUAS)

#### B4.- 5.2.2.- REGULARIZACIÓN DE LOS VERTIDOS

El Reglamento del Dominio Público Hidráulico, RDPH, (RD 849/1986, de 11 de abril, modificado por el RD 606/2003, de 23 de mayo) establece la prohibición del vertido directo e indirecto de aguas y productos residuales susceptibles de contaminar las aguas continentales o cualquier otro elemento del dominio público hidráulico salvo que cuente con autorización previa.

La autorización corresponde darla al Organismo de cuenca tanto en el caso de vertidos directos a aguas superficiales o subterráneas como en el de vertidos indirectos a aguas subterráneas. La autorización corresponde al órgano autonómico o local competente cuando se trate de vertidos indirectos en aguas superficiales.

El RDPH define:

**Vertidos directos:** la emisión directa de contaminantes a las aguas continentales o a cualquier otro elemento de DPH, así como la descarga de contaminantes en el agua subterránea mediante inyección sin percolación a través del suelo o del subsuelo.

**Vertidos indirectos:** los realizados en aguas superficiales a través de azarbes, redes de colectores de recogida de aguas residuales o de aguas pluviales o por cualquier otro medio de desagüe, o a cualquier otro elemento del DPH, así como los realizados en aguas subterráneas mediante filtración a través del suelo o del subsuelo.

El Dominio Público Hidráulico está constituido por (Texto Refundido de la Ley de Aguas, RDL 1/2001):

- **Aguas continentales**, superficiales y subterráneas renovables
- **Cauces** de corrientes naturales, continuas o discontinuas
- **Lechos de lagos y lagunas** y los de **embalses superficiales** en cauces públicos
- **Acuíferos subterráneos**, a los efectos de los actos de disposición o de afección de los recursos hidráulicos
- Aguas procedentes de la **desalación de agua de mar** una vez que, fuera de la planta de producción, se incorporen a cualquiera de los elementos señalados en los apartados anteriores.

La solicitud de autorización de vertido debe hacerla el titular de la actividad, y deberá acompañarla de una "declaración de vertido". Cuando sean "entidades locales" las que formulen la solicitud en la declaración de vertido deberán incluir además:

- **Inventario de vertidos industriales con sustancias peligrosas** recogidos por la red de saneamiento municipal y plan de reducción de aquellas.
- Contenido y desarrollo del **plan de saneamiento y control de vertidos** a la red de saneamiento municipal, así como el correspondiente reglamento u ordenanza de vertido.

La autorización de vertido tendrá un plazo máximo de vigencia de 5 años, pudiendo revocarse o revisarse durante la vigencia en caso de incumplimiento de las condiciones impuestas al vertido y que deben obligatoriamente constar en la autorización.

En el caso de las entidades locales y Comunidades Autónomas autorizadas están obligadas:

1) A **informar anualmente** a la Administración hidráulica sobre la existencia de vertidos en los colectores de sustancias peligrosas.

2) A **informar sobre el funcionamiento de las estaciones de depuración de aguas residuales urbanas**, a los fines previstos en el Real Decreto 509/1996, de 15 de marzo, por el que se desarrolla el Real Decreto-ley 11/1995, de 28 de diciembre, por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas.

#### **B4.- 5.2.3.- EL CANON DE CONTROL DE VERTIDOS Y EL CANON DE SANEAMIENTO**

La Directiva 91/271/CEE, sobre tratamiento de aguas residuales, que se incorporó al ordenamiento legal español mediante el R.D. Ley 11/1995 y el R.D. 509/1996, de 15 de marzo que lo desarrolla, establece la obligación de disponer de sistemas de recogida y conducción de aguas residuales y de aplicar a éstas distintos tratamientos antes de su vertido a las aguas continentales o marítimas, estableciendo distintos plazos para ello, en función de los habitantes equivalentes (fijados



a partir de las cargas contaminantes generadas por las personas, animales e industrias). El Estado y las Administraciones Autónomas han debido elaborar Programas y Planes para aplicar y cumplir esta normativa en los plazos previstos.

Las infraestructuras necesarias demandan inversiones muy importantes que deben contar con los fondos suficientes. Tales aspectos han quedado especificados en el Plan Nacional de Saneamiento y Drenaje, a nivel estatal, y en el Plan de Saneamiento de las Rías Gallegas, a nivel de Autonomía. Parte de los fondos necesarios para la construcción y sobre todo para soportar los costes de explotación pretenden ser obtenidos a partir de la aplicación de cánones o tasas de vertido o saneamiento.

#### **B4.- 5.2.3.1.- El canon de control de vertidos**

El Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas, señala en su artículo 113 que los vertidos al dominio público hidráulico estarán gravados con una tasa destinada al **estudio, control, protección y mejora** del medio receptor de cada cuenca hidrográfica, que se denominará **canon de control de vertidos**. Este canon ha sido regulado mediante el RD 606/2003, de 23 de mayo.

El importe del canon de control de vertidos será el producto del volumen de vertido autorizado por el **precio unitario de control de vertido**. Este precio unitario se calculará multiplicando el **precio básico por metro cúbico** por un **coeficiente de mayoración o minoración**, que se establecerá reglamentariamente en función de la naturaleza, características y grado de contaminación del vertido, así como por la mayor calidad ambiental del medio físico en que se vierte. El coeficiente de mayoración del precio básico no podrá ser superior a 4.

El precio básico por metro cúbico se fija en (RD 606/2003, de 23 de mayo):

- Agua residual **urbana**: 2 pesetas (0.01202 euros)
- Agua residual **industrial**: 5 pesetas (0.03005 euros)

Estos precios serán revisables periódicamente en las Leyes de Presupuestos Generales del estado.

El canon se devengará el 31 de diciembre, coincidiendo el periodo impositivo con un año natural, excepto el año en que se produzca la autorización de vertido o su cese, en cuyo caso, el canon será proporcional al número de días de vigencia de la autorización en relación con el total del año. Durante el primer trimestre de cada año natural, se liquidará el canon correspondiente al año anterior.

En el caso de cuencas intercomunitarias este canon será recaudado por el Organismo de cuenca o bien por la Administración Tributaria del Estado, en virtud de convenio con aquél. También será de aplicación este criterio en el caso de cuencas intracomunitarias sin traspaso de competencias.

El canon de control de vertidos será **independiente** de los cánones o tasas que puedan establecer las Comunidades Autónomas o Corporaciones Locales para financiar las obras de saneamiento y depuración.

Por otra parte, la Orden MAM/1873/2004, de 2 de junio, que aprueba los formularios oficiales para realizar la declaración de vertido, presenta novedades en cuanto a lo que denomina "flujos de aguas residuales". Así, establece tres tipos de flujos en el caso de aguas residuales urbanas:

- flujo de agua residual urbana
- flujo de una red separativa de pluviales
- flujo de aliviadero de tormentas

Por lo tanto, las entidades locales o núcleos urbanos se verán obligados a tener un levantamiento detallado de sus redes de saneamiento con indicación expresa de cada uno de los flujos (corrientes) antes señalados, ya que éstos deberán ser identificados con un número individual en la solicitud de declaración/autorización de vertido. Todos los flujos deberán ser caracterizados en cuanto a volumen (caudal) y composición.

De igual forma, en lo que respecta a las aguas residuales industriales la Orden distingue cuatro tipos de flujos (corrientes):

- flujo de aguas residuales industriales (de proceso)
- flujo de aguas de refrigeración
- flujo de aguas domésticas (de aseos)
- flujo de aguas de escorrentía pluvial

Lo que se pretende en este caso, es la segregación de las corrientes de aguas residuales industriales, al menos las que no son de proceso. Así mismo, todos los flujos industriales deberán caracterizarse en cuanto a caudal y composición. También se deberá medir la composición del o las aguas de abastecimiento para los diferentes usos industriales. Es decir, que se pretende establecer una diferencia cuantitativa entre la calidad del agua abastecida y la del agua residual a la que da origen después de su uso.

### ***Determinación del coeficiente de mayoración o minoración***

El anexo IV del RD 606/2003 se dedica íntegramente a la estimación del coeficiente de mayoración o minoración. Aquí presentamos un resumen del mismo:

#### «ANEXO IV

#### **Cálculo del coeficiente de mayoración o minoración del canon de control de vertidos**

- A) El cálculo del coeficiente de mayoración o minoración se obtiene, para cada uno de los dos tipos de vertido indicados en el apartado 1, Naturaleza del vertido, del resultado de multiplicar los factores correspondientes a cada clase de los apartados 2, 3 y 4 siguientes.

Los vertidos de piscifactorías, de aguas de achique procedentes de actividades mineras y de aguas de refrigeración son aguas residuales industriales.

Para el cálculo del coeficiente de minoración se siguen las indicaciones establecidas en los apartados B), C) y D) de este anexo.

#### **1. Naturaleza del vertido.**

Agua residual urbana o asimilable\*

Agua residual industrial.

#### **2. Características del vertido.**

Urbanos hasta 1.999 habitantes-equivalentes\*\* = 1.

Urbanos entre 2.000 y 9.999 habitantes-equivalentes\*\* = 1,14.

Urbanos a partir de 10.000 habitantes-equivalentes\*\* = 1,28.

Industrial clase 1\*\*\* = 1.

Industrial clase 2<sup>\*\*\*</sup> = 1,09.

Industrial clase 3<sup>\*\*\*</sup> = 1,18.

Clase 1, 2 ó 3 con sustancias peligrosas<sup>\*\*\*\*</sup> = 1,28.

**3. Grado de contaminación del vertido.**

Urbanos con tratamiento adecuado<sup>\*\*</sup> = 0,5.

Urbanos sin tratamiento adecuado<sup>\*\*</sup> = 2,5.

Industrial con tratamiento adecuado<sup>\*\*</sup> = 0,5.

Industrial sin tratamiento adecuado<sup>\*\*</sup> = 2,5.

**4. Calidad ambiental del medio receptor<sup>\*\*\*\*\*</sup>.**

Vertido en zona de categoría I = 1,25.

Vertido en zona de categoría II = 1,12.

Vertido en zona de categoría III = 1.

- B) Vertido de piscifactorías: en el caso de que los valores de los parámetros característicos de contaminación del vertido sean inferiores a los fijados como objetivo de calidad del medio receptor, el coeficiente será 0,006. De no cumplirse esta condición, el coeficiente se multiplicará por 3.
- C) Aguas de achique procedentes de actividades mineras: en el caso de que los valores de los parámetros característicos de contaminación del vertido sean inferiores a los fijados como objetivo de calidad del medio receptor, el coeficiente será 0,006. De no cumplirse esta condición, el coeficiente se multiplicará por 3.
- D) Aguas de refrigeración: se aplicarán los coeficientes de la tabla adjunta, siempre que el vertido no ocasione el incumplimiento del objetivo de calidad fijado para la temperatura en el medio receptor y, además, no se altere el valor del resto de parámetros o sustancias del vertido respecto al agua de captación.

Si el río no tiene fijados objetivos de calidad, el incremento de temperatura media de una sección fluvial tras la zona de dispersión no superará los 3° C.

En lagos o embalses, la temperatura del vertido no superará los 30° C.

Volumen Hm <sup>3</sup>	Coefficientes de minoración <sup>1</sup>
Menor de 100	0,02000
100 a 250	0,01166
250 a 1.000	0,00566
Superior a 1.000	0,00125

De no cumplirse alguna de las condiciones anteriores, los coeficientes se multiplicarán por 3.

El importe del canon se determinará por adición de los importes parciales que resulten de aplicar los sucesivos tramos de la escala».

<sup>1</sup>En el caso de centrales térmicas, sean convencionales o nucleares, que utilicen el agua como refrigeración, los coeficientes de la tabla corresponden a un funcionamiento tipo de 6.000 horas anuales en el caso de las centrales térmicas convencionales, y 8.000 horas anuales en el caso de las centrales nucleares. Estos coeficientes se multiplicarán por la relación entre el número de horas de funcionamiento realmente habidas en el año y las correspondientes horas de funcionamiento tipo.

<sup>1</sup> Notas:

\*Se entiende por agua residual urbana o asimilable aquella que no contenga un volumen de aguas residuales industriales mayor de un 30%.

\*\*Las definiciones de habitante-equivalente, y de tratamiento adecuado, son las que se encuentran en el Real Decreto-ley 11/1995. En consecuencia, y a los efectos del cálculo del canon de control de vertidos, se extiende la definición de tratamiento adecuado a los vertidos industriales. Se clasificará el vertido urbano considerando el número total de habitantes de la entidad de población (núcleo) a que pertenece. En el caso de que un vertido reciba las aguas residuales de varios núcleos de población, se clasificará por la suma total de sus habitantes.

\*\*\*Clasificación de los vertidos según la actividad industrial.

Clase	Grupo	
Clase 1.	0	Servicios.
	1	Energía y Agua.
	2	Metal.
	3	Alimentación.
	4	Conservera.
	5	Confección.
	6	Madera.
Clase 2.	7	Manufacturas diversas.
	8	Minería.
	9	Química.
	10	Materiales de construcción.
	11	Bebidas y tabaco.
	12	Aceites, carnes y lácteos.
	13	Textil.
Clase 3.	14	Papel.
	15	Curtidos.
	16	Tratamiento de superficies.
	17	Zootecnia.

Las aguas de procedencia urbana no asimilables a aguas urbanas, por contener más de un 30% de volumen de agua industrial, se clasificarán en dos tramos:

Vertidos con un porcentaje de **aguas industriales entre el 30% y el 70%** del total: el conjunto del vertido se clasificará como industrial de clase 1.

Vertidos con un porcentaje de **aguas industriales superior al 70%** del total: el conjunto del vertido se considerará industrial y se clasificará según las clases industriales de las actividades de que se trate, aplicando los criterios siguientes: en el caso de polígonos industriales u otros vertidos que reúnan los efluentes procedentes de

distintas actividades industriales, se aplicará al conjunto del vertido el mayor de los coeficientes que corresponderían a cada una de las actividades si vertieran individualmente. No obstante, si la solicitud de autorización de vertido **desglosa** los volúmenes de las distintas clases industriales, se ponderará el correspondiente coeficiente que debe aplicarse.

\*\*\*\* Para la inclusión en esta clase bastará con que se constate en el vertido la presencia de una de las sustancias peligrosas **en concentración superior al límite de cuantificación analítica**. A los solos efectos de la aplicación de este factor, se consideran sustancias peligrosas las que figuran en las siguientes normas:

- Orden de 12 de noviembre de 1987, sobre Normas de Emisión, objetivos de calidad y métodos de medición de referencia relativos a determinadas sustancias nocivas o peligrosas contenidas en los vertidos de aguas residuales, modificada por las Órdenes de 13 de marzo de 1989, 27 de febrero de 1991, 28 de junio 1991 y 25 de mayo de 1992.
- Real Decreto 995/2000, de 2 de junio, por el que se fijan objetivos de calidad para determinadas sustancias contaminantes y se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril.
- Decisión núm. 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001, por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE.

Estas normas se mantienen en vigor hasta tanto no sean modificadas por las normas que, sobre sustancias peligrosas, sean aprobadas en aplicación de la Directiva 2000/60/CE, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

Las sustancias seleccionadas se clasifican en lista I, lista II y lista prioritaria de la siguiente forma:

**Lista I:** integrada por las sustancias contenidas en la Orden de 12/noviembre/1988, modificada por las Órdenes de 13 de marzo de 1989, 27 de febrero de 1991, 28 de junio de 1991 y 25 de mayo de 1992.

CAS <sup>1</sup>	Sustancia
7439-97-6	Mercurio
7440-43-9	Cadmio
608-73-1	Hexaclorociclohexano (HCH)
56-23-5	Tetracloruro de Carbono
50-29-3	Diclorodifeniltricloroetano (DDT)
87-86-5	Pentaclorofenol
309-00-2	Aldrín, Dieldrín, Endrín, Isodrín
118-74-1	Hexaclorobenceno
87-68-3	Hexaclorobutadieno
67-66-3	Cloroformo
107-06-2	1,2 dicloroetano
79-01-6	Tricloroetileno
127-18-4	Percloroetileno
12002-48-1	Triclorobencenos

**Lista II:** integrada por las sustancias contenidas en el Real Decreto 995/2000, de 2 de junio, por el que se fijan objetivos de calidad para determinadas sustancias contaminantes y se modifica el Reglamento de Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril.

CAS <sup>1</sup>	Sustancia
1912-24-9	Atrazina
71-43-2	Benceno

108-90-7	Clorobenceno
25321-22-6	Diclorobenceno ( $\Sigma$ isómeros orto, meta y para)
100-41-4	Etilbenceno
51218-45-2	Metolacoloro
91-20-3	Naftaleno
122-34-9	Simazina
5915-41-3	Terbutilazina
108-88-3	Tolueno
No aplicable	Tributilestaño ( $\Sigma$ compuestos de butilestaño)
71-55-6	1,1,1-Tricloroetano
1330-20-7	Xileno ( $\Sigma$ isómeros orto, meta, para)
74-90-8	Cianuros totales
16984-48-8	Fluoruros
7440-38-2	Arsénico total
7440-50-8	Cobre disuelto
7440-47-3	Cromo total disuelto
7440-02-0	Níquel disuelto
7439-92-1	Plomo disuelto
7782-49-2	Selenio disuelto
7440-66-6	Zinc total

**Lista prioritaria:** integrada por las sustancias contenidas en la Decisión 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001, por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE.

CAS <sup>1</sup>	Sustancia
15972-60-8	Alacloro
120-12-7	Antraceno
1912-24-9	Atrazina
71-43-2	Benceno
no aplicable	Difeniléteres bromados
7440-43-9	Cadmio y sus compuestos
85535-84-8	C <sub>10-13</sub> -cloroalcanos
470-90-6	Clorofeninfos
2921-88-2	Cloropirifos
107-06-2	1,2-dicloroetanos
75-09-2	Diclorometano
117-81-7	Di(2-etilhexil)ftalato (DEHP)
330-54-1	Diurón
115-29-7	Endosulfán
959-98-8	(alfa-endosulfán)
206-44-0	Fluoranteno
118-74-1	Hexaclorobenceno
87-68-3	Hexaclorobutadieno
608-73-1	Hexaclorociclohexano
58-89-9	(isómero gamma-lindano)
34123-59-6	Isoproturón
7439-92-1	Plomo y sus compuestos
7439-97-6	Mercurio y sus compuestos

91-20-3	Naftaleno
7440-02-0	Níquel y sus compuestos
25154-52-3	Nonilfenoles
104-40-5	4-(para)-nonilfenol
1806-26-4	Octilfenoles
140-66-9	(Para-ter-octilfenol)
608-93-5	Pentaclorobenceno
87-86-5	Pentaclorofenol
no aplicable	Hidrocarburos poliaromáticos
50-32-8	[Benzo(a)pireno]
205-99-2	[Benzo(b)fluoranteno]
191-24-2	[Benzo(g,h,i)perileno]
207-08-9	[Benzo(k)fluoroanteno]
193-39-5	[Indeno(1,2,3-cd)pireno]
122-34-9	Simazina
688-73-3	Compuestos del tributilestaño
36643-28-4	Tributiltín catión de tributilestaño
12002-48-1	Triclorobencenos
120-82-1	(1,2,4-triclorobenceno)
67-66-3	Triclorometano (cloroformo)
1582-09-8	Trifluralina

<sup>1</sup>CAS: número de registro del Chemical Abstract Services.

\*\*\*\* Se incluyen en las **zonas de categoría I**: las destinadas a la producción de agua potable, las zonas aptas para el baño, las zonas aptas para la vida de los salmónidos, las zonas declaradas de protección especial y los perímetros de protección contemplados en el artículo 56.3 del Texto Refundido de la Ley de Aguas. Asimismo, **todos los vertidos a las aguas subterráneas**. También se incluyen en esta categoría los ámbitos territoriales indicados en la Resolución de 25 de mayo de 1998, de la Secretaría de Estado de Aguas y Costas, por la que se declaran las zonas sensibles en las cuencas hidrográficas intercomunitarias (BOE de 30 de junio de 1998). En este último supuesto, el coeficiente correspondiente a esta categoría se aplicará únicamente:

- En cuanto a los vertidos de aguas residuales urbanas, a los núcleos de población indicados en la mencionada resolución.
- En cuanto a los vertidos de aguas residuales industriales, a aquellas industrias ubicadas en cualquier punto de los ámbitos territoriales relacionados en la mencionada resolución cuya autorización de vertido contemple condiciones específicas para el tratamiento, reducción o limitación del nitrógeno o el fósforo.

Se incluyen en las **zonas de categoría II**: las zonas aptas para la vida de los ciprínidos y para la cría de moluscos, así como cualesquiera otras para las que los planes hidrológicos de cuenca hayan determinado un uso público recreativo.

Se incluyen en las **zonas de categoría III** aquellas no incluidas en las categorías anteriores. Las definiciones anteriores se refieren a los conceptos regulados en el Real Decreto 927/1988 y en su aplicación se tendrán en cuenta los objetivos que, para cada horizonte temporal, los planes hidrológicos de cuenca hayan establecido para cada medio receptor.

En los supuestos en que coincidan dos o más usos en el mismo medio receptor en el que se efectúa el vertido, se aplicará el factor más elevado.

La aplicación de los factores se extiende a las zonas de influencia que contengan los planes hidrológicos siempre que estén efectivamente delimitadas.

#### B4.- 5.2.3.2.- El canon de saneamiento en Galicia

La necesidad de cumplir la Directiva 91/271/CEE y desarrollar los Planes de Saneamiento parece ser la motivación que impulsó al *Consello* de la *Xunta* de Galicia a regular el tributo autonómico que es el canon de saneamiento.

La Ley 8/1993, de 23 de junio, reguladora de la Administración Hidráulica de Galicia crea y regula los aspectos esenciales del canon de saneamiento de la Comunidad Autónoma. El 21 de enero de 1999 se aprobó el Decreto 8/1999 que desarrolla el Capítulo IV de la Ley 8/1993, relativo al canon de saneamiento. El canon se rige, además, por las disposiciones legales y reglamentarias de carácter general en materia tributaria.

La gestión del canon y la aplicación de los recursos generados corresponden al organismo autónomo Aguas de Galicia, aunque puede delegar funciones a entidades locales o consorcios mediante decreto del *Consello* de la *Xunta*.

#### ELEMENTOS DEL TRIBUTO:

- **Hecho imponible (HI):** Se considera hecho imponible del canon de saneamiento la producción de vertidos de aguas y productos residuales realizados directa o indirectamente por los usuarios domésticos e industriales de agua, y susceptibles de contaminar las aguas continentales o marítimas. Se entiende realizado el HI por el consumo o por la utilización real o potencial del agua de cualquier procedencia. El canon se fija en función de la contaminación producida, pero si ésta se desconoce, el volumen consumido o utilizado permite estimar la contaminación. Si existe otro medio para la determinación de la contaminación producida este debe prevalecer.

Se entiende por vertido directo el realizado inmediatamente sobre las aguas continentales o canales de riego o desde tierra al mar, o bien el realizado mediante infiltración en el terreno. Por vertido indirecto se entiende el que no reúne estas circunstancias, como el realizado en azarbes, alcantarillado, canales de desagüe y pluviales.

Como la Ley supone que si el agua se utiliza con “fines industriales” el vertido subsiguiente es susceptible de aportar contaminación, provoca que el canon recaiga tanto sobre el agua tomada de Entidades Suministradoras como sobre el consumo procedente de aprovechamientos de aguas superficiales, subterráneas, pluviales o de cualquier otra procedencia efectuado directamente por los mismos usuarios, e incluso recaiga sobre la mera disponibilidad del agua si no pudiera medirse el caudal utilizado.

Se definen los usos industriales como aquellos usos cuyo consumo sea igual o superior a 3000 m<sup>3</sup> anuales, o siendo inferior origine una especial contaminación que sería superior a la equivalente a una población de 200 habitantes.

Se excluyen de la aplicación del canon el suministro en alta a servicios de distribución de agua potable, a fuentes públicas, bocas de incendios y la utilización del agua para riego en las labores agrícolas.

También está exento del canon de saneamiento el consumo o utilización de agua para usos domésticos en aquellos núcleos cuya población de derecho no supere los 2.000 habitantes.

- **Sujetos pasivos (SP):** Se define como la persona física o jurídica que según la Ley resulte obligada al cumplimiento de las prestaciones tributarias, sea como Contribuyente o como Sustituto del mismo. Son sujetos pasivos Contribuyentes quienes efectuen el vertido, o en su



caso, consuman agua. En este caso el canon se ingresa directamente a la Administración por los sujetos pasivos que sean titulares de captaciones propias de aguas superficiales o subterráneas, o que, sin serlo, y sin recibirla de una Entidad Suministradora, efectúen vertidos contaminantes.

Las Entidades Suministradoras tienen la condición de sujeto pasivo Sustituto del Contribuyente. Por ello están obligadas a facturar y recaudar de sus abonados el canon e ingresarlo mediante autoliquidación a Aguas de Galicia. Deben ingresarlo aunque no lo hayan facturado.

- **Base imponible (BI):** Puede estar constituida por:
  - a) En general, el **volumen de agua consumido o utilizado**, en el periodo impositivo.
  - b) El **número de unidades de contaminación** producida o estimada en el vertido contaminante del sujeto pasivo en el caso en que la Administración, de oficio o por solicitud del sujeto pasivo, opte por la medida directa o por la estimación objetiva singular de la carga contaminante.

#### **Determinación de la base imponible:**

**a)** Con carácter general, por **estimación directa**, mediante procedimientos de medida del volumen de agua, o de los establecidos para la carga contaminante en los artículos 26 a 28 del Reglamento, así como a través de la declaración inicial (art. 21) o de la carga contaminante (art. 29), cuando sean aceptadas por la Administración.

#### **Estimación directa de la carga contaminante:**

Los parámetros de contaminación que se consideran en la determinación de la carga contaminante son los siguientes:

**a) Materias en suspensión (MES):** Concentración en el agua después de la solubilización de las sales solubles.

**b) Sales solubles (SOL):** Contenido de sales solubles en el agua por la conductividad del agua (a 25 °C) expresada en Siemens por centímetro (S/cm). La cantidad de sal vertida se expresará como el producto de la conductividad por el volumen ( $SOL = S/cm * m^3$ ).

**c) Materias oxidables (MO):** Las materias oxidables se miden después de una decantación de dos horas. Se miden a través de la DQO en mg/L. Siendo  $MO = (2/3) * DQO$ .

**d) Metales pesados (MP):** Se mide como la suma de los mg/L de los siguientes metales: mercurio, cadmio, plomo, aluminio, cromo, cobre, níquel y cinc. La concentración de cada metal se multiplica por un coeficiente cuyo valor es función de su peligrosidad potencial, de acuerdo con la siguiente expresión.

$$mg/L \text{ de equimetal} = (200 * mg/L \text{ Hg}) + (40 * mg/L \text{ de Cd}) + (40 * mg/L \text{ Pb}) + (10 * mg/L \text{ de Al}) + (4 * mg/L \text{ de Cr}) + (2 * mg/L \text{ Cu}) + (2 * mg/L \text{ de Ni}) + (1 * mg/L \text{ de Zn})$$

Todo dividido entre "n", siendo "n" el número de metales realmente analizados.

**e) Materias inhibidoras (MI):** Decantación previa de dos horas. Se mide la inhibición a través de la medición de la mortalidad de "Daphnia-magna-Strauss", o

bien la inhibición de luminiscencia de la "Photobacterium phosphoreum". La unidad de medida es el equitox.

Si la medición evidencia simultáneamente materias inhibidoras y sales solubles, la base relativa de las materias inhibidoras se reducirá, para los efectos de su estimación objetiva, en 70 equitox por cada S/cm x m<sup>3</sup>.

En el Anexo I del Reglamento se especifican y detallan los procedimientos de medición de los parámetros enumerados.

**b) Por estimación objetiva**, en los siguientes casos:

**b.1) Captaciones superficiales, subterráneas o pluviales de agua**, cuando el volumen de agua no sea medido directamente.

**b.2) Cuando la base imponible se determine por la carga contaminante** cuando no se efectúe la medida directa.

**Estimación objetiva de la base imponible expresada en volumen de agua:**

**b.1.1) En las captaciones de aguas superficiales o subterráneas** que no tengan instalados dispositivos de medición de caudales y que fuesen **objeto de concesión o resolución administrativa**, la base imponible trimestral será el resultado de dividir por cuatro el caudal anual máximo objeto de concesión.

**b.1.2) Si las captaciones subterráneas** no tienen instalados dispositivos de medida directa de caudales, y no fuesen objeto de concesión ni de resolución administrativa, el consumo mensual, a efectos de aplicación del canon, se puede calcular mediante:

$$Q = \frac{25000 \cdot P}{h + 20}$$

Siendo:

**Q** = consumo mensual facturable expresado (m<sup>3</sup>).

**P** = Potencia nominal del grupo o grupos elevadores (Kw)

**h** = profundidad dinámica media del acuífero de la zona (m).

**b.1.3) En el caso de aprovechamiento de aguas pluviales o aguas superficiales** que no tengan instalados caudalímetros ni fuesen objeto de concesión o resolución administrativa, y en los que la distribución de agua se produzca mediante bombeo, la base imponible mensual se determinará mediante:

$$Q = \frac{25000 \cdot P}{20}$$

en la cual P y Q tienen el significado indicado en el punto b.1.2.

**b.1.4) En los aprovechamientos previstos en el punto anterior**, en los que la distribución de agua sea **por gravedad a través de una o varias conducciones**, la base imponible trimestral será determinada, para cada una de ellas, mediante:

$$Q = 454 \cdot Qm$$

En la cual:

**Q**: consumo trimestral facturable (m<sup>3</sup>)

**Qm:** capacidad hidráulica máxima de la conducción (m<sup>3</sup>/h)

### **b.2) Estimación objetiva de la carga contaminante**

El Consello de la Xunta de Galicia debe aprobar por decreto las tablas que contengan las clases de actividades, las magnitudes características y los coeficientes específicos de contaminación correspondientes a cada actividad.

La carga contaminante se define entonces como el resultado de multiplicar las magnitudes características de la actividad por los coeficientes específicos, en función de los parámetros definidos.

**c)** Con carácter supletorio por **estimación indirecta**, según las normas de los artículos 50 y 51 de la Ley General Tributaria, se cuantificará la base en función de magnitudes características de la actividad del contribuyente (producción, personal contratado, potencia eléctrica contratada, materias primas consumidas, etc). Esta modalidad es aplicable cuando no hay declaraciones, cuando hay resistencia, excusa o negativa a la acción inspectora o incumplimiento sustancial de las obligaciones de la normativa vigente.

### **TIPO DE IMPOSICIÓN:**

Se expresa en **pesetas por metro cúbico o en pesetas por unidad de contaminación**, según la base imponible que se utilice.

#### **Tipo de gravamen del canon:**

- 1) Por unidad de volumen: 15 Pts/m<sup>3</sup> (uso industrial)
- 2) Tipos de gravamen por unidades de contaminación.
  - a) MES: 8.8 Pts/Kg
  - b) SOL: 141 Pts por cada Siemens/cm \* m<sup>3</sup>
  - c) MO: 17.6 Pts/Kg
  - d) MP: 396 Pts/Kg de Equimetal.
  - e) MI: 1.8 Pts por Equitox.

### **USOS DEL AGUA A EFECTOS DE APLICACIÓN DEL CANON:**

Se imputarán como usos domésticos aquellos que no tengan consideración de industriales o asimilables. Se considerará como uso industrial o asimilable el efectuado por los usuarios, sea o no una industria, cuando su consumo anual sea igual o mayor que 3.000 m<sup>3</sup>, o cuando siendo inferior produzca una contaminación de "carácter especial" en su naturaleza o cantidad. Si la contaminación diaria vertida, medida o estimada según los parámetros antes definidos para la carga contaminante, resulta superior a la correspondiente a 200 habitantes equivalentes, se considera como "especial".

Fíjase como cantidad diaria de contaminación a considerar por cada habitante o "habitante equivalente":

- a) 90 gramos de materias en suspensión.
- b) 57 gramos de materias oxidables.

## **GESTIÓN DEL CANON PERCIBIDO POR MEDIO DE LAS ENTIDADES SUMINISTRADORAS**

Las Entidades Suministradoras (EE.SS.) han de facturar y percibir de sus abonados el Canon de Saneamiento. Deben expresar en las facturas o recibos el número de metros cúbicos facturados en el período, así como el Tipo de Gravamen en pesetas por metro cúbico, afectado, en su caso, por los coeficientes de concentración demográfica que sean de aplicación, y el importe facturado del canon. Esta facturación tiene la consideración de actuación tributaria reclamable en vía económico-administrativa.

La Administración, cuando la cuota resultante de la medición de la carga contaminante sea superior a la resultante de su determinación por volumen de agua, puede calcular la Cuota en función de la contaminación producida.

También puede ser el Contribuyente quien Solicite la aplicación de la modalidad de determinación de la BI en función de la contaminación producida.

En estos casos, la medida de la carga contaminante se hará por los procedimientos que se regulan para esta modalidad en el caso de aprovechamientos efectuados directamente por el contribuyente, que luego se verán. La Tarifa Unitaria que así se halle, será notificada a la EE.SS. para que la aplique en la siguiente factura-recibo que expida.

## **GESTIÓN DEL CANON EN APROVECHAMIENTOS EFECTUADOS DIRECTAMENTE POR EL CONTRIBUYENTE**

### **A.- PROCEDIMIENTO GENERAL**

#### **1- Declaración Inicial: (Modelo 200)**

Todos los titulares y usuarios de aprovechamientos de aguas procedentes de captaciones superficiales o subterráneas, sujetos al Canon, están obligados a presentarla, en modelo oficial (Orden de la CPTOPV de 8/2/96). Debe ser presentada ante el Organismo Gestor en el plazo de un mes desde el inicio del aprovechamiento. Para los existentes a la fecha de entrada en vigor, se efectúa requerimiento por la Subdirección Xeral de Infraestructuras Hidráulicas, con vistas a dictar la Resolución determinando el Canon.

#### **2- Fijación de la modalidad de aplicación del Canon y de la Tarifa aplicable**

A la vista de los datos aportados en la Declaración Inicial, así como de otros de los que pudiese disponer, la Administración dictará una Resolución fijando la modalidad de aplicación y la Tarifa aplicable expresada en pesetas por metro cúbico, para cada contribuyente. También puede resolver sobre otros extremos, como los Plazos de aplicación y revisiones del Tipo de Gravamen fijado.

Sin embargo, con anterioridad al dictado de la Resolución, se abre un plazo de 15 días durante el cual se pondrá el expediente en conocimiento del interesado, dándosele la posibilidad de formular alegaciones, siempre que la Administración tenga que utilizar datos o elementos de juicio no contenidos en la Declaración (caso más corriente, pues no conoce generalmente las características del vertido, salvo que se aporten en sede observaciones), o bien cuando no accede a las modalidades de aplicación solicitadas por el contribuyente.

#### **3- Declaraciones Periódicas (Modelo 202)**

Ha de enviarse al Organismo Gestor, dentro de los primeros 20 días naturales de cada trimestre, una Declaración (MOD. 202) de los volúmenes de agua consumidos o utilizados en el trimestre inmediato anterior, con la lectura practicada en cualquiera de los **aparatos de medida aceptados**. En el Modelo 201 se declararán también los aparatos de medida (en caso de captaciones subterráneas sin aparato de medida, se acude a la estimación objetiva, según el procedimiento ya presentado).

#### 4- Liquidaciones y Notificaciones

A la vista de los volúmenes declarados, el organismo gestor practicará la Liquidación Provisional del trimestre, notificándosela al sujeto pasivo. Si no se presentara la Declaración Periódica, se abre expediente sancionador y se practica la Liquidación Provisional por estimación objetiva singular, o en caso de no ser posible, por estimación indirecta, aplicando intereses de demora.

## B - NORMAS ESPECÍFICAS DE PROCEDIMIENTO PARA LA DETERMINACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN PRODUCIDA

### 1- Medida directa de la contaminación

Se establecen dos vías para acordar esta modalidad de aplicación del Canon. La primera, su aplicación **-de oficio- por la Administración**, en los supuestos en que la cuota a pagar por esta modalidad sea superior a la que resultaría al determinarse por el volumen de agua utilizado. La segunda se realiza por **solicitud del contribuyente**. En este último caso, los gastos que tal modalidad suponen serán por cuenta del contribuyente.

Se requiere una "Medida Directa" y la ejecución de las pruebas, análisis y muestreos que esta implica, han de ser llevados a cabo bien por el organismo gestor, bien por "uno de los establecimientos técnicos auxiliares reconocidos de acuerdo con lo que reglamentariamente se establezca".

El procedimiento comienza con la "Medición inicial", en función de cuyos resultados se resolverá la aplicación individualizada del Canon. Comienza con la visita de las instalaciones y la realización de un Informe Técnico que analice las peculiaridades existentes de generación de contaminación en relación a los usos del agua, los tipos de procesos, los productos utilizados, las pérdidas de agua por evaporación o incorporación, así como los posibles incrementos de agua durante el proceso y los tipos de dispositivos de tratamiento de aguas residuales o de regulación de la contaminación. El informe Técnico debe finalizar con la Propuesta de un Plan de Mediciones y Toma de Muestras para la caracterización de los vertidos. Se fija el tiempo de muestreo, que será el correspondiente a una jornada laboral completa, a fin de conseguir una representatividad adecuada de la Carga contaminante. Si embargo este tiempo puede reducirse, así como ampliarse o fraccionarse, en función de la variabilidad de procesos o puntas de estacionalidad que provoquen modificaciones sustanciales en la calidad o cantidad de los vertidos. Estas muestras fijarán la cantidad de contaminación producida, en función de los diversos periodos de fabricación, del volumen del agua y de la concentración de la contaminación generada en cada caso.

Durante la medición o toma de muestras, una representación de la empresa o entidad sometida al control puede estar presente, pedir la entrega de muestras gemelas y hacer constar en la Diligencia que se levante las observaciones que considere oportunas, firmándola junto al técnico, quien le entregará una copia.

Los resultados de esta medición Inicial permanecerán vigentes en tanto no sea revisada conforme al procedimiento que se determina en el artículo 28 del Decreto 27/1996.

## 2- Declaración de la carga contaminante vertida

El procedimiento anterior puede ser sustituido, de oficio por la Administración, o a solicitud del interesado, por una "**Declaración de Carga Contaminante**", presentada por el contribuyente en el Modelo oficial, aprobado por Orden de la CPTOPV de fecha 8 de febrero de 1996 (**Modelo 300**).

Antes de dictar Resolución, la Administración, de acuerdo con los datos de que disponga, podrá modificar dicha Declaración, dando audiencia al contribuyente. Si éste manifiesta estar disconforme con la Propuesta de la Administración, ésta procederá a realizar la medición Directa de la contaminación, según el procedimiento anteriormente visto o, en su caso, por Estimación Objetiva.

Los resultados de esta Declaración, una vez aceptada por la Administración, permanecen vigentes hasta ser revisados por el procedimiento del citado artículo 28 o por una nueva Declaración.

## 3- Determinación de la Base Imponible, de la Tarifa y de las Liquidaciones del Canon

Tras incorporar al Expediente el resultado de las operaciones efectuadas, la Administración dictará una resolución fijando la modalidad de aplicación del Canon, así como los elementos integrantes de la BI y de la Tarifa, expresada en pesetas por metro cúbico, así como, en su caso, el Coeficiente Corrector de Volumen y el Coeficiente de Vertido al Mar. El coeficiente corrector de volumen es la relación existente entre el caudal de agua vertido y el caudal suministrado.

Antes de la Resolución, se pondrá de manifiesto el expediente al interesado, salvo en cuanto afecte a los dispuesto en el artículo 37, 5º de la ley 30/1992, o si en el Expediente y en la Resolución sólo figuran hechos, alegaciones o pruebas aducidos por el interesado.

La Resolución puede fijar la realización de un número determinado de operaciones complementarias de medida de la Carga Contaminante o de cualquiera de los elementos que intervienen en la determinación de la BI o en el cálculo de la Cuota. De manera alternativa, puede fijar la obligación de instalar -a cargo del interesado- aparatos de medida permanente de caudales y de muestreo, fijando la periodicidad de los muestreos y qué datos han de ser suministrados por el Sujeto Pasivo, así como los mecanismos de inspección y de acceso de personal de la Administración para la verificación de los aparatos.

## B4.- 5.3.- CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN POR SUSTANCIAS

La Directiva marco establece que el Parlamento Europeo y el Consejo deben adoptar medidas específicas para combatir la contaminación de las aguas causada por determinados contaminantes o grupos de contaminantes que representen un riesgo significativo para el medio acuático o a través de él, incluidos los riesgos de esa índole para las aguas utilizadas para la captación de agua potable. Las medidas estarán orientadas a:

- **reducir** progresivamente los vertidos, las emisiones y las pérdidas de las sustancias prioritarias,

- interrumpir o **suprimir** gradualmente los vertidos, emisiones y pérdidas de las sustancias peligrosas prioritarias.

Se deben adoptar medidas encaminadas a la eliminación de los vertidos, emisiones y pérdidas en el agua de las **sustancias peligrosas prioritarias**. La **lista de sustancias de la Decisión nº 2455/2001/CE** sustituye a la lista de sustancias que contiene la Comunicación de la Comisión al Consejo de 22 de junio de 1982, relativa a sustancias peligrosas que podrían incluirse en la lista I de la Directiva 76/474/CEE. Esta lista se revisará, ampliará y adaptará cada cuatro años como mínimo conforme al apartado 4 del artículo 16 de la Directiva 2000/60/CE.

En la revisión de la lista y el establecimiento del orden prioritario entre las sustancias que serán objeto de medidas se deben tener en cuenta:

- El procedimiento COMMPS perfeccionado
- La Directiva 91/414/CEE relativa a la comercialización de los productos fitosanitarios
- El Reglamento nº 793/93 sobre evaluación y control del riesgo de las sustancias existentes
- La Directiva 98/8/CE relativa a la comercialización de biocidas
- Datos científicos en especial los relativos a la normativa en materia de productos químicos

El procedimiento COMMPS (*combined monitoring-based and modelling-based priority setting*) ha sido desarrollado por la Comisión y consiste en un sistema combinado de fijación de prioridades basado en mediciones y modelos. La Comisión presentará propuestas de controles, establecerá el nivel y la combinación adecuados, rentables y proporcionados de los controles de productos y procesos tanto para las fuentes puntuales como para las difusas y tendrá en cuenta los valores límite de emisión uniformes de la Comunidad para los controles de los procesos.

La Comisión presentará propuestas relativas a las normas de calidad aplicables a las concentraciones de sustancias prioritarias en las aguas superficiales, los sedimentos o la biota.

La Comisión debe presentar propuestas, al menos para los controles de emisión de fuentes puntuales y para normas de calidad medioambiental, en un plazo de dos años a partir de la inclusión de la sustancia de que se trate en la lista de sustancias prioritarias.

La fijación de objetivos generales de calidad para las sustancias incluidas en la relación II del Reglamento de Dominio Público Hidráulico ha sido el motivo de aprobación del **Real Decreto 995/2000**, de 2 de junio, por el que se fijan **objetivos de calidad para determinadas sustancias contaminantes**. Se modifica dicho Reglamento, añadiendo un último párrafo al apartado 4 de su artículo 254 (B.O.E. núm. 147, de 20.06.2000):

*“cuando los planes hidrológicos de cuenca no hayan fijado los objetivos de calidad para determinadas sustancias de la relación II, las autorizaciones de vertido limitarán las concentraciones de dichas sustancias a fin de reducir del medio receptor sus efectos nocivos según las normativas de vertido y calidad que sucesivamente se dicten.”*

En función de la toxicidad, persistencia y acumulación en los organismos vivos, el MMA ha seleccionado mediante esta norma un total de 28 sustancias denominadas “preferentes”, de las que 19 son compuestos orgánicos, 2 inorgánicos 7 correspondientes al grupo de metales y metaloides. Las sustancias preferentes y los objetivos de calidad en aguas que debe cumplir cada una de ellas se especifican en el anejo 1 del Real Decreto, figurando en el anejo 2 los métodos de medida de referencia, y en el anejo 3, el método de control.

Por tanto, también determina el Real Decreto que los objetivos mencionados deberán tenerse en cuenta en la revisión, renovación u otorgamiento de autorizaciones de vertidos, en las que se fijarán para cada una de las sustancias preferentes valores límite de emisión en función de dichos objetivos, e incorporarán plazos y medidas para reducir la contaminación causada por tales sustancias, con objeto de facilitar la aplicación de los programas de reducción de contaminación.

Los objetivos generales de calidad no serán de aplicación a aquellas sustancias para las que los planes hidrológicos de cuenca hayan fijado objetivos de calidad por usos más exigentes.

Aunque el Real Decreto que se comenta únicamente incluye en su ámbito determinadas sustancias de la relación II de la Directiva 76/464/CEE, faculta al ministro de Medio Ambiente para ampliar la relación de sustancias preferentes, así como para modificar los objetivos de calidad, los métodos de control y los métodos de referencia que figuran en los anejos del propio Real Decreto 995/2000, en función de los resultados que vayan obteniéndose y de los nuevos análisis que se realicen.

Según los estudios preliminares realizados, los sectores industriales que en mayor medida deberán adaptarse a las nuevas exigencias introducidas por el Real Decreto 995/2000 son el químico, la construcción de maquinaria y equipos mecánicos, la fabricación de material de transporte y las industrias de papel, cuero, calzado y metalúrgica.

### ANEXO 10 – Directiva Marco

#### LISTA DE SUSTANCIAS PRIORITARIAS EN EL ÁMBITO DE LA POLÍTICA DE AGUAS (\*)

	Nombre de la sustancia prioritaria	Sustancia identificada como sustancia peligrosa prioritaria
(1)	Alacloro	
(2)	Antraceno	(X) (***)
(3)	Atrazina	(X) (***)
(4)	Benceno	
(5)	Difeniléteres bromados (**)	X (****)
(6)	Cadmio y sus compuestos	X
(7)	C <sub>10-13</sub> -Cloroalcanos (**)	X
(8)	Clorofeninfos	
(9)	Cloropirifos	(X) (***)
(10)	1,2-dicloroetano	
(11)	Diclorometano	
(12)	Di (2-etilhexil)ftalato (DEHP)	(X) (***)
(13)	Diurón	(X) (***)
(14)	Endosulfán (alfa-endosulfán)	(X) (***)
(15)	Fluoranteno (****)	
(16)	Hexaclorobenceno	X
(17)	Hexaclorobutadieno	X
(18)	Hexaclorociclohexano (gamma-isómero, lindano)	X
(19)	Isoproturón	(X) (***)
(20)	Plomo y sus compuestos	(X) (***)
(21)	Mercurio y sus compuestos	X
(22)	Naftaleno	(X) (***)
(23)	Níquel y sus compuestos	
(24)	Nonilfenoles (4-(para)-nonilfenol)	X
(25)	Octilfenoles (para-ter-octilfenol)	(X) (***)
(26)	Pentaclorobenceno	X
(27)	Pentaclorofenol	(X) (***)
(28)	Hidrocarburos poliaromáticos (Benzo(a)pireno), (Benzo(b)fluoranteno), (Benzo(g,h,i)perileno), (Benzo(k)fluoranteno), (Indeno(1,2,3-cd)pireno)	X
(29)	Simazina	(X) (***)
(30)	Compuestos del tributiltín	X



	(Tributilín catión)	
(31)	Triclorobencenos	(X) (***)
	(1,2,4-triclorobenceno)	
(32)	Triclorometano (cloroformo)	
(33)	Trifluralina	(X) (***)

(\*) En los casos en que se han seleccionado grupos de sustancias, se citan sustancias representativas típicas individuales como parámetros orientativos (entre paréntesis y sin número). Los controles que se establezcan irán dirigidos a estas sustancias individuales, sin perjuicio de que puedan incluirse, en su caso, otras sustancias representativas individuales.

(\*\*) Estos grupos de sustancias incluyen normalmente un número considerable de compuestos individuales. En la actualidad, no es posible establecer parámetros indicativos apropiados.

(\*\*\*) Esta sustancia prioritaria está sujeta a estudio para su identificación como posible "sustancia peligrosa prioritaria". La Comisión presentará al Parlamento Europeo y al Consejo una propuesta para su clasificación final en un plazo no superior a 12 meses tras la aprobación de esta lista. Esta revisión no afectará al calendario establecido en el artículo 16 de la Directiva 2000/60/CE para las propuestas de controles de la Comisión.

(\*\*\*\*) Sólo pentabromobifeniléter

(\*\*\*\*\*) El fluoranteno figura en la lista como indicador de otros hidrocarburos poliaromáticos más peligrosos.

## B4.- 6.- DIRECTIVAS EUROPEAS SOBRE CALIDAD DEL AGUA

### Tablas de transposición de las Directivas sobre protección y calidad de las aguas

<b>MEDIDAS DE PROTECCIÓN Y CALIDAD DE LAS AGUAS</b>	
<b>DIRECTIVA</b>	<b>TRANSPOSICIÓN</b>
<b>75/440/CEE</b> DIRECTIVA DEL CONSEJO de 16 de junio de 1975, relativa a la <b>calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable</b> en los Estados miembros.	Reglamento de la Administración Pública del Agua (Anexo I) Orden Ministerial de 11/5/1988, 15/10/1990 y 30/11/1994 Real Decreto 1541/1994
<b>79/869/CEE</b> DIRECTIVA DEL CONSEJO de 9 de octubre de 1979, relativa a los <b>métodos de medición y a la frecuencia de los muestreos y del análisis de las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable</b> en los Estados Miembros.	Orden de 8/2/88
<b>80/778/CEE</b> DIRECTIVA DEL CONSEJO de 15 de julio de 1980, relativa a la calidad de las <b>aguas destinadas al consumo humano</b> , modificada por la Directiva 98/83/CE	Orden 1/7/87 Real Decreto 1138/1990 (Reglamentación Técnico-Sanitaria)
<b>76/160/CEE</b> DIRECTIVA DEL CONSEJO de 8 de diciembre de 1975, relativa a la <b>calidad de las aguas de baño</b> .	Real decreto 734/1988 Reglamento de la Administración Pública del Agua (Anexo II)
<b>78/659/CEE</b> DIRECTIVA DEL CONSEJO de 18 de julio de 1978, relativa a la <b>calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces</b> .	Orden Ministerial 16/12/1988 Reglamento de la Administración Pública del Agua (Anexo III)
<b>79/923/CEE</b> DIRECTIVA DEL CONSEJO de 30 de octubre de 1979, relativa a la <b>calidad exigida a las aguas para la cría de moluscos</b> .	Reglamento de la Administración Pública del Agua (Anexo IV) Real Decreto 38/1989, de 13 de enero, por el que se establecen normas sobre calidad exigida a las aguas para cría de moluscos.
<b>79/409</b> <b>Aves silvestres</b>	Ley 4/1989, de 27 de marzo, de conservación de los espacios naturales y de la flora y fauna silvestres. Modificada por las Leyes 40 y 41/1997, de 5 de noviembre (BOE nº 266, de 06.11.97). Afecta al Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de Evaluación de Impacto Ambiental. (BOE nº 155, de 30-6-86).

<b>MEDIDAS DE PROTECCIÓN Y CALIDAD DE LAS AGUAS</b>	
<b>DIRECTIVA</b>	<b>TRANSPOSICIÓN</b>
<b>82/501/CEE</b> DIRECTIVA DEL CONSEJO de 24 de junio de 1982 <b>relativa a los riesgos de accidentes graves en determinadas actividades industriales.</b> <b>87/216/CEE</b> <i>DIRECTIVA DEL CONSEJO de 19 de marzo de 1987.</i> <b>88/610/CEE</b> <b>DIRECTIVA DEL CONSEJO de 24 de noviembre de 1988.</b> <b>96/82/CE</b> <b>Riesgos de accidentes graves</b>	Real Decreto 886/19888 de 15 de julio, sobre prevención de Accidentes Mayores en determinadas actividades industriales. Modificado y ampliado por el Real Decreto 952/1990 de 29 de junio.
<b>85/337/CEE</b> <b>Repercusiones sobre el medio ambiente</b> , modificada por la Directiva 97/11, que introduce, entre otras cosas, los principios fundamentales del Convenio de Espoo.	Ley 6/2001, de 8 de mayo, de modificación del Real Decreto legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental.
<b>2001/42/CE</b> Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo, de 27 de junio de 2001, relativa a la <b>evaluación de los efectos de determinados planes y programas en el medio ambiente</b>	
<b>86/278/CEE</b> <b>Lodos de depuradora</b>	
<b>91/271/CEE</b> DIRECTIVA DEL CONSEJO de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las <b>aguas residuales urbanas</b> .	Real Decreto-Ley 11/1995 Real Decreto 509/1996
<b>91/414/CEE</b> <b>Directiva relativa a la comercialización de productos fitosanitarios</b>	Orden de 4 de agosto de 1993 Orden de 20 de septiembre de 1994 Real Decreto 2163/1994, de 4 de noviembre Real Decreto 699/1995, de 28 de abril Ley 43/2002, de 20 de noviembre, de sanidad vegetal viene a sustituir un conjunto legislativo basado en la Ley de Plagas del Campo de 1908 y la Ley de Defensa de los Montes de 1952.
<b>91/676/CEE</b> DIRECTIVA DEL CONSEJO de 12 de diciembre de 1991, relativa a la <b>protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura</b> .	Real Decreto 261/96
<b>92/43/CEE</b> <b>Directiva relativa a los hábitats naturales</b>	Ley 4/1989, de 27 de marzo, de Conservación de los Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestres. (BOE nº 74, de 28.3.89); Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre. Espacios Naturales. Establece medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la flora y fauna silvestres. (BOE nº 310 de 28.12.95). (Corrección de errores: BOE nº 129, de 28.05.96). Real Decreto 1193/1998, de 12 de junio, por el que se modifica el Real Decreto 1997/1995, de 7 de diciembre, por el que se establecen medidas para contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales y de la flora u fauna silvestres. (BOE nº 151, de 25.6.98).
<b>96/61/CE</b> <b>Directiva relativa a la prevención y al control integrados de la contaminación</b>	Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación
<b>91/692/CE</b> DIRECTIVA DEL CONSEJO de 23 de diciembre, sobre la normalización y racionalización de los informes a la aplicación de determinadas Directivas referidas al Medio Ambiente. <b>Decisión 92/446 y 95/337</b>	

Transcurridos siete años desde la entrada en vigor de la Directiva Marco, 22 de diciembre de 2000, quedará derogada la legislación siguiente:

- Directiva 75/440/CEE, relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable;

- Decisión 77/795/CEE, procedimiento común de intercambio de informaciones relativo a la calidad de las aguas continentales superficiales en la Comunidad;
- Directiva 79/869/CEE, Análisis de las aguas potables.

Transcurridos trece años desde la entrada en vigor de la Directiva, quedarán derogadas las Directivas siguientes:

- Directiva 78/659/CEE, Aguas continentales aptas para la vida de los peces
- Directiva 79/923/CEE, Aguas para la cría de moluscos
- Directiva 80/68/CEE, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas.
- Directiva 76/464/CEE, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad, su artículo 6 (relativo a la lista de sustancias) quedó derogado a la entrada en vigor de la Directiva Marco.

### Transposición de las Directivas sobre normas de emisión

<b>NORMAS DE EMISION</b>	
<b>DIRECTIVA</b>	<b>TRANSPOSICION</b>
76/464 DIRECTIVA DEL CONSEJO de 4 de mayo de 1976, relativa a la contaminación causada por determinadas <b>sustancias peligrosas</b> vertidas en el medio acuático de la Comunidad. Modificada por la Directiva 2000/60/CE Decisión Nº 2455/2001/CE	
82/176 DIRECTIVA DEL CONSEJO de 22 de marzo de 1982, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los <b>vertidos de mercurio</b> del sector de la electrólisis de los cloruros salinos.	Ley de Aguas 29/1985 (Arts. 92 al 100). <b>Reglamento de Dominio Público Hidráulico</b> 849/1986 (Arts. 245 al 273).
84/156 DIRECTIVA DEL CONSEJO de 8 de marzo de 1984, relativa a los valores límites y a los objetivos de calidad para los <b>vertidos de mercurio</b> de los sectores distintos de la electrólisis de los cloruros alcalinos.	Orden 12/11/1987
83/513 DIRECTIVA DEL CONSEJO de 26 de septiembre de 1983, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los <b>vertidos de cadmio</b> .	Orden 27/2/1991 Orden 13/3/1989 Orden 28/6/1991 Orden 25/5/1992
84/491 DIRECTIVA DEL CONSEJO de 9 de octubre de 1984, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los <b>vertidos de hexaclorociclohexano</b> .	Ley 22/1988, de 28 de julio, de Costas, (artículo 57.2) <b><u>Real Decreto 258/1989</u></b> , de 10 de marzo, por el que <b>se establece la normativa general sobre vertidos de sustancias peligrosas desde tierra al mar</b> (BOE de 16 de marzo de 1989).
86/280 Tetracloruro de carbono y otras sustancias peligrosas DIRECTIVA DEL CONSEJO de 12 de junio de 1986, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas comprendidas en la lista I del Anexo de la directiva 76/464/CEE.	<b><u>Orden de 31 de octubre de 1989</u></b> <b><u>Orden de 9 de mayo de 1991</u></b> <b><u>Orden de 28 de octubre de 1992</u></b>
88/347 Aldrin y otras sustancias peligrosas DIRECTIVA DEL CONSEJO de 16 de junio de 1988, por la que se modifica el Anexo II de la Directiva 86/280/CEE relativa a los valores límite y los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas comprendidas en la lista I del Anexo de la directiva 76/464/CEE.	
90/415 Dicloroetano y otras sustancias peligrosas DIRECTIVA DEL CONSEJO de 27 de julio de 1990, por la que se modifica el Anexo II de la Directiva 87/280/CEE relativa a los <b>valores límite y los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas comprendidas en la lista I</b> del Anexo de la directiva 76/464/CEE.	

<b>NORMAS DE EMISION</b>	
<b>DIRECTIVA</b>	<b>TRANSPOSICION</b>
78/176 DIRECTIVA DEL CONSEJO de 20 de febrero de 1978, relativa a los residuos procedentes de la <b>industria del dióxido de titanio</b> . Adaptada por O. 28.07.89	Orden Ministerial 28/7/89
82/883 DIRECTIVA DEL CONSEJO de 3 de diciembre de 1982, relativa a las modalidades de supervisión y de control de los medios afectados por los residuos procedentes de la <b>industria del dióxido de titanio</b> .	
83/29 DIRECTIVA DEL CONSEJO de 24 de enero de 1983, por la que se modifica la Directiva 78/176/CEE (83/29/CEE).	
80/68 Protección de las Aguas Subterráneas DIRECTIVA DEL CONSEJO de 17 de diciembre de 1979, relativa a la <b>protección de las aguas subterráneas</b> contra la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas.	Ley de Aguas 29/1985 (Art. 94) Reglamento de Dominio Público Hidráulico (Arts. 256 al 258) Real Decreto 1315/1992

## BLOQUE 5

# TRATAMIENTOS DE AGUAS RESIDUALES

- 1.- CONCEPTOS PREVIOS
  - 1.1.- DECANTACIÓN LIBRE. TEORÍA
  - 1.2.- APLICACIÓN DE LA DECANTACIÓN LIBRE. TECNOLOGÍA
  - 1.3.- TIPOS DE SEDIMENTACIÓN
- 2.- PRETRATAMIENTO. ESQUEMA GENERAL.
  - 2.1.- DESBASTE.
  - 2.2.- DESARENADO.
  - 2.3.- DESENGRASADO.
  - 2.4.- RESUMEN DE PARÁMETROS.
- 3.- TRATAMIENTO PRIMARIO. OBJETIVOS.
  - 3.1.- TIPOS DE PROCESOS.
  - 3.2.- DECANTACIÓN PRIMARIA.
  - 3.3.- PROCESOS COMPLEMENTARIOS DE MEJORA.
- 4.- TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS. FUNDAMENTOS
  - 4.1.- LOS PROCESOS BIOLÓGICOS DE DEPURACIÓN
  - 4.2.- BASES TEÓRICAS DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS
  - 4.3.- TIPOLOGÍA BÁSICA DE PROCESOS BIOLÓGICOS
- 5.- SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA PEQUEÑOS COLECTIVOS
  - 5.1.- FOSA SÉPTICA
  - 5.2.- TANQUE IMHOFF
- 6.- INFILTRACIÓN AL TERRENO
  - 6.1.- CAPACIDAD DE DEPURACIÓN DEL SUELO
  - 6.2.- PROBLEMAS DE LA INFILTRACIÓN SUB-SUPERFICIAL
  - 6.3.- ZANJAS DE INFILTRACIÓN
- 7.- PLANTAS COMPACTAS DE TRATAMIENTO COMPLETO
  - 7.1.- PLANTAS DE AIREACIÓN PROLONGADA
  - 7.2.- PLANTAS COMPACTAS DE LECHOS AIREADOS SUMERGIDOS
  - 7.3.- PLANTAS COMPACTAS DE LECHOS BACTERIANOS

BIBLIOGRAFÍA

### B5.- 1.- CONCEPTOS PREVIOS

El objetivo final de un tratamiento de aguas residuales es conseguir un efluente “clarificado”, es decir sin apenas color o turbidez. En una línea convencional de tratamiento la clarificación del agua se consigue mediante procesos de decantación o sedimentación.

#### B5.- 1.1.- DECANTACIÓN LIBRE. TEORÍA

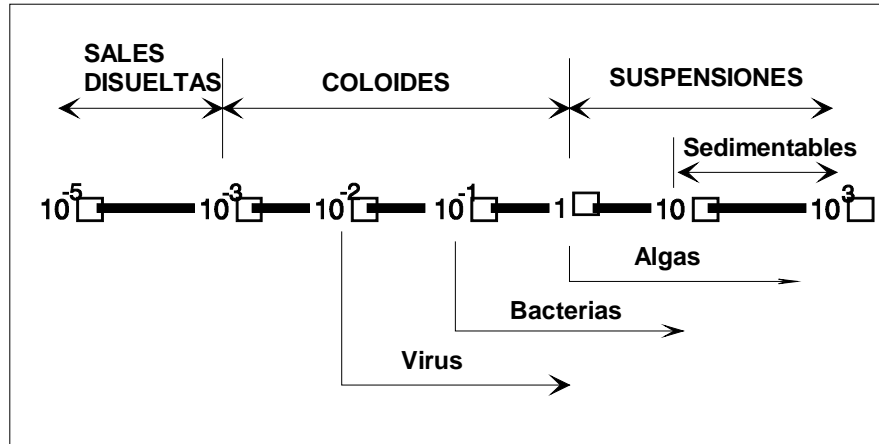
La separación de partículas sólidas del agua puede hacerse mediante dos técnicas fundamentales:

- La acción directa del propio peso de la partícula, por simple decantación en función del tamaño el peso específico, o por flotación, pudiendo fijar a ellas burbujas de aire.
- Filtración o tamizado.

##### B5.- 1.1.1.- DECANTACIÓN

Con la decantación se consigue la separación sólido-líquido por gravedad. Para describir este proceso se utilizan también los términos de sedimentación o clarificación.

Se pueden someter a procesos de decantación numerosos tipos de partículas. La dispersión de tamaños, incluso para un mismo contaminante, es enorme. Cada tamaño de las partículas sólidas presenta un tipo de suspensión diferente.



Las partículas discretas de mayor tamaño responden fundamentalmente a fuerzas gravitatorias y decantan con facilidad. Los coloides, sometidos a fuerzas electrostáticas decantan difícilmente.

Las partículas granulares (por ejemplo arenas) son las que siguen los principios de decantación libre. Su descenso en el seno del líquido sólo es función de las propiedades del fluido y de la partícula, y no está influenciada por la presencia de otras partículas.

Diámetro partícula (mm)	Tipo de sólido	Tiempo de sedimentación para 1 metro (orden de magnitud)
10	Grava	1 segundo
1	Arena	10 segundos
0.1	Arena fina	2 minutos
0.01	Arcilla	2 horas
0.001	Bacteria	8 días
0.0001	Partícula coloidal	2 años
0.00001	Partícula coloidal	20 años

### B5.- 1.1.2.- DECANTACIÓN LIBRE. TEORÍA

Una partícula granular, en suspensión en un líquido en reposo, se encuentra sometida a una fuerza  $F_A$ , debida a la gravedad y a una fuerza resistente  $F_R$  debida al rozamiento con el fluido, que es resultante de fuerzas de viscosidad y de inercia.

El equilibrio estático que se puede plantear en la partícula es el que resulta del propio peso de la partícula y el del empuje hacia arriba:

$$E = \rho_a \cdot V \cdot g$$

$$P = \rho_s \cdot V \cdot g$$

$$F = P - E = (\rho_s - \rho_a) \cdot V \cdot g$$

donde:

$\rho_s$  = densidad de la partícula.

$\rho_a$  = densidad del líquido.

$V$  = volumen de la partícula.

Cuando un grano queda en libertad de movimiento y el equilibrio estático no es cero, partiendo de una velocidad cero, se acelera y alcanza una velocidad prácticamente constante. El equilibrio dinámico que se plantea es el siguiente:

$$F = m \cdot a$$

$$F_A = (\rho_a - \rho_s) \cdot V \cdot g - F_R$$

La fuerza de rozamiento,  $F_R$  se va a oponer al movimiento. Si suponemos régimen laminar y que las partículas son esféricas, se puede aplicar la ley de Stokes, que dice que la fuerza de rozamiento es igual a:

$$F_R = 3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot d \cdot u$$

donde:

$\mu$  = viscosidad del líquido.

$d$  = diámetro de la partícula.

$u$  = velocidad del movimiento.

La fuerza final a que se ve sometida la partícula será:

$$m \cdot a = F_A = (\rho_s - \rho_a) \cdot V \cdot g - 3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot d \cdot u$$

Al aumentar  $u$  el término de rozamiento se va haciendo mayor y llega un momento en que la aceleración es cero. Se alcanza un movimiento uniforme ( $F_A=0$ ).

Aceptando que el volumen de la partícula esférica es igual a:

$$V = \frac{1}{6} \pi \cdot d^3$$

tendremos que la velocidad uniforme de descenso de la partícula es:

$$u = \frac{g(\rho_s - \rho_a) \cdot d^2}{18 \cdot \mu}$$

que es la VELOCIDAD DE SEDIMENTACIÓN de la partícula.

Como vemos, la velocidad de caída de la partícula depende de:

- el tamaño de la partícula ( $d^2$ );
- la densidad del material de la partícula;
- la fuerza de gravedad;
- las características del fluido (viscosidad y densidad).

Las condiciones ambientales van a modificar el rendimiento del proceso. Pensemos en la temperatura. Cuando la temperatura sube la densidad y la viscosidad del líquido bajan, por lo tanto la velocidad de sedimentación es mayor. Una decantación puede funcionar bien en verano y mal en invierno.

Si las partículas tienen diámetros muy pequeños entonces son más difíciles de eliminar del seno del líquido. Si el agua trae diferentes tamaños de partículas el diseño se hará para las más pequeñas que queramos eliminar.

Si las densidades del líquido y las de las partículas sólidas son similares la velocidad de decantación va a ser prácticamente nula. Habrá que tratar de aumentar la densidad de la partícula para conseguir decantarla.

Se pueden modificar artificialmente las condiciones que determinan la velocidad de sedimentación. Se puede aumentar el diámetro de las partículas, agregando unas a otras. Se puede aumentar su densidad, agregando a ellas otras partículas más pesadas, y también se puede modificar la fuerza de gravedad mediante la aplicación de fuerzas centrífugas.

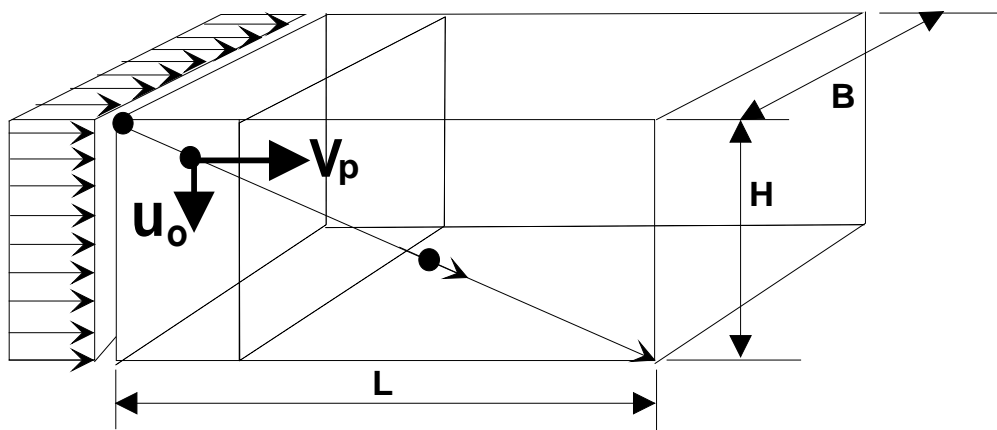
## B5.- 1.2.- APLICACIÓN DE LA DECANTACIÓN LIBRE. TECNOLOGÍA

### B5.- 1.2.1.- OBJETIVO

El objetivo es diseñar un proceso de decantación libre para eliminar partículas cuyo diámetro sea superior a uno dado. Se va a diseñar un DECANTADOR O DEPÓSITO DE SEDIMENTACIÓN. Habrá que dimensionarle en función de los parámetros fundamentales que rigen el proceso.

### B5.- 1.2.2.- DEPÓSITO DE SEDIMENTACIÓN IDEAL

Partamos de un depósito prismático ideal de dimensiones  $L$  (longitud),  $H$  (calado) y  $B$  anchura. En este depósito el flujo es totalmente laminar y entra por una de las caras definidas por  $H$  y  $B$ , y sale por la opuesta. A estas hipótesis añadimos una nueva que implica que cualquier partícula que llega al fondo es automáticamente eliminada, no hay acumulación.





### **Depósito de sedimentación ideal**

Hay que determinar L, H y B para que todas las partículas mayores de un tamaño dado alcancen el fondo antes de salir del depósito; es decir que sean eliminadas. Si se ha fijado un tamaño,  $d_o$ , implícitamente se ha definido una velocidad de sedimentación,  $u_o$ .

Para que una partícula llegue al fondo antes de salir del volumen de control es necesario que el tiempo que emplea en descender sea menor que el tiempo que tarda en recorrer la longitud L.

$$t_{caída} \leq t_{paso \text{ depósito}}$$

El tiempo que tarda en caer al fondo una partícula que llegó al depósito a la altura máxima H, situación más desfavorable, será:

$$t_{caída} = \frac{H}{u_o}$$

El tiempo de paso de esa misma partícula, para recorrer L será:

$$t_{paso \text{ depósito}} = \frac{L}{V_p}$$

$$V_p = \frac{Q}{B \cdot H} \quad \text{y sustituyendo}$$

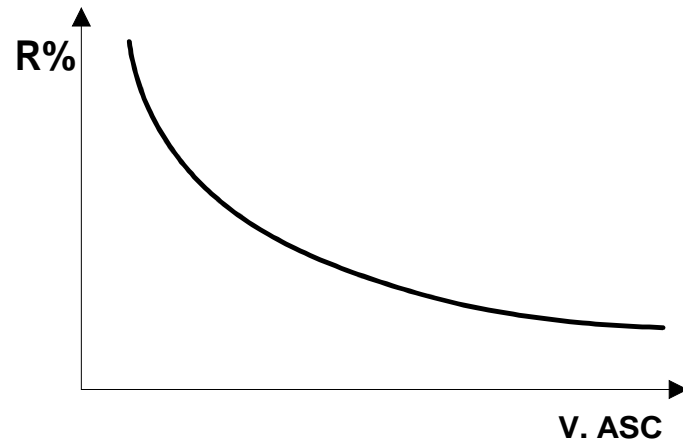
$$t_{paso \text{ depósito}} = \frac{L \cdot B \cdot H}{Q} = TRH$$

Por **TRH** entendemos TIEMPO DE RETENCIÓN HIDRÁULICA de un caudal Q en un volumen V de depósito. El **TRH** es un parámetro importante de diseño. Simplificando tendremos:

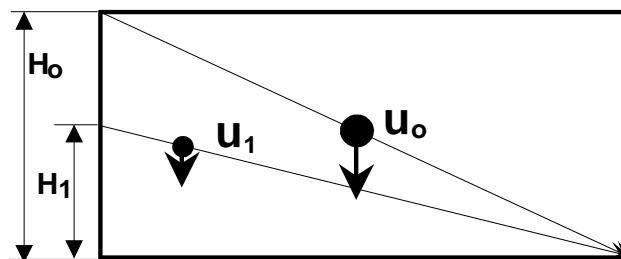
$$\frac{Q}{B \cdot L} \leq u_o$$

A  $Q/(B \cdot L)$  se la denomina VELOCIDAD ASCENSIONAL, ya que B.L es la superficie horizontal del depósito. La velocidad ascensional es uno de los parámetros fundamentales de diseño. El cumplimiento de la inecuación anterior implica la existencia de una superficie mínima horizontal en nuestro decantador.

El factor fundamental que determina el rendimiento de eliminación de partículas del decantador es la VELOCIDAD ASCENSIONAL (VASC). Otras partículas de menor tamaño que las de diseño que también son eliminadas, ya entran al depósito en posiciones más cercanas al fondo que la más desfavorable que se había seleccionado. El rendimiento es independiente del calado, H, y del TRH. La relación entre VASC y el rendimiento tiene la forma:



Curva de rendimientos para cualquier diámetro de partícula.



Para un diámetro menor de partícula ( $d_2$ ) que el de diseño ( $d_0$ ) la velocidad de sedimentación será menor que  $u_0$ . El rendimiento del sistema se puede expresar como:

$$R\%(u_1) = \alpha \cdot \frac{H_1}{H}$$

$$H_1 = u_1 \cdot T$$

$$H_0 = u_0 \cdot T$$

por consiguiente

$$R\% = \frac{u_1}{u_0}$$

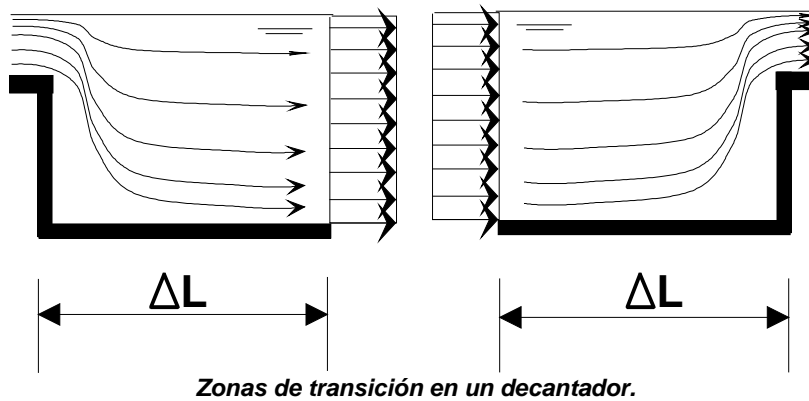
Por lo tanto el rendimiento total del decantador sólo va depender de los diámetros, concretamente de la relación entre el diámetro de diseño y el de las partículas que realmente lleguen a la instalación.

### B5.-1.2.3.- DEPÓSITO DE SEDIMENTACIÓN REAL

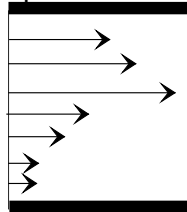
Un depósito real que funcione como decantador se va a ver afectado por diversas circunstancias que alejan su comportamiento del teórico. Las hipótesis no se cumplen estrictamente.

En la realidad la velocidad de paso, velocidad horizontal, puede resuspender las partículas que han alcanzado el fondo, o arrastrarlas y sacarlas del recinto. Hay que limitar la velocidad de paso y por lo tanto los calados. Esta velocidad máxima es la velocidad de arrastre o de Camp.

La hipótesis que se realizó de existencia de régimen laminar es muy difícil de conseguir en un depósito real. La entrada de caudal que es conducido a través de tuberías o canales debe tener una zona de distribución que lamine el flujo y disminuya la turbulencia. Es necesario hacer una entrada y una salida adecuada.



Los depósitos no deben ser muy anchos ya que se crearían circuitos preferenciales y zonas muertas.



**Formación de flujos preferenciales en depósitos anchos.**

## B5.- 1.3.- OTROS TIPOS DE SEDIMENTACIÓN

Se dice que se tiene decantación libre cuando la sedimentación del sólido, generalmente en forma granular, sólo es función de las propiedades del fluido y de la partícula, y no está influenciada por la presencia de otras partículas.

Cuando en el seno del líquido tenemos concentraciones mayores de partículas empiezan a surgir interferencias entre las mismas y no se pueden aplicar los principios de la decantación libre. Se diferencian, entonces, tres tipos de sedimentación:

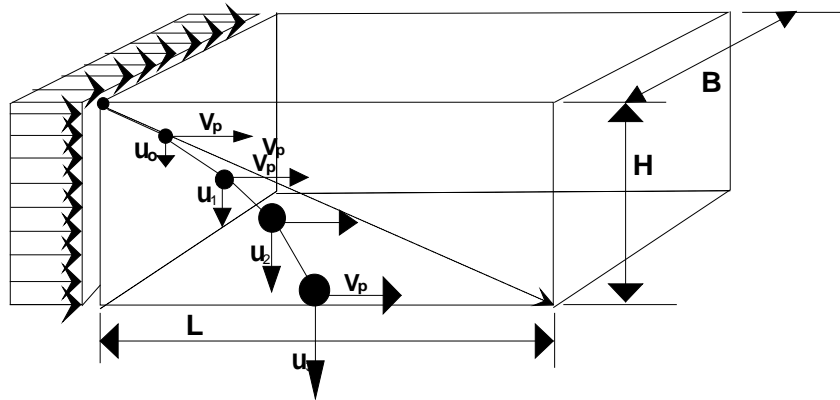
- a) Sedimentación de partículas floculantes:** Este tipo de sedimentación se presenta cuando las concentraciones son bajas ( $[SS]$  por debajo de 300-500 mg/L).
- b) Sedimentación zonal:** Se presenta cuando tenemos concentraciones intermedias de sólidos ( $[SS]$  entre 300-500 mg/L).
- c) Sedimentación por compresión:** Se presenta cuando las concentraciones de sólidos son muy altas ( $[SS] > 5000-10000$  mg/L). Se denomina también espesamiento.

### B5.- 1.3.1.- SEDIMENTACIÓN DE PARTÍCULAS FLOCULANTES

La sedimentación floculante es habitual en las aguas naturales y también se puede apreciar en aguas residuales que han sido desarenadas (sin flocular). Se da en aguas con concentraciones relativamente bajas de sólidos en suspensión.

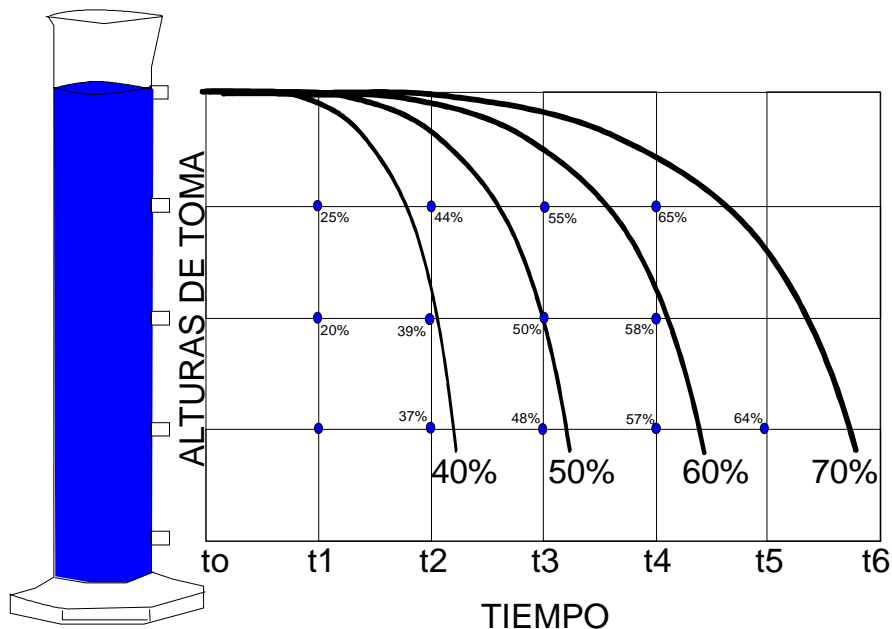
Para comprender el proceso de sedimentación floculante se parte del estudio de un tanque de sedimentación ideal, similar al utilizado para el estudio del proceso de decantación libre.

Las partículas al descender colisionan unas con otras, van formando agregados, van aumentando de tamaño y, por lo tanto, también su velocidad de sedimentación. La velocidad de descenso ya no es constante. Las trayectorias ya no son rectilíneas, sino que se van curvando. En este caso no se puede aplicar la Ley de Stokes.



**Depósito ideal de sedimentación flocculenta**

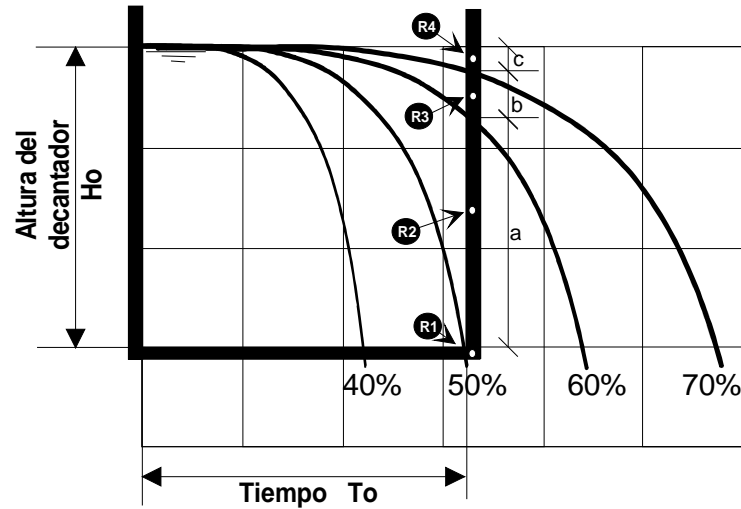
Para comprender mejor el fenómeno y poder establecer un rendimiento aproximado de eliminación de sólidos se selecciona una columna de control y se sigue su evolución a lo largo del depósito de sedimentación. La velocidad horizontal, de paso es constante ya que sólo depende de la sección transversal del depósito y del caudal que se está tratando. Se puede hacer la hipótesis de que estamos analizando la sedimentación flocculante en una columna de agua que permanece estática. Si a lo largo de la columna se toman muestras a diferentes alturas a intervalos de tiempo iguales y expresamos de forma gráfica el rendimiento de eliminación se puede obtener el siguiente diagrama.



**Columna de sedimentación y curvas de isoconcentración**

Las curvas trazadas son curvas de isoconcentración o de isorreducción.

El rendimiento global de un tanque de sedimentación ideal de profundidad  $H_0$  y de tiempo de paso,  $T_0$ , en este caso es equivalente a TRH, se puede obtener a partir de la gráfica anterior, que es característica de un determinado tipo de agua.



Considerando el esquema y la notación de la figura anterior, el rendimiento global se puede obtener mediante la expresión:

$$R\% = R2 \cdot \frac{a}{H_0} + R3 \cdot \frac{b}{H_0} + R4 \cdot \frac{c}{H_0}$$

siendo

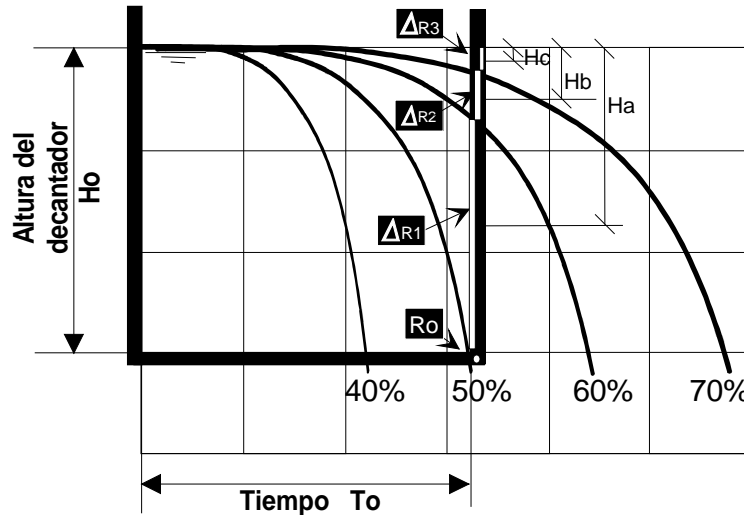
$$R2 = \frac{50\% + 60\%}{2}$$

$$R3 = \frac{60\% + 70\%}{2}$$

$$R4 = \frac{70\% + 100\%}{2}$$

Si en el depósito ideal entra el flujo de forma uniforme en toda la sección, con una concentración inicial  $SS_0$ , en la cara opuesta sale todo el flujo de forma uniforme, pero las concentraciones han variado en vertical. La concentración final global es una mezcla de las concentraciones de la columna. El cálculo se hace de forma aproximada para diferentes segmentos de la columna de sedimentación.

Otra forma de calcular el rendimiento global de eliminación es el que se basa en el diagrama y notación de la figura siguiente:



En este segundo caso la expresión aproximada es la siguiente:

$$R\% = R_0 + \frac{H_a}{H_0} \cdot \Delta R_1 + \frac{H_b}{H_0} \cdot \Delta R_2 + \frac{H_c}{H_0} \cdot \Delta R_3$$

$$R\% = R_0 + \sum \frac{H_i}{H_0} \cdot \Delta R_i$$

en donde:

$R_0$  = Rendimiento de reducción de la parte inferior de la columna de sedimentación (menor rendimiento).

$\Delta R_i$  = Valor del intervalo elegido de las curvas de isorreducción.

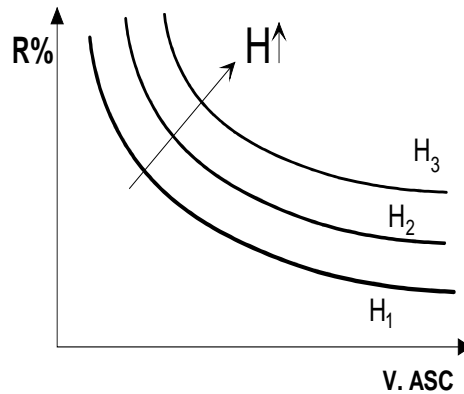
$H_i$  = Profundidad media (medida desde el nivel superior del líquido) del intervalo de reducción dado por  $\Delta R_i$ .

$H_0$  = Altura total del depósito de sedimentación.

De esta forma, partiendo del ensayo en columna de sedimentación, se pueden representar los rendimientos alcanzables en un depósito de sedimentación ideal en función de los parámetros de diseño del proceso, es decir, de la velocidad ascensional, altura y tiempo de retención.

El rendimiento global de eliminación es función del tiempo total de estancia de las partículas en el decantador y de su profundidad.

Si representamos el rendimiento global que se puede obtener y la velocidad ascensional del proceso en unos ejes x-y se puede observar que a una misma velocidad ascensional (VASC) el rendimiento es mayor cuanto mayor es el calado (H). Cuando se estudiaba la decantación libre el rendimiento sólo era función de la velocidad ascensional.



**Curva de rendimientos de eliminación frente a velocidad ascensional.**

Velocidad ascensional, profundidad y tiempo de retención hidráulica están relacionados según la expresión:

$$V_{ASC} = \frac{Q}{V_h} = \frac{Q}{B \cdot L} = \frac{Q \cdot H}{B \cdot L \cdot H} = \frac{H}{TRH}$$

### **B5.- 1.3.2.- SEDIMENTACIÓN EN SUSPENSIONES CONCENTRADAS**

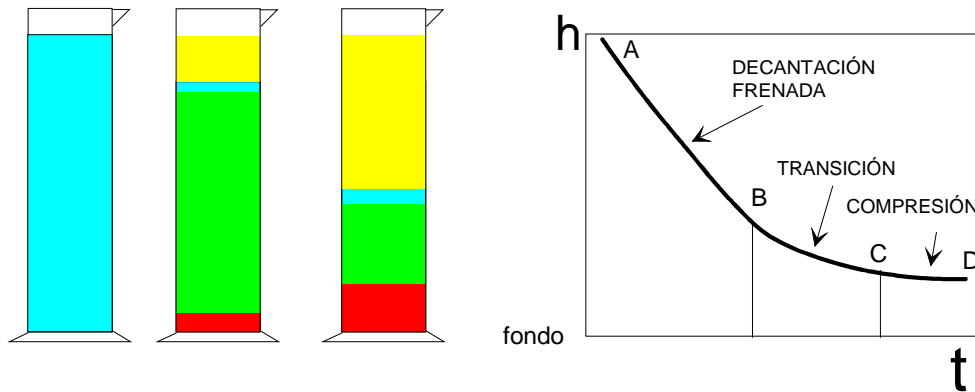
Se diferencia entre sedimentación zonal y sedimentación por compresión.

#### **B5.- 1.3.2.1.- Sedimentación zonal**

La sedimentación zonal se produce en suspensiones con concentraciones de sólidos del orden de 300 a 500 mg/L. Las partículas interfieren una con otras y sedimentan conjuntamente. Desde el comienzo la interacción es tan fuerte que afecta a las partículas más finas.

Si se deja reposar un agua con una concentración de sólidos suspendidos similar a la anteriormente citada en una probeta, se observa que en la parte superior aparece una zona de agua clara, en la que el rendimiento de eliminación ha sido muy elevado. Se forma una especie de manto que va descendiendo, apareciendo una interfase diferenciada entre el fango decantado y el agua clarificada. Este tipo de sedimentación es típico de suspensiones floculadas o coaguladas.

Inicialmente toda la suspensión tenía una concentración uniforme y la altura de la interfase era  $h_0$ , como aparece en la figura siguiente. Durante una primera fase, del proceso, A-B, la interfase desciende a velocidad constante, existe una decantación frenada de la interfase sólido-líquido. Conforme va pasando el tiempo aparece una zona de desaceleración, zona definida como B-C. En la zona C-D se produce una compresión del fango.



**Ensayo de Kynch. Sedimentación zonal**

En la zona clarificada el rendimiento es del orden del 90%. Las partículas han sido arrastradas y apenas quedan algunas en suspensión. En concentraciones menores el rendimiento era bastante menor.

Cuanto más elevada es la concentración menor es la velocidad de descenso de la interfase. La velocidad de sedimentación va a depender de la concentración y de las características de las partículas. Para el diseño de un decantador de este tipo el principal parámetro va a ser la velocidad ascensional ( $Q/S_h$ ), pero se suele limitar también el TRH.

#### **B5.- 1.3.2.2.- Sedimentación por compresión**

En la zona inferior de la sedimentación zonal existe sedimentación por compresión. La concentración de sólidos es muy elevada. A partir de concentraciones superiores a 5000 ó 10000 mg/L la sedimentación es de este tipo. El peso de las partículas es soportado por las que están más al fondo.

Los parámetros de diseño de este tipo de sedimentación son la velocidad ascensional, que no debe arrastrar a los SS, y la CARGA DE SÓLIDOS. Se entiende por carga de sólidos al cociente entre el flujo sólido que entra al decantador (Kg SS/hora) y la superficie horizontal del mismo. Sus unidades son  $Kg/(m^2 \cdot h)$ . Este último parámetro es fundamental a la hora de conseguir elevadas concentraciones finales.

#### **B5.- 1.3.3.- DECANTADORES ESTÁTICOS**

##### **B5.- 1.3.3.1.- Uso, problemas y limitaciones**

Las funciones que deben desarrollar los depósitos de sedimentación en el tratamiento de aguas potables y en el de residuales constituye frecuentemente una parte fundamental en el proceso global de tratamiento. Los errores en el diseño trasladan el problema a las etapas posteriores, disminuyendo los rendimientos globales de la línea de tratamiento.

La función principal de los depósitos de decantación o de sedimentación es eliminar la materia en suspensión decantable del seno del agua que se trata, pero debe contemplar también la eliminación de los fangos que se producen. Las funciones de un depósito clarificador pueden ser tres:

- a) debe eliminar eficazmente los sólidos en suspensión del seno del agua;
- b) debe tener capacidad de generar fangos con una concentración suficiente;



c) debe tener capacidad para extraer del sistema los fangos generados.

Para alcanzar rendimientos aceptables en un decantador habrá que elegir una velocidad ascensional que será función de la partícula más desfavorable que queramos eliminar.

### **B5.- 1.3.3.2.- Tipos de decantadores**

Se pueden seguir varios criterios para definir una tipología de decantadores:

- Según el flujo de agua:
  - a) de flujo vertical;
  - b) de flujo horizontal.
- Según la forma en planta:
  - a) circulares;
  - b) rectangulares;
  - c) cuadrados.
- Según el ritmo de funcionamiento:
  - a) f. continuo;
  - b) f. intermitente.

La forma en planta va a condicionar muchas otras características. Los sistemas de alimentación y salida de agua suelen ser totalmente diferentes en función de la forma.

Lo normal en plantas de mediano y gran tamaño es que los decantadores funcionen de manera continuada en cuanto a flujo de agua. La extracción del fango que se va produciendo se suele realizar de forma intermitente a través de mecanismos incorporados al propio decantador.

Los decantadores intermitentes, que se llenan de agua, se espera a que se clarifique y se vacían para proceder a extraer el fango, son poco prácticos y de explotación costosa. Este tipo de explotación puede ser económica para pequeños volúmenes de agua.

Otra forma de explotación es la que permite el flujo de agua de forma continua hasta que se considera que se debe proceder a extraer los fangos, entonces se vacía completamente el decantador y se rechaza todo el líquido que llenaba el depósito. Este proceso precisa tecnología muy sencilla, pero los rendimientos suelen ser bajos.

### **B5.- 1.3.3.3.- Elementos de un decantador y aspectos tecnológicos**

Un decantador es básicamente un depósito al cual realizamos pequeñas adaptaciones. La forma en planta puede ser circular, rectangular o cuadrada. La superficie es función de la VASC de diseño. La altura es la suma del calado de agua de diseño y un resguardo (normalmente entre 0.20 y 0.30 cm.). La altura útil de agua viene dada en función de otras magnitudes:

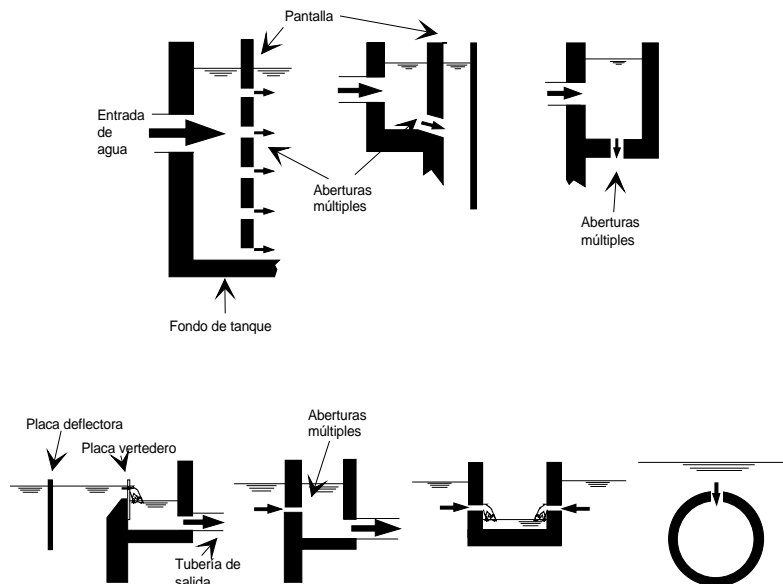
**CALADOS EN DECANTADORES**

CALADO ÚTIL (m) EN BORDE	DIAGONAL EN DEPÓSITOS DE PLANTA PARALELIPÉDICA (m)	DIÁMETRO EN DEPÓSITOS CON PLANTA CIRCULAR (m)
4.5 - 5.5 m	> 30 m	> 21 m
3.1 - 3.8 m	Tamaños medios	Tamaños medios
> 2.4 m siempre debe cumplirse en un decantador	< 10 - 15 m	< 10 m

Por razones basadas en efectos ambientales (vientos y generación de oleaje) se limitan las dimensiones máximas a menos de 46 metros.

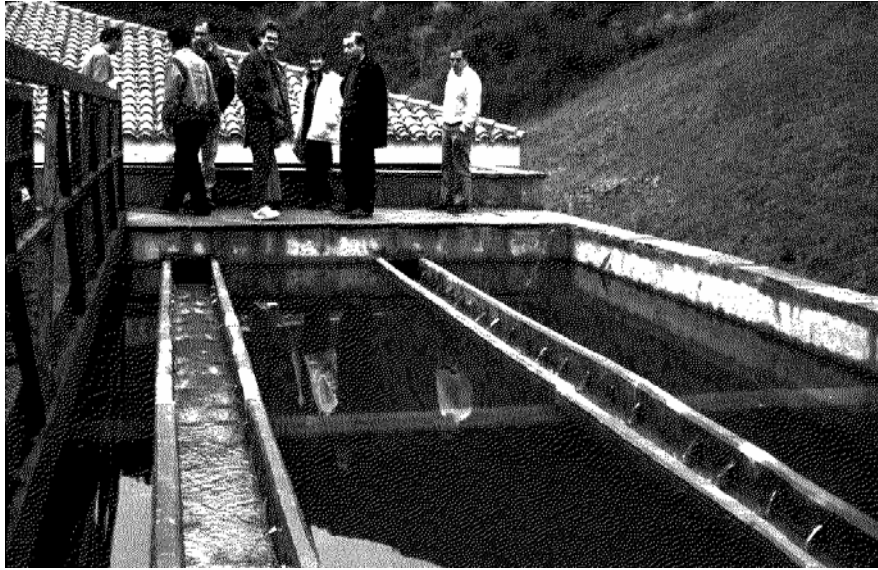
El fondo de los decantadores se diseña con pendiente. En los decantadores rectangulares se suele colocar entre un 1% a un 2% de pendiente. En los circulares entre un 8% y un 10%. Al final de las pendientes (un extremo en los dec. rectangulares y en el centro en los circulares) se coloca una poceta de fangos. En esta poceta se colocarán los sistemas de extracción de fangos.

En el diseño de los decantadores es muy importante considerar las condiciones de entrada del agua a tratar. La distribución a lo largo del depósito debe ser lo más uniforme posible. Se deben evitar circuitos preferenciales, mientras en los canales de distribución la pérdida de carga debe ser mínima, sin embargo, en los orificios de entrada en el decantador esta pérdida de carga debe ser máxima. Se busca no generar turbulencia y no alterar las condiciones hidráulicas de la masa de agua que se está tratando. La salida por esos orificios debe ser homogénea. Se suelen colocar pantallas y deflectores para optimizar la forma en que entra el agua.

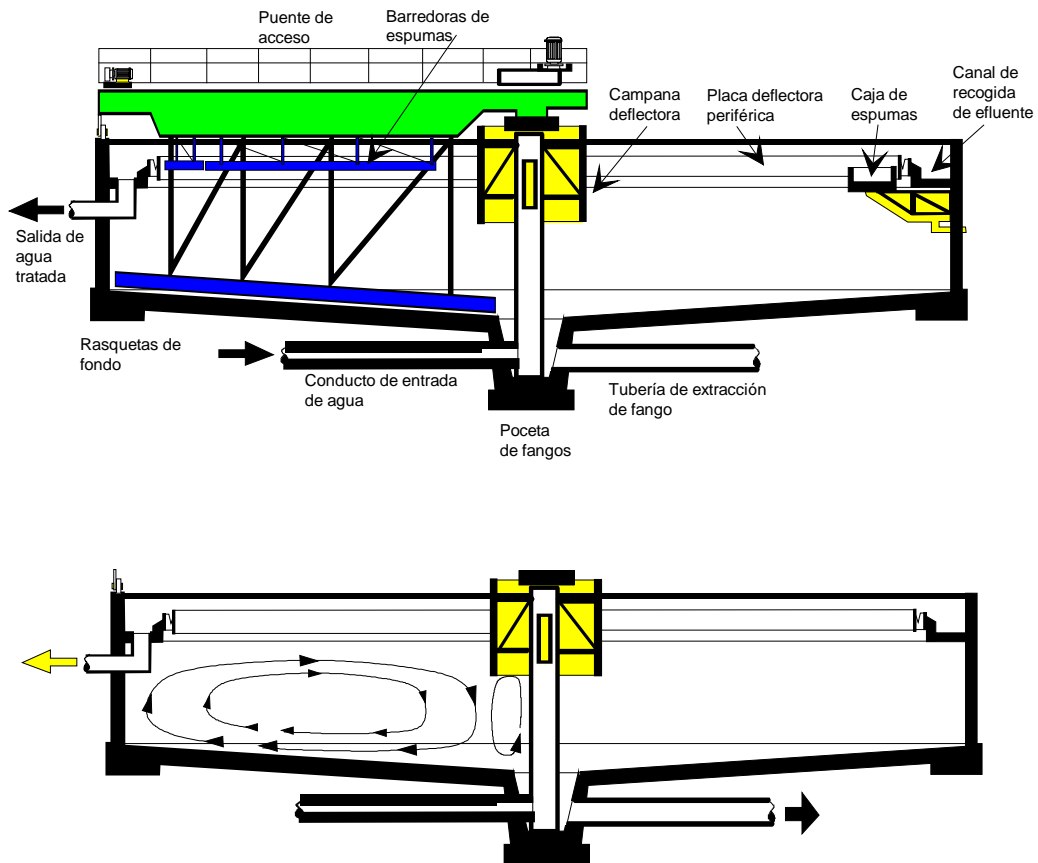


**Tipologías de entradas y salidas de agua a decantadores**

En los depósitos rectangulares la entrada de agua se realiza por uno de los lados menores y la salida se realiza por el opuesto. La poceta de fangos se coloca en el lado de la entrada.

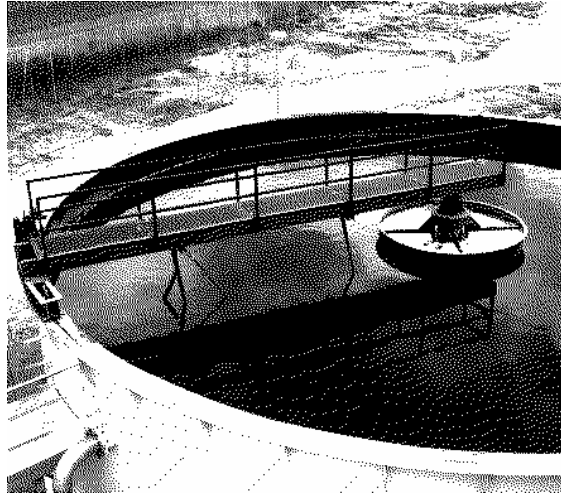


**Decantador de potables con canaletas de recogida con orificios**



**Descripción general de un decantador circular**

En los depósitos circulares la entrada normal es por el centro. Se suele conseguir una buena distribución colocando en la parte superior de la columna de entrada una campana deflectora para evitar turbulencias. La salida del agua se realiza por la periferia.

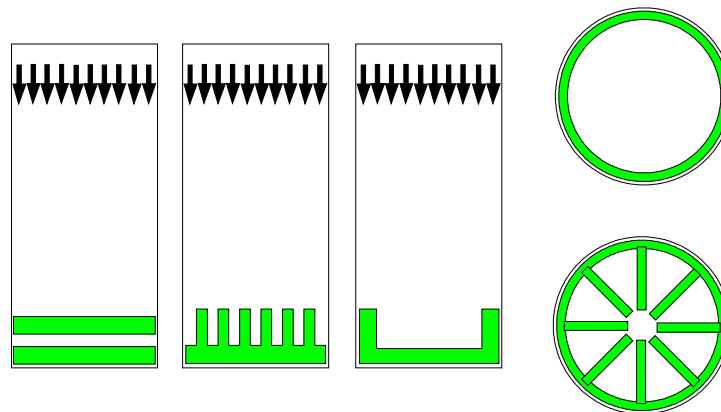


**Decantador con campana deflectora y puente para rasquetas**

La salida de agua se suele realizar mediante canaletas que incorporan vertederos triangulares o orificios y también mediante tuberías sumergidas con orificios. De los vertederos el agua tratada se recoge a través de canales con una pequeña pendiente o tuberías. La técnica de tuberías sumergidas con orificios se utiliza en aguas potables y funcionan a caudal constante. Los vertederos triangulares se utilizan en aguas residuales. No se atascan y admiten que se produzcan fuertes variaciones de caudal.

Los orificios de las canaletas deben estar muy bien nivelados, ya que debe pasar por todos el mismo caudal (los vertederos triangulares suavizan los problemas de nivelación). La pérdida de carga en los sistemas de salida debe ser muy grande para evitar que sean muy sensibles a la modificación de niveles. No se deben provocar corrientes que puedan arrastrar partículas ya sedimentadas. Se debe limitar el caudal de salida y la altura del depósito en la zona de vertido hacia la canaleta.

Si hay problemas se puede ampliar la canaleta de salida, de forma que el caudal unitario por metro de vertedero sea pequeño y no produzca corrientes.

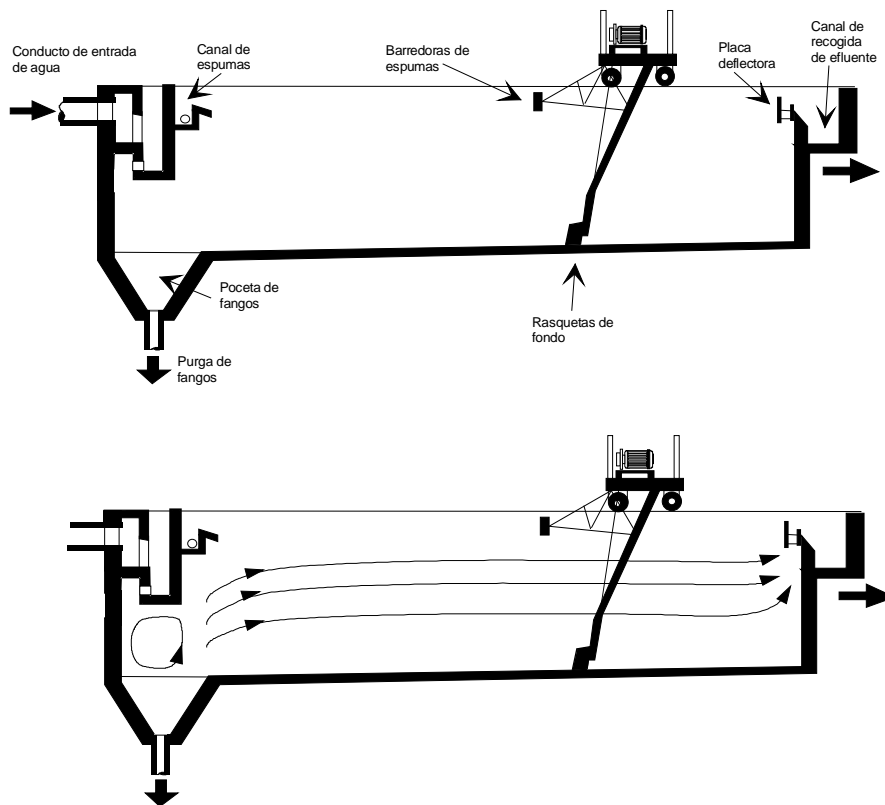


**Colocación de sistemas de salida de agua tratada en decantadores**

Los fangos se van acumulando en toda la superficie del decantador. Para proceder a extraer los sólidos sedimentados primero hay que acumularle en algún punto. La técnica habitual es utilizar rasquetas, que empujan los sólidos hacia el centro, en el caso de los decantadores circulares, y hacia un extremo, generalmente el de la entrada de agua bruta, en los decantadores rectangulares. Cuando la rasqueta regresa, en los rectangulares, se separa del fondo. Las rasquetas también pueden ir fijadas a un sistema de cadenas, que funciona a modo de cinta sin fin.



**Decantador rectangular con puente de rasquetas**



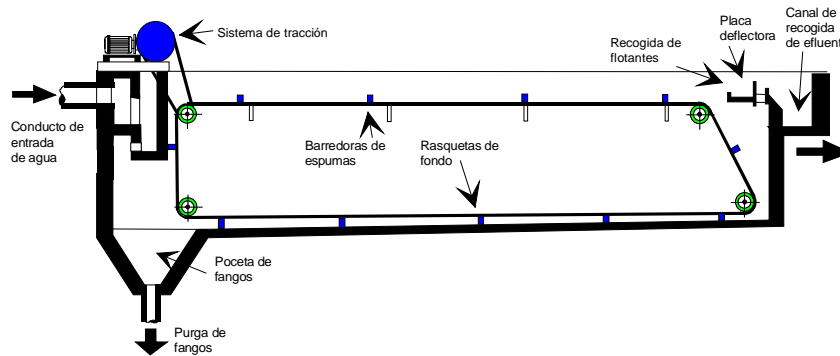
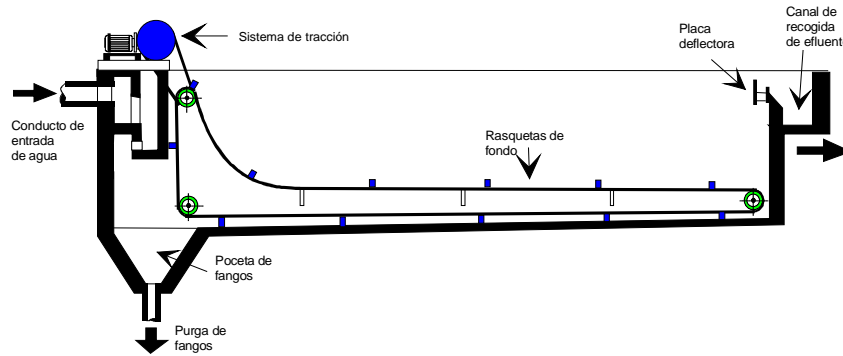
**Descripción general de un decantador rectangular**

Las pocetas de fangos suelen tener forma de tolva que se disponen a lo largo de todo el ancho. A estas tolvas llegan las tuberías de succión o de extracción de fangos. Se utiliza un sistema de purga intermitente, que se regula mediante válvulas automáticas temporizadas. Por ejemplo se puede realizar la purga cada 5 minutos, con un tiempo de apertura de 1 minuto.

En los decantadores circulares las rasquetas se apoyan en brazos radiales, que giran. Las rasquetas se colocan con una cierta inclinación para favorecer la acumulación de fango en el centro. Sobre el mismo puente se apoyan placas barredoras de espumas que conducen el agua hacia una tolva de recogida.

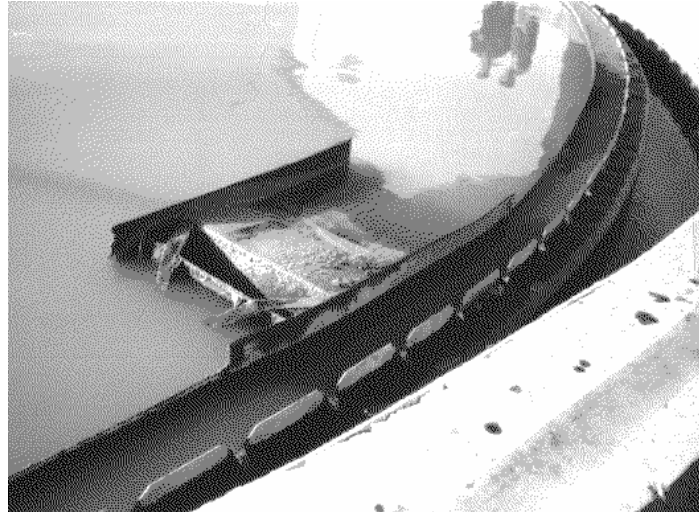
En algunas ocasiones no se colocan rasquetas para acumular el fango. En este caso es necesario que la pendiente del fondo sea al menos de 1:1. El fango se acumula por gravedad. Es normal en instalaciones pequeñas.

Otra variante técnica de recogida del fango es a través de sistemas de succión incorporados a los puentes de desplazamiento de rasquetas. El sistema incorpora bombas de succión que aspiran los sólidos.



**Sistema de rasquetas con cadena para decantadores rectangulares**

También es importante, en la decantación primaria sobre todo, la eliminación de los flotantes que se producen en el proceso. Para ello se dispone delante del vertedero de salida del agua decantada una chapa deflectora que evita la salida del decantador de estos flotantes. Para la acumulación de los mismos los sistemas de rasquetas disponen generalmente en superficie de barredoras superficiales que arrastran dichos flotantes hasta el punto de extracción. En los decantadores circulares la barredora superficial forma un ángulo con el radio del decantador acumulando los flotantes en la periferia. En un punto de esta el decantador dispone de una tolva de sobrenadantes o flotantes que constituye el sistema de extracción. En algunos casos dicha tolva dispone de una rampa por donde sube una parte de la barredora, introduciendo los flotantes en la misma.



*Caja de recogida de espumas y flotantes*

#### **B5.- 1.3.3.4.- Diseño**

Los parámetros de diseño, o funcionamiento, se obtienen a partir de los ensayos en laboratorio. Los valores y parámetros obtenidos se corrigen, en primer lugar, para tener en cuenta el paso a escala real y en segundo para aplicar coeficientes de seguridad, de minoración o mayoración. Por ejemplo las velocidades ascensionales se minoran con coeficientes de seguridad entre 1.25 y 1.75. El tiempo de retención hidráulica se mayor, con coeficientes de 1.5 a 2.

Estas correcciones se deben a la diferencia de escalas y a la importancia relativa de los fenómenos en un ensayo y en una instalación real. Se deben tener en cuenta razones como:

- **Turbulencia:** En la planta a escala real existen turbulencias, mientras que en las hipótesis de proceso teórico suponíamos régimen laminar. La turbulencia del flujo crea componentes no nulas de velocidad en direcciones diferentes a la teórica del movimiento del fluido. Si fuera el caso de la sedimentación de partículas discretas se podría afirmar que ello conlleva una disminución del rendimiento del proceso debido a la componente vertical de la velocidad. En consecuencia habría que imponer que el flujo no fuera turbulento, limitando para ello el valor del número de Reynolds. En el caso de partículas floculantes la anterior afirmación puede ser incorrecta dentro de ciertos límites, debido al hecho de añadirse a la floculación por el propio movimiento de las partículas la floculación por el movimiento del fluido. Con la turbulencia la sedimentación es más difícil. Este factor se corrige aumentando la VASC.
- **Cortocircuitos hidráulicos:** Un mal diseño de decantador generar flujos preferenciales y zonas muertas que anulen parte de la instalación. Los tiempos de retención hidráulica van a ser menores entonces. La estabilidad del flujo se impone limitando inferiormente el valor del número de Froude.
- **Problemas en la extracción:** Durante la explotación de decantador real se produce arrastre de partículas. Así, para una partícula dada existe una velocidad crítica de arrastre cuya expresión fue dada por Camp. Habrá que limitar la velocidad del fluido.

Otros factores que complementan el desajuste del paso entre las condiciones de ensayo y las reales son los siguientes:

- **Viento:** El viento puede generar turbulencias, corrientes y oleaje. Se limitan por este motivo las dimensiones máximas de los decantadores.
- **Temperatura** del agua.
- **Insolación.**
- **Corrientes convectivas:** La diferencia de temperaturas puede generar movimientos extraños de la masa de agua y generar arrastres.

La circulación del fluido así como su homogeneidad se puede estudiar mediante técnica de trazadores, determinando las curvas de dispersión. Así, si se introduce puntualmente un trazador en la entrada de un decantador, si éste fuese un depósito de sedimentación ideal se tendría una detección de salida de trazador de forma puntual y después de un tiempo igual al teórico de retención del decantador. Sin embargo, en la realidad, la salida del trazador se distribuye en el tiempo dando lugar a una curva de dispersión. Algunos autores han intentado correlacionar estos datos con el rendimiento del proceso. Para ello han definido la eficacia del decantador como el cociente entre la abscisa del centro de gravedad de la curva de dispersión (tiempo) entre el tiempo de retención teórico.

Otro factor de diseño que incide en el funcionamiento del decantador real es el sistema de evacuación de los fangos sedimentados. Al ser un proceso de funcionamiento continuo los fangos se han de evacuar durante dicho funcionamiento. Esta evacuación conlleva la acumulación, almacenamiento y extracción. Estas operaciones pueden interferir con la propia de sedimentación, dando lugar a arrastre de partículas o fangos con el efluente del decantador.

Con los factores intrínsecos se ha querido englobar a aquellos propios del agua residual a tratar. Así, un decantador real funciona con caudales variables, mientras que en el depósito de sedimentación idealizado se ha considerado la constancia de caudal. Por lo tanto, en la realidad habrá que tener en cuenta la variación de rendimientos. Otro tanto ocurrirá con la variación de la concentración de sólidos del afluente.

## **B5.- 2.- PRETRATAMIENTO. ESQUEMA GENERAL**

Las aguas brutas, antes de su tratamiento propiamente dicho, se someten a una serie de operaciones, físicas o mecánicas, que constituyen el pretratamiento. El objetivo del pretratamiento es separar o extraer del agua la mayor cantidad posible de las materias transportadas a través de los colectores y que, por su naturaleza, crean problemas en los tratamientos posteriores (obstrucción de tuberías, desgaste de equipos, formación de costras y enarenado de digestores anaerobios, etc.).

Mediante las operaciones del pretratamiento se eliminan residuos de volumen generalmente medio, la parte de contaminación más visible y molesta desde el punto de vista de la explotación (sólidos de grandes y medianas dimensiones, arenas, grasas, etc. ).

En todas las EDAR vamos a encontrar en primer lugar una obra de llegada de las aguas brutas. En esta instalación se colocan una serie de dispositivos orientados fundamentalmente a la regulación y control de caudales.

Las ARU que acceden a la EDAR por un colector pueden proceder de una red de alcantarillado unitaria o separativa; en el primer caso las dimensiones de la obra de entrada a la depuradora son

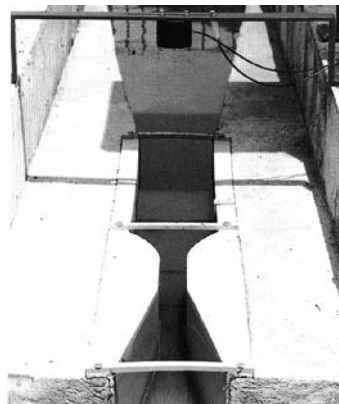


mayores, para ser capaces de manejar las aguas fecales y pluviales, que se caracterizan por las fuertes oscilaciones de caudal. En el segundo, sólo llega el caudal de las aguas residuales domésticas y comerciales. El caudal fluctúa poco en este caso. Así pues, el primer elemento a situar en la entrada de la depuradora, imprescindible si la red es unitaria, recomendable en cualquier caso ya que una red separativa nunca lo es de forma perfecta en la realidad, es un **aliviadero**, con el fin de derivar los caudales en exceso, vertiéndolos directamente al medio natural. En la EDAR sólo se tratará el caudal de diseño ya que en líneas generales en época de lluvia la contaminación estará diluida.

A veces se **sobredimensiona** el pretratamiento, de 4 a 6 veces el caudal de tiempo seco, rebajando paulatinamente el caudal a medida que pasa por los distintos tratamientos. Otra estrategia que se puede seguir en la obra de llegada para el control de las puntas provocadas por las aguas de tormenta es la construcción de depósitos fuera de línea, en los cuales se produce sedimentación, y desde los cuales, una vez la planta ha regresado a caudales medios, es necesario reincorporar ese agua a la línea de tratamiento.

Una operación que permite saltarse parcial o totalmente la depuradora consiste en la colocación en la entrada de un *by-pass* que derive las aguas de llegada al desagüe del rebose en caso de alguna contingencia.

Otro aspecto importante en la obra de llegada es la **medición del caudal**. Se suele realizar después del pretratamiento. Los sistemas de medición suelen ser sencillos y resistentes a la contaminación. Un canal de paso total, Parshall o Venturi, con estrechamiento plano o curvo respectivamente es una solución común. La medición de la altura de lámina se realiza de forma automática con sistemas basados en sensores ultrasónicos. Para poblaciones entre 5000 y 10000 h-e es recomendable su colocación, para superiores es obligatorio.



**Instalación de medida de caudal**

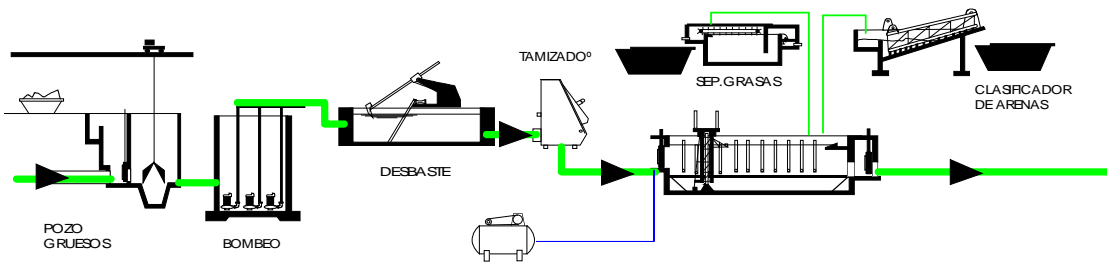
En muchas plantas, el colector llega a una cota demasiado baja con el consiguiente déficit de energía. A lo largo de las etapas de tratamiento también se van a producir pérdidas de carga (del orden de 2 a 3 metros en EDARs convencionales). El posible **bombeo** es preferible que sea posterior a todo el pretratamiento (es indispensable un desbaste previo en todo caso) y deberá ser a suficiente altura para que no sean necesarias más elevaciones de agua en la planta. Es normal la utilización, en este tipo de bombeos, de los tornillos de Arquímedes abiertos o bombas con rodete abierto y muy protegido. La mejora en los equipos de elevación permite en la actualidad dejar el proceso de desbaste y desarenado aguas abajo de la elevación, facilitando la posterior manipulación de los residuos que se producen.

Las operaciones de pretratamiento que se incorporarán en la cabecera de la línea de agua de la EDAR van a ser función de:

- la calidad del agua bruta (presencia de mayor o menor cantidad de sólidos, arenas, grasas, etc.)
- el tipo de tratamiento posterior en la línea de agua
- el sistema de tratamiento de fangos empleado
- la importancia de la instalación

Las operaciones que se pueden incorporar en un pretratamiento pueden ser las siguientes:

- Desbaste
- Desarenado
- Desengrasado



*Elementos básicos de un pretratamiento*

## B5.- 2.1.- DESBASTE

El objetivo general del desbaste es eliminar los residuos sólidos que arrastra el AR, haciendo pasar ésta a través de barrotos verticales o ligeramente inclinados, con una separación entre ellos en función del tamaño del material a retener.

Si se prevé la llegada de grandes sólidos o una excesiva cantidad de arenas, que podrían provocar problemas en el proceso de desarenado, en cabecera de planta se debe colocar un **pozo de gruesos**. Este pozo es un depósito con fondo tronco piramidal invertido y paredes muy inclinadas con el fin de concentrar los sólidos y las arenas decantadas en una zona específica de donde se puedan extraer con facilidad. Para la extracción se utilizan cucharas bivalvas de accionamiento electrohidráulico, que penden de polipastos y puentes-grúa con su correspondiente estructura-pórtico.

A la salida del pozo de gruesos, o de forma previa al sistema de elevación de agua, se colocan unas rejillas de desbaste grueso. Se consideran rejillas de **desbaste grueso** aquellas cuya separación entre barras está entre 50 y 100 mm. Las rejillas de **desbaste fino** son aquellas con espacios entre barras entre 10 y 25 mm.

Los barrotos deben tener unos espesores mínimos: la reja de gruesos entre 12 y 25 mm y la reja de finos entre 6 y 12 mm.

Actualmente se tiende al uso de tamices tanto en cabecera de la línea de agua como en la de fango. La luz de malla de un tamiz oscila entre 0.5 mm y 1 mm. El rendimiento del proceso con esta solución es muy elevado.

### 2.1.1.- TIPOLOGÍAS DE LOS SISTEMAS DE REJAS

En función de la disposición del plano de las barras se clasifican en:

- Verticales
- Inclínadas
- Circulares

En función de su sistema de limpieza las rejás pueden ser de limpieza manual o automática. Es importante valorar este aspecto en el momento de realizar el diseño del pretratamiento ya que una buena solución evita muchos problemas posteriores.

La limpieza manual se realiza con un rastrillo y la rejilla más adecuada es la inclinada (60°-80° respecto la horizontal). No deben ser de gran longitud. Se utiliza en pequeñas instalaciones.

Las rejás de limpieza mecánica eliminan los posibles problemas de atascos y reducen el tiempo para su mantenimiento. El mecanismo de limpieza suele ser un peine móvil que periódicamente barre la rejilla, extrayendo los sólidos retenidos. En las rejás curvas el movimiento del peine es circular. Si la rejilla es plana el movimiento de traslación se realiza con sistemas basados en cilindros neumáticos u oleohidráulicos, en sistemas basados en cadenas o en cables. El movimiento del rastrillo se puede realizar bien por la cara anterior o por la posterior de la rejilla.

El ciclo de limpieza se suele temporizar. Los mecanismos de automatización se pueden basar en relojes o temporizadores, estableciendo el ritmo de limpieza a partir del ensuciamiento medio y la experiencia, o mediante sistemas basados en la pérdida de carga que se produce al ensuciarse la rejilla. Esta pérdida de carga queda reflejada en la variación de niveles entre las caras anterior y posterior. Sondeas detectoras de nivel, aguas arriba y abajo, mandan una orden de limpieza en el momento en el que la diferencia de nivel supera un cierto valor. Se suelen complementar los dos sistemas.

Los residuos retirados de la rejilla se suelen acumular sobre una placa perforada para su escurrido, sobre todo cuando el sistema de limpieza es manual o la rejilla es circular. En los grandes sistemas los residuos extraídos se vierten a cintas transportadoras, sincronizadas con la limpieza de la rejilla, y se suelen comprimir de forma previa a su acumulación en contenedores.

### **B5.- 2.1.2.- DISEÑO DE REJAS DE DESBASTE**

Al realizar el diseño de una rejilla de desbaste se deben tener en cuenta los siguientes aspectos: tipo de equipo a utilizar, dimensiones del canal de la rejilla, intervalo de variación del caudal, separación entre barras y el tipo de automatismos de limpieza.

Normalmente el caudal máximo va a estar determinado en una sección aguas abajo del desbaste. A partir de esa sección el agua remansará y quedará fijado un calado máximo en el pretratamiento. El diseño del desbaste debe realizarse para la situación más desfavorable. En la zona de la rejilla hay que dar un sobreebanco al canal para mejorar el funcionamiento hidráulico.

La velocidad de paso y la pérdida de carga producida por las rejás son dos aspectos importantes que deben tenerse en cuenta en el diseño de una instalación de desbaste.

La velocidad de paso a través de la rejilla debe ser la suficiente para fijar los sólidos contra las barras sin que se produzca una pérdida de carga demasiado elevada o atascamiento. Se adoptan velocidades de paso en la sección libre de la rejilla entre 0.6 y 1.0 m/s a caudal máximo (siempre valores mayores de 0.4 m/s para evitar que se depositen arenas). Se calcula el ancho total necesario y se coloca el número de barrotes adecuado. Una vez conocido el espacio entre barras y su espesor se puede calcular la pérdida de carga que se va a producir en la rejilla limpia y también con un cierto

grado de suciedad. Se suele hacer un cálculo aproximado considerando que la rejilla se encuentra atascada en un 30 % de su sección libre. Se admiten pérdidas de carga comprendidas entre 0.1 y 0.2 metros en rejas gruesas y entre 0.2 y 0.4 en rejas finas.

Para el cálculo de las pérdidas de carga en rejas de barras se pueden utilizar diferentes fórmulas que tienen en cuenta la velocidad de llegada del flujo y la forma de las barras principalmente. Kirschmer propuso la siguiente ecuación para la pérdida de carga:

$$h_L = \beta \cdot \left(\frac{w}{b}\right)^{\left(\frac{4}{3}\right)} \cdot \frac{V^2}{2g} \cdot \text{sen} \alpha$$

en donde:

$h_L$  = pérdida de carga (m)

$\beta$  = factor de forma de la barra

$w$  = espesor máximo de las barras transversal a la dirección de la corriente (m)

$b$  = separación mínima entre barras (m)

$V$  = velocidad horizontal (m/s)

$g$  = aceleración de la gravedad ( $m^2/s$ )

$\alpha$  = ángulo de la reja respecto a la horizontal

La pérdida de carga aumenta con el grado de obturación. Los valores de  $\beta$  dados por Kirschmer para diferentes formas de barras se presentan en la tabla siguiente.

**Valores de  $\beta$  de Kirschmer**

TIPO DE REJA	$\beta$
Rectangular con bordes agudos	2.42
Rectangular con la cara de aguas arriba semicircular	1.83
Circular	1.79
Rectangular con ambas caras semicirculares	1.67

Los valores que se obtienen con la fórmula anterior sólo sirven cuando las barras están limpias.

El volumen de residuos retenidos por unas rejillas varía mucho en función del tipo de agua residual, de la separación entre barrotes, del caudal tratado, del tipo de colectores, etc. Se dan los siguientes valores aproximados:

- Para rejas gruesas de 6 a 12 L/día por cada 1000 habitantes.
- Para rejas finas de 15 a 27 L/día por cada 1000 habitantes.

En el caso de redes unitarias el volumen es muy variable debido a los arrastres de las lluvias y tormentas.

### B5.- 2.1.3.- TAMICES

El tamizado consiste en una filtración sobre soporte delgado perforado, que se utiliza en numerosos campos en el tratamiento del agua residual. En función de la dimensiones de los orificios del soporte se diferencian los siguientes tipos:

- **Macrotamizado:** Sobre chapa perforada o enrejado metálico con paso superior a 0.3 mm. Se utiliza para retener materias en suspensión, flotantes o semiflotantes, residuos vegetales o animales, ramas, etc.

- **Microtamizado:** Sobre tela metálica o plástica de malla inferior a 100 micras. Se utiliza para eliminar materia en suspensión de aguas naturales o aguas residuales pretratadas.

Actualmente se tiende al uso generalizado de tamices en los pretratamientos de las EDARs, pero son aconsejados sobre todo cuando las aguas brutas transportan cantidades excepcionales de SS, flotantes o residuos, o cuando existen vertidos industriales importantes, fundamentalmente del sector alimentario. No son aconsejables cuando la concentración de aceites y grasas en el agua es muy elevada.

Los tamices más utilizados actualmente son los estáticos y los rotatorios con autolimpieza. Los **tamices estáticos** llevan una reja constituida por barras horizontales de acero inoxidable, rectas o curvadas, de sección triangular, entre las cuales se filtra el agua. El agua se distribuye en la parte superior de la reja cuya inclinación sobre la horizontal disminuye progresivamente de arriba a abajo, entre 65° y 45° aproximadamente (intenta aproximarse a perfil Creager). Se obtienen de forma sucesiva los efectos de separación, escurrido y evacuación de las materias sólidas. El problema del uso de este sistema es la pérdida de carga que supone, que puede llegar a ser de hasta dos metros de altura. Puede obligar a la realización de nuevos bombeos.

Los **tamices rotatorios** llevan una reja cilíndrica de eje horizontal, constituida por barras de acero inoxidable de sección trapezoidal, que gira lentamente. Las materias retenidas en la reja se recuperan por medio de un rascador fijo y se evacúan.

El paso de malla de ambos tipos de tamices varía entre 0.2 y 2.0 mm.

La pérdida de carga en los tamices de malla fina suele venir especificada en tablas de los propios fabricantes. También se puede aplicar la fórmula del orificio:

$$h_L = \frac{1}{2g} \cdot \left( \frac{Q}{CA} \right)^2$$

en donde:

- C** = coeficiente de descarga
- Q** = caudal a través del tamiz (m<sup>3</sup>/s)
- A** = superficie libre sumergida efectiva (m<sup>2</sup>)
- g** = aceleración de la gravedad (m<sup>2</sup>/s)
- h<sub>L</sub>** = pérdida de carga (m)

Los valores de **C** y **A** dependen de factores de diseño del tamiz: tamaño y fresado de las ranuras, el tipo de trama, el diámetro de los huecos, y sobre todo el porcentaje de superficie libre. Se deben calcular experimentalmente. Un valor típico de **C** para tamiz limpio es 0.60. La frecuencia de limpieza va a ser fundamental para optimizar el funcionamiento del tamiz y la minimización de las pérdidas de carga.

Actualmente está teniendo una amplia difusión el **tamiz de tipo deslizante**. Estos tamices son de tipo vertical y continuo. Los sólidos retenidos son separados mediante bandejas o rastrillos horizontales. Son autolimpiables. Este tipo de tamices incorpora en la cinta un elemento filtrante llamado diente o gancho. La disposición de los dientes sobre ejes de acero inoxidable forma una rejilla filtrante que está montada sobre un bastidor soporte que se instala directamente sobre el canal. Los sólidos transportados por el agua son capturados por la rejilla filtrante, retirados por los dientes y descargados a un nivel más alto en la parte trasera del tamiz, inmediatamente detrás de la rueda motriz dentada. El circuito que recorre la rejilla hace que los elementos filtrantes se limpien a sí

mismos a medida que los ganchos de los dientes pasan entre los brazos de la siguiente hilera de elementos.

Otro tipo de tamiz que se comercializa es el llamado **de tornillo**. El tamizado se realiza a través de una placa perforada semi-cilíndrica. Los sólidos separados en la zona de filtración se transportan automáticamente fuera del canal mediante un tornillo sin núcleo. Un cepillo en espiral unido al extremo inferior del tornillo asegura que la malla filtrante esté limpia continuamente. Mientras son transportados por el tornillo sin núcleo los sólidos escurren por gravedad. En la parte superior se realiza una compactación de los sólidos.

#### **B5.- 2.1.4.- DILACERACIÓN**

La dilaceración consiste en triturar las materias sólidas arrastradas por el AR. En lugar de separar los materiales sólidos se les reduce de tamaño, al orden de 1 mm y se permite el paso hacia las siguientes etapas de tratamiento.

#### **B5.- 2.2.- DESARENADO. OBJETIVOS**

El desarenador tiene por objeto eliminar las materias pesadas de tamaño 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 los procesos posteriores.

La operación está diseñada para eliminar "arenas", partículas minerales, también se eliminan otros elementos de origen orgánico, como granos de café, semillas, cáscaras de huevos, fragmentos de metal, etc. La llegada de material de tipo inorgánico, arenas y gravas, a la EDAR es mayor cuando la red es unitaria, ya que las aguas de lluvia arrastran gran cantidad de sedimentos y deposiciones de las calles. También hay gran aportación de áridos cuando acceden a la red unitaria drenajes de escombreras o parques de almacenamiento de mineral.

El pozo de gruesos y el desbaste previo a los desarenadores evita la llegada de materiales de gran tamaño, de trapos, plásticos, etc, que empeorarían el rendimiento del proceso.

#### **B5.- 2.2.1.- FUNDAMENTO**

El estudio teórico del desarenado está relacionado con el fenómeno de decantación libre, que se interpreta por las fórmulas de Stokes (en régimen laminar), de Newton (en régimen turbulento) y de Allen (aplicable a un régimen transitorio). Mediante estas fórmulas se calculan las velocidades de sedimentación de las partículas esféricas. En este tipo de decantación las partículas en su caída no interfieren unas con otras y sedimentan independientemente. Hay que realizar algunas correcciones para tener en cuenta:

- la forma de los granos
- la concentración de los sólidos en suspensión (si sobrepasa el 5%)
- la naturaleza del flujo horizontal

Teniendo en cuenta los factores anteriores, en la práctica se toman como datos válidos en sedimentación libre, para partículas de arena de densidad  $2.65 \text{ t/m}^3$  y para una eliminación del 90 %, los siguientes:

Diámetro de partículas eliminadas (mm)	Velocidad de sedimentación (m/h)
0.150	40 - 50
0.200	65 - 75
0.250	85 - 95
0.300	105 - 120

Los desarenadores se diseñan para eliminar partículas de arena de un tamaño superior a 0.200 mm, con peso específico medio de 2.65 t/m<sup>3</sup>, con un porcentaje medio de eliminación del 90%. A veces se diseñan para eliminar partículas de menor diámetro si se esperan cantidades significativas de éstas. Si los pesos específicos esperados de las arenas son menores a 2.65 se deben utilizar velocidades de sedimentación inferiores a las que aparecen en la tabla anterior.

### B5.- 2.2.2.- TIPOS DE DESARENADORES

Las tipologías básicas utilizadas en aguas residuales son las siguientes:

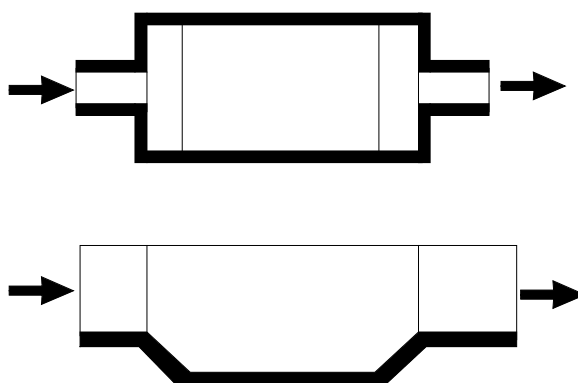
- De flujo horizontal:
  - Desarenador elemental
  - Desarenador de velocidad constante
- Especiales:
  - Desarenadores aireados
  - Desarenadores dinámicos

#### B5.- 2.2.2.1.- Desarenadores de flujo horizontal

Los desarenadores de flujo horizontal consisten en canales en los cuales la arena se acumula en un sobrefondo. Las condiciones de diseño del desarenador se deben cumplir en la parte superior.

El rendimiento del desarenador va a ser función directa de la velocidad del flujo a través del canal. En una EDAR los caudales que se tratan oscilan enormemente, por lo que las velocidades en el canal también oscilarán. En los desarenadores de flujo horizontal diferenciaremos entre los de flujo variable y aquéllos en los que mediante determinados mecanismos se consigue un flujo constante.

En los **desarenadores elementales** se permite la variación de la velocidad. Se diseñan para un caudal máximo y cuando trabajan con caudales medios o mínimos se tiene la seguridad de que su rendimiento es mayor. Se utilizan en pequeñas instalaciones de depuración. La arena se extrae manualmente de un canal longitudinal con una capacidad de almacenamiento de 4 a 5 días.



**Esquema básico de desarenador elemental**

Normalmente se colocan dos líneas gemelas de desarenado, cada una para tratar el caudal punta. Cuando una está trabajando la otra se aísla y se limpia.

Las aguas residuales contienen materias orgánicas de tamaños considerables, que sedimentan a la misma velocidad que las partículas inorgánicas y que no interesa extraer. Este problema se evita con el llamado "barrido o limpieza de fondo".

Las partículas que sedimentan en un desarenador lo hacen de acuerdo con la ley de Newton, que da el valor final de la velocidad de decantación:

$$v_s = \left[ \frac{4g(\rho_s - \rho)d}{3C_D\rho} \right]^{\frac{1}{2}}$$

en donde:

- $v$  = velocidad final de sedimentación (m/s)
- $\rho_s$  = densidad de la partícula (kg/m<sup>3</sup>)
- $\rho$  = densidad del fluido (kg/m<sup>3</sup>)
- $g$  = aceleración de la gravedad (m/s<sup>2</sup>)
- $d$  = diámetro de la partícula (m)

$C_D$  es un coeficiente de arrastre adimensional definido por la expresión:

$$C_D = \frac{24}{N_R} + \frac{3}{\sqrt{N_R}} + 0.34$$

en donde  $N_R$  es el número de Reynolds (la ecuación anterior es aplicable a números de Reynolds menores de 1000):

$$N_R = \frac{V_S d \rho}{\mu}$$

siendo  $\mu$  la viscosidad absoluta del fluido (para el agua a 20 °C es de 1,005 x 10<sup>-3</sup> kg/m/s).

Cuando  $N_R$  es pequeño (menor de 0.5) se pueden despreciar sumandos y trabajar directamente con:

$$C_D = \frac{24}{N_R} = \frac{24 \mu}{V_S d \rho}$$

Al sustituir en la ecuación de Newton se llega a la expresión de Stokes:

$$V_S = \frac{g}{18 \mu} (\rho_s - \rho) d^2$$

La velocidad horizontal de circulación en los tanques de decantación debe limitarse a un valor inferior a aquel que produzca el arrastre de las partículas depositadas en el fondo. La velocidad de arrastre horizontal viene definida por:



$$V_h = \left[ \frac{8\beta(s-1)gd}{f} \right]^{\frac{1}{2}}$$

siendo:

$V_h$  = velocidad horizontal o de arrastre (m/s)

$s$  = peso específico de las partículas (adimensional)

$g$  = aceleración de la gravedad (m/s<sup>2</sup>)

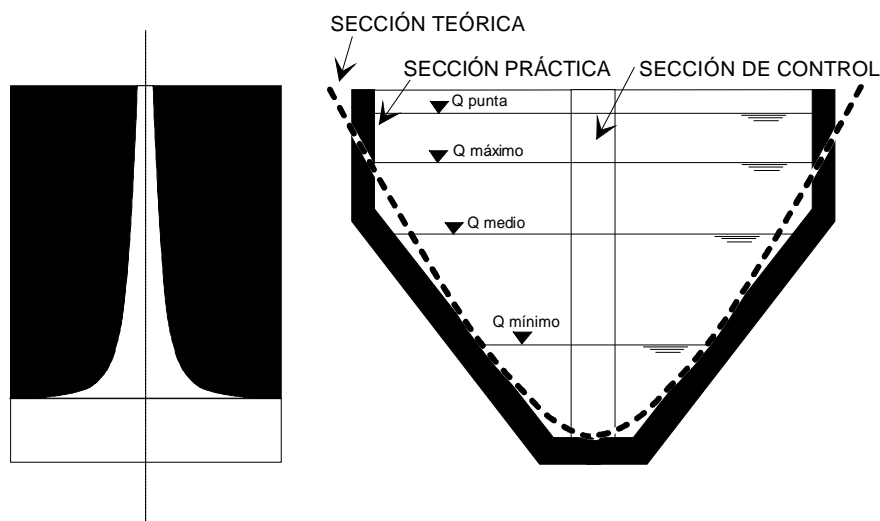
$d$  = diámetro de la partícula (m)

$\beta$  = constante adimensional de valor comprendido entre 0.04 y 0.06

$f$  = factor de rozamiento de Darcy - Weisbach, de valor entre 0.02 y 0.03

En los desarenadores la velocidad de arrastre es un parámetro de diseño muy importante. Se debe dimensionar el desarenador estableciendo la condición de que la arena se deposite mientras que la materia orgánica que pueda sedimentar, sea arrastrada y puesta nuevamente en suspensión. Para partículas de 0.2 mm y peso específico 2.65 la velocidad de arrastre es 0.23 m/s. Las partículas de materia orgánica tienen una densidad cercana a 1.1 t/m<sup>3</sup>, su velocidad de arrastre es 0.056 m/s. En la práctica se adopta una velocidad de paso superior a 0.30 m/s, con el fin de que la materia orgánica no decante y la arena que se extraiga sea limpia.

Los desarenadores de velocidad constante necesitan ir equipados con vertederos o secciones de control que aseguren la misma velocidad ante cualquier caudal. Una variación de caudal se refleja con un incremento de nivel. Se recurre a secciones de control con formas especiales o a secciones del tanque con forma parabólica.

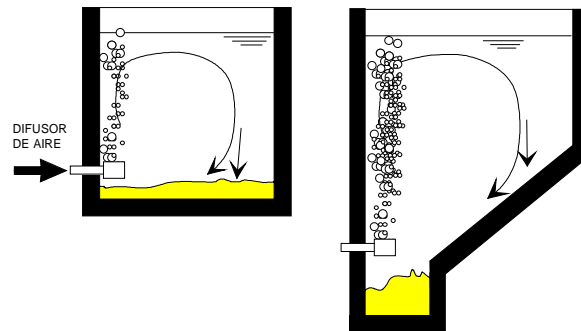


Vertedero de caudal proporcional para uso en desarenador de canal de sección transversal rectangular, y canal desarenador de sección parabólica con sección de control rectangular

### B5.- 2.2.2.2.- Desarenadores especiales

En los desarenadores especiales el objetivo es potenciar o favorecer las condiciones que determinan la velocidad de decantación de las partículas. Entre estos tipos se pueden citar los desarenadores aireados y los desarenadores dinámicos.

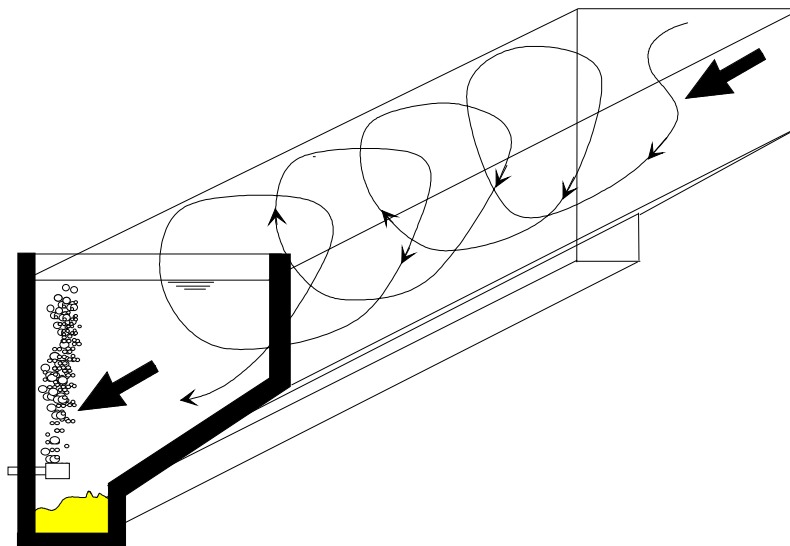
En los **desarenadores aireados** se inyecta aire con el fin de generar la rotación del fluido respecto a un eje longitudinal. Se crea una velocidad constante perpendicular a la de arrastre que lleva a la partícula hacia el fondo del depósito.



**Esquema conceptual del desarenador aireado**

Los desarenadores aireados ofrecen muchas ventajas:

- El agua se airea, con lo que se evita o aminora la producción de olores.
- Rendimientos constantes para variaciones de caudal.
- Pérdidas de carga muy pequeñas.
- Las arenas extraídas tienen un bajo contenido de materia orgánica, siempre que se controle adecuadamente el caudal de aire.
- Posibilidad de utilizarlo como desengrasador, cuando el contenido de grasas en el agua bruta no es excesiva.



**Circulación helicoidal del agua en el desarenador aireado**

Los difusores de aire están situados en uno de los laterales del tanque, a una distancia entre 0.5 y 0.9 metros sobre el fondo. La cantidad de aire a suministrar debe estar en el rango de 3.0 a 12 L/s por metro de longitud de canal, para canales de profundidad superior a 3.6 metros. Para canales menos profundos se considera suficiente con 1.5 a 7.5 L/s por metro. Otra referencia del aire a inyectar es 1 a 2 m<sup>3</sup> por hora por m<sup>3</sup>.

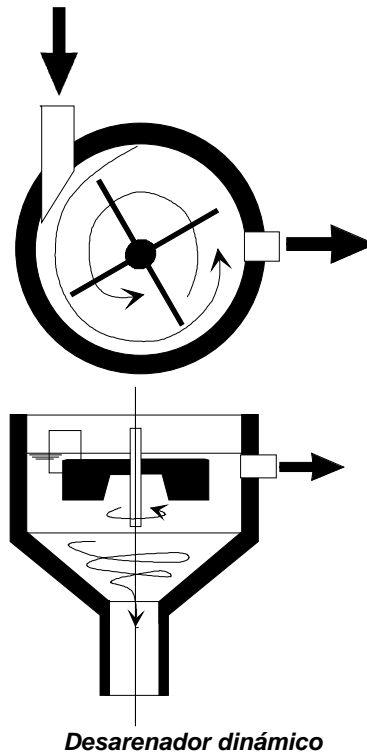
Los parámetros de diseño más importantes son:

- TRH: 2 a 3 minutos a caudal máximo de tratamiento.
- Velocidad horizontal: < 0.15 m/s
- Velocidad ascensional (no muy representativa):  $V_{ASC} < 100 \text{ m}^3 / (\text{m}^2 \cdot \text{h})$
- Relación longitud-anchura: de 1:1 a 5:1 (normal 3:1)

En los **desarenadores dinámicos** el agua entra tangencialmente en un depósito tronco-cilíndrico, con objeto de producir el efecto vórtex, provocando la decantación de la arena, mientras las partículas orgánicas se mantienen en suspensión. Para mantener la M. O. en suspensión van provistos de un sistema de agitación mediante paletas o por aire suministrado por un motocompresor.

Los parámetros de diseño más importantes son:

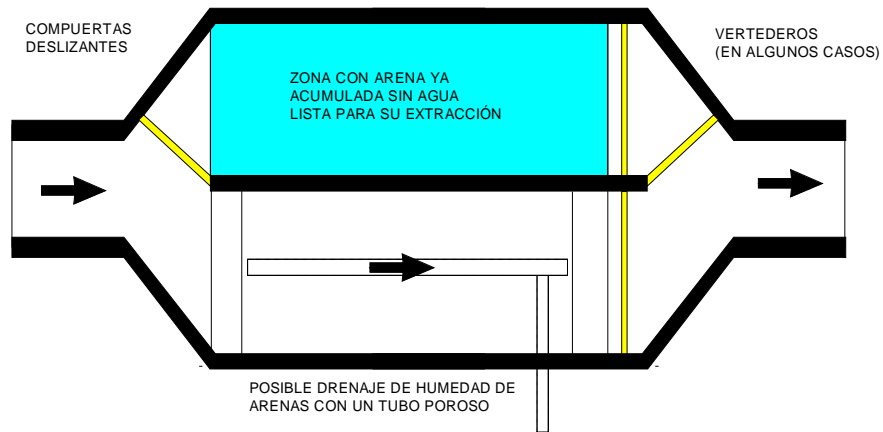
- TRH: 0.5 a 1 minuto
- Velocidad periférica media: 0.3 a 0.4 m/s,
- Velocidad ascensional (Sh la real): entre 150 y 200 m/h a Qmax.



Los desarenadores dinámicos tienen un buen rendimiento para un amplio rango de caudales. Siempre se obtienen unos mínimos.

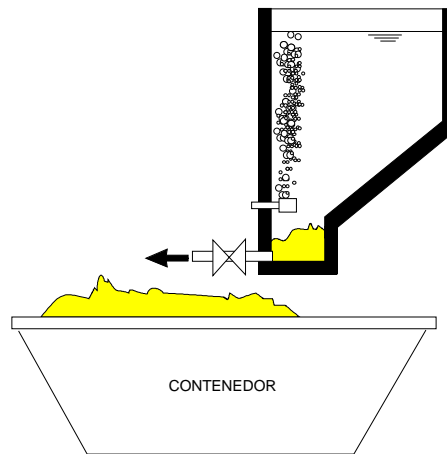
### **B5.- 2.2.3.- SISTEMAS DE EXTRACCIÓN DE ARENAS**

Los sistemas de extracción pueden ser manuales o mecánicos. Los manuales se emplean en plantas pequeñas, con desarenadores de tipo canal elemental. Se colocan dos desarenadores gemelos para alternar la limpieza. En el fondo del depósito se puede colocar un tubo dren que permita eliminar el agua que empapa las arenas antes de su extracción.

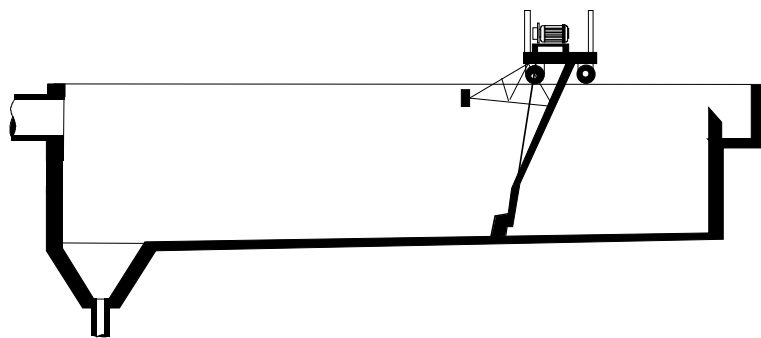


**Croquis en planta de un desarenador elemental**

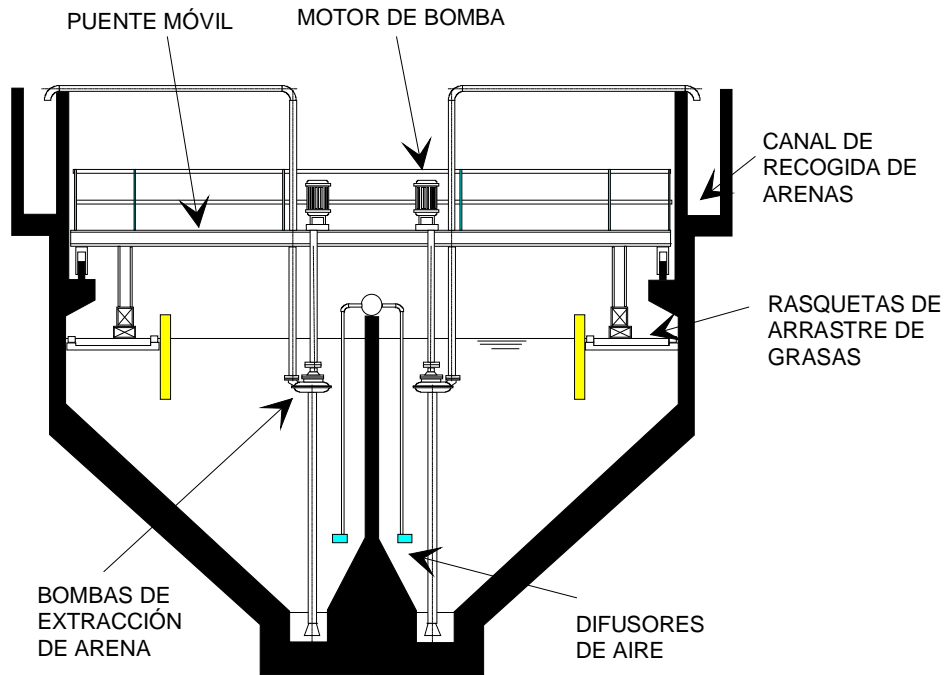
Si el desarenador está en cota alta se puede proceder a extraer directamente las arenas a partir de un dren situado en la parte inferior, como muestra la figura siguiente. También se puede colocar el contenedor de arenas en un foso, con todos los problemas que tal solución puede provocar.



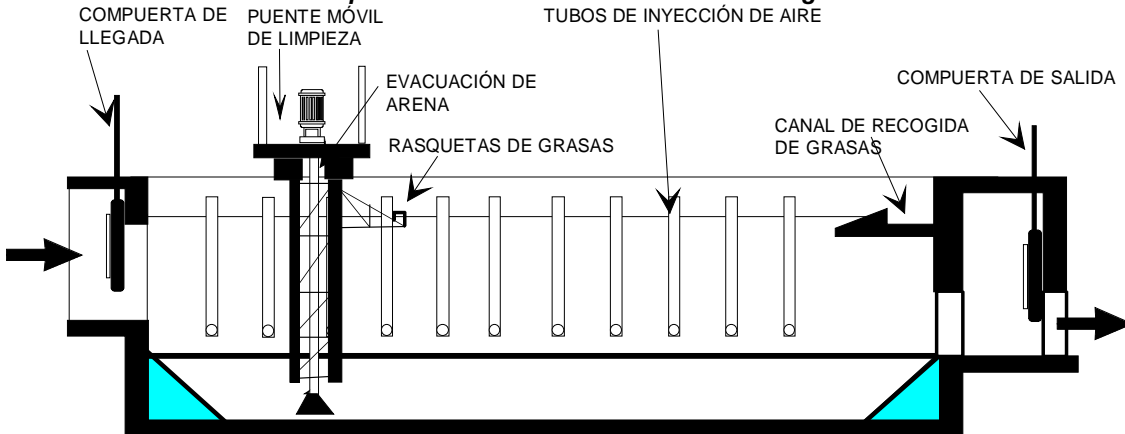
Los sistemas mecánicos pueden basarse en rasquetas, en bombas de extracción, fijas o móviles. La utilización de bombas implica que los mecanismos van a sufrir una fuerte abrasión. Se recurre a bombas de tipo "mamut" fijas a lo largo de todo el depósito, o se coloca una sólo en un puente móvil que recorre longitudinalmente el depósito. También se usan bombas con rodete abierto muy protegido con gomas o plásticos.



**Desarenador con rasquetas de recogida de arenas**



**Sección transversal típica de un desarenador aireado - desengrasador**

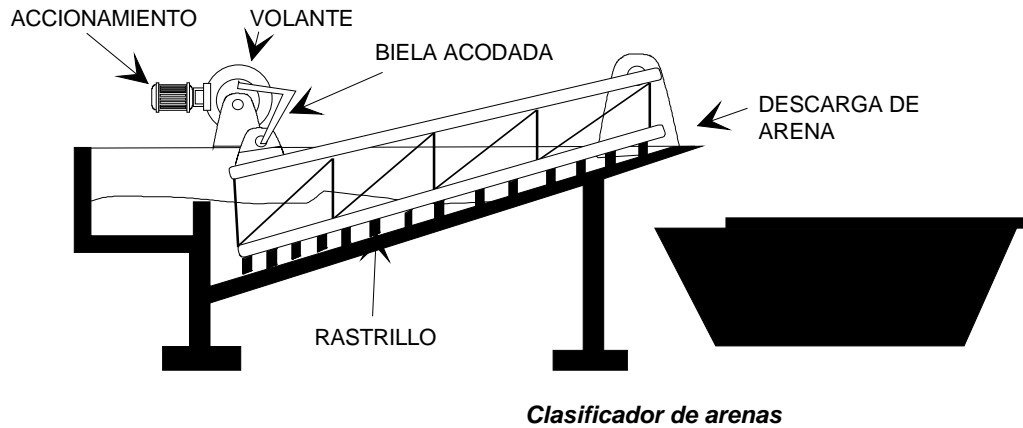


**Sección longitudinal de un desarenador aireado**

La arena y el agua extraídas se acumulan en algún punto y se procede a su separación.

La separación de arena-agua se puede realizar mediante diferentes técnicas:

- a) Sedimentación en un depósito poco profundo.
- b) Por separación mecánica (tornillo de Arquímedes, clasificador alternativo de rastrillos) y almacenamiento en tolva fija o en contenedor.
- c) Mediante hidrociclón y almacenamiento en tolva con vertedero de rebose.
- d) Mediante hidrociclón y recogida por tornillo de Arquímedes antes de su almacenamiento en tolva fija o en contenedor.



### B5.- 2.2.4.- PRODUCCIÓN DE ARENAS

Según datos empíricos obtenidos en diversas plantas los volúmenes de arenas extraídas pueden oscilar entre 1 y 15 L/hab/año. Se consideran valores normales de diseño los siguientes:

- Redes separativas: 5 L/m<sup>3</sup> de agua residual.
- Redes unitarias: 50 L/m<sup>3</sup> de agua residual.

Para el almacenamiento se diseña con los siguientes valores medios: 0.3 a 0.4 L/m<sup>3</sup> de AR.

### B5.- 2.3.- DESENGRASADO

No siempre aparece el desengrasado en el pretratamiento de una EDAR. Su objeto es eliminar las grasas, aceites, espumas y demás materias flotantes, que podrían perturbar procesos posteriores.

El desengrasado suele ser estático o mediante insuflación de aire para desemulsionar las grasas y conseguir una mejor flotación de éstas.

En los desengrasadores estáticos son necesarios tiempos de retención altos. Los flotantes se recogen en la parte superior. Se usa en talleres.

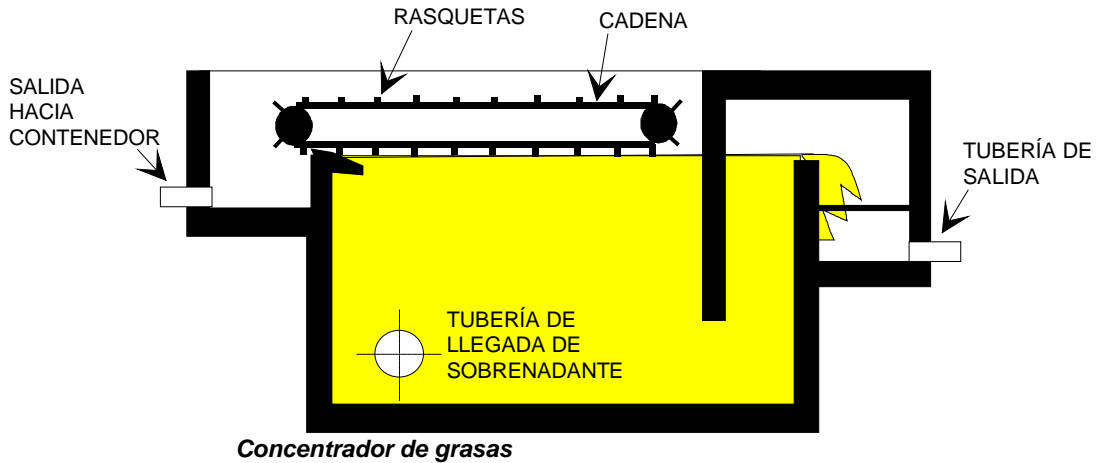
La separación con aire podría realizarse en los decantadores primarios, que poseen rasquetas para flotantes, pero cuando el volumen de grasas es importante este sistema de recogida es deficiente y hay que emplear otros.

El desengrasado se puede efectuar de forma combinada en el mismo depósito que el del desarenador aireado. Se crea una zona tranquilizada en la superficie en donde se concentran las grasas y flotantes, de donde se evacúan mediante rasquetas. Las partículas tienden a acercarse a las burbujas de aire y a flotar.

Cuando el desengrasador es independiente los parámetros de diseño son los siguientes:

- Volumen de aire a inyectar: 4 - 8 m<sup>3</sup>/h.m<sup>3</sup> de tanque
- TRH: 10 minutos
- Velocidad ascensional:  $V_{ASC} < 35$  m/h

Las grasas y flotantes extraídos de los desengrasadores se tratan posteriormente en un concentrador de grasas, en donde se desprenden de su contenido de agua (ver figura siguiente).



Las grasas y espumas son en su mayor parte residuos orgánicos y podrían tratarse en digestión anaerobia, junto con los fangos de la EDAR, pero pueden provocar problemas al formar costras en el digestor.

En un vertido al mar la eliminación de flotantes y grasas es muy importante. En el vertido al mar el pretratamiento es siempre obligado.

### B5.- 2.4.- RESUMEN DE PARÁMETROS DE DISEÑO

<b>DESBASTE</b>	Separación entre barrotes		Rejillas de desbaste grueso	5 - 10 cm
			Rejillas de desbaste fino	1.5 - 2 cm
			Tamices	0.5 - 1 mm
	Atascamiento máximo en rejillas			< 30 %
	Velocidad de paso máxima			< 1 m/s
Producción de residuos			0.10 - 0.15 L/m <sup>3</sup>	
<b>DESARENADO</b>	<b>DESARENADOR ELEMENTAL</b>	Partículas a eliminar		∅ ≥ 0.2 mm
		Velocidad ascensional		< 70 m/h
		Velocidad de paso		< 0.3-0.4 m/s
		Relación longitud/calado		20 - 25
	<b>DESARENADOR AIREADO</b>	Velocidad ascensional		< 100 m/h
		Tiempo de retención hidráulico		2 - 3 min
		Velocidad de paso		< 0.15 m/s
		Caudal de aire		1-2 m <sup>3</sup> /h.m <sup>3</sup> tanque
		Velocidad tangencial		0.3 - 0.5 m/s
		TRH		0.5 - 1 min
Capacidad de sistemas de extracción de arena		Red separativa	5 L/m <sup>3</sup>	
		Red unitaria	50 L/m <sup>3</sup>	
<b>DESENGRASADO</b>	Velocidad ascensional		< 35 m/h	
	Tiempo de retención hidráulico		> 10 min	
	Caudal de aire		4-8 m <sup>3</sup> /h. m <sup>3</sup> tanque	

## **B5.- 3.- TRATAMIENTO PRIMARIO. OBJETIVOS**

El principal objetivo del tratamiento primario es la reducción de los sólidos en suspensión del agua residual. Es interesante recordar la definición de este tipo de índice (SS) la cual viene dada por su determinación analítica en laboratorio.

El análisis de SS mide la cantidad de materia retenida en un filtro al hacer pasar a través de él el agua residual. La expresión habitual es en mg/L. El filtro normalmente utilizado retiene partículas de tamaño superior a una micra ( $\mu\text{m}$ ). Dentro de estos sólidos en suspensión quedan incluidos los sólidos sedimentables (sólidos que sedimentan al mantener el agua residual en condiciones de reposos durante una hora), los flotables (definibles por contraposición a los sedimentables) y parte de los sólidos coloidales (tamaño entre  $10^{-3}$  y 10 micras). Los tamaños superiores a las 200 micras ya deben haber sido eliminados en el desarenador.

Como en general parte de los sólidos en suspensión están constituidos por materia orgánica el tratamiento primario va a producir también una reducción de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO). Igualmente se puede conseguir una reducción de la contaminación bacteriológica.

El grado de tratamiento o nivel de reducción de estos índices de contaminación que se alcanza en un tratamiento primario depende del proceso utilizado y de las características de las aguas residuales.

En procesos de pequeña depuración puede llegar a suprimirse el primario. En otros casos, por ejemplo para el vertido al mar, el tratamiento primario, junto con el desbaste, pueden ser los únicos procesos de la depuradora.

### **B5.- 3.1.- TIPOS DE PROCESOS**

Aunque existen múltiples procesos que se pueden considerar incluidos dentro del tratamiento primario (filtración, tamizado, ciertos lagunajes, fosas sépticas, tanques Imhoff, etc) los principales procesos utilizados en la depuración de cierta importancia de las aguas residuales se pueden clasificar como sigue:

- Procesos de separación sólido - líquido:
  - Sedimentación (o decantación primaria).
  - Flotación.
  - Proceso mixto (decantación - flotación).
  
- Procesos complementarios de mejora:
  - Floculación.
  - Coagulación. (proceso físico - químico).

### **B5.- 3.2- DECANTACIÓN PRIMARIA**

#### **B5.- 3.2.1.- OBJETIVO**

El objetivo de la decantación primaria es la reducción de los sólidos en suspensión de las aguas residuales bajo la exclusiva acción de la gravedad. En consecuencia sólo se puede pretender la eliminación de los sólidos sedimentables y las materias flotantes.



### 3.2.2.- TEORÍA DE LA SEDIMENTACIÓN APLICABLE

Según la clasificación de Fitch existen cuatro tipos de sedimentación, ya vistos anteriormente, claramente diferenciados:

- Sedimentación clase 1 ó de partículas discretas.
- Sedimentación clase 2 ó de partículas floculantes.
- Sedimentación clase 3 ó zonal.
- Sedimentación clase 4 ó por compresión.

Ejemplos concretos de estos tipos de sedimentación en la depuración de aguas residuales son el desarenado (clase 1), la decantación primaria (clase 2), la decantación secundaria del proceso de fangos activos (clase 3) y el espesamiento de fangos por gravedad (clase 4).

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, éstas (si tienen buenas características floculantes) se agregan (o floculan) formando una nueva partícula de mayor tamaño y aumentando, en consecuencia, su velocidad de sedimentación. En este caso la trayectoria de una partícula en un depósito de sedimentación será una línea curva de pendiente creciente.

#### B5.- 3.2.3.- PARÁMETROS DE DISEÑO

Los parámetros de diseño de la sedimentación de partículas floculantes son dos:

- **Velocidad ascensional o carga superficial** (caudal de fluido dividido por la superficie del depósito de sedimentación). Este era el único parámetro de la sedimentación de partículas discretas.
- **Tiempo de retención** (volumen del depósito de sedimentación dividido por caudal). A veces en vez de este parámetro se toma la altura del depósito al ser ambos parámetros interdependientes. Con estos parámetros se posibilita una mayor probabilidad de encuentro (floculación) entre las partículas que sedimentan.

Además de estos parámetros existen ciertas características del agua residual que afectan al rendimiento del proceso. Así, mientras en la sedimentación de partículas discretas la principal característica era el tamaño de las partículas, en la decantación primaria los factores básicos son la concentración de Ss y las características floculantes de los mismos.

#### B5.- 3.2.4.- TIPOS DE DECANTADORES PRIMARIOS

A diferencia de los decantadores utilizados en aguas potables, que utilizaban recirculación (decantadores dinámicos) en aguas residuales urbanas se utilizan decantadores estáticos.

No se utiliza recirculación debido a la presencia de MO en el agua, que podría dar lugar a un elevado consumo de oxígeno, pudiendo entrar en anaerobiosis, produciendo gases, con posible flotación de partículas, y olores. Los tiempos de retención hidráulica deben limitarse en los decantadores primarios por esta causa.

Las formas rectangulares y circulares son habituales. Las características son similares a las descritas en capítulos anteriores.

**B5.- 3.2.5.- DISEÑO BASADO EN LA EXPERIENCIA**

De la cantidad de aplicaciones de la decantación primaria a las aguas residuales urbanas, fundamentalmente de origen doméstico, se han ido deduciendo con el tiempo una serie de valores aconsejables de los parámetros de diseño para dicho proceso. Así, el Ministerio de Obras públicas y Urbanismo, a través de su Dirección General de Obras Hidráulicas, en sus Pliegos de Bases para Concursos de Proyecto y Ejecución de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales, impone ciertas limitaciones a los valores de los parámetros de diseño. Se adjuntan los valores adoptados en el Anteproyecto del Nuevo Modelo de Pliego de Bases.

La carga sobre vertedero corresponde al caudal de efluente por metro lineal del vertedero de salida. Su limitación viene impuesta para evitar el arrastre de fangos del fondo del decantador. Teóricamente debería estar relacionada con la altura del vertedero sobre el fondo del decantador.

<b>PARÁMETROS DE DISEÑO DE DECANTACIÓN PRIMARIA. (Anteproyecto Nuevo Pliego de Bases - MOPU)</b>	
Velocidad Ascensional	a $Q_m$ < 1.3 m/h a $Q_M$ < 2.5 m/h
Tiempo de Retención	a $Q_m$ < 2 h a $Q_M$ < 1 h
Carga sobre Vertedero	a $Q_M$ < 40 m <sup>3</sup> /h.mL
Calado (bajo vertedero)	2 a 3.5 m.
Reducción de SS	> 65%
Velocidad de Rasquetas	D. circular < 120 m/h D. rectangular < 60 m/h
Tiempo de Retención de Fangos.	< 5 h

$Q_m$  = caudal medio

$Q_M$  = caudal máximo

En los valores expuestos se limitan la velocidad ascensional, tiempo de retención y altura, que como se ha visto, están relacionados. El ajuste óptimo a estas limitaciones obliga a adoptar profundidades comprendidas entre 2,0 y 2,6 metros, al no conseguir ahorros de superficie de decantación al aumentar la altura por encima de 2,6 metros.

Aunque se exige una mínima reducción de sólidos en suspensión esto no es práctico pues, como se ha visto, dicha reducción depende la constitución de los sólidos en suspensión del agua residual problema. Puesto que el decantador primario elimina sólidos en suspensión sedimentales, un cierto valor mínimo de reducción de estos sólidos si sería totalmente exigible, en la explotación del decantador. No obstante el valor anteriormente apuntado es generalmente alcanzable y puede constituir un dato de partida para el cálculo de la producción de fangos de la decantación primaria.

Para evitar perturbaciones en el rendimiento del decantador producidas por el sistema de evacuación de fangos se limita la velocidad máxima de desplazamiento de las rasquetas. En el caso del decantador circular viene dada por la periférica. Igualmente se limita el tiempo máximo de retención de los fangos en las pocetas de almacenamiento para evitar su anaerobiosis y las consiguientes perturbaciones sobre el proceso, principalmente flotación de fangos.

Además de los datos apuntados existen otros valores utilizados en el diseño práctico de la decantación primaria. De una revisión de la bibliográfica se han extraído los que a continuación se exponen:

- En la alimentación a un decantador mediante canal de reparto la pérdida de carga en el elemento unitario de entrada ha de ser de 5 a 10 veces la pérdida de carga en dicho canal.
- La corona de reparto en un decantador circular de alimentación central, tiene unas dimensiones que generalmente cumplen las siguientes relaciones: su diámetro está comprendido entre 0,05 y 0,20 veces el diámetro del decantador. Su altura está comprendida entre 1/3 y 1/5 de la profundidad máxima del decantador.
- La pendiente de la solera de un decantador rectangular suele ser del 1%, En uno circular, puede oscilar entre 2% y 8%.
- En decantadores rectangulares la relación longitud partido por altura adopta valores comprendidos entre 4 y 35, mientras que la relación longitud partido por ancho está comprendida entre 1,5 y 7,5. En los decantadores circulares la relación radio partido por altura suele estar comprendida entre 2,5 y 8.
- El accionamiento de los sistemas de rasquetas de los decantadores circulares normalmente necesitan una potencia de 0,001 CV por cada metro cuadrado de superficie del decantador mientras que los rectangulares necesitan 0,01 CV por metro cuadrado.
- Aunque no es previsible a partir de la experiencia el conocer la reducción de DBO<sub>5</sub> que conseguirá un decantador primario, un valor normalmente alcanzado para aguas residuales urbanas de tipo doméstico es del 30%. Este es el valor que suele adoptarse en el diseño de una estación depuradora conocer la contaminación del efluente de la decantación primaria.

### B5.- 3.2.6.- FANGOS PRODUCIDOS

La cantidad de fangos a extraer de la decantación primaria (fangos primarios) viene dada por la cantidad de sólidos en suspensión eliminados en el proceso. Esto viene dado por la siguiente expresión:

$$K = Q \cdot SS \cdot R \cdot 10^{-5}$$

En donde:

**K** = Cantidad de sólidos en suspensión del fango primario, (kg/día)

**Q** = Caudal de tratamiento (m<sup>3</sup>/d.).

**SS** = Concentración media de SS del agua residual influente (mg/l.).

**R** = Rendimiento medio de reducción de SS de la decantación primaria(%).

Si se considera la densidad de fango igual a la del agua (dada su escasa diferencia) el volumen de fangos primarios producidos puede ser aproximado por la siguiente expresión:

$$V = \frac{K}{10 \cdot C}$$

en donde:

**V** = Volumen diario de fangos primarios (m<sup>3</sup>/día).

**C** = Concentración del fango primario (%).

El fango primario generalmente tiene un color "marrón-sucio" y desprende mal olor. Tiene una gran cantidad de patógenos y es putrescible, debido a la materia orgánica que contiene. Es por esto por lo

que generalmente es necesaria su estabilización. Aunque no drena bien en eras de secado se deshidrata bien mecánicamente.

La concentración del fango primario suele estar comprendida entre el 3% y el 8%. El modelo de Pliego de Bases anteriormente citado, la limita al 3%, para el diseño. Cuando se envía el exceso de fangos activos a la decantación primaria la concentración del fango mixto normalmente será menor que la correspondiente del fango primario. En este caso habrá que dimensionar el sistema de evacuación de fangos para el conjunto de fangos mixtos producidos.

### **B5.- 3.2.7.- EXPLOTACIÓN**

Los problemas de funcionamiento de la decantación primaria pueden tener su origen, como los de cualquier otro proceso, en cuatro factores básicos: diseño, avería de equipos, influente y explotación.

Además de las posibles variaciones de las características del efluente hay que tener en cuenta los circuitos internos de la depuradora, como puede ser el envío de los sobrenadantes de la digestión a la decantación primaria.

Dentro de los problemas propios de la explotación el principal consiste en la temporización de la purga de fangos. Con ésta se regula el caudal de extracción de fangos. Si este caudal es excesivo, la concentración de los fangos resulta baja, pudiendo perjudicar a los procesos de tratamiento de fango. Si por el contrario el caudal es pequeño, los fangos se van almacenando en el decantador. Esto puede traer como consecuencia una disminución del rendimiento del proceso y la entrada de los fangos en anaerobiosis, con la consiguiente posibilidad de malos olores y flotación del fango decantado. Parecidas consecuencias puede conllevar la adopción de excesivos intervalos de tiempo entre purgas.

### **B5.- 3.2.8.- APLICABILIDAD**

La utilidad de la decantación primaria en el contexto de una depuración convencional viene condicionada fundamentalmente por dos factores:

- Nivel de seguridad o garantía de depuración, bajo el concepto de conseguir el mayor grado de depuración en cualquier situación.
- Tipo de tratamiento de fangos adoptado en la depuradora.

Así, cuando el tratamiento de fangos se realiza de forma conjunta con el tratamiento del agua (caso del proceso de aireación prolongada) no tiene sentido la adopción de la decantación primaria. En caso contrario se extraería al agua los sólidos sedimentales en el decantador primario y para su posterior tratamiento se introducirían en el proceso de aireación prolongada, lo cual es equivalente a introducir en este proceso el agua residual bruta.

Por otra parte, cuando el tratamiento de fangos es independiente del agua, pero de tipo aerobio, es decir, similar al tratamiento biológico del agua, no parece que se consiga ningún ahorro con la decantación primaria. En general, serán de esperar menores problemas de explotación del tratamiento biológico (sedimentaciones en el reactor, obstrucciones, etc.). Ahora bien, cuando por cualquier circunstancia el tratamiento biológico no funciona, la adopción de la decantación primaria permite verter agua decantada en vez de agua bruta (para ello será necesario adoptar un *by-pass* del tratamiento biológico). Por lo tanto se tiene una mayor garantía de depuración en cualquier situación.

Evidentemente el nivel de garantía a exigir a una depuradora dependerá de la importancia de la misma. El Anteproyecto de Nuevo Modelo de Pliego de Bases del MOPU, recomienda la no

consideración de la decantación primaria, cuando el tratamiento biológico de las aguas sea el de aireación prolongada (recomendado para poblaciones menores de 10.000 habitantes) y para poblaciones menores de 20.000 habitantes. En el caso *by-pass* del tratamiento biológico. Dentro de la aplicabilidad de la decantación primaria hay que tener en cuenta que generalmente constituye un elemento básico del tratamiento físico-químico.

### B5.- 3.2.9.- PARÁMETROS DE DISEÑO DE LA DECANTACIÓN PRIMARIA

Rendimiento eliminación*	SS	60-65 %
	DBO <sub>5</sub>	30-35 %
Velocidad ascensional	Q <sub>m</sub>	< 1.3 m/h
	Q <sub>M</sub> (Q <sub>máx</sub> )	< 2.5 m/h
Tiempo de retención (vol/Q)	Q <sub>m</sub>	> 2 h
	Q <sub>M</sub>	> 1 h
Carga sobre vertedero (Q <sub>p</sub> )**		< 40 m <sup>3</sup> /h.m.l
Calado bajo vertedero**		2-3.5 m
Velocidad rasquetas (perimetral)***	Dec ∅	< 120 m/h
	Dec □	< 60 m/h
Tiempo de retención fangos en poceta		< 5 h
Concentración de fangos		3-5 %
Pendiente solera	Dec ∅ (rasq)	5-10 %
	Dec □ (rasq)	1-2 %
∅: Corona de reparto	Diámetro	0.10-0.15 ∅ <sub>dec</sub>
	Altura	0.25-0.50 H <sub>T</sub> (central)
∅: Accionamiento puente: Central****↔		ω > 0.04 rpm
□ Dimensiones*****	Relación largo/ancho (1.5-7.5)	3-5
	Relación longitud/calado	4-35

\* Depende del porcentaje de sedimentables sobre los SS totales (poco abundantes en ARI). Por ejemplo, en el caso de un elevado número de aquellos el rendimiento de eliminación exigible se eleva al 90 %.

\*\* Para evitar la extracción de fangos.

\*\*\* Para evitar la resuspensión de fangos.

\*\*\*\* En decantadores pequeños. En grandes, se recurre a accionamiento periférico.

\*\*\*\*\* La limitación máxima por posible influencia del viento para circulares es de 40-45 m y para rectangulares es de 60 - 70 m.

### B5.- 3.3.- PROCESOS COMPLEMENTARIOS DE LA DECANTACIÓN PRIMARIA

Se ha visto anteriormente que la decantación primaria es capaz de eliminar los sólidos sedimentables y flotables. Para aumentar el rendimiento del proceso será necesario, además, eliminar sólidos coloidales.

La fracción coloidal no puede eliminarse por sedimentación. La turbidez y el color suelen estar asociados a partículas coloidales. En estos tamaños de partículas las propiedades superficiales y las cargas eléctricas tienen efectos más importantes que el peso relativo de la partícula en el agua.

Las partículas coloidales presentan cargas superficiales electrostáticas que hace que existan fuerzas de repulsión entre ellas y les impida aglomerarse para sedimentar. Estas cargas son, en general, negativas. Un coloide puede estar en suspensión casi un tiempo infinito.

Para eliminar los coloides del seno del agua es necesario llevar a cabo una agregación de las partículas en partículas más grandes y más fácilmente decantables. Normalmente es necesario introducir en el agua un producto capaz de:

- neutralizar la carga de los coloides
- formar agregados de partículas.

Esto se puede hacer mediante la incorporación de los procesos de floculación y coagulación.

### **B5.- 3.3.1.- FLOCULACIÓN**

Con la floculación se consigue agregar las partículas coloidales desestabilizadas (aunque no es necesario que fuesen ex-coloides). La agregación se ve facilitada si las partículas se ponen en contacto y si hay algo que cree enlaces entre ellas y mantenga el contacto. Lo primero se consigue mediante la mezcla y lo segundo mediante la adición de floculantes. El proceso de formación de enlaces y agregados es lento, se llegan adoptar tiempos que van desde 10 minutos a 30 minutos.

Hay que mezclar bien el floculante con el agua, pero si se mezcla con demasiada energía se pueden romper los flóculos ya formados. El proceso de mezcla y floculación debe ser lento.

Realizando una floculación del agua residual previamente a su decantación, se puede conseguir aumentar la velocidad ascensional de diseño y disminuir el tiempo de retención en decantación. A igualdad de condiciones, el uso de la floculación puede conseguir un aumento de 10 a 20 puntos en el rendimiento de reducción de sólidos en suspensión.

Esta floculación puede realizarse bien por aireación, fundamentalmente por difusión de aire para limitar al máximo los cortantes, o bien mecánicamente. En este último caso, suele ser normal la disposición de la floculación y la decantación en un sólo aparato, ubicando el floculador en el centro del decantador circular.

La floculación mediante agitación suave del agua residual consigue la agregación de las partículas al aumentar la probabilidad de contacto entre las mismas. Otra forma de aumentar esta probabilidad es aumentar la concentración de partículas.

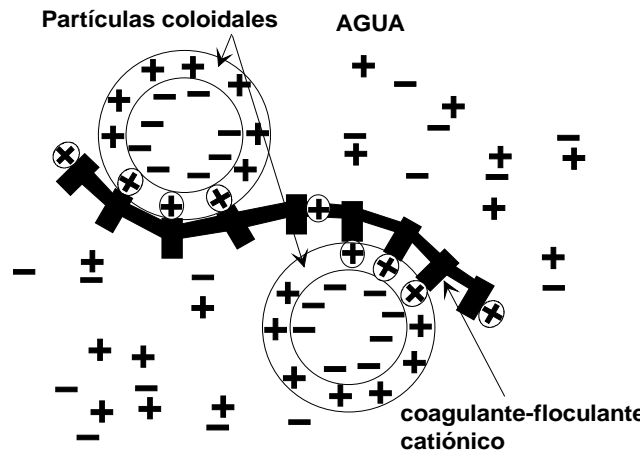
### **B5.- 3.3.2.- COAGULACIÓN**

Conseguir mayores rendimientos que los obtenidos con los procesos anteriores, implica la eliminación de los coloides estables que forman parte de los sólidos en suspensión. Esta desestabilización de las partículas coloidales es la que se realiza a través de la coagulación.

La coagulación de las aguas residuales puede realizarse por vía química, que constituye la base del tratamiento físico-químico, o bien por vía biológica, que es uno de los principios en que se basa el tratamiento biológico o secundario de las aguas residuales.

El mecanismo más básico de desestabilización es anular las cargas eléctricas. Se utilizan reactivos químicos que tienen la propiedad de producir la coagulación.

El tiempo en que el reactivo produce la coagulación es menor de 1 segundo. Es muy importante que el reactivo se mezcle rápidamente con toda el agua, pero conseguir una buena mezcla puede llevar de 30 segundos a 3 minutos. Para conseguir altos rendimientos en la mezcla se suelen emplear técnicas en las que se aplica mucha energía y turbulencia.



### **Esquema del funcionamiento de los reactivos de coagulación y floculación.**

#### **B5.- 3.3.3.- REATIVOS QUÍMICOS**

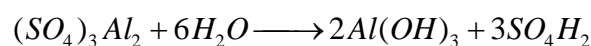
##### **B5.- 3.3.3.1.- Coagulantes**

La desestabilización de un coloide se provoca mediante la adición de un electrolito de carga opuesta a la de las partículas coloidales y el efecto aumenta marcadamente con el número de cargas que lleva el electrolito. Cuanto mayor es la valencia mejor actúa el coagulante.

Son coagulantes habituales:

- **Sulfato de alúmina hidratado:**  $(SO_4)_3Al_2 \cdot 18H_2O$ ; en el mercado se encuentra en forma granular o líquida.
- **Cloruro férrico:**  $Cl_3Fe$ , usado en aguas residuales, pero menos en aguas potables porque da color. Se suele encontrar de forma líquida en concentraciones al 37%-47%
- **Sulfato ferroso y férrico:**  $SO_4Fe \cdot 7H_2O$  y  $(SO_4)Fe_2 \cdot 3H_2O$ ; se suministran en forma sólida.
- **Polímeros:** se usan poco individualmente; son compuestos orgánicos e inorgánicos que tienen un gran peso molecular; forma cadenas largas y pueden tener una carga eléctrica (polielectrolitos); existen polímeros aniónico (-) y catiónicos (+); los más utilizados son los catiónicos porque los coloides naturales son aniónicos; los polímeros no iónicos también tienen otras aplicaciones en tratamiento de aguas. Pueden llegar a ser tóxicos y su uso está limitado en aguas potables.
- **Policloruro de aluminio:** son compuestos nuevos más complejos;  $Cl_{3n} \cdot m(OH)_mAl_n$ .

Por ejemplo, cuando se añade  $Al^{+3}$  como coagulante en forma de sulfato, parte de los iones trivalentes se dirigen a neutralizar las cargas negativas del coloide, mientras que, simultáneamente, la mayor parte reacciona con agua formando hidróxido insoluble, según la reacción:



Por un mecanismo independiente el hidróxido insoluble atrapa los coloides neutralizados y facilita su decantación.

### B5.- 3.3.3.2.- Floculantes

Las partículas formadas durante el proceso de coagulación pueden ser todavía de pequeño tamaño o baja densidad y decantar con dificultad. El tamaño de las partículas se puede aumentar con la adición de productos químicos que posean moléculas de altos pesos moleculares y solubles en agua que, por disociación electrolítica en el agua, den formas iónicas múltiples, capaces de actuar de puentes de unión entre las partículas coaguladas. Entre los diferentes tipos de floculantes se pueden citar:

- **Polímeros:** Son cadenas largas que incorporan a ellas las partículas coloidales. Tienen un gran peso molecular. Se pueden producir agregados entre las propias macromoléculas. Pueden ser aniónicos, catiónicos o no iónicos. Cuando un polímero contiene grupos ionizables se le denomina polielectrolito.
- **Sílice activada:** La sílice activada está constituida por una solución de ácido polisilícico ( $H_2SiO_3$ )<sub>4</sub> obtenida de procesar ácido silícico. Es poco estable, por lo que se debe preparar "in situ". Hasta el reciente desarrollo de los polielectrolitos se le consideraba el mejor floculador en asociación con las sales de aluminio. Se sigue utilizando con frecuencia en potables. Se suele utilizar en diluciones del 0.5% al 1%.

### B5.- 3.3.3.3.- Coadyuvantes

Tienen la función de mejorar la actuación de los coagulantes y floculantes. Los objetivos de los coadyuvantes pueden ser varios:

**a) Corrección de pH:** Cada coagulante tiene un pH óptimo de trabajo. Por ejemplo, el sulfato de alúmina tiende a acidificar el agua tratada empeorando las condiciones de coagulación, ya que actúan mejor a pH neutro. Para corregir el agua se le añaden bases al agua (cal, hidróxido sódico, carbonato sódico, etc.).

**b) Oxidación de compuestos:** Se cree que el proceso de coagulación-floculación mejora si se eliminan por oxidación algunos compuestos orgánicos que pueden interferir en los procesos. Se pueden utilizar como oxidantes el cloro, el permanganato potásico, el ozono, etc. Cuando se emplea cloro, precloración, la dosis utilizada es generalmente la necesaria para llegar al *break-point* (ver capítulos posteriores).

**c) Dar peso a las partículas:** Se utilizan los llamados agentes gravimétricos. Se utilizan en aguas con baja turbidez inicial. Se busca mejorar las velocidades de sedimentación. Se pueden usar carbón activo en polvo, cal, arcillas, polímeros, etc. La adición de productos tales como la bentonita aumentan la densidad de las partículas y el peso global de la suspensión, al tiempo que proporciona una superficie importante para la adsorción de compuestos orgánicos. Algo similar ocurre cuando se añade carbón activo en polvo al tratamiento. La dosis de arcilla puede oscilar entre 10 y 50 mg/L.

La sílice activa y los polímeros se podrían también considerar como coadyuvantes de la coagulación y la floculación.



### B5.- 3.3.4- RESUMEN DE PARÁMETROS DE DISEÑO DE TRATAMIENTO FÍSICO-QUÍMICO EN AGUAS RESIDUALES

<b>Dosis de reactivos</b>	Sulfato de alúmina		75-250 mg/l
	Cloruro férrico		35-150 mg/l
	Poliectrolito		2-5 mg/l
	Cal		150-500 mg/l
<b>Rendimientos</b>	Sales de Al y Fe	Eliminación de DBO <sub>5</sub>	65-75 %
		SS	85-90 %
	Poliectrolito	Eliminación de DBO <sub>5</sub>	50-60 %
		SS	65-75 %
	Cal	Eliminación de DBO <sub>5</sub>	65-75 %
		SS	85-90 %
<b>Decantación</b>	Velocidad ascensional	Al, Fe	2 m/h
		Poliectrolito	1.5 m/h

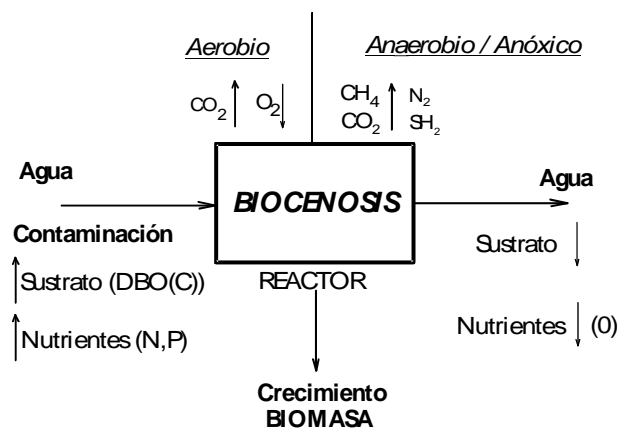
## B5.- 4.- TRATAMIENTOS BIOLÓGICOS. FUNDAMENTOS

### B5.- 4.1.- LOS PROCESOS BIOLÓGICOS DE DEPURACIÓN

Cuando se realiza un vertido de agua residual que contiene materia orgánica a una corriente de agua se produce un fenómeno de autodepuración natural de dicho vertido. La materia orgánica, generalmente expresada como DBO, es consumida por la biocenosis presente en la corriente o aportada por el vertido. En este proceso de degradación se consume el oxígeno disuelto de la masa de agua, pudiendo bajar su concentración a niveles críticos e incluso a cero. Los factores que influyen sobre el proceso de depuración (temperatura, biocenosis, transporte, etc.) quedan definidos por las características naturales del medio receptor. Los procesos biológicos de tratamiento de aguas residuales son básicamente una intensificación y potenciación de estos procesos de autodepuración.

La depuración biológica de aguas residuales consiste en la eliminación de la contaminación biodegradable por una biocenosis mantenida en un ambiente técnicamente controlado.

La biocenosis o comunidad de organismos vivos generalmente está constituida por microorganismos, principalmente bacterias, pero en algunos procesos pueden llegar a intervenir o incluso tener importancia organismos superiores.



Esquema básico de un proceso biológico

La contaminación que contiene el agua residual constituye el sustrato o alimento de la biocenosis, la cual se mantendrá controlada en un cierto lugar al que denominaremos reactor biológico. En el reactor se deben mantener unas determinadas condiciones ambientales para permitir el desarrollo óptimo de la biocenosis. Si ésta es de tipo aerobio se suministrará el oxígeno suficiente para mantener condiciones aerobias en el reactor, por el contrario si fuese de tipo anaerobio se evitará la entrada de oxígeno al sistema. Como consecuencia del consumo de sustrato y de nutrientes la cantidad de biomasa del reactor aumentará, lo cual puede exigir la extracción del crecimiento excesivo de biomasa (fango) para dejar el agua sin ésta.

*La contaminación del agua, sustrato y/o nutrientes, quedará eliminada debido a su utilización por la biocenosis, la cual generará productos como anhídrido carbónico (CO<sub>2</sub>) en ambiente aerobio, CO<sub>2</sub> y metano en ambiente anaerobio, nitrógeno y sulfídrico en ambiente anóxico.*

*El control del proceso requiere del conocimiento de los principios básicos que gobiernan el crecimiento de los microorganismos, entre ellos:*

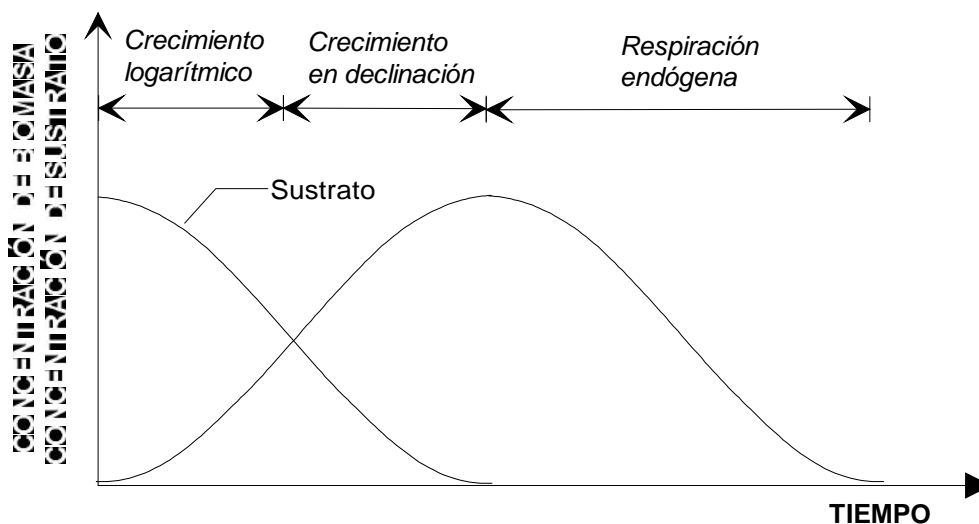
- Factores que influyen en la velocidad de eliminación de la DBO.
- Factores que determinan el crecimiento de la biomasa.
- Demanda de oxígeno.
- Evacuación de la biomasa del proceso.

## B5.- 4.2.- BASES TEÓRICAS DE LOS PROCESOS BIOLÓGICOS

Con el fin de entender y analizar los procesos biológicos de depuración de aguas, se estudia el comportamiento de los microorganismos frente al alimento o sustrato disponible, profundizando en la capacidad o velocidad a la que son capaces de utilizarlo o metabolizarlo. Para ello se analiza la evolución de las poblaciones bajo diferentes circunstancias y la cinética de eliminación o utilización del sustrato (biocinética).

### B5.- 4.2.1.- Análisis de poblaciones

Si se toma un cierto sustrato con cantidades en exceso de nutrientes esenciales y se realiza una siembra de una especie microbiana concreta (bajo ciertas condiciones, se obtiene lo que se denomina un cultivo puro) se puede estudiar como evoluciona su población o su biomasa en el tiempo. La representación gráfica de este fenómeno queda reflejada en la figura siguiente:



**Evolución de la población o biomasa en un cultivo puro**

Al principio los microorganismos se aclimatan al nuevo medio, provocando un cierto retardo en su crecimiento, para después, en abundancia de alimento, crecer exponencialmente. En esta fase predomina el anabolismo, asimilación o síntesis de alimento. El crecimiento sólo es función de la capacidad de los microorganismos en procesar substrato.

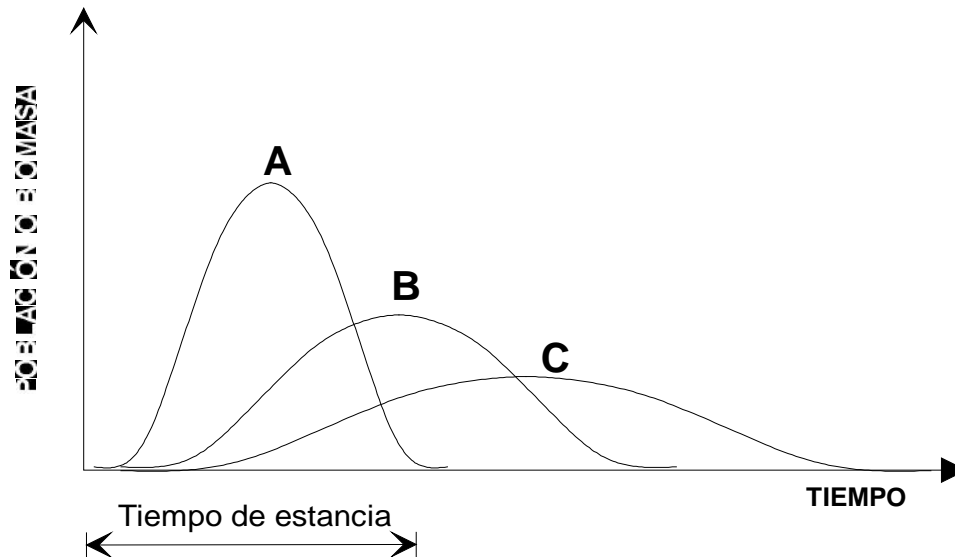
Según va aumentando el número de individuos el alimento empieza a escasear, la curva de crecimiento pasa por un punto de inflexión y la población tiende a un límite o saturación. A partir de este momento y en presencia de muy bajas concentraciones de alimento la población empieza a decrecer siendo preponderante los fenómenos de catabolismo, desasimilación o respiración endógena. Los microorganismos metabolizan su propio protoplasma, sin reposición del mismo. Se puede producir lisis celular, en la que los nutrientes que restan de las células muertas proporcionan alimento a las supervivientes.

Para que un cultivo biológico sea viable se requiere la presencia de:

- a) Una fuente de carbono y nitrógeno: Una expresión empírica del protoplasma es  $C_5H_7NO_2$  y es claro que la composición de la célula controlará los requerimientos del organismo. Así, el carbono, el nitrógeno y en menor grado el fósforo son elementos esenciales para el crecimiento.
- b) Una fuente de energía: Los microorganismos requerirán energía para su actividad metabólica y la obtienen mediante la liberación de la energía de formación contenida en compuestos químicos.
- c) Iones inorgánicos: Muchos iones inorgánicos, principalmente metales como calcio, magnesio, potasio, hierro, manganeso, cobalto, etc., son esenciales para el crecimiento, aunque sólo se requieran en pequeñas cantidades.
- d) Factores del crecimiento: Hay evidencia de que ciertos materiales, como las vitaminas, son esenciales para el crecimiento óptimo de cuando menos algunos tipos de organismos.

Si algunos de los factores citados se presenta de forma limitada la curva de crecimiento se verá modificada.

Realizando este ensayo individualmete para diferentes especies se podría ver que cada una tiene su particular velocidad de crecimiento (o tiempos de duplicación) específica. Si por el contrario, en lugar de un cultivo puro o monocultivo, se realiza una siembra de múltiples especies, su evolución puede ser descrita por la siguiente figura:



*Evolución de las poblaciones en un cultivo mixto*

Las especies con mayor tiempo de duplicación (crecimiento más lento) tardarán más en aparecer en cantidades apreciables, e incluso habrá especies (p. ej.: C) que para llegar a desarrollarse necesitan de la aparición previa de otras especies (p. ej.: A) sobre las cuales podrían realizar predación. De este simple análisis puede apreciarse que si en un reactor biológico limitamos el tiempo de estancia de los microorganismos impediremos el desarrollo de especies de más lento crecimiento o de tiempo de duplicación superior al tiempo de estancia límite establecido. De esta manera, en algunos procesos biológicos, el tiempo de estancia de los microorganismos (tiempo de retención celular) será una importante variable de control, que posibilitará el desarrollo de unas especies y evitará el de otras.

Aunque la fase de crecimiento logarítmico coincide con la máxima tasa de eliminación de sustrato esta fase no constituye una zona óptima para el funcionamiento de los sistemas de tratamiento. A fin de mantener el crecimiento logarítmico, el alimento habría que suministrarlo en grandes cantidades y, por el contrario, la concentración de dicho sustrato en el efluente debe minimizarse. Además, la utilización de sustrato en grandes cantidades requiere un rápido suministro de otros nutrientes y de oxígeno, lo cual puede presentar dificultades. Por otro lado, las bacterias en fase de crecimiento tienen una reducida capacidad de almacenamiento de subproductos.

La fase de crecimiento decreciente es la que se utiliza generalmente en los procesos biológicos de tratamiento, ya que permite evitar los problemas anteriores. Algunos sistemas, tales como la aireación prolongada y la digestión de fangos, funcionan en la fase endógena.

#### **B5.- 4.2.2.- Modelo de crecimiento microbiano**

En una población de organismos de crecimiento activo con una disponibilidad no restringida de nutrientes la velocidad de crecimiento de la población, o de aumento de la concentración de microorganismos, depende del número de organismos ya presentes. El caso más simple será cuando la velocidad de crecimiento sea proporcional a la población existente (en número o concentración) de forma que:

$$\frac{dX}{dt} = \mu X$$

donde:

$\mu$  = coeficiente cinético de crecimiento específico ( $T^{-1}$ )

$X$  = concentración de microorganismos ( $M_X L^{-3}$ )

$dX/dt$  = velocidad de crecimiento de microorganismos ( $M_X L^{-3} T^{-1}$ )

Este modelo fue propuesto por el filósofo Thomas Malthus en 1798, como advertencia de los peligros de la superpoblación.

Experimentalmente se ha llegado a demostrar, que el efecto de un sustrato o nutriente limitante sobre el crecimiento específico bacteriano puede definirse adecuadamente por medio de la expresión propuesta por Monod (1948):

$$\mu = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S}$$

en donde:

$\mu_{\max}$  = coeficiente de crecimiento específico máximo ( $T^{-1}$ ).

$S$  = concentración de sustrato limitante en disolución ( $M L^{-3}$ )

$K_s$  = constante de semisaturación: concentración de S a la cual  $\mu = 1/2 \mu_{\max}$  ( $ML^{-3}$ )

Si se sustituye la ecuación anterior en la primera de este apartado la expresión resultante es la siguiente:

$$\frac{dX}{dt} = \mu_{\max} \frac{S}{K_s + S} X$$

La cinética de Monod se cumple siempre que tengamos un sustrato limitante, que en aguas residuales domésticas puede ser la DBO carbonosa, pero que en aguas residuales industriales puede ser el nitrógeno o el fósforo.

#### B5.- 4.2.3.- Biocinética de crecimiento de la biomasa y eliminación de sustrato

Una parte del sustrato que desaparece es utilizado en crear nuevas células y otra se oxida, dando origen a productos finales orgánicos e inorgánicos. Si no hay sustrato el metabolismo entra en fase endógena.

Según Heukelekian, la velocidad de crecimiento de la biomasa es proporcional a la velocidad de eliminación o utilización del sustrato (crecimiento por síntesis de alimento), pero en caso de inexistencia de sustrato, la biomasa disminuye debido al autoconsumo, muerte o respiración endógena. En concreto:

$$\frac{dX}{dt} = Y \frac{dS}{dt} - k_d X$$

donde:

$dS/dt$  = velocidad de eliminación del sustrato ( $M_S L^{-3} T^{-1}$ )

$Y$  = coeficiente de producción,  $M_X/M_S$

$k_d$  = coeficiente de respiración endógena o mantenimiento ( $T^{-1}$ )

En función de la fase de crecimiento en la que se encuentre la biocenosis, el término de respiración endógena será significativo o no. Normalmente, el proceso de depuración, como ya se ha comentado, va a funcionar en fase de crecimiento decreciente y por lo tanto la expresión anterior se reduce a:

$$\frac{dX}{dt} = Y \frac{dS}{dt}$$

Sustituyendo la cinética de Monod y arreglando términos, la expresión anterior queda de la siguiente forma:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\mu_{\max}}{Y} \frac{S}{K_s + S} X$$

Al cociente  $\mu_{\max} / Y$  se le denomina **k**, y se define como la velocidad máxima de utilización de sustrato por unidad de masa de microorganismos o velocidad máxima de utilización específica.

Si se sustituye el término **k**, la ecuación anterior queda:

$$\frac{dS}{dt} = k \frac{S}{K_s + S} X$$

donde: **k** = velocidad máxima de utilización específica de sustrato ( $M_S M_X^{-1} T^{-1}$ )

La representación gráfica de la Ec. anterior se observa en la siguiente figura:

**Modelo cinético de Monod de utilización del sustrato por los microorganismos**

Si la concentración de sustrato **S** aumenta mucho se llega a un máximo de capacidad de eliminación, y si no se suministra alimento las bacterias se acomodan al existente ajustando su velocidad específica de crecimiento.

La concentración de sustrato final va a ser la limitante del proceso. Analizando el modelo de Monod puede deducirse que si con un proceso biológico se pretende conseguir un alto rendimiento de depuración, es decir bajas concentraciones de sustrato final, la velocidad de eliminación del mismo no podrá ser muy grande, mientras que si se pretende obtener un proceso biológico con gran capacidad de eliminación de sustrato (alta tasa o velocidad de eliminación) habrá que mantener concentraciones de sustrato elevadas, es decir bajos rendimientos.

#### **B5.- 4.2.4.- Biocinética del consumo de oxígeno en procesos aerobios**

De forma similar, se puede plantear que el consumo de oxígeno estará influido por la eliminación o utilización del sustrato y por el mantenimiento o respiración de la biomasa presente. Es decir:

$$\frac{dOD}{dt} = a \frac{dS}{dt} + b X$$

donde:

- dOD/dt** = velocidad de consumo de oxígeno ( $M L^{-3} T^{-1}$ )
- a** = coeficiente de utilización de oxígeno para síntesis ( $M_O M_S^{-1}$ )
- b** = coeficiente de respiración endógena ( $T^{-1}$ )

Los coeficientes, a y b, varían con el tipo de proceso.

## B5.- 4.3.- TIPOLOGÍA BÁSICA DE PROCESOS BIOLÓGICOS

### Tipos de procesos biológicos

<b>Según elemento a eliminar o transformar</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Eliminación de Materia Orgánica Carbonosa (o DBO(c))</li> <li>• Nitrificación (o eliminación de DBO(N))</li> <li>• Desnitrificación</li> <li>• Eliminación de Fósforo</li> </ul>
<b>Según potencial de oxidación-reducción del medio</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Aerobio</li> <li>• Anóxico</li> <li>• Anaerobio</li> </ul>
<b>Según la forma de estar la biomasa en el reactor</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Cultivo en Suspensión.</li> <li>• Cultivo fijado a soportes.</li> </ul>

- Según el **elemento contaminante a eliminar o transformar** se pueden diferenciar:
  - a) Procesos biológicos para la eliminación de materia orgánica carbonosa, es decir para la eliminación de la DBO o DBO carbonosa.
  - b) Para la eliminación de la demanda bioquímica de oxígeno debida al nitrógeno o DBO nitrogenada que corresponde a los procesos denominados de nitrificación, es decir transformación de nitrógeno orgánico y amoniacal a nitritos y nitratos.
  - c) Para la eliminación de nitrógeno oxidado (nitritos, nitratos) en forma de nitrógeno gaseoso, también denominados procesos de desnitrificación.
  - d) Para la eliminación global de nitrógeno como combinación de los dos anteriores (nitrificación-desnitrificación).
  - e) Para eliminación de fósforo.
- Según el **potencial de oxidación-reducción** en el que se va a desarrollar la reacción biológica se pueden diferenciar:
  - a) Procesos aerobios, que necesitan oxígeno.
  - b) Anóxicos, con ausencia o escasez de oxígeno disuelto, pero que necesitan de compuestos oxidados como los nitratos ( $\text{NO}_3^-$ ).
  - c) Anaerobios, en ambiente con ausencia estricta de oxígeno disuelto.

Hay procesos en los que se combinan varios de estos ambientes.

- En el reactor la biocenosis puede permanecer en diversas formas siendo dos las principales. La primera corresponde a lo que se denomina **cultivo en suspensión** es decir los microorganismos se encuentran en suspensión en el seno del agua por lo que es necesario separarlos del efluente del reactor y devolverlos al reactor para mantener una determinada concentración de biomasa. El proceso más representativo de los de cultivo en suspensión es el denominado *fango activo*.

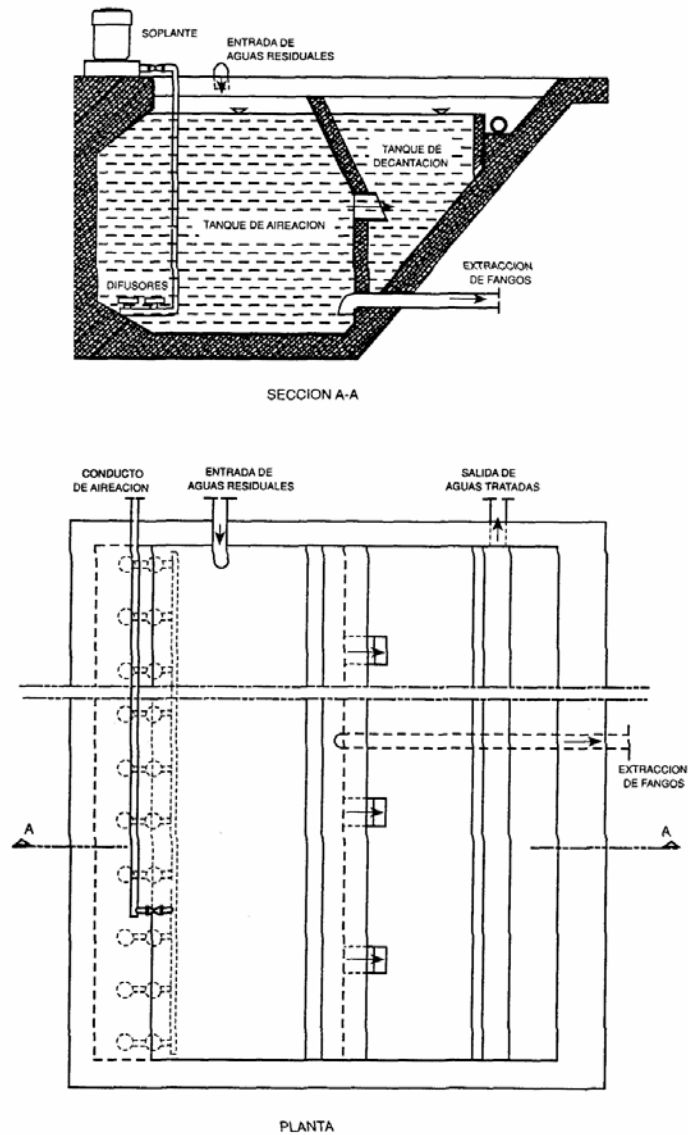
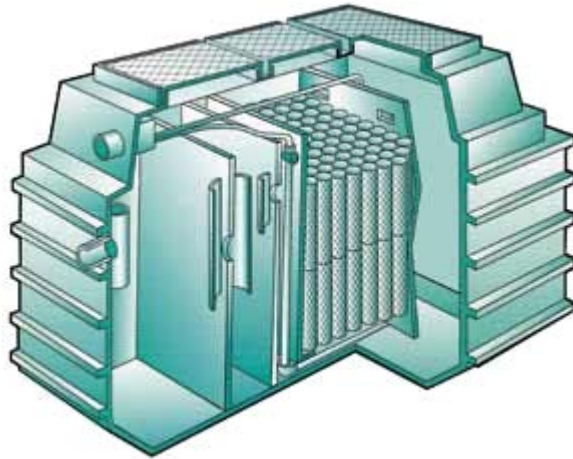


Figura.- Reactor de biomasa en suspensión (AMA-CAM,1992)

La otra forma es como **cultivo fijado a soportes**, los microorganismos se fijan o adhieren a diferentes materiales o soportes quedando retenidos en el reactor a pesar del paso de agua a través del mismo, no siendo arrastrados con ella. A este segundo grupo se los denomina procesos de película fija o de película biológica o procesos biopelícula que es como se denominarán en el presente libro.





**Figura.- Proceso BLASF (biopelícula de lecho aireado sumergido fijo). El tratamiento primario es de tipo fosa séptica de doble cámara. Los fangos secundarios se retornan al primario.**  
(Copiado de [www.v63.net](http://www.v63.net), 14/11/02)

## B5.- 5.- SISTEMAS DE TRATAMIENTO PARA PEQUEÑOS COLECTIVOS

El tratamiento primario tiene como objetivo eliminar del agua residual los sólidos sedimentables, orgánicos e inorgánicos, mediante mecanismos físicos. Asociada a la eliminación de sólidos sedimentables orgánicos se producirá una reducción de la DBO del agua residual.

El fundamento de la eliminación está en la tranquilización del agua en un tanque (se reduce la velocidad del flujo) para que los sólidos con densidad notoriamente mayor que la del agua sedimenten o los menos densos (aceites y grasas, flotantes) floten. Para hacernos una idea básica del mecanismo, recordemos que a través de las alcantarillas el agua circula a unos 60 cm/s, justamente para evitar depósitos de sólidos en las tuberías. Ya en los pretratamientos (desbaste, desarenado, ...) de una EDAR convencional la velocidad del flujo se reduce o limita a unos 30 cm/s, lo cual lleva a la sedimentación de una parte de los sólidos en suspensión, principalmente arenas. En los tratamientos primarios la velocidad del flujo se reduce a 1 o 2 cm/s, procurando la eliminación de partículas con tamaños menores que las arenas.

Por tanto, en un tratamiento primario produciremos un agua relativamente clarificada, pero también generaremos unos fangos, fangos primarios, de los cuales una fracción es de tipo orgánica degradable.

Según el tratamiento o gestión de los fangos, los tratamientos primarios podemos dividirlos en: con digestión de fangos en la misma unidad o con tratamiento de fangos por separado. En el primer caso, la unidad de tratamiento primario dispondrá de un volumen para el almacenamiento y digestión o estabilización de fangos, mientras que en el segundo se necesitará de equipos, mecánicos o no, para retirar los fangos a medida que se van produciendo.

Los tratamientos primarios con sedimentación y digestión de fangos más usuales son: la fosa séptica y el tanque Imhoff.

El proceso sin digestión de fangos consiste en una decantación primaria simple con retirada de fangos mecánica o hidráulica.

En depuración de pequeñas comunidades se tiende a utilizar un tratamiento primario de sedimentación+digestión conjuntas, ya que se consigue una economía importante en su explotación, si se compara con un decantador primario simple. Sin embargo, el tamaño de la población limita el uso indiscriminado de esta alternativa. Según Collado (1992) el límite está en los 500 h-e:

- < 500 habitantes: fosa séptica o tanque Imhoff
- > 500 habitantes: decantación primaria

La recomendación de Collado puede estar basada en prácticas españolas o europeas. Sin embargo, no es menos cierto que en los EE.UU. de Norte América, el tanque Imhoff se ha utilizado con poblaciones de hasta 5.000 h-e con muy buenos resultados (Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York, 1997).

## **B5.- 5.1.- FOSA SÉPTICA**

La fosa séptica es el componente básico de los sistemas de depuración en pequeñas comunidades. Su invención se atribuye al francés Jean-Louis Mouras en 1871. Es un dispositivo muy utilizado, bajo distintas formas, en numerosos países; sin embargo, no se dispone de informaciones precisas y bien establecidas sobre su rendimiento (Vasel, 1992).

### **B5.- 5.1.1.- PRINCIPIOS DE FUNCIONAMIENTO**

La fosa séptica se destina a recoger, decantar y digerir por fermentación anaerobia la materia orgánica en suspensión contenida en las aguas residuales. Se producen dos fenómenos:

- decantación y flotación
- fermentación

La decantación permite la separación de partículas más densas que el líquido, estas partículas sedimentan y acumulan en el fondo. Las partículas ligeras, grasas, se acumulan en la superficie y forman una película flotante de la que alrededor del 30 % del espesor emerge.

La fermentación anaerobia y facultativa provoca una destrucción y una licuefacción (hidrólisis) parciales de la materia orgánica degradable, por lo que disminuye la cantidad de lodos y materia orgánica contenidos en el agua. Esta fermentación se debe a la presencia de microorganismos que transforman los compuestos orgánicos complejos en ácidos orgánicos más simples, que a su vez son parcialmente transformados en metano, gas carbónico y ácido sulfhídrico. A pesar de la generación de sulfuro de hidrógeno, no se suelen producir problemas de olores debido a que el  $\text{SH}_2$  se combina con los metales presentes en los sólidos sedimentados dando lugar a sulfuros metálicos insolubles.

Se trata de un depósito preferentemente dividido en dos cámaras. Las partículas más ligeras que no sedimentan en la primera cámara, bien por la gran cantidad de materia ya sedimentada en ella o por el burbujeo del gas de fermentación a través del líquido,

sedimentan en la segunda, con la formación de una masa de lodos más homogénea, con un mayor grado de floculación y menor formación de espumas.

Otro objetivo de la fosa séptica es lograr la amortiguación hidráulica de los aportes discontinuos de agua evitando la resuspensión de los sólidos depositados y su posterior arrastre. Con este fin se construyen con varios compartimentos. La decantación propiamente dicha se consigue durante los períodos de reposo.

Puede estar complementada con una cámara de grasas o desbaste a la entrada y con una cámara sifónica a la salida. La pre-cámara de grasas y aceites puede ser muy necesaria en el caso de aguas residuales provenientes de restaurantes, lavanderías y estaciones de servicio, ya que estos contaminantes podrían ser descargados junto con el efluente de la fosa séptica a los sistemas de percolación en el terreno. Las grasas y aceites tienden a acumularse en la superficie de estos sistemas de percolación, lo cual reduce en última instancia la capacidad de infiltración de los mismos.

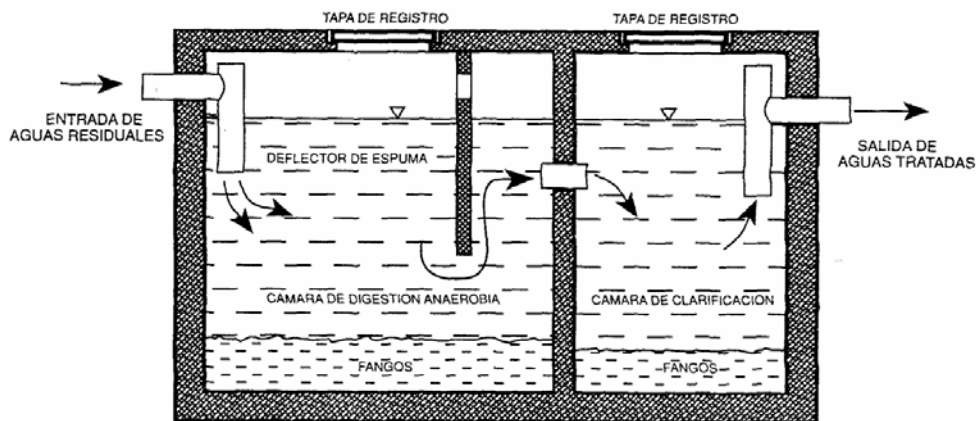


Figura.- Fosa séptica (AMA-CAM, 1992)

Por otro lado, si no se dispone de un elemento de tratamiento secundario no debería permitirse, en general, que el efluente de una fosa séptica discorra por canales o acequias abiertas, sino que debe conducirse a un elemento de depuración y de evacuación hacia el subsuelo.

A pesar de que la fermentación anaerobia reduce el volumen de sólidos acumulados en el fondo del tanque, siempre existe una acumulación neta de fango.

### B5.- 5.1.2.- RENDIMIENTO DE LAS FOSAS SÉPTICAS

Algunos de los factores que influyen en el proceso de fermentación y, por lo tanto, en el rendimiento de la fosa son:

- la capacidad del tanque debe permitir un tiempo mínimo de retención hidráulica de 24 horas, una vez descontada la máxima capacidad de acumulación de fangos;
- la fosa debe tener un tamaño suficiente para alojar los fangos decantados y la capa de flotantes, evitando su salida antes del vaciado de la fosa;

- el tiempo de permanencia de los fangos debe ser relativamente largo, en torno a 2 años o incluso más, ya que los procesos de fermentación pueden ser interrumpidos por bajas temperaturas, variaciones de pH y vertidos de productos tóxicos;
- el diseño interior debe amortiguar el impacto de las perturbaciones hidráulicas, producidas por la llegada de caudales punta y de agua caliente con la consiguiente remoción y puesta en suspensión de los fangos y flotantes y la disolución de las grasas;
- temperatura ambiente: por debajo de 10°C se inhibe la fermentación, hecho que no suele producirse ya que al ser la fosa enterrada está protegida térmicamente; además las aguas residuales domésticas suelen estar comprendidas en un rango de temperaturas entre 18 y 40 °C;
- el vertido de productos tóxicos afecta parcial y momentáneamente a la flora microbiana;
- las variaciones de pH: un medio básico es más favorable que uno ácido, los cambios bruscos de pH pueden tener consecuencias nefastas para el proceso de fermentación.

Los principales componentes a considerar en el rendimiento de una fosa séptica son la DBO y las materias en suspensión. En la tabla siguiente se presentan datos de rendimientos de fosas sépticas, que incluye además de la DBO y los SS, nitrógeno, fósforo, bacterias y virus.

**Tabla.- Rendimiento de fosas sépticas (Fuente: Metcalf – Eddy, 1995)**

Parámetro	Agua residual bruta	Efluente de la fosa séptica
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	210 - 530	140 - 200
MES (mg/L)	237 - 600	50 - 90
Nitrógeno (mg/L)		
Total	35 - 80	25 - 60
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	7 - 40	20 - 60
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	< 1	< 1
Fósforo total (mg/L)	10 - 27	10 - 30
Coliformes fecales (NMP/100 mL)	10 <sup>6</sup> - 10 <sup>10</sup>	10 <sup>3</sup> - 10 <sup>6</sup>
Virus (UFP/100 mL)	desconocido	10 <sup>5</sup> - 10 <sup>7</sup>

UFP: unidades formando placa.

Las concentraciones en el efluente de fosas sépticas son ligeramente superiores a los valores correspondientes del efluente de un decantador, con la excepción de los sólidos en suspensión.

### B5.- 5.1.3.- RECOMENDACIONES PARA SU UTILIZACIÓN

Las fosas sépticas para el tratamiento de aguas domésticas no precisan de una instalación de pretratamiento del tipo separador de flotantes. Se ha observado que el uso de fosas sépticas convencionales, que incluyen la separación de grasas y aceites, ha proporcionado resultados satisfactorios.

Los detergentes y desincrustantes, debido a su biodegradabilidad en muchos casos y a su solubilidad, no afectan apenas a los fangos y a la capa de flotantes, donde se producen las fermentaciones, por lo que se considera que su presencia no puede esterilizar los fangos, tanto más que el aporte continuo de gérmenes renueva rápidamente la flora microbiana.

Otro tipo de vertidos como residuos de medicinas no puede neutralizar la fosa, pues el espectro de actividad de los antibióticos no puede cubrir todas las especies que pueblan dicha flora.

La presencia de hilos en las aguas residuales procedentes de lavanderías representa un serio problema. La descarga de pelusa se puede reducir disponiendo una serie de rejillas extraíbles en el canal del efluente.

Algunas consideraciones sobre la utilización de las fosas sépticas son las siguientes:

- No se deben arrojar a las fosas ni trapos, ni plásticos, ni papeles no solubles,...en general materia sólida no orgánica.
- No se deben conectar los desagües de pluviales ni vaciar en ellas las aguas de refrigeración, ya que la llegada de un volumen excesivo de aguas puede desbordar la fosa con el consiguiente rebose de materia no degradada y arrastre de biomasa activa.
- No se deben introducir hidrocarburos (gasolina, aceites automóviles,...).

Algunos autores recomiendan que el transporte de sólidos hacia la fosa se haga mediante el uso de un volumen de agua superior a 40 L/hab-día para que la dilución sea la adecuada, en especial se recomienda un valor límite para el amonio de 200 mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/L.

Las fosas sépticas pueden utilizarse aunque tengan períodos, incluso largos, en que no reciban aporte de aguas ya que las bacterias se reactivan muy rápidamente (Vasel, 1992). Los malos olores que se detectan en las residencias secundarias después de un tiempo sin ocupar son debidos a la evaporación del agua de los sifones de fregaderos y sanitarios, por lo que basta con que se haga correr agua por todos los aparatos para eliminar esta molestia.

#### **B5.- 5.1.4.- DIMENSIONAMIENTO**

La capacidad útil de la fosa dependerá del número de posibles usuarios, se estima que el volumen ocupado por los fangos es de 65 a 110 L/hab-año (Brandes, 1978), lo que supone entre 0.18 y 0.30 L/hab-día. Otros autores como Edeline (1982) amplían el rango a valores entre 40 y 360 L/h-e-año, con un valor medio en torno a 75 L/h-e-año. Para su dimensionamiento se puede adoptar un valor de 0.5 L/hab-día, como en Francia donde se estima la producción per cápita de fangos en 180 L/año.

El tiempo mínimo de permanencia de los fangos debe ser de dos años y la altura máxima que deben alcanzar es el 50 % de la altura del agua; ésta no será inferior a 1 metro y con preferencia de 1,20 m (Rouhart, 1986). La altura total debe permitir que exista una franja libre de agua (resguardo) de al menos 30 cm.

En Alemania se diferencian los casos de viviendas que van a ser conectadas a un sistema de alcantarillado y aquellas viviendas para las que no se contempla esta conexión. En ambos casos es precisa la instalación de una fosa séptica multicámara. Dentro de las fosas sépticas se distinguen aquellas con un volumen entre 300 y 1500 L/h-e en las que sólo se produce un proceso de sedimentación. En ellas es preciso, normalmente, proceder al vaciado de fangos cada seis meses. En aquellas fosas cuyo volumen es de 1500 L/h-e, el vaciado puede retrasarse hasta algunos años, en este caso se produce una digestión suficiente para estabilizar el fango, esto ocurre aunque las temperaturas exteriores sean bajas y alto el nivel freático.

En las siguientes tablas se puede observar que la dispersión de criterios de dimensionamiento de fosas sépticas es muy alta:

**Tabla.- Saneamiento de vivienda individual (volumen útil de fosa en m<sup>3</sup>)**

Usuarios	NTE-ISD	OMS	Francia	Bélgica	Barcelona	C.H. del Tajo	Canadá	USA-EPA
4	---	1,89	2,00	1,60	2,35		1,89	2,84
5	2,73		2,50	2,00	3,36	1,50		
10	4,92	340	4,00	4,00	5,33	2,50	3,41	4,73

Fuente: Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad Autónoma de Madrid (1992)

**Tabla.- Saneamiento de pequeños núcleos (volumen útil de fosa en m<sup>3</sup>)**

Usuarios	NTE-ISD	OMS	C.H. del Tajo	Canadá	USA-EPA
15	8,06	4,28	4,00	5,11	4,75
20	10,57	5,70	----	6,81	5,70
30	16,39	8,55	----	8,89	8,55
50	25,68	11,38	----	12,30	11,38
100	----	18,51	----	20,81	18,51
200	----	32,65	----	37,84	32,64

Fuente: AMA-CAM (1992)

Para fosas pequeñas puede considerarse adecuado el volumen recomendado por la NTE; 0,5 m<sup>3</sup> por usuario; sin embargo para tamaños mayores de población los volúmenes indicados son demasiado altos y se limita a poblaciones inferiores a 50 h-e, pues para poblaciones mayores recomienda la utilización de un tanque de doble etapa. La diferencia entre los volúmenes propugnados por la norma española y la norma americana se deben a que en España se ha partido para su cálculo de dotaciones del orden de 350 L/hab-día, las cuáles son muy elevadas.

Los parámetros para determinar el volumen de la fosa séptica son (AMA-CAM, a partir de los criterios de la EPA y de la OMS):

- Dotación de cálculo: 190 L/hab/día
- Fangos generados: 100 L/hab /año
- Tiempo de retención del agua: 24 horas (menor en fosas para más de 30 h-e)
- Período de vaciado: cada 2 años

	Volumen útil (m <sup>3</sup> )
De 10 a 30 habitantes	1.5 Q <sub>d</sub>
De 30 a 200 habitantes	4.26 + 0.75 Q <sub>d</sub>

Q<sub>d</sub>: caudal diario afluyente a la fosa (m<sup>3</sup>/día)

Para más de 200 habitantes se recomienda usar tanques Imhoff.

#### **B5.- 5.1.5.- CRITERIOS PARA LA CONSTRUCCIÓN**

La AMA-CAM hace la siguiente relación de criterios de construcción:

Forma:	Sección rectangular
Cámaras:	Dos, la primera doble que la segunda
Longitud:	Entre 2 y 3 veces la anchura
Profundidad útil:	Mayor de 100 cm, preferible 120 cm
Profundidad total:	Entre 120 y 170 cm, al menos 25 cm libres
Desnivel:	5 a 10 cm, entre la entrada y la salida
Ventilación:	Al menos directa por la tubería de entrada
Acceso:	Ambas cámaras registrables
Revestimiento:	Hormigón

La división de la fosa en varios compartimentos mejora su rendimiento, en especial en cuanto a la retención de las materias en suspensión. Al dividir la fosa se consigue laminar los caudales punta con lo que se pretende evitar la puesta en suspensión de los fangos depositados en las proximidades de la salida del efluente. La composición habitual es la de dos compartimentos: el primero al que denominamos A, que recibe las aguas, representa 2/3 del volumen total, el B es 1/3 del total. Si hubiera un tercer compartimento: el A representaría 6/10 del total, el B sería 3/10 y el C 1/10 del volumen total.

Parece ser que la forma de la fosa no afecta a su funcionamiento, aunque las normas canadienses recomiendan las fosas rectangulares, en las que el largo sea dos veces el ancho. La norma inglesa también recomienda que el largo sea al menos dos veces el ancho. Con respecto a la profundidad, recomienda que no sea inferior a 1200 mm en las fosas para menos de 10 h-e y superior a 1500 mm para más de 10 usuarios.

El tubo de entrada debe terminar en la zona inundada para evitar que la caída de las aguas provoque turbulencias. Su extremo estará en torno a 30-40 cm bajo el nivel del agua; la distancia entre la generatriz inferior del tubo y el líquido será de 7,5 a 10 cm. Por encima del nivel del agua el tubo de entrada debe llevar un orificio de descompresión que permita la salida del aire atrapado por la caída del agua.

El tubo de entrada será acodado o en forma de T para evitar que los gases de digestión asciendan al interior de la vivienda. En fosas para más de 30 usuarios, la normativa británica sustituye el tubo en T, tanto de entrada como de salida por unas pantallas deflectoras. La colocación de un deflector en la entrada ayuda a la amortiguación hidráulica y ayuda a la disgregación de la materia entrante.

En ningún caso la comunicación entre los compartimentos se situará ni en el tercio inferior ni en el superior; el paso del líquido del compartimento A al B se hará:

- por agujeros de al menos  $0,01 \text{ m}^2$  realizados en el muro de separación y situados entre los 3/5 y 2/3 de la altura útil medida desde el fondo; o bien,

- por un codo sumergido de modo que tome el agua en la zona más clarificada, zona que está en el tercio central en torno a los 3/5 de la altura del agua.

Tanto en el Reglamento Francés como en el europeo se aconseja que el paso se disponga de forma que el líquido recorra el máximo camino posible.

El dispositivo de salida suele ser una pieza en T, sumergida aproximadamente 0.30 m, con el fin de evitar la salida de flotantes. También la instalación de unos deflectores frente a la salida del agua limitará el arrastre de lodos

Para asegurar su estanqueidad y su resistencia a la corrosión las fosas suelen ser de elementos prefabricados (hormigón, asbesto-cemento, plástico reforzado, fibra de vidrio, ...). La comprobación de la estanqueidad y resistencia se debe realizar para cada uno de los tanques, proceso que se lleva a cabo llenándolos de agua antes y después de su instalación. Se debe instalar en terreno seco y nunca debe estar sumergida, en especial por aguas de escorrentía (posibles inundaciones ó avenidas de ríos o arroyos).

La ventilación de la fosa debe asegurar la evacuación sin causar molestias de los gases producidos durante la fermentación anaerobia. Aunque suele hacerse a través de los propios conductos de bajada de las aguas residuales, por medio de una chimenea conectada al punto más elevado del conducto de desagüe, es más oportuno disponer de un conducto exclusivo para la ventilación conectado directamente a la parte superior de la fosa séptica. La acumulación de gases ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ) puede provocar que los lodos se pongan en suspensión y sean arrastrados por el efluente, por lo que es necesario un dispositivo de ventilación de estos gases que alcance el nivel del techo de la vivienda, de modo que ofrezca la mejor exposición al viento con la mínima molestia para las viviendas próximas. Esta ventilación alta debe estar asociada con una ventilación baja que puede asociarse con la aireación del dispositivo de infiltración si lo hubiera.

No es precisa la instalación de un desengrasador a no ser que se viertan aguas de restaurantes, hoteles, talleres o si la fosa séptica se construye a 10 o 15 m de la vivienda (las grasas pueden pegarse a las paredes de la tubería y perturbar el flujo del agua residual).

El acceso a la fosa debe ser siempre posible, a través de tapas de registro que permiten efectuar las tareas de vigilancia y evacuación de fangos. Aunque por su uso infrecuente pueden ocultarse debajo de una capa de suelo natural es preferible que no se enmascare completamente su existencia.

### **B5.- 5.1.6.- EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO**

Para la puesta en servicio de la fosa basta con llenarla de agua corriente y no es necesaria la siembra de bacterias.

Se indican a continuación los criterios de explotación y mantenimiento propuestos por la Agence de l'Eau Seine Normandie en 1979:

- Se propone la vigilancia sistemática de las instalaciones, la frecuencia podría ser anual, en el caso de que la instalación conste de un desengrasador las visitas se



realizarán cada tres o cuatro meses y siempre que sea posible se inspeccionará visualmente el dispositivo de evacuación complementaria.

- La extracción de las grasas debe realizarse al menos durante cada una de las visitas de vigilancia.
- El vaciado de las fosas se realizará cada dos o tres años, dependiendo de su tamaño y del número de usuarios. El vaciado consiste en la extracción de las materias flotantes y de los fangos, dejando un 10 a 20 % de éstos en la fosa y rellenándola inmediatamente con agua limpia.
- Puede ser recomendable económicamente instalar una fosa de mayor tamaño y prolongar el tiempo de vaciado (en lugar de una fosa de 3 m<sup>3</sup> que se vacía cada dos años se puede elegir una fosa de 4 m<sup>3</sup> vaciándola cada 3 años). El tiempo de vaciado no debe sobrepasar cinco años.

### B5.-5.1.7.- CONDICIONES DE UBICACIÓN DE LA FOSA SÉPTICA

Las fosas sépticas se sitúan enterradas cubiertas por una capa de tierra de espesor inferior a 30 ó 45 cm; los registros de inspección sobresaldrán hasta el nivel del suelo. Se deben tomar las precauciones necesarias para impedir la entrada en el depósito de aguas superficiales. Ante la posibilidad de fugas, especialmente en las zonas de entrada y salida, se deben situar con preferencia en un nivel más bajo que los pozos de agua y otros manantiales.

En la publicación divulgativa elaborada por la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno Vasco se recogen las siguientes recomendaciones para la posible ubicación de las fosas sépticas:

*Tabla.- Recomendaciones para la ubicación de fosas sépticas*

<b>Distancias desde ...</b>	<b>...a la fosa séptica</b>	<b>...al sistema de infiltración</b>
<b>Edificios</b>	> 1,50 m	> 3,00 m
<b>Límite de parcela</b>	> 1,50 m	> 1,50 m
<b>Pozos de agua</b>	> 30,0 m	> 30,0 m
<b>Arroyos o ríos (sin uso para abastecimiento)</b>	> 7,50 m	> 30,0 m
<b>Arroyos o ríos (con uso para abastecimiento)</b>	> 60,0 m	> 60,0 m
<b>Diques o terraplenes</b>	> 7,50 m	> 30,0 m
<b>Dique o terraplenes en cerrada, lagos o embalses de abastecimiento</b>	> 60,0 m	> 60,0 m
<b>Charcos o lagunas</b>	> 3,00 m	> 7,50 m
<b>Conducciones de agua</b>	> 3,00 m	> 3,00 m
<b>Paseos y calzadas para vehículos</b>	> 1,50 m	> 1,50 m
<b>Árboles grandes</b>	> 3,00 m	> 10,0 m

## B5.- 5.2.- TANQUE IMHOFF

Llamado también tanque de doble etapa o decantador-digestor, se divide en un compartimento superior donde se produce la decantación y otro inferior donde se produce la digestión de fangos. Este sistema fue desarrollado en Alemania por Karl Imhoff para comunidades de algunas centenas de usuarios, posteriormente se realizaron de menor tamaño para dar servicio de 3 a 20 usuarios.

### B5.- 5.2.1.- FUNCIONAMIENTO

El tanque Imhoff se ideó para corregir las deficiencias de las fosas sépticas: 1) impedir que los sólidos sedimentados se vuelvan a mezclar con el agua (compartimentación vertical en lugar de horizontal) y 2) producir un efluente adaptable a un tratamiento posterior. Se le achacaba a la fosa séptica la mala tratabilidad posterior de su efluente.

Consta de tres cámaras: de decantación, de digestión y de natas o grasas. Puede ser de planta rectangular o circular.

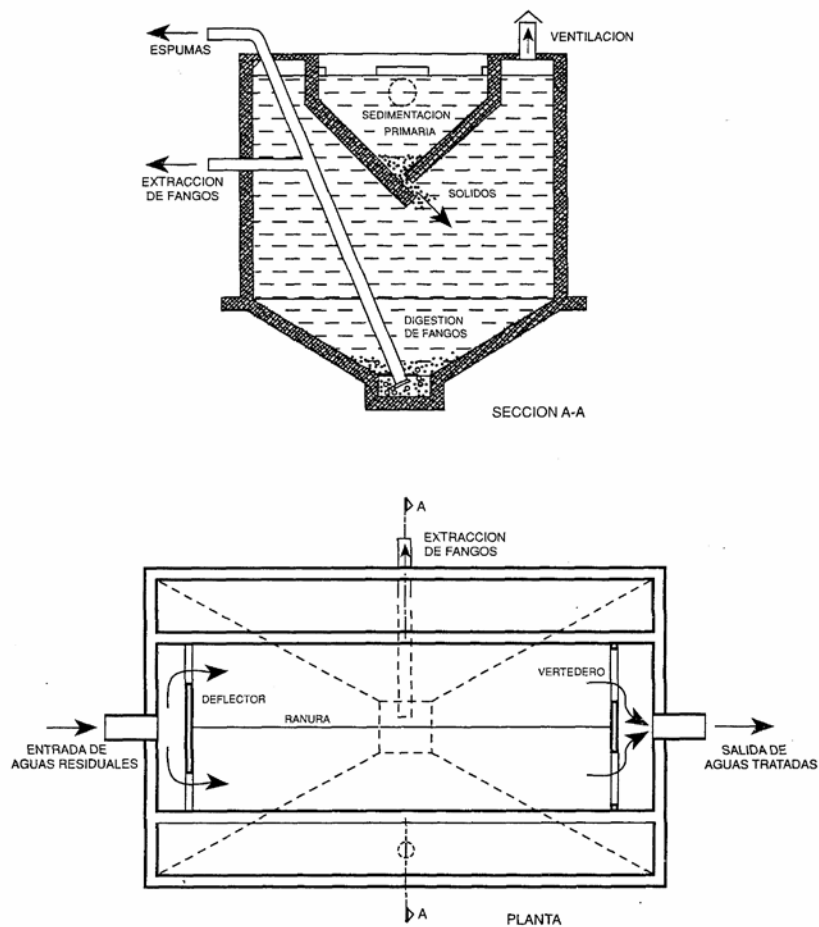


Figura.- Tanque Imhoff (AMA-CAM, 1992)

Mientras el agua residual fluye a través del compartimento superior (decantador) los sólidos se depositan hacia el fondo de este compartimento que tiene por pendiente

aproximadamente 1.4 vertical por 1 horizontal, resbalando y pasando por una ranura que hay en el fondo. Una de las chapas inclinadas del fondo se prolonga unos 15 cm más allá de la ranura, haciendo de trampa de gases e impidiendo el contacto de partículas de la zona de digestión con el agua de la zona de sedimentación.

Los gases y partículas de lodo ascendentes se desvían hacia la zona de natas y respiradero, eliminando una de las principales desventajas de la fosa séptica.

Los respiraderos deben representar al menos un 20 % del área total del tanque.

El Departamento de Sanidad del Estado de Nueva York recomienda que se pueda alternar la dirección del flujo una vez al mes para que los fangos se acumulen de forma distribuida en todo el fondo del tanque Imhoff.

Suele ser beneficioso poner en marcha los tanques Imhoff aprovechando las épocas de clima más templado (primavera - verano), para incentivar una digestión de fangos más rápida.

Es buena práctica sembrar el digestor con fangos de otro tanque Imhoff o de un digestor de fangos de una EDAR, siempre y cuando se haga de forma conveniente. Hay que cuidar sobre todo que el fango no tenga un pH inferior a 6.8. La adición de lechada de cal suele ser una buena medida para acondicionar el fango, siempre que no se haga bruscamente.

Según publicación divulgativa de la Viceconsejería de Medio Ambiente del Gobierno Vasco este elemento de depuración es en la actualidad poco utilizado, debido principalmente a los malos olores que pueden producirse. Sin embargo, en Navarra los técnicos de NILSA (empresa que gestiona el saneamiento en dicha comunidad) consideran una mejor alternativa el tanque Imhoff frente a la fosa séptica (Suárez, et al., 1998).

En el Estado de Nueva York, se emplean para poblaciones de hasta 5.000 h-e (Dpto. de Sanidad).

Se recomienda en la NTE 1974 para poblaciones de 50 hasta 100 h-e, y así como en el caso de la fosa séptica, el tanque Imhoff debería complementarse con un tratamiento posterior que puede consistir en zanjas de infiltración o un biológico convencional.

Sus ventajas e inconvenientes según la Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid son:

<b>Ventajas</b>	<b>Inconvenientes</b>
Necesita poco espacio Existe en el mercado ya prefabricado	Bajo rendimiento Mantenimiento engorroso Riesgo de malos olores

## **B5.- 5.2.2.- RENDIMIENTOS**

En la siguiente tabla se presenta la comparación del rendimiento de una fosa séptica y un tanque Imhoff, según la Agencia de Cuenca Loire-Bretagne:

**Tabla.- Rendimientos comparados entre la fosa séptica y el tanque Imhoff**

Características	Afluente	Fosa séptica		Tanque de doble etapa	
		Efluente	%	Efluente	%
SS	300 - 400 mg/l	50 - 100	80/75	100 - 150	70/65
	300 - 400 mg/l	mg/l	50/40	mg/l	35/25
DBO <sub>5</sub>		150 - 250		200 - 300	
		mg/l		mg/l	

**B5.- 5.2.3.- DIMENSIONAMIENTO**

Los sólidos que sedimentan se deslizan sobre el falso fondo fuertemente inclinado, en forma de canal, y caen al compartimento de digestión. Este debe tener capacidad suficiente para albergar el lodo durante el período de digestión (56 días para 15 °C, 75 días para 10 °C) (Unda Opazo, 1993).

La producción de fangos se estima entre 40 L/hab/año (Public Health Service, USA) y 360 L/hab/año (norma suiza). Collado (1992) considera un valor medio de 75 L/hab/año. Si el proceso se complementa con una instalación de lechos bacterianos o de fangos activos, se puede recircular lodos secundarios a la zona de digestión del tanque Imhoff por lo que habría que aumentar el compartimento de digestión, tomando como valores de referencia:

- Tanque Imhoff 130 L/hab/año
- Fangos activos 370 L/hab/año
- Lechos bacterianos 170 L/hab/año

**Tabla.- Dimensionado comparativo de tanques Imhoff**

Características	Alemani a	Francia	Francia	Bélgica
Compartimento de decantación (L/hab)	----	----	----	25
	----	400	----	250
Volumen mínimo (L)	75	----	----	100
	----	1200	----	750
Volumen mínimo (L)	150	----	----	----
Tiempo de permanencia de los fangos (días)	150	----	----	----
Tamaño mínimo	30 h-e	2 a 6 habitacion es	30 h-e	7 h-e
Volumen total mínimo (L/hab)	----	----	200	----

**Tabla.- Dimensionado comparativo global de tanques Imhoff  
(volumen útil total en m<sup>3</sup>)**

Usuarios	NTE-ISD	Francia	Barcelona 100-150 L/hab/día	País Vasco
30	----	6,00	6/9	----
50	11,00	10,00	9/14	5,10
60	11,00	12,00	11/17	5,10
100	17,20	20,00	19/28	8,60
150	----	30,00	28/42	12,80
200	----	----	----	17,10
300	----	----	----	25,00

Fuente: AMA-CAM (1992)

Collado (1992) propone los siguientes parámetros de diseño:

- Carga hidráulica: 1 m/h
- Tiempo de retención: 2 - 4 horas
- Acumulación de fango: 75 L/hab.año
- Superficie necesaria: 0,05 - 0,1 m<sup>2</sup>/hab

Fair-Geyer-Okun (1996) consideran que la altura del compartimento de sedimentación se puede establecer en tres metros o considerar una carga hidráulica superficial de 36 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>/día (1.5 m/h). Al compartimento de digestión de lodos, calculado para un almacenamiento de unos 60 L/hab (2 pies<sup>3</sup>), se le añaden 60 cm (2 pies) para mantener las ranuras libres de lodos.

#### **B5.-5.2.4.- CRITERIOS PARA LA CONSTRUCCIÓN**

Según la AMA-CAM (1992):

- Forma: circular o rectangular en planta
- Profundidad: mínimo 2,80 metros
- Revestimiento: hormigón en muro y tabiques separadores
- Rendija entre las cámaras: mínimo 12 cm
- Inclinación de los tabiques: 1,2 a 1,5 (v): 1 (h)

#### **B5.- 5.2.5.- EXPLOTACIÓN Y MANTENIMIENTO**

En los tanques Imhoff hay que prestar especial atención a lo siguiente:

- Eliminar **semanalmente** grasa, natas y sólidos flotantes, del sedimentador.
- Raspar **semanalmente** los lados y fondos inclinados del decantador, con un cepillo de goma, para quitar los sólidos adheridos que podrían descomponerse.

- Limpiar **semanalmente** la ranura del compartimento de sedimentación.
- Cambiar el sentido del flujo una vez al mes, si estuviera previsto en el diseño.
- Romper las natas con chorro de agua a presión y retirarlas cuando su espesor llegue a 60 – 90 cm.
- Deben descargarse los fangos antes de que su nivel llegue a estar a 45 cm de la ranura del decantador. Es mejor descargar pequeñas cantidades con cierta frecuencia, que grandes cantidades después de mucho tiempo. Los lodos deben descargarse a una velocidad moderada para evitar canalizaciones a su través. Debe hacerse antes de que lleguen las bajas temperaturas, dejando un 20 % como inóculo. Al menos una vez al mes debería medirse su nivel.
- Después de cada descarga de lodos las líneas de descarga deben escurrirse y llenarse con agua, para impedir que los lodos se endurezcan y obturen la tubería.
- Prevención de la formación de espumas. Es muy difícil corregir esta situación una vez que se ha presentado. Va asociada a una acidificación de los fangos, y puede corregirse con cal en ese caso. También se puede dejar el tanque fuera de servicio durante unos días, si es posible.

#### **B5.- 5.2.6.- COMPARATIVA ENTRE FOSA SÉPTICA Y TANQUE IMHOFF**

El mantenimiento de las fosas sépticas es más simple que el de los tanques Imhoff. Estos últimos se deben vaciar una o dos veces al año y cada una o dos semanas se deben retirar los flotantes y mantener limpia la comunicación entre las cámaras.

**Tabla.- Análisis comparativo entre fosas sépticas y tanques Imhoff**

		<b>Fosa séptica</b>	<b>Tanque Imhoff</b>
<b>Diseño</b>	Nº de compartimentos	2 a 3 en serie	2 superpuestos
	Separación de los tanques	Horizontal	Vertical
<b>Funcionamiento</b>	Decantación	En ambos compartimentos	En el depósito superior
	Acumulación de fangos	En ambos compartimentos	En el depósito inferior
	Intercambio fangos-agua	Sí	No
	Costra	De grasas y flotantes	De fangos fermentados
<b>Tiempo retención</b>	Agua	2-3 días	1-4 horas
	Fangos	2-3 años	6-12 meses
<b>Dimensionamiento</b>	Vivienda permanente	$V = 3 \times Q_d$ (si $Q_d < 10 \text{ m}^3/\text{día}$ ) $V = 2 \times Q_d$ (si $Q_d > 10 \text{ m}^3/\text{día}$ )	<u>Decantador:</u> Superficie ( $\text{m}^2$ )= $Q_p$ ( $\text{m}^3/\text{h}$ ) $V(\text{m}^3) = 1,5 Q_p$ ( $\text{m}^3/\text{h}$ ) $Q_p(\text{m}^3/\text{h}) = 0,25 Q_d$ ( $\text{m}^3/\text{día}$ ) <u>Digestor:</u> $V(\text{m}^3) = 1,5 Q_d$ ( $\text{m}^3/\text{día}$ )
	Vivienda estacional (ocupada menos del 50% del tiempo)	$V = 2 \times Q_d$ (si $Q_d < 10 \text{ m}^3/\text{día}$ ) $V = Q_d$ (si $Q_d > 10 \text{ m}^3/\text{día}$ )	El mismo decantador. 1/2 ó 1/3 el digestor.
<b>Explotación</b>	Vaciado de fangos	2- 3 años	1 año máximo
	Extracción de flotantes	-----	Semanal
	Limpieza de comunicación de compartimentos	-----	Semanal
<b>Rendimiento</b>	DBO <sub>5</sub> (300-400 mg/l)	150-250 mg/l	200-300 mg/l
	MES (300-400 mg/l)	60 -100 mg/l	100-150 mg/l

Fuente: Agence de l'Eau Loire-Bretagne

## B5.- 6.- INFILTRACIÓN AL TERRENO

El suelo y el subsuelo serán casi siempre utilizados como medios naturales receptores de aguas residuales. Por lo tanto, deben estar en condiciones de depurar e infiltrar permanentemente las aguas residuales antes de que alcancen los estratos más profundos y las aguas subterráneas. El suelo sólo constituye un medio receptor provisional y su utilización implica que el destino final de los vertidos será:

- la atmósfera, por evaporación directa o por evapotranspiración de las plantas
- el subsuelo y capas subterráneas, por filtración.

### B5.- 6.1.- CAPACIDAD DE DEPURACIÓN DEL SUELO

La acción del suelo permite que la materia orgánica y sales contenidas en las aguas residuales no constituyan para el mismo un problema de contaminación sino de enriquecimiento, por lo que puede utilizarse como medio receptor de las aguas residuales.

Las sustancias presentes en el agua sufren un proceso de transformación que puede estudiarse independientemente atendiendo a su naturaleza.

#### **B5.- 6.1.1.- MATERIAS OXIDABLES**

Estas materias evolucionan hacia formas minerales estables bajo la acción de los microorganismos. Parte de la materia es fijada dentro de la biomasa o evoluciona hacia materia tipo humus; el resto es oxidado. Si predominan las condiciones aerobias el carbono se oxida ( $\text{CO}_2$ ) y en condiciones anaerobias se reduce con la posibilidad de formación de metano ( $\text{CH}_4$ ).

La evolución de la materia orgánica es más rápida y completa en medio aerobio, en estas condiciones un suelo puede admitir  $42 \text{ g DQO/m}^2\cdot\text{día}$  con rendimientos del 94 %, mientras en medio anaerobio la carga admitida se reduce a  $16 \text{ g DQO/m}^2\cdot\text{día}$ . Un suelo en buenas condiciones (potencial de oxigenación entre  $130$  y  $900 \text{ g/m}^2$  y conteniendo de  $100$  a  $200 \text{ g}$  de microorganismos/ $\text{m}^2$ ) puede asegurar la depuración biológica de las aguas residuales de un usuario por cada  $2$  ó  $3 \text{ m}^2$  (Rouhart, 1986).

#### **B5.- 6.1.2.- COMPUESTOS NITROGENADOS**

El nitrógeno contenido en el efluente de una fosa séptica se encuentra principalmente en forma amoniacal (disuelta) y orgánica (disuelta y en suspensión). El N orgánico en suspensión estará incorporado en la materia orgánica y en los microorganismos. Con el fin de proteger los acuíferos cuyo uso fundamental es el abastecimiento, es preciso vigilar la contaminación de los mismos por nitratos, resultantes de la oxidación biológica de amonio. Los nitratos se caracterizan por su gran movilidad por lo que pueden ser arrastrados por las aguas en su infiltración. Recordemos que el efluente de una fosa séptica puede contener hasta  $60 \text{ mg/L}$  de N amoniacal, y que la concentración recomendada de nitratos en agua de consumo humano es menor o igual que  $10 \text{ mg N/L}$ .

Se pueden distinguir cuatro procesos por los que el suelo actúa sobre el nitrógeno: almacenamiento, nitrificación, desnitrificación y la acción de la cubierta vegetal.

El almacenamiento consiste en la retención del nitrógeno de forma que se favorece su eliminación por exportación o desnitrificación. Se puede producir almacenamiento: por filtración, al actuar la capa superficial del suelo como filtro reteniendo el nitrógeno contenido en las materias en suspensión; por retención capilar, lo que ocurre en tiempo seco con los elementos en solución, estas materias bajo forma nítrica no alcanzarán la capa freática a no ser que las precipitaciones atmosféricas sean superiores a la evaporación y se produzca el lavado; por adsorción, con lo que se fija el nitrógeno por fenómenos electrostáticos; y, por formación de humus, los organismos utilizan el nitrógeno para su crecimiento siempre que encuentren el carbono suficiente.

La nitrificación es un proceso que, en condiciones favorables a la oxidación (presencia de oxígeno, pH básico, temperatura normal), transforma el nitrógeno amoniacal en nitritos y nitratos, las bacterias causantes son de los géneros *Nitrosomonas* y *Nitrobacter*.

La desnitrificación es la reducción por vía microbiana de los nitratos al estado gaseoso ( $\text{N}_2\text{O}$  y  $\text{N}_2$ ). Se desarrolla en condiciones anóxicas, en presencia de carbono orgánico, bajo altas temperaturas, y pH básico (Rouhart, 1986).



Los vegetales contribuyen directamente a la eliminación del nitrógeno al utilizarlo en su crecimiento y, de forma indirecta, al favorecer la retención y la nitrificación ya que en periodos secos la evapotranspiración reduce el contenido de humedad del suelo y, por otra parte, las raíces permiten la aireación del suelo.

El aporte de nitratos debido a un sistema de saneamiento individual, en donde la densidad está en torno a 10 habitantes por hectárea, es insignificante (Mujeriego, 1983); pero debe prestarse atención al aporte total, en especial debido a actividades agrícolas.

#### **B5.- 6.1.3.- COMPUESTOS FOSFORADOS**

Su presencia en las aguas residuales se debe al uso de detergentes principalmente. El suelo presenta cierta capacidad de retención por medio de procesos de adsorción (Rouhart, 1986) y una notable capacidad para la formación de sales insolubles de aluminio, hierro y calcio (Mujeriego, 1990).

#### **B5.- 6.1.4.- COMPUESTOS SÓDICOS**

En algunos lugares pueden estar presentes en gran cantidad, en forma de cloruro sódico, como vertido de las aguas de salmuera de los productos para ablandar el agua. No existe prácticamente riesgo de contaminación pues la concentración máxima admisible para el agua de abastecimiento se fija en cloruros en 200 mg/l. Sin embargo, su capacidad de destrucción de los suelos arcillosos puede acelerar la colmatación de los dispositivos de infiltración.

#### **B5.- 6.1.5.- GÉRMEENES PATÓGENOS**

La capacidad de adsorción del suelo garantiza la casi total eliminación de gérmenes, por lo que se considera que, con cargas normales de vertido, un espesor de 1 metro de suelo no fisurado permite una protección fiable (Rouhart, 1986).

Como conclusión se puede decir que, una vez acondicionada el agua de infiltración, eliminando la mayor parte de las materias en suspensión contenidas en el agua residual bruta, el uso correcto de la capacidad depuradora del suelo puede garantizar un rendimiento importante en cuanto a: compuestos carbonosos, del fósforo, del sodio y gérmenes; considerando una carga superficial de infiltración adecuada: 1cm/d repartido en 10 cm<sup>2</sup>.

#### **B5.- 6.2.- PROBLEMAS DE LA INFILTRACIÓN SUB-SUPERFICIAL**

El suelo consiste en un ensamblaje heterogéneo de partículas sólidas y de espacios vacíos llenos de aire y humedad. Al proceder a la infiltración subsuperficial del efluente de una fosa séptica o tanque Imhoff la superficie se colmata con las materias que el agua lleva en suspensión, como consecuencia la velocidad de infiltración disminuye y la capa superior del suelo se satura. Entre los procesos que, simultánea o independientemente, pueden conducir a la colmatación de la superficie de infiltración, tenemos (Mujeriego, 1990):

- el compactado y amasado del suelo durante la construcción del sistema de infiltración;

- la obstrucción de los poros del suelo por las materias en suspensión del efluente, con el consiguiente desarrollo y acumulación de una película biológica;
- el deterioro de la estructura del suelo por intercambio iónico de las partículas de arcilla;
- la precipitación de sulfuros metálicos insolubles;
- la secreción de mucosas de polisacáridos por determinadas bacterias;

Si el mal funcionamiento de una instalación de infiltración se manifiesta en el curso de los dos primeros años, la causa puede generalmente atribuirse a una construcción defectuosa. Si la construcción ha sido correcta también se produce una disminución de la velocidad de infiltración, la cual se desarrolla en tres fases:

- Una rápida disminución de la velocidad de infiltración debida a la reacción de los materiales del suelo con el agua.
- Una recuperación rápida de la velocidad de infiltración debido a la extracción del aire contenido en el suelo por el agua que discurre por sus intersticios.
- Una progresiva reducción de la velocidad de infiltración, debido principalmente a la acción microbiana en la superficie de infiltración, y en particular al crecimiento de microorganismos anaerobios que se alimentan de la materia orgánica contenida en el agua residual, en una zona del suelo con escasez o ausencia de oxígeno.

La velocidad de infiltración tiende hacia una situación de equilibrio en plazos relativamente cortos comparados con la vida útil de la instalación, siendo apreciablemente más baja que la velocidad inicial de infiltración.

El proceso de colmatación no es irreversible, puede disminuir con períodos de reposo o de disminución del ritmo de vertido de aguas residuales con la condición de que la superficie de infiltración permanezca en condiciones aerobias y las materias orgánicas e inorgánicas responsables de la colmatación puedan ser oxidadas. Por este motivo el saneamiento mediante sistema séptico con infiltración se adapta muy bien a las residencias temporales. Para conseguir este efecto de reposo algunos autores han propuesto diseñar las instalaciones con dos elementos en paralelo cuyo uso se alterne.

En algunas circunstancias no se puede elegir un sistema de infiltración subsuperficial entre las que se pueden destacar:

- presencia de una capa freática próxima a la superficie del terreno
- existencia de una delgada capa de suelo sobre un substrato impermeable o fisurado
- presencia de un suelo poco permeable en superficie (< 6 mm/h) y muy permeable en profundidad
- terreno con gran pendiente (> 15 %)

La infiltración de efluentes primarios en el suelo debe tener en cuenta diferentes criterios:

- las características del suelo
- el comportamiento del agua en el suelo
- las características del estrato subyacente
- la topografía del terreno

- la proximidad de una captación de aguas, y sobre todo su situación en un contexto hidrogeológico con relación al sitio de proyecto

Estos criterios deben conducir a un diseño, que además de un buen grado de depuración consiga allanar las dos principales dificultades con las cuales se topa su funcionamiento adecuado:

- la reducción progresiva de la capacidad de infiltración debido entre otros motivos a la colmatación y a la presencia a muy poca profundidad de una capa impermeable, de una zona capilar
- el arrastre de elementos indeseables hacia el subsuelo pudiendo entre otros motivos deberse a una infiltración demasiado rápida en un suelo fisurado o con una textura muy gruesa y tosca.

Normalmente, se requiere de terrenos con menos de un 15 % de pendiente. Sin embargo, si el resultado de un ensayo de permeabilidad es favorable ( $K > 150$  mm/h) y no hay estrato impermeable subyacente, la pendiente podría llegar o sobrepasar el 20%. Por el contrario, no deberá sobrepasar el 10% si  $K < 20$  mm/h. Sin embargo, la existencia de técnicas mejoradas como las terrazas o terraplenes de infiltración o los lechos filtrantes de arena, permiten salvar este obstáculo.

#### **B5.- 6.2.1.- CRITERIOS DE LA APTITUD DE UN SUELO PARA LA INFILTRACIÓN**

Del suelo siempre se habla en términos de: estructura, textura y naturaleza. La textura (grava, arena, limo, ...) puede sufrir modificaciones debido a procesos tales como la alternancia de fases de sequedad y humedecimiento, la actividad biológica, la compactación mecánica, la disolución o intercambio de iones, etc. La aptitud del terreno a utilizar está fijada por su capacidad de transmisión del agua a largo plazo y por lo tanto, el diseño de un sistema de infiltración se basa en la permeabilidad del suelo.

De modo que, será imprescindible realizar un estudio de las características hidráulicas del suelo, es decir, determinar su tasa de infiltración o coeficiente de permeabilidad K. La siguiente tabla recoge una clasificación de suelos según su permeabilidad:

*Tabla.- Clasificación de los suelos según su permeabilidad (Rouhart, 1986)*

<b>Coefficiente de permeabilidad K (mm/h)</b>	500 - 50	50 - 20	20 - 10	10 - 6
<b>Tipo de terreno</b>	Suelo arenoso	Suelo arenoso - limoso	Suelo limoso	Suelo limoso-arcilloso
<b>Permeabilidad</b>	Muy permeable	Permeabilidad intermedia	Permeabilidad escasa	Muy impermeable

Las aptitudes del suelo para la infiltración se describen en las siguientes tablas:

**Tabla.- Aptitudes del terreno I (Rouhart, 1986)**

APTITUD → CRITERIO ↓	Muy favorable	Favorable	Poco favorable	Desfavorable
Espesor de la capa permeable (m)	> 2.5	2 - 2.5	1.5 - 2	<1.5
Profundidad de la capa impermeable (m)	> 3	2 - 3	1.5 - 2	<1.5
Nivel freático (m)	> 3.5	1.5 - 3.5	1 - 1.5	<1.0
Pendiente terreno (%)	< 2	2 - 8	8 - 15	>15

**Tabla.- Aptitudes del terreno II (Rouhart, 1986)**

Velocidad de infiltración (mm/min)		Textura del suelo		Carga hidráulica admisible (L/m <sup>2</sup> d) en condiciones aerobias		Aptitud frente a la infiltración subsuperficial
-	> 50	-	Grava	-	-	Muy favorable (*)
-	5 - 50	-	Arena gruesa	-	100	
-		-	Arena media	-	50 - 55	
1.7 - 2.5	1.6 - 4	Arena	Arena fina	30 - 50	30 - 35	Favorable
0.8 - 2.5	0.8 - 1.6	Arena limosa	Limo arenoso	20 - 30	20 - 25	
0.6 - 0.8	0.6 - 0.8	Limo	Limo arenoso Limo de sílex	10 - 20	15 - 20	
0.3 - 0.6	0.4 - 0.6	Limo arenoso Arcilla limosa	Arcilla limosa	7 - 10	6 - 15	Moderadamente favorable
-	< 0.4	-	Arcilla Marga	-	6	Desfavorable
< 0.1	-	Arcilla hinchada	-	-	-	Exclusión

(\*) El contacto entre el agua y las partículas del suelo durante un tiempo relativamente corto de infiltración es insuficiente para el buen desarrollo de las reacciones necesarias para la depuración de las aguas. Una infiltración demasiado rápida en un suelo de textura muy gruesa (macroporosidad) puede provocar una grave contaminación de las aguas subterráneas. La macroporosidad suele corresponder a un suelo de gravas, fisurado o con fallas, pero también a un suelo limoso que contenga agregados o pequeñas galerías o cavernas debido a organismos vivos, animales (gusanos de tierra, topes, roedores) o vegetales (raíces).

**Tabla.- Tasas de aplicación en función del tipo de terreno (Adaptada de EPA, 1980)**

Textura del suelo	Tasa infiltración (mm/h)	Tasa aplicación (m <sup>3</sup> /m <sup>2</sup> día)
Arena gruesa – grava	> 1500	Filtro intermitente
Arena media – gruesa	300 – 1500	0,048
Arena fina – margosa	100 - 300	0,030
Marga arenosa – marga	50 - 100	0,024
Marga - marga porosa	25 - 50	0,018
Marga arcillosa	12.5 - 25	0,008
Terreno impermeable	< 12.5	Filtro intermitente

Se descarta (tabla anterior) los sistemas de infiltración natural en el caso de suelos muy permeables e impermeables.

## B5.- 6.2.2.- TIPOLOGÍA DE SISTEMAS DE INFILTRACIÓN

Dentro de los sistemas de infiltración podemos encontrar varias configuraciones:

- zanjas de infiltración o filtrantes
- montículo o terraza de infiltración
- lechos o filtros de arena

La elección del sistema depende, fundamentalmente, de la disponibilidad de espacio, pero también de las características del terreno: estructura geológica, granulometría y, especialmente, capacidad de percolación.

En el primer caso, zanjas de infiltración se utiliza el propio suelo como elemento depurador. Los montículos y lechos de infiltración emplean arena en sustitución del suelo natural.

Las zanjas filtrantes se utilizan en terrenos permeables con espesor suficiente y pendiente menor del 15%. Los filtros de arena en terrenos impermeables o muy permeables, sustituyendo el suelo natural por arena.

Los montículos o terrazas filtrantes se emplean cuando la pendiente es fuerte (> 15 %) o cuando el espesor del suelo es insuficiente y descansa sobre un sustrato impermeable.

Según el criterio de diseño que sigamos, los lechos filtrantes pueden ocupar menos espacio que las zanjas de infiltración. Se considera que la arena ofrece mejores prestaciones depuradoras que el suelo al que sustituye. Es el caso mostrado en la siguiente tabla:

*Tabla.- Necesidad de terreno según el sistema de infiltración (Adaptada de Collado, 1992)*

	Zanjas filtrantes	Lechos filtrantes
<b>Superficie necesaria (m<sup>2</sup>/hab)</b>	6 - 66	2 - 25
<b>Tasa de aplicación (m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>.día)</b>	0.02 - 0.05	0.02 - 0.05
<b>Separación del fondo al nivel freático (m)</b>	0.60 - 1.20	0.60 - 1.20
<b>Espesor de la cobertura (m)</b>	> 0.15	> 0.15

## B5.- 6.3.- ZANJAS DE INFILTRACIÓN

Son los dispositivos de evacuación y depuración biológica más usados en suelos permeables y semipermeables. Tienen por objeto la aplicación al terreno natural del efluente de una fosa séptica o de un tanque Imhoff. La instalación consiste en una serie de zanjas en las que se introduce el agua por medio de conducciones perforadas. Las zanjas a su vez dispersan el agua a través del suelo.

**B5.- 6.3.1.- CRITERIOS DE DIMENSIONAMIENTO**

Se debe garantizar un tiempo de retención en el suelo de una semana a diez días (AMA, 1992) por lo que la longitud de las tuberías es función de la permeabilidad del terreno, que debe establecerse mediante el preceptivo ensayo de infiltración.

*Tabla.- Superficie de las zanjas filtrantes (m<sup>2</sup> / habitante) (Adaptada de AMA, 1992)*

Tipo de terreno	IF	K (mm/h)	OMS	EPA (USA)	Health Dept. (USA)	País Vasco
<b>Arena gruesa/media</b>	1	1500			3.25	1.46
	2	750	2.30		4.00	
	3	500	2.80	3.80	4.75	
	4	325	3.25		5.50	
<b>Arena fina/limosa</b>	5	300	3.50		6.00	1.90
	10	150	4.65	5.65	7.75	2.71
<b>Limo arenoso/limo</b>	15	100	5.35		8.00	5.70
	30	50	7.00	7.53	11.75	
<b>Limo/limo arcilloso</b>	45	33	8.45		14.00	8.00
	60	25	9.30	10.04	15.50	

(IF, índice de infiltración, expresado en minutos por pulgada)

En Alemania las zanjas de infiltración se construyen con un parámetro de diseño de 20 a 40 m<sup>2</sup> por habitante, según las características del terreno, normalmente se destinan a viviendas de 4 a 8 ocupantes. Con un diseño e instalación correctos (DIN 4261, Parte 1), el agua a profundidades de 1 a 2 metros puede tener una calidad similar a la obtenida con humedales. Incluso algunas veces el efluente puede ser reutilizado (uso en sanitarios). La estructura de distribución, drenes de 10 a 20 metros separados un metro, y el material granular están normalizados. Como seguridad se deben dejar 60 cm de distancia hasta el nivel más alto de la capa freática y se debe considerar una distancia de seguridad a cualquier fuente de agua potable. Su explotación es normalmente segura y no precisa de mantenimiento. Su vida útil es de un período de 5 a 20 años, después es necesaria una nueva instalación de drenes en un espacio distinto.

*El Ministerio de Agricultura francés (1979) propuso un modelo para estimar la superficie de infiltración:*

$$A = \frac{Q B}{C}$$

donde:

$A$  = superficie de infiltración necesaria (en m<sup>2</sup>)

$Q$  = caudal de agua residual (L/d)

$C$  = carga hidráulica admisible (L/m<sup>2</sup>/d)

$B$  = coeficiente de calidad del agua residual (coef. Bernhardt)

$$B = \frac{DBO_5(mg/L) + MES(mg/L)}{120} > 1$$

También el Ministerio de Agricultura francés (CEMAGREF, antiguo CTGREF, según Rouhart, 1986) propuso la siguiente tabla de dimensionamiento:

**Tabla.- Normas de dimensionamiento de un sistema de infiltración subterránea, para una vivienda de 3-4 personas y un caudal de 500 L/día (Rouhart, 1986)**

<b>Coeficiente de permeabilidad K (mm/h) →</b>	<b>500 - 50</b>	<b>50 - 20</b>	<b>20 -10</b>	<b>10 - 6</b>	<b>Características  del drenaje</b>
<b>Textura del terreno →</b>	Suelo arenoso Muy permeable	Suelo arenoso - limoso Permeabilidad intermedia	Suelo limoso Permeabilidad escasa	Suelo limoso - arcilloso Muy impermeable	
<b>Suelo bien drenado (No hay nivel freático superficial a más de 1.5 m del suelo)</b>	15 m <sup>2</sup> de zanjas (prof: 0.60 m) → 25 m de zanjas ó 25 m <sup>2</sup> de lecho de infiltración	25 m <sup>2</sup> de zanjas (prof: 0,60 m) → 42 m de zanjas ó 45 m <sup>2</sup> de lecho de infiltración	40 m <sup>2</sup> de zanjas (prof: 0.60 m) → 70 m de zanjas	60 m <sup>2</sup> de zanjas (prof: 0.50 m) →100 m de zanjas	
<b>Drenaje intermedio (nivel freático a 1 y 1.5 m del suelo)</b>	20 m <sup>2</sup> de zanjas (prof: 0.60 m) → 35 m de zanjas ó 35 m <sup>2</sup> de lecho de infiltración	30 m <sup>2</sup> de zanjas ( prof: 0,60 m) → 50 m de zanjas	50 m <sup>2</sup> de zanjas (prof: 0,60 m) → 85 m de zanjas	60 m <sup>2</sup> de zanjas (prof: 0.50 m) → 100 m de zanjas	
<b>Mal drenado (nivel de la capa freática a 0.5 y 1 m del suelo)</b>	30 a 35 m <sup>2</sup> de montículo de infiltración	30 m <sup>2</sup> de zanjas (prof: 0.50 m) → 50 m de zanjas con drenaje del subsuelo o montículo de infiltración que cubra 50 m <sup>2</sup>	50 m <sup>2</sup> de zanjas (prof: 0.5 m) → 85 m de zanja con drenaje del subsuelo o montículo de infiltración que cubra 80 m <sup>2</sup>	Montículo de infiltración que cubre al menos 120 m <sup>2</sup> y drenaje del subsuelo.	

La anchura de las zanjas es de 0.60 m.

Se toma como superficie de infiltración la del fondo de la zanja.



**B5.- 6.3.2.- CRITERIOS CONSTRUCTIVOS**

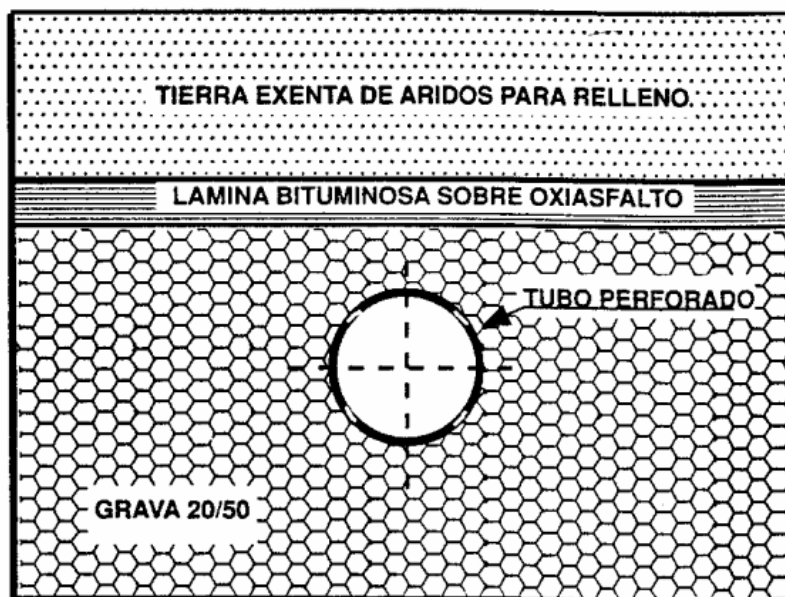
Hay una serie de criterios constructivos que son de uso general para zanjas de infiltración:

Longitud de zanja	< 20 m (Mujeriego,1983) (<30 m (OMS))
Separación entre ejes de zanja	>2 m (admisible hasta 1,5) 2 m para zanjas de 0,60 m 2,5 m para zanjas de 0,80 m
Profundidad de zanja	0,80 a 1,30 metros
Anchura de zanja	0,40 a 1,50 metros
Profundidad de la tubería	Entre 30 y 75 cm
Diámetro de tubería	80 a 100 mm
Longitud de tubo	en PVC es variable en fibro cemento de 1 m
Dimensión de orificios	10 a 15 mm
Pendiente de tuberías	0.15 a 0.30 %
Distancia a grandes árboles	7.5 metros

Un ejemplo de utilización de los criterios de construcción es el siguiente:

**Tabla.- Dimensiones de zanjas filtrantes**

Anchura de zanja (cm)	Profundidad de zanja (cm)	Absorción efectiva (m <sup>3</sup> /L)	Separación entre tuberías (m)
46	46 a 106	1,5	1,83
61	46 a 106	2,0	1,83
106	46 a 127	2,5	2,29
127	61 a 127	3,0	2,74



**Figura.- Sección transversal de una zanja filtrante (AMA-CAM, 1992).**

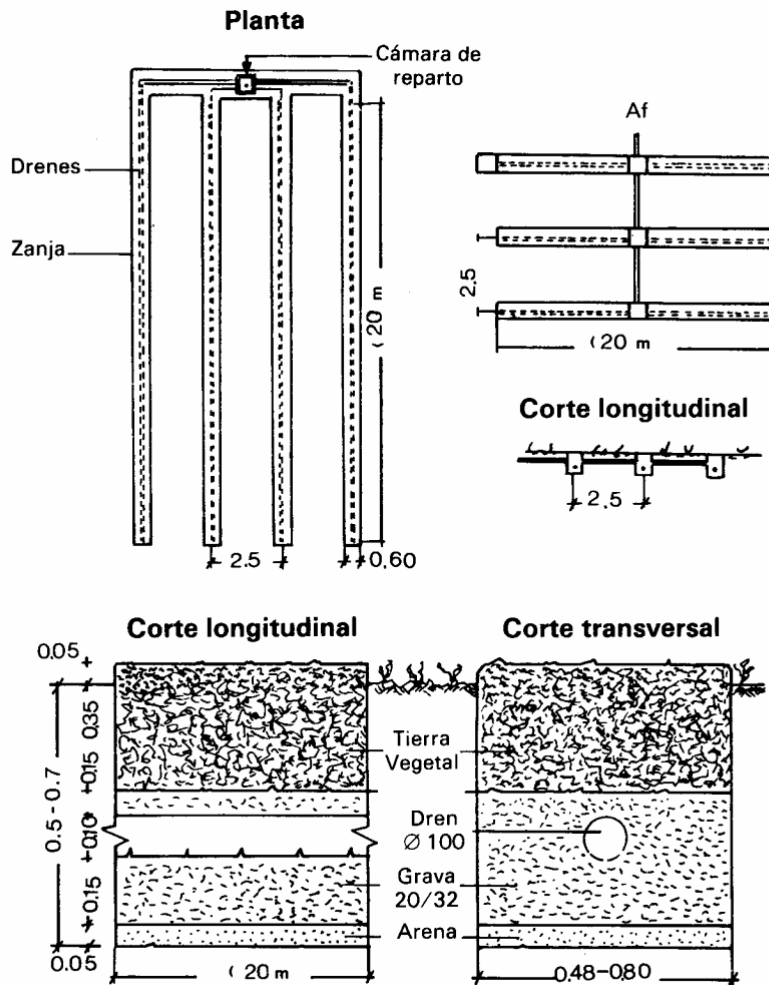


Figura.- Esquema de zanja filtrante (Rouhart, 1986)

El extremo final de los tubos de reparto será obturado. Para que el sistema funcione adecuadamente es necesario que todos los tubos de reparto sean provistos de agua simultáneamente. Se hace necesario la instalación previa de una cámara de distribución del afluyente ya que:

- Asegura la regularidad de la alimentación de caudal y la uniformidad de la repartición
- Permite dejar en reposo una de las zanjas para favorecer su descolmatación natural
- Permite tomar muestras del afluyente

En su construcción (cámara de reparto) se tendrá en cuenta los siguientes criterios:

- La traída del agua residual tendrá una pendiente del 1 al 2%
- La generatriz inferior del tubo de traída será situada a 5 ó 10 cm por encima de la solera impermeable

- Las paredes tendrán una anchura del orden de 15 cm

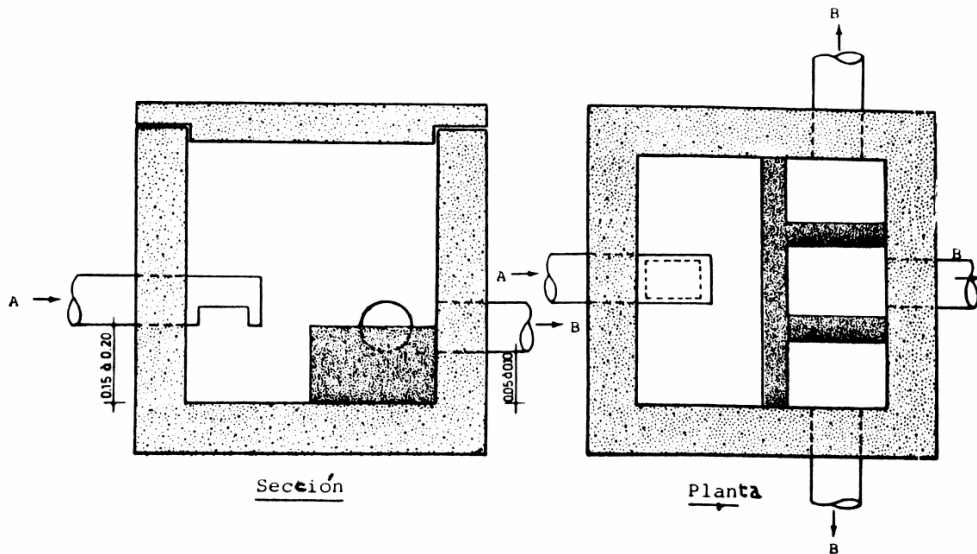


Figura.- Modelo de cámara de reparto hacia el sistema de infiltración

A su vez la cámara de reparto podría ir precedida de un lecho de gravas para la eliminación de sólidos coloidales o en suspensión para proteger al sistema de infiltración del riesgo de colmatación. Este lecho será limpiado con chorro de agua 2 a 3 veces por año. Su capacidad útil será de 250 a 500 litros. Este dispositivo no realiza depuración propiamente dicha.

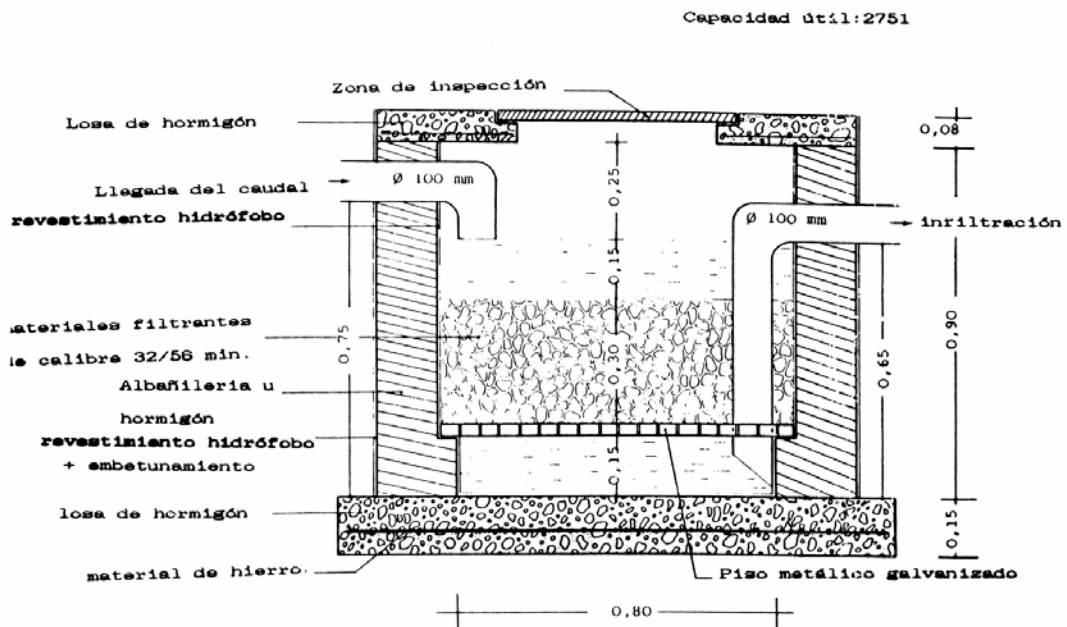


Figura. Dispositivo de retención de materias en suspensión

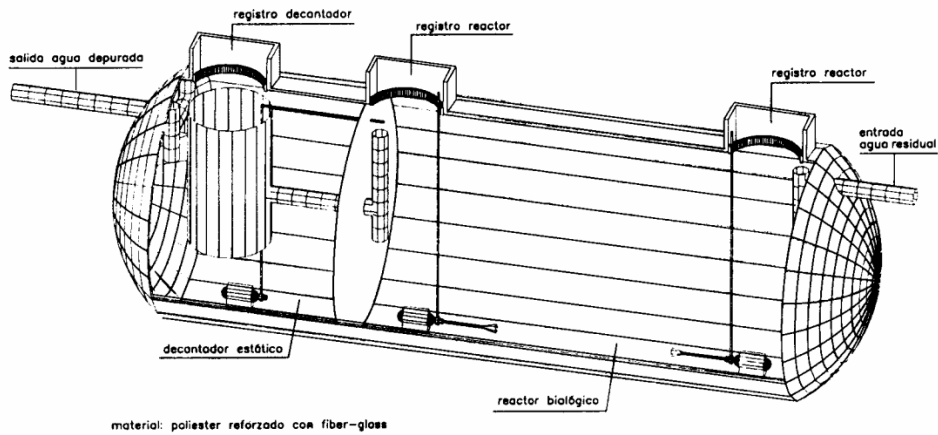
### B5.- 6.3.3.- MANTENIMIENTO

Se reduce a una comprobación periódica, bianual, del estado del árido, que deberá renovarse cuando proceda.

## B5.- 7.- PLANTAS COMPACTAS DE TRATAMIENTO COMPLETO

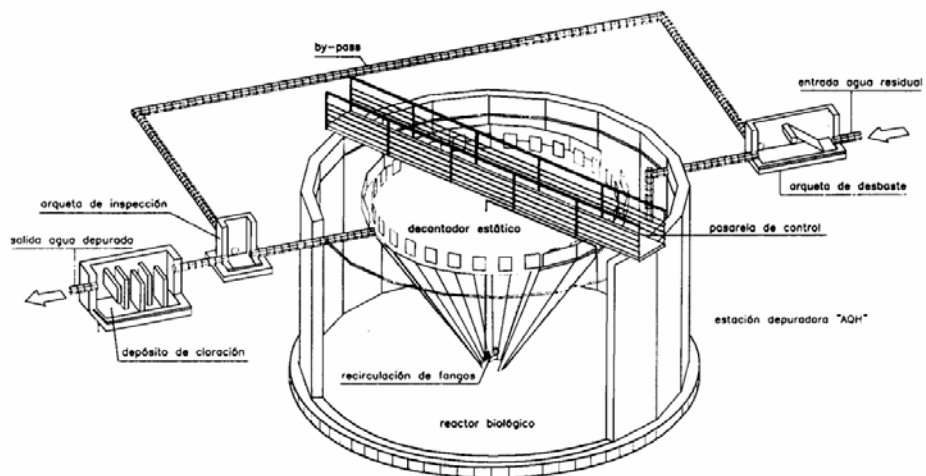
### B5.- 7.1.- PLANTAS DE AIREACIÓN PROLONGADA

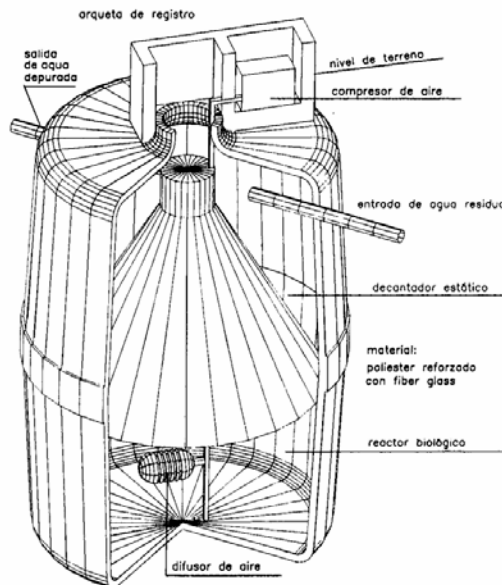
La aireación prolongada es uno de los procesos más comercializados bajo la tipología de unidades prefabricadas y compactas para pequeños núcleos, algunos ejemplos se muestran en las siguientes figuras:



**Figura.- Modelo AQ, para poblaciones de 50 a 600 habitantes  
(Cortesía de ACQUA HISPANIC)**

**Figura.- Modelo AQH, para poblaciones de 400 a 6000 habitantes  
(Cortesía de ACQUA HISPANIC)**





**Figura.- Modelo AQ, para poblaciones de 5 a 30 habitantes (Cortesía de ACQUA HISPANIC)**

### B5.- 7.1.1.- DIMENSIONAMIENTO

La Agencia de Medio Ambiente de la Comunidad de Madrid (AMA-CAM) recomienda los siguientes parámetros de diseño para un sistema de aireación prolongada, que coinciden con los de la norma tecnológica española (NTE):

**Tabla.- Parámetros de diseño de un sistema de aireación prolongada**

Dotación de cálculo	100 L/hab/día
Volumen de aireación	150 L/hab
Potencia de aireación	> 30 W/m <sup>3</sup>
Volumen clarificador	33 L/hab
Superficie clarificador	0.017 a 0.025 m <sup>2</sup> /hab

Respecto a las plantas prefabricadas de disposición enterrada es preciso tener en cuenta la dificultad que tiene su control.

### B5.- 7.1.2.- MANTENIMIENTO DE PLANTAS DE AIREACIÓN PROLONGADA

- Retirada diaria de flotantes
- Limpieza semanal de canales y vertederos
- Inspección bimensual de las soplantes

### B5.- 7.2.- PLANTAS COMPACTAS DE LECHOS AIREADOS SUMERGIDOS

Los lechos aireados sumergidos pueden ser de soporte fijo o móvil. Sin embargo, es más común el lecho sumergido en el que el medio soporte está fijo sin movimiento alguno. A los de este tipo se ha dado en llamar procesos Biopelícula de Lecho Aireable Sumergido Fijo, **proceso BLASF** (Tejero et al. 1996).

Los lechos aireados sumergidos pueden operar como reactores de mezcla completa o en flujo pistón. Pueden ser de flujo ascendente (co-corriente con el aire) o descendente (contracorriente con el aire).

Los lechos aireados sumergidos fijos típicos se rellenan con placas de plástico corrugado, tubos de plástico, mallas de plástico, etc., con superficies específicas de varias decenas a cientos de  $m^2/m^3$ , siendo a primera vista similares a los lechos bacterianos o filtros percoladores, pero a diferencia de éstos, el soporte siempre está sumergido y es indispensable la aireación artificial para aportar el oxígeno que requiere la biopelícula.

Un medio patentado, que tiene diferentes denominaciones (BIO-BLOCK, BIOPAC<sup>®</sup>, BIO-NET<sup>®</sup>), consiste en un tubo mallado de polietileno. Los tubos se unen formando paquetes cúbicos de 60 x 60 x 60 cm aproximadamente (Fig. siguiente). La superficie específica oscila de 100 a 300  $m^2/m^3$ , el área libre para el flujo es un 50 a 70 %, el volumen vacío de 65 al 92 % y el diámetro de los tubos va de 30 a 70 mm.



Figura.- BIOPAC<sup>®</sup>



Figura.- BIONET<sup>®</sup>

La Universidad de Cantabria patentó el reactor BLASF-II cuyo relleno consiste en mallas plásticas (tipo jardinería) de luz variable y con distanciamiento entre mallas también variable. Tanto la luz de malla como la separación entre mallas depende de la carga orgánica volumétrica aplicada al proceso. La tipología de este proceso sería en cuanto a la aireación: uniforme, y en cuanto al tipo de medio: forma y disposición regulares; conforme a lo visto anteriormente.

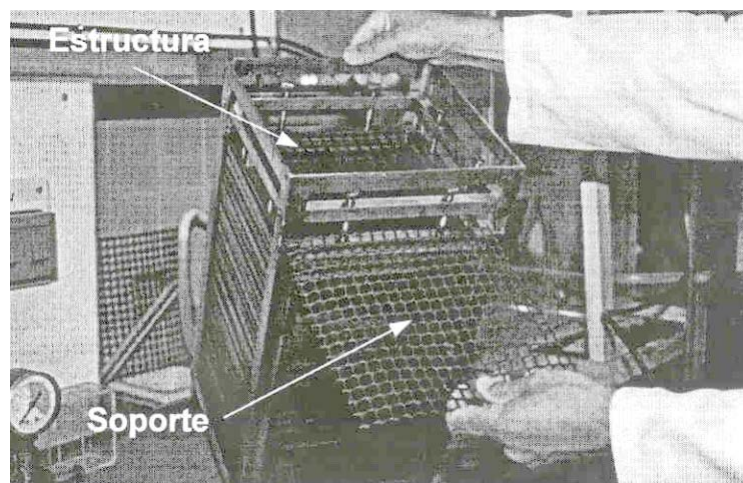


Figura.- Reactor Biopelícula de Lecho Aireado Sumergido Fijo (BLAS II<sup>®</sup>)  
(Fuente: Santamaría, 1998 - Patente del Grupo Biopelícula de la Universidad de Cantabria)

### B5.- 7.2.1.- APLICACION DE LOS LECHOS AIREADOS SUMERGIDOS

Los procesos biopelícula de lecho aireado sumergido fijo (BLASF) constituyen el tipo básico de los lechos (filtros) sumergidos, siendo por tanto los más utilizados. Se emplean para lo mismo que un proceso de fangos activos y además para purificar aguas pre-tratadas con algún otro proceso. Los procesos BLASF se usan frecuentemente solos, pero también añadidos a un proceso anaerobio o de fangos activos para operaciones de afino o como tratamiento avanzado.

Los BLASF hoy en día están siendo utilizados ampliamente en plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas de las consideradas pequeñas, porque satisfacen las tres principales demandas del tratamiento a pequeña escala: elevada tolerancia a las fluctuaciones en la cantidad y calidad del afluente, fácil mantenimiento y pequeña producción de lodos. Además, dan efluentes de mejor calidad que los lechos bacterianos (filtros percoladores). En Japón, cerca del **99%** de las EDARs con caudales de tratamiento  $\leq 50 \text{ m}^3/\text{d}$  y alrededor del **70%** de las que tratan **caudales algo mayores**, emplean este proceso. Constituyen también el método más efectivo para operaciones de afino de efluentes secundarios de aguas domésticas.

Debido a su fácil mantenimiento y escasa producción de fangos, el proceso BLASF es particularmente aconsejable para el tratamiento de aguas domésticas a pequeña escala, y por eso prácticamente el **100% de las instalaciones de tratamiento de aguas domésticas in-situ para viviendas individuales**, en Japón, se basan en este proceso.

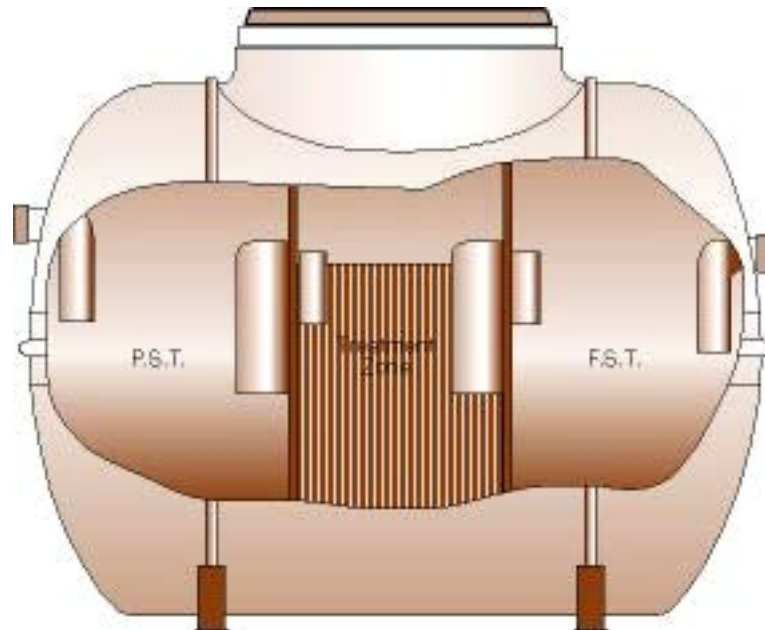
En Europa también está en auge la utilización de sistemas BLASF para la depuración en pequeños núcleos (la empresa Naston afirma tener realizadas más de 7500 unidades de BIOCLERE<sup>®</sup>). Se ofertan pre-fabricados, en acero o fibras reforzadas, con decantador secundario integrado para satisfacer las necesidades de hasta 600 h-e.



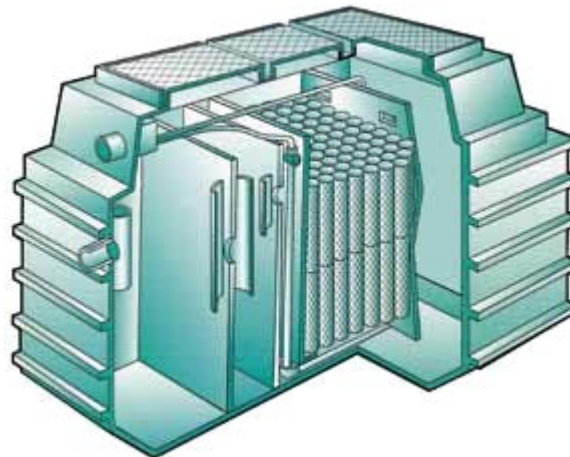
**Figura.- Sistemas BLASF prefabricados**  
(Fuente: [www.nottingham.ac.uk/~enzetc/guide/engsol](http://www.nottingham.ac.uk/~enzetc/guide/engsol), 08/11/02)



**Figura.- Sistemas BLASF prefabricados. BIOCLERE®**  
(Fuente: [www.naston.com](http://www.naston.com), 22/07/02)



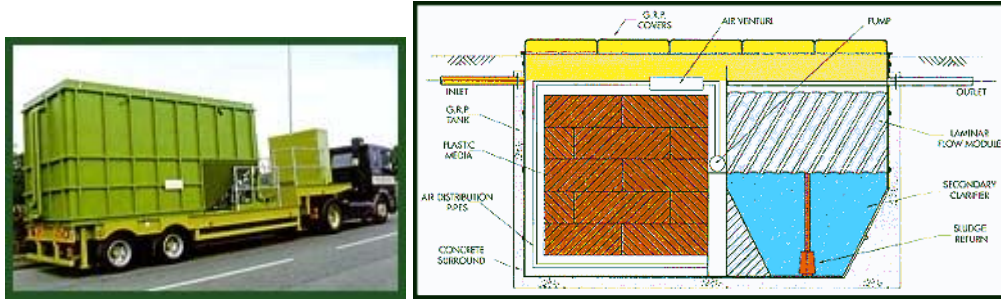
**Figura.- Proceso SAF (Submerged Aerated Filter), que incorpora decantador primario y secundario. Capacidad para 6 h-e. (Copiado de [www.v63.net](http://www.v63.net), 14/11/02)**



**Figura.- Proceso BAF (Biological Aerated Filter). El tratamiento primario es de tipo fosa séptica de doble cámara. Los fangos secundarios se retornan al primario.**  
(Copiado de [www.v63.net](http://www.v63.net), 14/11/02)

Si las poblaciones son mayores, hasta 5000 h-e, se pueden fabricar con el decantador separado, pero manteniendo el concepto de planta compacta.





**Figura.- Planta compacta en acero. Proceso BLASF y decantador separado. Proceso BIOCLERE® (Fuente: [www.naston.com](http://www.naston.com), 22/07/02)**



**Figura.- Planta para 1500 h-e. Proceso BLASF (2 x 4 lechos). (Copiado de [www.copa.co.uk](http://www.copa.co.uk) 24/06/02)**

#### **B5.- 7.2.1.1- Aplicación a colectivos específicos**

Los procesos BLASF también tienen otras aplicaciones que no son las aguas residuales urbanas típicas provenientes de núcleos grandes y pequeños, incluido el saneamiento individual. Entre otros colectivos que también pueden utilizarlos tenemos:

- Escuelas rurales
- Hospitales
- Residencias geriátricas
- Restaurantes, hostelería en general
- Edificios públicos
- Camping
- Industrias
- Haciendas, fincas, etc.
- Estaciones de servicio

#### **B5.-7.2.2.- NECESIDADES REALES DE ESPACIO**

Las necesidades de espacio de los BLASF representan alrededor del 40 % de la superficie requerida por una planta equivalente de fangos activos.

Se requiere de 5 a 6 m<sup>2</sup>/1000 h-e.

### B5.- 7.3.- PLANTAS COMPACTAS DE LECHOS BACTERIANOS

Los lechos bacterianos constituyen el proceso convencional de los biopelícula. Se basan en el “riego” no inundado del material soporte de relleno al cual está adherida la película bacteriana.

En su variante más blanda desde un punto de vista tecnológico no requieren aireación forzada, es decir, emplean aireación natural. Esto redonda en un elevado ahorro energético.

El relleno tradicional ha sido grava con superficie específica de  $60 \text{ m}^2/\text{m}^3$  y porosidad del 50 %. Actualmente, el relleno utilizado es de material plástico. Con estos materiales se consigue mayor superficie específica (hasta  $120 \text{ m}^2/\text{m}^3$ ) y mayor porosidad (hasta un 95 %).

#### B5.- 7.3.1.- CONFIGURACIÓN DEL SISTEMA

La producción de fangos es baja debido a: (1) la carga orgánica es también baja por lo que el proceso funciona en fase endógena; y (2) la hidrodinámica del sistema no es agresiva por lo que los desprendimientos de biopelícula son escasos. Esto permite prescindir de la decantación secundaria.

El sistema podría configurarse combinando un tratamiento primario (fosa séptica o tanque Imhoff) o un desbaste fino más el lecho bacteriano. No deben ingresar sólidos gruesos al lecho, pues, esto ocasionaría su taponamiento.



Figura.- Sistema constituido por desbaste, fosa séptica y lecho bacteriano (Laracha – Coruña)

#### B5.- 7.3.2.- CRITERIOS DE DIMENSIONAMIENTO

Por lo general hasta 2.000 h-e, los lechos bacterianos de interés son los de baja carga orgánica. La Agencia de Medio Ambiente de Madrid presenta el siguiente modelo tabulado:

Tabla.- Criterios para determinar el volumen de lechos de baja carga (AMA-CAM, 1992)

	Capacidad (litros)
<ul style="list-style-type: none"> <li> <b>Vivienda individual</b>                      Vivienda de hasta <math>150 \text{ m}^2</math> (<math>\leq 5</math> usuarios)                 </li> </ul>	1800 3500

Vivienda mayor de 150 m <sup>2</sup> ( $\leq$ 10 usuarios)	
• <b>Conjunto de viviendas</b> N usuarios	200 × N

Lechos sin recirculación ni decantador secundario.

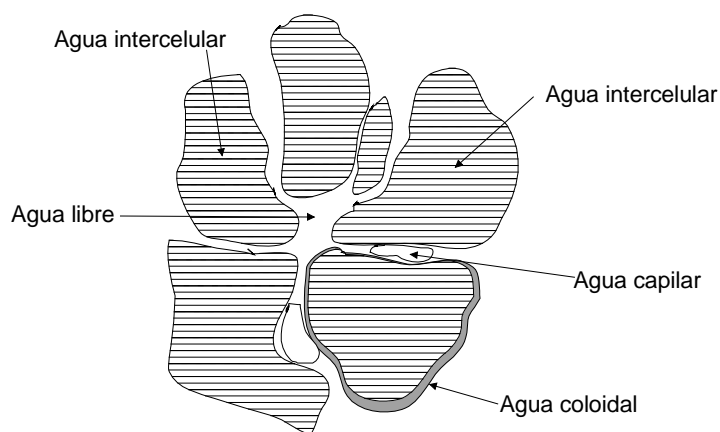
La altura de relleno mínima es de 1 metro.

## B5.- 8.- DESHIDRATACIÓN DE FANGOS

### B5.- 8.1.- INTRODUCCIÓN

*La deshidratación es un proceso físico integrado en la línea de fangos de la EDAR. Se utiliza para reducir el contenido de agua y, por tanto, el volumen de los fangos. De esta forma se disminuye su costo de transporte hasta el punto de vertido final. Por otra parte, el fango deshidratado es más fácil de manejar y el proceso de transporte es más cómodo y económico que en el caso de un fango con mayor contenido de agua.*

El agua presente en el fango se encuentra en cuatro formas (ver figura): libre, coloidal, intercelular y capilar. El agua libre puede separarse del fango por gravedad ya que no está asociada a los sólidos. Para eliminar el agua coloidal y capilar se necesita un acondicionamiento químico previo al empleo de medios mecánicos. Para eliminar el agua intercelular se debe romper la estructura que la contiene, esto se lleva a cabo mediante tratamiento térmico.



**Formas en las que está presente el agua en el fango**

Es frecuente emplear la deshidratación antes de incinerar los fangos para aumentar su poder calorífico, también se utiliza antes del compostaje para reducir la cantidad de enmiendas y esponjantes. En el caso de que el fango vaya a un vertedero la deshidratación se emplea para conseguir el grado de humedad admisible compatible con las condiciones sanitarias y las características estructurales del vertedero.

## **B5.- 8.2.- TIPOS DE DESHIDRATACIÓN**

Existen dos tipos de deshidratación: natural y mecánica. Forman el primer tipo las eras de secado, y el segundo está constituido, fundamentalmente, por: filtros banda, filtros prensa, filtros de vacío y centrifugas. La deshidratación mecánica va precedida de acondicionamiento previo.

## **B5.- 8.3.- ACONDICIONAMIENTO DEL FANGO**

El acondicionamiento del fango se emplea para mejorar el rendimiento de la deshidratación mecánica. Fundamentalmente existen dos métodos:

- acondicionamiento químico
- acondicionamiento térmico

El acondicionamiento químico consiste en la adición de reactivos al fango de tal forma que se consiga la floculación de los sólidos y la expulsión de parte del agua retenida.

Los reactivos empleados son de dos tipos: minerales y orgánicos. Entre los primeros se encuentran el cloruro férrico ( $\text{Cl}_3\text{Fe}$ ) y la cal ( $\text{CaO}$ ); y entre los segundos los polielectrolitos que pueden ser aniónicos o catiónicos.

Los reactivos de tipo mineral se adaptan mejor a los fangos que van a ser deshidratados en filtros prensa o de vacío; por su parte los reactivos orgánicos lo hacen a los fangos que irán a centrifugas y filtros banda.

El acondicionamiento químico del fango genera un incremento de los sólidos del fango. En el caso de los reactivos minerales se puede llegar a un aumento del 25% de sólidos. Los

polielectrolitos generan un aumento muy inferior de sólidos, sin embargo son más caros que la cal o el cloruro férrico.

En general, el tiempo de floculación debe ser superior a 20 minutos. En la siguiente tabla se muestran las dosis habituales empleadas de los diferentes reactivos.

*Dosis habituales de varios reactivos empleadas en el acondicionamiento químico de fangos*

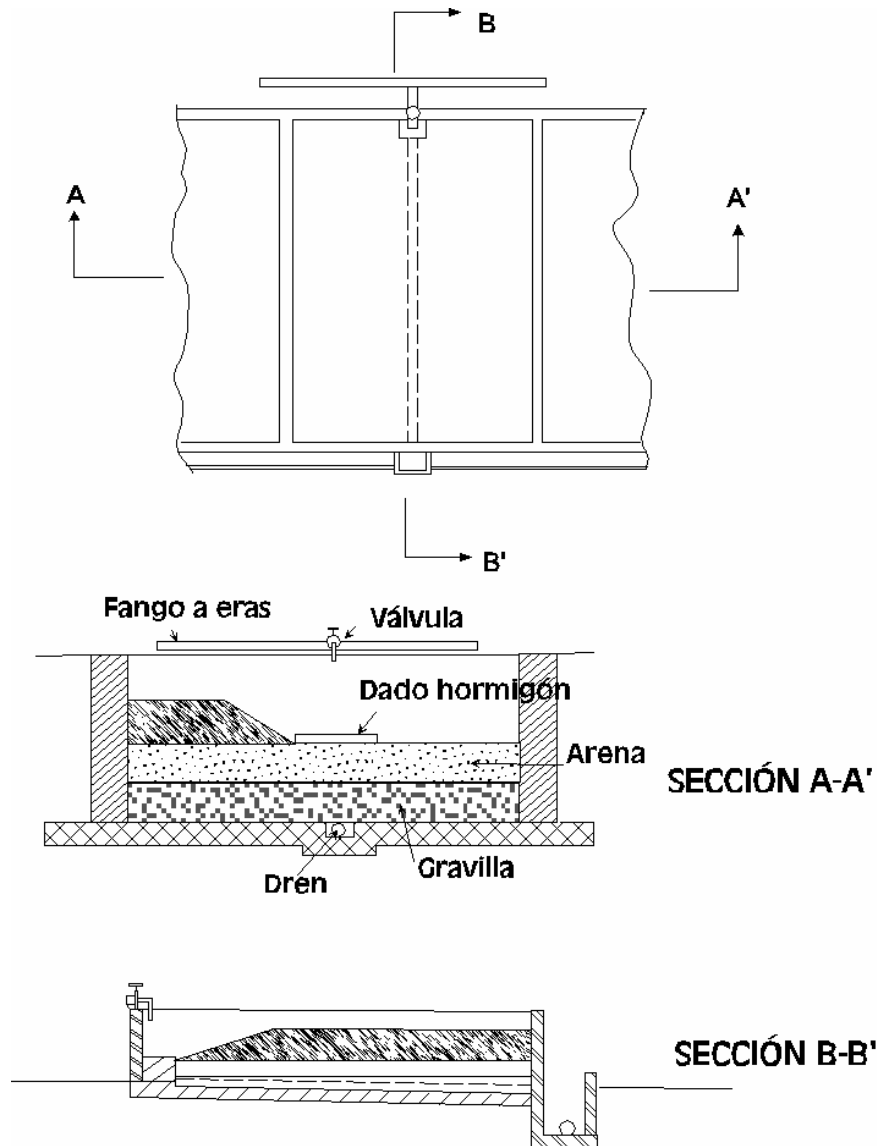
Reactivos	Fango mixto. Fango de Digestión anaerobia	Fango de Digestión aerobia	Tipo de deshidratación posterior
Cl <sub>3</sub> Fe CaO	3-8% 10-20%	8-15% 20-35%	F. Prensa o F. Vacío
Polielectrolit o	0,2-0,5%	0,5-0,8%	Centrífuga o F. Banda

El secado térmico consiste en calentar el fango durante un tiempo breve bajo presión. Tiene mayor aplicación en el caso de fangos provenientes de un tratamiento biológico.

#### **B5.-8.4.- DESHIDRATACIÓN NATURAL: ERAS DE SECADO**

En el caso de disponer de espacio suficiente, la alternativa consistente en la construcción de eras de sacado presenta unos costos de inversión y explotación muy satisfactorios. Por otra parte su rendimiento es comparable al del sistema mecánico más eficiente. Su uso, en general, se plantea para poblaciones inferiores a 20000 habitantes equivalentes.

Constan de un medio drenante sobre el que se depositan los fangos. Los mecanismos físicos que permiten reducir la cantidad de agua de los fangos en las eras son la evaporación y la infiltración. En la siguiente figura se muestra un esquema de una era de secado.



*Croquis de unas eras de secado*

Como la mayor parte del agua del fango se infiltra a través de la arena y grava hay que diseñar un sistema de tubos de drenaje adecuados. Por otra parte, los fangos a deshidratar llegan a las eras a través de conducciones por las que el fango debería circular a una velocidad superior a 0,75 m/s.

*Parámetros de diseño de las eras de secado*

<b>Capa de grava</b>	10-20 mm	>0,15 m
<b>Capa de arena</b>	$D_{10}=0,3-0,9$ mm $C_u < 4$	>0,20 m
<b>Capa de fango líquido</b>		<0,25 m
<b>Resguardo libre</b>		0,20-0,30 m
<b><sup>1</sup>Utilización anual de cada era</b>		<10 veces (7-12)
<b><sup>1</sup>Carga de sólidos</b>		<120 kg SS/m <sup>2</sup> ·año
<b><sup>1</sup>Parámetro poblacional</b>		8 hab/m <sup>2</sup>
<b><sup>1</sup>Superficie unitaria máxima</b>		<100 m <sup>2</sup>

de cada era		
<sup>1</sup> Sequedad torta fango dehidratado		>40%

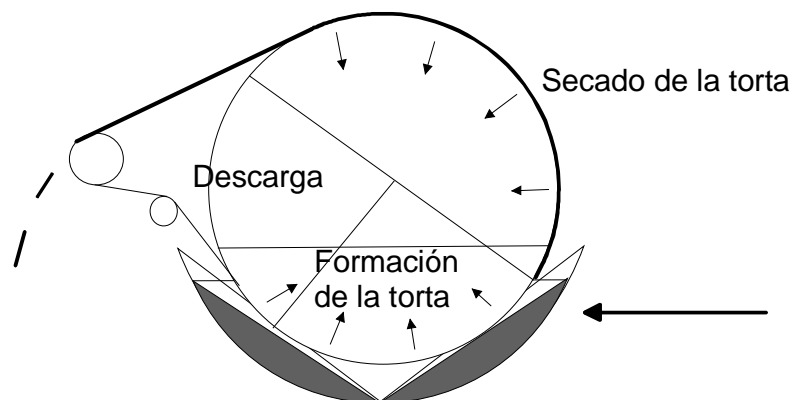
<sup>1</sup>Valores para clima templado y húmedo

### B5.- 8.5.- DESHIDRATACIÓN MECÁNICA

La deshidratación mecánica se suele componer de uno de los siguientes sistemas: filtros de vacío, centrífugas, filtros banda o filtros prensa.

#### B5.- 8.5.1.- Filtros de vacío

Un filtro de vacío (ver figura) consta de un tambor cilíndrico que gira sobre su eje. Sobre el tambor se coloca un tejido poroso que permite el paso del agua.



*Esquema de un filtro de vacío*

El cilindro se sumerge parcialmente en un depósito que contiene el fango a deshidratar, a medida que gira el cilindro se recubre de fango, a continuación se hace el vacío mediante unas bombas exteriores y el agua fluye hacia el centro del cilindro de donde se retira. El fango deshidratado se recoge finalmente en unas cintas transportadoras.

A lo largo de la superficie del cilindro se dan las fases de formación de la torta, filtración y descarga.

Un gran inconveniente de este tipo de filtros es su gran consumo energético que oscila entre 60 y 150 kW/t de SS.

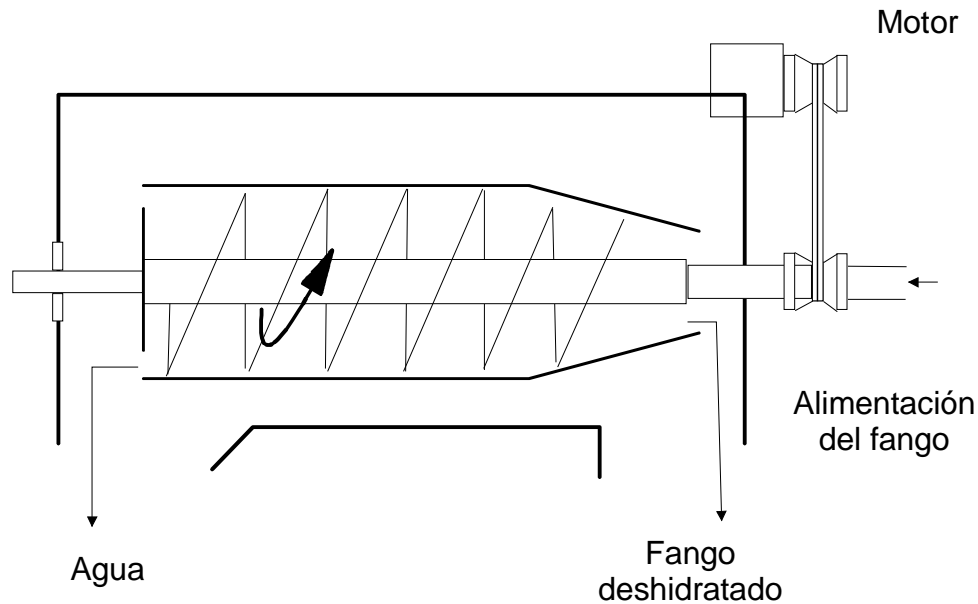
La sequedad obtenida con un filtro de vacío oscila entre el 20 y el 25%.

#### B5.- 8.5.2.- Centrífugas

Constan de un tornillo con forma de hélice que gira alrededor de su eje, a unas 1600-2000 rpm (Qasim, 1994), encerrado en una cubeta de forma cilíndrico-cónica que gira también aunque a menor velocidad.

El fango se introduce por el eje y debido a la fuerza centrífuga la parte sólida se recoge de las paredes de la cubeta de forma separada al agua (ver figura). El fango acumulado es

arrastrado hacia el extremo cónico gracias al giro del tornillo helicoidal, consiguiéndose una compactación adicional. A continuación se extraen los sólidos de la centrifuga.



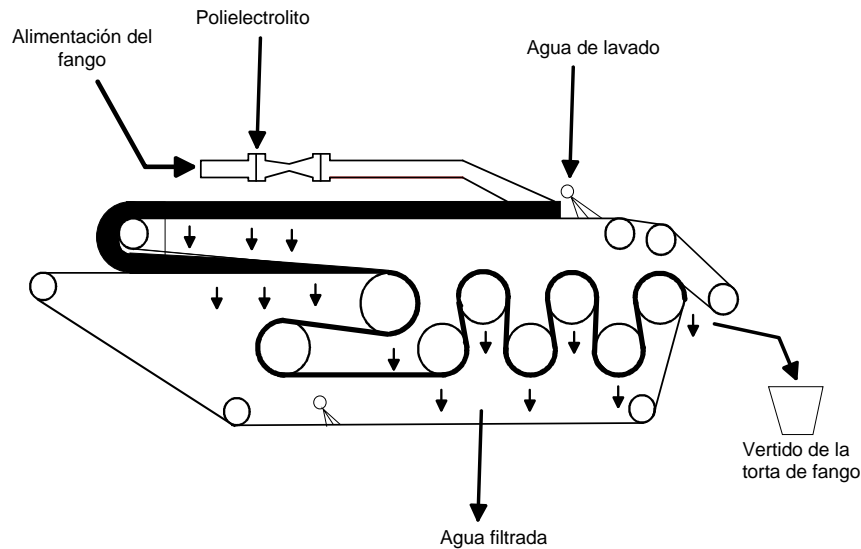
**Croquis de una centrifuga**

El fango deshidratado alcanza habitualmente una sequedad que oscila entre el 20 y el 25%. Actualmente se llega a valores de 30-35% e incluso al 40% (WEF, 1992) aunque a costa de una gran dosis de polielectrolito. El consumo de energía varía entre 40 y 60 kW/t-SS. Este proceso es comparable con la filtración por vacío en cuanto a costo y rendimiento. Las centrifugas son compactas, cerradas (la salida de olores al exterior se reduce en comparación con otras alternativas) y necesitan poco espacio. El ruido generado por estos equipos a 1 m oscila entre 80 y 90 dBA.

### **B5.- 8.5.3.- Filtros banda**

Un filtro banda consiste, básicamente, en una cinta transportadora sobre la que se coloca el fango, y en una cinta cobertora. El fango se sitúa entre ambas cintas que son permeables. Este conjunto pasa a través de una serie de rodillos colocados para conseguir la compresión del fango. En algunos modelos se hace el vacío en alguna zona del recorrido para aumentar la extracción del agua. En la figura siguiente se muestra un esquema de un filtro banda.





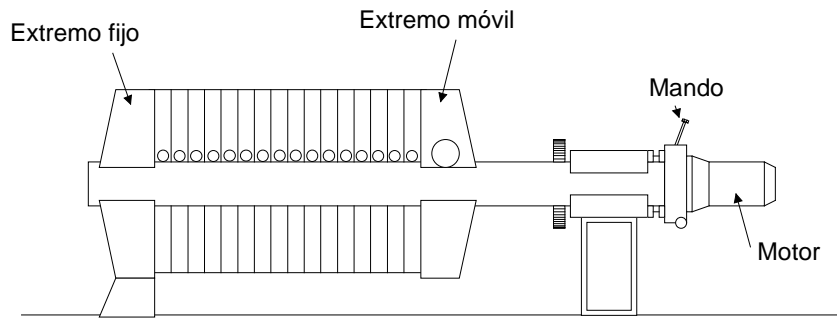
**Esquema de un filtro banda**

En un filtro banda, tras el acondicionamiento, el fango se deposita al inicio de la cinta en una zona en la que la extracción de agua se hace por gravedad, simplemente dejando que escurra a través de la cinta. A medida que avanza este proceso la cinta cobertora se acerca cada vez más al fango entrando en la zona de prensado. Por último se entra en una zona en la que la distribución de los rodillos es tal que se produce una gran compresión en los puntos de giro de la cinta.

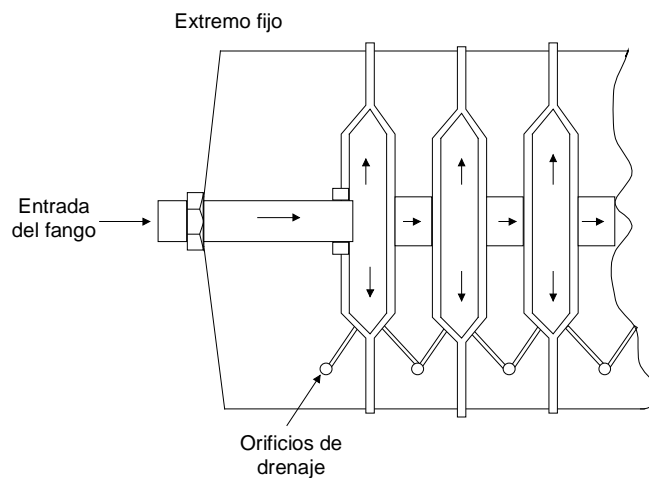
La sequedad de la torta de un fango mixto digerido anaerómicamente oscila entre el 20 y el 25%. El rendimiento obtenido depende de muchas variables como son las características del fango, tipo de acondicionamiento, configuración de los rodillos y velocidad de las cintas.

#### B5.- 8.5.4.- Filtros prensa

Estos filtros constan de unas celdas recubiertas de un material poroso en las que se introduce el fango situadas a lo largo de un eje sobre el que se aplica una compresión. Como consecuencia, el agua presente en el fango escapa a través de una serie de drenes y el fango deshidratado queda retenido en las celdas. Finalmente se abren las celdas y las tortas se transportan al punto de evacuación final. En las figuras se muestran unos esquemas de este tipo de filtros.



**Croquis de un filtro prensa**



**Croquis de las celdas de un filtro prensa**

Los filtros prensa funcionan de forma discontinua, a diferencia de los métodos de deshidratación vistos hasta ahora que lo hacían de forma continua.

La ventaja principal de los filtros prensa es su capacidad para conseguir sequedades superiores al 35%. Los costos energéticos son equiparables a la filtración por vacío y son adaptables a diferentes tipos de fango. Por el contrario tienen un costo de inversión muy alto, necesitan gran cantidad de reactivos en la fase de acondicionamiento y generan altos costos de explotación.

Las fases de funcionamiento de un filtro prensa son (Gallardo, A., 1998):

- Llenado con una duración de 15 a 20 minutos.
- Filtrado con una duración que oscila entre 1 y 2 horas en función del tipo de fango.
- Vaciado con una duración de 30 minutos.
- Lavado con una duración de 30 minutos cada 2 ó 3 filtrados.

### B5.- 8.5.5.- Comparación de los sistemas de deshidratación mecánica

En la siguiente tabla se muestra un resumen de las características de los sistemas de filtración mecánica comentados.

*Resumen de las características de los procesos de deshidratación mecánica*

Proceso	Sequedad torta, %	Consumo de Energía kW/t-SS	Rendimiento	Coste de Inversión
Filtro vacío	20-25	60-150	18-22 kg SS/m <sup>2</sup> ·h	Medio
Centrífuga	20-25	40-60	-	Medio
Filtro banda	20-25	5-20	Variable	Bajo
F. Banda-Prensa	27-33	10-30	Variable	Alto
Filtro prensa	40-45	20-40	3-4 kg SS/m <sup>2</sup> ·h	Muy alto

Se puede apreciar que el uso de filtros prensa proporciona la mayor sequedad pero a costa de un costo de inversión muy alto, si bien el consumo de energía se sitúa comparativamente en la zona intermedia.

Si la sequedad de la torta no es un factor condicionante se puede recurrir a más alternativas. Obsérvese el reducido consumo energético de los filtros banda aunque su costo inicial es superior a los filtros de vacío y centrífugas.

### B5.- 8.6.- EVACUACIÓN DE FANGOS

El destino final que se vaya a dar a los fangos condicionará el conjunto de procesos que compondrán la línea de fangos. De ahí la importancia de la decisión a adoptar. Básicamente existen tres alternativas para la evacuación de fangos:

- Vertedero
- Incineración
- Uso agrícola

Hasta hace unos años en algunas localidades costeras se enviaban los fangos en barcazas hasta mar abierto y allí se vertían. Hoy en día esta posibilidad no se permite en la UE.

Los vertederos pueden ser específicos para los fangos o bien ser de residuos sólidos urbanos en los que se admite el vertido de fangos. En cualquier caso se exige que los fangos tengan un grado de humedad inferior a un determinado valor (generalmente alrededor del 20%) para evitar problemas relacionados con la estabilidad de suelos, así como problemas sanitarios.

La incineración de fangos también precisa de una deshidratación previa para aumentar el poder calorífico del fango y reducir los costos de explotación. En general se recurre a filtros prensa o secado térmico previo. El grado de humedad admisible debe ser inferior al 25%.

El uso agrícola es una alternativa que permite el aprovechamiento del fango. Es decir, éste ya no se considera un residuo. El fango puede servir como acondicionador del suelo y como abono. En el primer caso permite retener agua del suelo, el crecimiento más fácil de las raíces y mejora la textura del suelo. En el segundo caso sirve como complemento de los fertilizantes químicos permitiendo el ahorro de una parte de ellos. En los fangos se encuentra nitrógeno, fósforo y pequeñas cantidades de potasio, así como otros oligoelementos necesarios para el crecimiento de las plantas, si bien no se encuentran en las proporciones óptimas.

El fango puede emplearse como abono siempre y cuando sus concentraciones de metales pesados sean inferiores a los valores legislados (Directiva 86/278/CEE sobre protección del medio ambiente y, en particular, de los suelos para la utilización de fangos de depuradora en agricultura). En España el destino final de los fangos se distribuye según las proporciones mostradas en la siguiente tabla.

*Distribución de las alternativas de evacuación final de los fangos en España (Sánchez, F. C.; 1998)*

Sistema de evacuación	Porcentaje
Uso agrícola	48
Vertedero	34
Incineración	4
Vertido al mar	14

## BIBLIOGRAFÍA

AGENCIA DE MEDIO AMBIENTE – Comunidad de Madrid. (1992). *Depuración de aguas residuales en pequeñas colectividades. Recomendaciones para la elección, diseño y dimensionamiento de instalaciones*. Comunidad Autónoma de Madrid, Madrid.

CEDEX; (1992); "Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras"; 2 tomos; Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas; Gabinete de Formación y Documentación, Madrid.

Collado R. (1992). *Depuración de aguas residuales en pequeñas comunidades*. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid.

Dpto. de Sanidad del Estado de Nueva York. (1997). *Manual de tratamiento de aguas negras*. Edit. LIMUSA. México.

DEGREMONT; (1979); "Manual técnico del agua"; cuarta edición; ISBN 84-300-1651-1.

Dirección General de Obras Hidráulicas. (1994). *Tecnologías de bajo coste para la depuración de aguas residuales: Seguimiento del Plan de Investigación y Desarrollo*. Consejería de Obras Públicas. Junta de Andalucía. Sevilla

EPA/625/R-92/010. (1992). *Summary Report. Small community water and wastewater treatment*. Office of Research and Development. Washington.

EPA/625/R-92/005. (1992). *Manual wastewater treatment/disposal for small communities*. Office of Research and Development. Washington.

HERNÁNDEZ, A.; (1993); "Depuración de aguas residuales"; Colección Señor (nº 9); Colegio de Ing. de Caminos, Canales y Puertos, Madrid; 3º edición; ISBN 84-380-0040-1.

IWAI, S.; KITAO, T.; (1994); "Wastewater treatment with microbial films"; Tecnominc, Suiza; 183 págs.; ISBN 1-56676-112-3.

METCALF-EDDY; (1985); "Ingeniería sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales"; Editorial Labor; Barcelona; ISBN 84-335-6421-8.

METCALF-EDDY. (1991). "Wastewater engineering. Treatment, disposal, reuse" McGraw-Hill; Civil Engineering Series; 1334 págs.; ISBN 0-07-100824-1.

Mujeriego, R.; (1990); "Manual práctico de riego con agua residual municipal regenerada"; Universidad Politécnica de Cataluña; Barcelona.

Mujeriego, R.; (1994); "La reutilización planificada del agua: elemento básico de la gestión de los recursos hidráulicos"; publicada en "Recursos hidrogeológicos y recursos hidráulicos no convencionales"; Seminario de la Universidad Internacional Menéndez Pelayo de Santander; 30 de Agosto a 3 de Septiembre de 1993; MOPTMA, Dirección General de Obras Hidráulicas; ISBN 84-498-0044-7.

NTE-ISD (1974). *Instalaciones de Salubridad Depuración y vertido. Norma de depuración y vertido de las aguas residuales de tipo doméstico, no industriales, para poblaciones no mayores de 10.000 habitantes*. BOE núm. 14, 16 de enero de 1974.

RIGOLA LAPEÑA, M.; (1989); " Tratamiento de aguas industriales: aguas de proceso y residuales"; Colección Productiva; Editorial Marcombo; Barcelona; 158 págs.; ISBN: 84-267-0740-8.

SUÁREZ J., A. JÁCOME; C. GARCÍA Y J. LLANDERROZAS (1998). Quinto Informe: *Asesoramiento Técnico y Científico para la Redacción de Proyectos del Convenio de Colaboración entre la Diputación Provincial de Coruña y las Universidades de Santiago de Compostela y de Coruña*. Proyecto: Sistemas Eficaces de Depuración de Aguas Residuales para Pequeños Núcleos de la Provincia de Coruña de Bajo Coste tanto de Construcción como de Mantenimiento.

TEJERO MONZÓN I., J. SUÁREZ LÓPEZ, A. JÁCOME BURGOS, J. TEMPRANO. (2001). "Introducción a la Ingeniería Sanitaria y Ambiental". ETSI. Caminos, Canales y Puertos de las Universidades de Cantabria y Coruña. Coruña.

TEJERO, J.I.; (1992); "Tratamientos primarios. Tratamientos físico-químicos."; del "Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras"; Tomo I; Gabinete de Formación y Documentación; CEDEX - MOPT; Madrid.

Vice-Consejería de Medio Ambiente - Gobierno Vasco. (1985). *Tratamiento de aguas residuales en núcleos de población reducidos*. Bilbao.

[www.proequipment.com/biological\\_process/ifas.htm](http://www.proequipment.com/biological_process/ifas.htm) (21-06-02)

[www.naston.com/html/bioclere\\_aerated.html](http://www.naston.com/html/bioclere_aerated.html) (22-07-02)

[www.nottingham.ac.uk/~enzetc/guide/engsol](http://www.nottingham.ac.uk/~enzetc/guide/engsol), 08/11/02

<http://envicon.net/UK/Engineering/VCK.htm> (24-06-02)

[www.nsw.com/eng/products\\_services/plastic\\_environmental\\_products/](http://www.nsw.com/eng/products_services/plastic_environmental_products/) (21-06-02)

[www.expo-net.dk/](http://www.expo-net.dk/) (18-07-02)

[www.stg-wastewater.com](http://www.stg-wastewater.com) (18-07-02)

[www.copa.co.uk](http://www.copa.co.uk)

[www.capitalcontrols.net/pages/tetra\\_saf.shtml](http://www.capitalcontrols.net/pages/tetra_saf.shtml) (8-11-02)

[www.v63.net](http://www.v63.net), 14/11/02