11.2.0
MAN
Vol. III

MANUAL DE INGENIERIA AMBIENTAL III

Dirección y diseño:
Elena Castro Martínez
Domingo Jiménez Beltràn

R. 1729

FUNDACION EOI
C.I.F. G-81713249
BIBLIOTECA

Escuela de Organización Industrial
MINISTERIO DE INDUSTRIA Y ENERGIA

Depósito Legal: M-41277-1980
ISBN 84-600-2094-0 (T. 3)
ISBN 84-600-2091-6 (O. C.)
Edita: Escuela de Organización Industrial. Mº de Industria y Energía
Gregorio del Amo, 6 - Madrid-3

INDICE GENERAL

TOMO I

PROLOGO

PRESENTACION

AREA 1 : BASES AMBIENTALES

1.- MEDIO AMBIENTE, RECURSOS Y TECNOLOGIAS
2.- BIOLOGIA GENERAL
3.- CONCEPTOS BASICOS DE ECOLOGIA
4.- MEDIO FISICO-RECEPTORES
5.- ENERGIA Y MEDIO AMBIENTE
6.- ALIMENTACION-RECURSOS
7.- SANIDAD AMBIENTAL
8.- SOCIOLOGIA AMBIENTAL

TOMO II

AREA 2 : INGENIERIA AMBIENTAL

1.- PROCESOS CONTAMINANTES
2.- CONTAMINACION ATMOSFERICA

TOMO III

AREA 2 : INGENIERIA AMBIENTAL (CONTINUACION)

3.- CONTAMINACION DE AGUAS
4.- CONTAMINACION DE SUELOS

TOMO IV

AREA 2 : INGENIERIA AMBIENTAL (CONTINUACION)

5.- PROBLEMATICA DE RESIDUOS
6.- CONTAMINACION POR RUIDO Y VIBRACIONES
7.- RADIACTIVIDAD
8.- ESTETICA Y PAISAJE

TOMO V

AREA 3 : GESTION AMBIENTAL. ASPECTOS INTEGRADORES

1.- PLANIFICACION INTEGRAL DE RECURSOS
2.- ECONOMIA DEL MEDIO AMBIENTE
3.- GESTION AMBIENTAL DE LA EMPRESA
4.- MARCO INSTITUCIONAL
5.- LEGISLACION AMBIENTAL
6.- ESTUDIOS Y EVALUACIONES DEL IMPACTO AMBIENTAL

TEMA 3

CONTAMINACION DE AGUAS

ELABORADO POR:

M. COLMENAREJO MORCILLO (CAPITULOS 2,3 Y 4)

J. LONGAS MARIN (CAPITULO 1)

F. DE LORA SORIA (CAPITULOS 5,6,7 Y 8)

EN BASE A APUNTES DE CLASE DE:

A. AZCONA LANDETA

A. BENLLOCH BAVIERA

J. CATALAN LAFUENTE

M. COLMENAREJO MORCILLO

E. DEWISME GONZALEZ

E. ECHEVARRIA SORIANO

J. M. ELOSEGUI AMUNDARAIN

J. R. FERNANDEZ DE TEJADA

N. GOICOECHEA GANDIAGA

J. LONGAS MARIN

F. DE LORA SORIA

C. DE LORA Y RISTORI

L. MAS GARCIA

E. QUIJADA CACHO

J.L. RODRIGUEZ LOPEZ

J. A. SAINZ SASTRE

INDICE

Pag.

1.- EL AGUA . GENERALIDADES. ACTIVIDADES QUE AFECTAN SU USO COMO RECURSO: 1

2.- BIOLOGIA DEL AGUA 6

3.- QUIMICA DEL AGUA 32

4.- CLASIFICACION DE CONTAMINANTES. PROPIEDADES Y EFECTOS SEGUN RECEPTORES 52

5.- VERTIDO DE CONTAMINANTES. DISPERSION Y EVOLUCION SEGUN RECEPTORES 65

6.- MEDIDAS PARA REDUCCION DE LA CONTAMINACION 89

7.- CARGAS CONTAMINANTES EN VERTIDOS Y CONCENTRACION EN RECEPTORES: TECNICAS E INSTRUMENTACION DE MEDICION, MUESTREO Y ANALISIS 224

8.- REGLAMENTACION Y LEGISLACION DE APLICACION 256

El agua es la base de la vida sobre la tierra siendo, además, la sustancia mas abundante e importante que el hombre utiliza.

Cuando pensamos en el agua y sus aplicaciones nuestra primera preocupación se dirige al volumen de existencias, que podemos conocer de una manera aproximada a través del ciclo hidrológico.

Según Revelle (1963), el total de lluvia y nieve caída sobre la tierra, cada año alcanza una cantidad de 468,7 billones de m^3; aproximadamente, de ellos, 370 billones de m^3 se producen en forma de precipitaciones sobre el océano y 98,7 billones de m^3 sobre la tierra.

En el océano, la evaporación es superior en un 9% al total de agua caída como lluvia. Esto es equilibrado por un exceso equivalente de la precipitación sobre la evaporación de la tierra. En consecuencia, el volumen de agua aportada al mar por glaciares, ríos y manantiales costeros comprende 33,3 billones de m^3/año.

Alrededor de 16 billones de m^3 son aportados por 68 ríos principales desde un área receptora de -- 5700 millones de Has.

Algo menos de la mitad del flujo de agua de la tierra al mar es llamada por pequeños ríos costeros, que drenan una superficie de 4.500 millones de Has.

Unos 3240 millones de Has. son cuencas de recepción que vierten a mares o lagos interiores. La superficie restante, 1600 millones de Has, aproximadamente, está cubierta por glaciares.

No obstante, las grandes cantidades apuntadas del agua existente en y sobre la tierra, apenas un 0,5% resulta de fácil acceso para el empleo por el hombre. (Chanlett, 1973.). Estimaciones globales señalan el límite de agua potable fácilmente accesible en la cifra de $6x10^{10}$ millones de litros por año.

Por lo que se refiere a España (Informe General del Medio Ambiente, 1978) la aportación natural en caudales supone una cifra de 110300 Hm^3/año de la que 90000 Hm^3/ año corresponden a aguas superficiales, 16000 Km^3/año a los caudales subterráneos y 4300 Hm^3/año al agua subterránea drenada de forma directa al mar.

Los recursos totales disponibles, según el Informe General indicado, suponen en la actualidad una cantidad equivalente a 3100 m^3/habít. y año, que puede estimarse que se reduzcan para comienzos del siglo XXI hasta 2100 m^3/ hab. / año.

No obstante, en el caso de España, la utilización de estos recursos naturales tropieza con dificultades importantes; tal es el caso de la torrencialidad de nuestras corrientes, que proporcionan importantes diferencias de caudal a lo largo del año hidraúlico y con fuertes alternancias entre años secos y húmedos. Por otro lado, existe un acusado desequilíbrio entre cuencas que diferencia la España seca de la España húmeda.

Más de la tercera parte de los recursos naturales de que se dispondría, quedan concentrados en una extensión que solo asciende al 10% de la superficie del país.

El agua ejerce una gran influencia en el desarrollo de la industria, agricultura, fuentes de energía -- etc. y sus usos así como las cantidades requeridas para las distintas aplicaciones son muy variables.

El consumo lo podemos dividir en tres sectores: el humano, el agrícola y el industrial.

Por lo que respecta al consumo humano las necesidades mínimas podrían ser de unos 15 litros por - día en casos extremos de pastores nómadas en paises secos. Esta cantidad aumenta a 30 litros/día - en ciertas zonas rurales y a partir de estos valores mínimos los módulos de consumo crecen como resultado de una serie de factores como son el nivel de vida mas alto y la explosión demográfica caracterizada por la creación de grandes urbes.

Tratándose de necesidades familiares, el baño y el inodoro originan grandes incrementos de consumo que son característicos de civilizaciones evolucionadas materialmente. Con respecto al total del consumo familiar, suponen ambos alrededor del 75% del consumo. El resto de actividades - lavado, limpieza, riego, bebida - supone el 25% restante.

Estas necesidades puenden ser idénticas en la ciudad y en el campo, con una tendencia al crecimiento según las condiciones climáticas.

El gasto de agua para bebida supone un 1% aproximadamente, que debe cubrir las necesidades, que - se cifran, tanto para el hombre como para los animales domésticos, en 10 toneladas por cada tonelada de tejido vivo.

El consumo urbano se incrementa con las necesidades colectivas, (hospitales, centros de enseñanza, cuarteles, etc.) lugares intensamente lavados y limpiados debido a unos mayores riesgos de infección - y las necesidades públicas como limpieza de calles, servicio de bomberos, riego de jardines públicos etc. El total representa de 200 a 400 litros/día/habitante que en ciertos casos puede llegar a ser mucho mas elevado como en el caso de Chicago con 1000 litros/día/habitante o en ciertas zonas de los - Angeles con 1200 litros/día/habitante.

Por lo que respecta a la industria, el agua es un elemento capital y la expansión de aquella lleva - inevitablemente a un mayor consumo.

El agua de consumo industrial puede constituir un ingrediente de la producción final como en el caso de las factorías de conservas alimenticias, se puede utilizar como refrigerante, proveedor de vapor, disolvente, diluyente, agente evacuador de los residuos, etc.

Una parte de los volúmenes utilizados es consumida (como constituyente del producto final, evaporada o como vehículo de residuos) pero la tendencia, siempre que ello sea posible, va hacia la reintegración al circuito de fabricación.

Como valores aproximativos, las estadísticas mencionan cantidades como: 150m^3 de agua consumidas por Tm. de acero producida, de 250 a 500 m^3 por Tm. de papel y 600 m^3 por cada Tm. de nitrato fertilizante. No obstante, el volumen y la naturaleza de las necesidades varía considerablemente según las industrias, dependiendo en gran medida del prodedimiento de fabricación empleado en cada caso.

Finalmente consideraremos el consumo agrícola. Incluso la mayor de estas cantidades de consumo in

dustrial es pequeña comparada con la necesaria en la agricultura.

Los caudales absorbidos por las necesidades humanas e industriales son devueltas en gran parte al circuito del agua después de usados, de modo que el consumo real medio no es tan importante como pudiera parecer. Sin embargo, en el uso agrícola el consumo neto es considerable.

Una parte corresponde a las necesidades de los animales, pero la fracción mas importante es la -- utilizada por los vegetales. Una parte de ella es absorbida por los tejidos vegetales, que contienen en algunos casos hasta el 95% de agua. Otra parte, mucho mas importante cuantitativamente, se evapora en ciclo vegetativo, de tal forma que se requiere 1000 Tm. de agua para el desarrollo de 1 Tm de - caña de azucar. El trigo, arroz y algodón requieren respectivamente, alrededor de 1500, 4000, 10000 Tm. de agua por tonelada de cosecha.

Por otro lado, hay que considerar que el aumento de la población ha obligado al logro de una mayor productividad de la tierra conseguida mediante la transformación de extensas áreas de cultivo que no se regaban, en zonas de regadio merced a la construcción de grandes obras de ingeniería, todo lo -- cual incrementa las necesidades de este sector cada vez más.

Hasta aquí hemos visto las posibilidades de suministro de agua así como los usos de la misma. De los datos apuntados allí, se puede deducir que el agua plantea dos problemas principales:

- La insuficiencia de los recursos
- La polución.

No hace mucho tiempo el agua tenía escaso valor, pero los factores esenciales, como el incremento de la población, desarrollo industria y agrícola, aumento del nivel de vida etc. han incrementado considerablemente la demanda y el consumo, de tal manera que resulta necesario en la actualidad una - utilización racional de la misma.

A este aumento del consumo hay que añadir los volúmenes crecientes inutilizados, como resultado de una contaminación creciente que afecta al aspecto cualitativo del agua. A su vez y en relación con - este aumento de contaminación hay que considerar que, para la mayoría de los usos, es de primordial interés controlar la calidad de la misma.

El control de los consumidores de agua acerca de su calidad es unicamente sensorial.

Se puede observar las características fisicas como color, olor, bidez, temperatura etc, pero serán los controles de laboratorio los que nos darán las características de calidad, que podemos dividir - en calidad biológica, física y química.

Por lo que se refiere a la calidad biológica es necesario controlar las bacterias, virus, protozoos, helmintos etc. que pueden retener sus características patógenas durante su permanencia en el agua y producir enfermedades por su consumo.

Los organismos causantes del mal olor o sabor (alfas, actimomicetos) son de considerar en el caso de aguas brutas almacenadas.

En las redes de distribución es necesario prestar atención a las bacterias denominadas del hierro, y del azufre que pueden producir fenómenos de corrosión.

En relación con la calidad química, hay que considerar las características disolventes del agua que conducen a la existencia de muchas sustancias disueltas en la misma.

Finalmente está la calidad física. Las características físicas se miden generalmente en unidades arbitrarias y mediante valoraciones objetivas que han sido aceptadas mediante acuerdo y normalizadas.

Las respuestas a los estímulos de olor y sabor son complicados, subjetivos y difíciles de describir de un modo cuantitativo y cualitativo.

Por lo que respecta al uso agrícola, la calidad del agua para bebida de animales de granja deberá ser similar a la potable y en cuanto a la de riego, vendrá condicionada por diversos factores, - - inherentes al agua como salinidad, contenido, de determinados elementos etc. y otros que dependen de las características del terreno sobre el que se realiza el cultivo, además de la resisencia de - los cultivos a unas determinadas condiciones.

El agua de uso industrial, en la mayoría de los casos se emplea tal cual se encuentra, ya que la - disponibilidad de agua suficente es uno de los condicionantes en la elección de la ubicación de una - planta.

No obstante, en determinados casos se precisa una calidad determinada. Así, el agua destinada al teñido de los tejidos, ha de ser de una calidad cercana a la del agua destilada. El agua empleada en la preparación de pulpa de papel tiene limitaciones en cuanto al hierro y manganeso presente. El - agua empleada en la producción de rayón tiene limitaciones relativas a los iones F^- y NO_3^- en lo - que respecta a preparados para alimentación infantil. Las exigencias para el agua de las calderas - van siendo cada vez más estrictas a medida que aumenta la presión de trabajo del sistema; y así - podríamos seguir con otros muchos ejemplos.

La calidad necesaria para cualquier utilización del agua la podremos obtener seleccionando la fuente de suministro para que tenga la calidad adecuada; protegiendo la fuente de suministro y el sistema de distribución, y mediante un tratamiento que modifique la calidad inicial del agua de partida.

Así, para el uso doméstico mediante un sistema de distribución público, la cloración será el trata-- miento mínimo necesario para la protección de la calidad en el sistema de distribución, incluso aun que el agua tenga en su origen una calidad adecuada.

Como podemos apreciar, para los diferentes usos del agua es necesaria una determinada calidad, la cual, en la mayoría de los casos, viene alterada por los residuos de los mismos que la utilizan, es decir, las aglomeraciones urbanas, las industrias y el uso agrícola.

En definitiva, la alteración de la calidad de un agua que impida o dificulte su mejor utilización equivale al término "contaminación".

El concepto de contaminación o polución, puede sintetizarse mediante el punto V de la "Carta del agua (1968)", que dice: La polución consiste en una modificación, generalmente provocada por el hombre.

de la calidad del agua, haciéndola impropia o peligrosa para el consumo humano, la industria, la agricultura, la pesca, las actividades recreativas, así como para los animales domésticos y la vida natural.

De esta definición se deduce que la contaminación tiene dos causas. Una de ellas se debe principalmente a la materia en suspensión y disuelta que transporta un curso de agua por arrastre, solubilización, etc. En cuanto a la segunda, que es la más importante, es la inducida por la actividad del hombre, en los tres aspectos o vertientes indicadas con anterioridad.

La contaminación provocada por las actividades urbanas, afecta principalmente al aspecto tranmisor de enfermedades así como, a la gran descarga de materia orgánica que representa, con los aspectos secundarios que conlleva como son la reducción del contenido en oxígeno y la disminución de la vida acuática. Otro aspecto a considerar es la contaminación de acuíferos suterráneos por vertederos de basuras inadecuadamente localizados.

Los desechos de tipo industrial tienen una diversidad mucho mayor que los urbanos. Cada clase de actividad industrial presenta unos residuos característicos. Así, los desechos conteniendo cianuros provienen de los talleres de galvanoplastia, fabricas de gas y coque, industrias siderurgicas, químicas etc. El cadmio se utiliza fundamentalmente en las industrias de elaboración de pigmentos, de aceros especiales para rodamientos, en fabricación de pilas etc. El mercurio con un uso industrial amplio en las industrias de álcali-cloro y como catalizador en divesos procesos, etc.

La contaminación agrícola viene caracterizada por la presencia de insecticidas (compuestos organoclorados muy persistentes en el medio y organofosforados), herbicidas (derivados de la urea, del dipiridilo etc.) así como nitr nitrógeno y fósforo procedente de los abonados, que potencian de forma sustancial la eutrofización de los lagos y embalses.

Todos estos fenómenos se pueden corregir de una forma natural ya que el agua está dotada de un poder autodepurante debido a los organismos que lleva, que son capaces de actuar sobre los residuos orgánicos, aunque en muchas ocasiones se rebasa el poder autodepurador. Para estos últimos casos así como para los desechos industriales, será necesario actuar con procedimientos de tratamiento que anulen o limiten sus efectos sobre los ecosistemas y sobre otras utilidades o usos posteriores. En el caso de la agricultura, una mejora de las prácticas agrícolas así como de los tipos de preparados para el abonado y productos empleados en las tratamientos fitosanitarios, conducirá a una mejora en la contaminación causada por esta actividad.

Finalmente y como consecuencia de todo lo dicho sobre los diversos aspectos del dominio del agua, se deduce la necesidad de la gestión de dicho elemento, es decir la necesidad de administrar lo mejor posible los recusos de agua.

El número y las exijencias cualitativas y cuantitativas de sus múltiples usos ponen en evidencia varios aspectos de la gestion que podemos resumir en la necesidad de imponer un dispositivo espacial que reagrupe los usos nobles aguas arriba y los usos de aguas alteradas, aguas abajo de un determinado sector, así como en la organización de este dispositivo en función de una utilización máxima de las aguas, para satisfacción del mayor número posible de usuarios. Por otro lado resulta necesario definir unas prioridades y unos órdenes de eliminación en el caso de que la demanda exceda a las disponibilidades; Con el problema de prioridades aparecerá un aspecto fundamental de la gestión hidraúlica; el arbitraje entre intereses conflictivos ya sean de orden sectorial, o de manera más general, enfrentando a los intereses económicos y los intereses ecologistas.

2.1 INTRODUCCION

Antes de abordar el examen de los principales organismos que encontramos en las aguas es necesario recordar la clasificación de los seres vivos con el fin de poder situarlos adecuadamente.

En primer lugar consideraremos los virus. Los virus no son cèlulas. Carecen de muchos de los atributos de las células, de los cuales el más importante es que no son sistemas dinámicos abiertos. Una particula de virus sola, es una estructura estática totalmente estable e incapaz de cambiar o de sustituir sus partes. Sólo cuando está asociado con una célula el virus adquiere alguno de los atribu de un sistema vivo. Si un virus debe o no considerarse un ser vivo dependerá de como se defina la misma vida.

Todos los demás organismos que consideramos como seres vivos pueden entrar en dos grupos muy amplios :

- procariotas
- eucariotas

Dentro del grupo de los procariotas nos encontramos con :

- bacterias
- algas verde-azuladas

y en los eucoriotas tenemos todos los demás grupos de organismos, de los que consideraremos :

- algas
- hongos
- protozoos (aniamles unicelulares)
- metazoos (animales pluricelulares)
  - . platelmintos
  - . rotiferos
  - . nematodos
  - . moluscos
  - . anélidos
  - . artrópodos
  - . cordados
- espermatófitas (plantas fanerógamas)

Mas adelante se detallarán las diferencias existentes entre las células de ambos tipos de organismos.

2.2 VIRUS

2.2.1 Generalidades

Originalmente se utilizó el nombre de virus para denominar a los agentes mal conocidos causantes de

enfermedades. Finalmente el nombre quedó ligado al grupo de agentes causantes de enfermedades descubierto por Iwanovski en 1892, cuyos componentes pasaban a través de los filtros bacterianos.

Un virus es un elemento genético que contiene bien DNA o bien RNA y que es capaz de alternar entre dos estados distintos, intracelular y extracelular. En el estado extracelular o infeccioso, los virus son partículas submicroscópicas que contienen ácido nucleico, rodeado por proteina y en ocasiones con otros componentes. Estas partículas víricas o viriones son metabólicamente inertes y no realizan funciones respiratorias o biosintéticas. La función de virión es transportar el ácido nucléico vírico de la célula en la que ha sido producido a otra célula donde éste puede introducirse e iniciar el estado intracelular. En esta fase se lleva a cabo la replicación, durante la cual son producidos más ácido nucléico y los otros componentes del virus. Las células que pueden infectar los virus y en las que éstos pueden multiplicarse se denominan huéspedes y realizan la mayor parte de las funciones metabólicas necesarias para la replicación vírica.

Los virus pueden considerarse bajo dos aspectos: como agentes de enfermedad y como agentes de herencia.

Como agentes de enfermedad, los virus pueden entrar en las células y causar en ellos cambios perjudiciales, que conducen a la interrupción de las funciones vitales o la muerte.

Como agentes de herencia, los virus pueden entrar en la célula y en ocasionar cambios hereditarios permanentes que, en general, no son perjudiciales.

No todos los virus realizan esa doble función, ya que algunos actúan solo como agentes de enfermedad y otros solo como agentes de herencia. En muchos casos el papel que desempeñe un virus dependerá de la célula huésped y de las condiciones ambientales (Brock, 1973).

Los virus, que como hemos dicho, constan de un material genético (DNA o RNA) rodeado de una envuelta protéica o cápsido que puede estar desnudo o rodeado de una membrana, se diferencian de los microorganismos por sus redondas dimensiones que no permite verlos con el microscopio óptico normal, no son retenidos por los filtros bacterianos y no sedimenta con las centrífugas normales.

Sin embargo, hay otros caracteres fundamentales que les diferencia de los microorganismos:

- No crecen ni se multiplican por división.

- Para su reproducción se requiere exclusivamente el ácido nucléico.

- Solo presentan un tipo de ácido nucléico.

Como consecuencia, vemos que no son organismos independientes sino que requieren para su multiplicación células vivas.

La clasificación de los virus se halla todavía en sus albores. Para diferenciarlos se tiene en cuanta las propiedades siguientes : tipos de ácido nucléico, tamaño, forma y subunidades, sensibilidad a agentes inactivantes, especificidad de huésped y de tejido, etc. Tampoco hay normas definitivas con respecto a su denominación. No se utiliza la nomenclatura binaria.

En relación con las aguas, el interés de los virus reside en el aspecto sanitario, ya que se ha demostrado que el agua es vehículo de alguno de ellos (polio, hepatitis). También se han utilizado los bacteriofagos, como índices de contaminación.

Los bacteriofagos son virus específicos de las bacterias y son los más fácilmente disponibles y unos de los mejores estudiados. Tienen un forma característica, así el colifago T2 (bacteriofago de E. coli) está formado por una cabeza de simetría cúbica de la que sale una cola. La cabeza es relativamente rígida y está formada por una cubierta con subunidades protéicas. Esta cubierta encierra el material genético DNA. La cola es especialmente complicada y consta de, al menos, tres partes: un tubo central hueco rodeado por una vaina contráctil en cuyo extremo se encuentra una placa terminal provista de fibras y tentáculos de adsorción específicos del huésped.

Más de 100 virus entéricos diferentes se conoce que son excretados en las heces humanas, productores de enfermedades. En la tabla que sigue se pueden ver los principales.

Virus	número de tipos	Enfermedades
Enterovirus		
Poliovirus	3	parálisis, meningitis.
Echovirus	34	diarreas, meningitis, enfermedades respiratorias.
Coxsackievirus A	24	enfermedades respiratorias, meningitis
Coxsackievirus B	6	miocorditis, meningitis.
Hepatitis A	1	hepatitis infecciosa
Gastroenteritis A	2	diarrea, vómito
Reovirus	3	
Adenovirus	> 30	enfermedades respiratorias, infecciones en los ojos.

Estos virus pasan a las aguas por medio de las heces, constituyendo un problema sanitario importante.

En relación con los virus en aguas, diversos estudios han demostrado que los virus pueden sobrevivir fácilmente a los sistema de tratamiento actuales y persistir por varios meses en las aguas naturales.

Otro sistema contaminante que en ciertos casos pueden ser importante es el riego por aspersión. La producción de aerosoles durante el riego por aspersión de aguas residuales produce una dispersión de los viriones, habiéndoseles encontrado en muestras de aire tomadas a 40 m. del aspersor. Se necesitan, por tanto, estudios adicionales para determinar el tratamiento mínimo del agua residual necesario para su uso en riego.

Cuando se realiza un riego normal, sobre todo de vegetales de huerta que se comen crudos, también tendremos que considerar la persistencia sobre los mismos ya que cuando crecen junto a la tierra llegan a mojarse.

Un aspecto particularmente importante a considerar es la persistencia de los virus en el suelo. La eficiencia en la eliminación de virus por los suelos es dependiente, no solo del tipo de virus sino también de la cepa. Los virus polio son eliminados fácilmente mientras que cepas de coxsackie y echo virus se eliminan con dificultad. La eliminación considerada, parece ser debida en gran parte a la absorción de virus sobre las particulas de suelo. Sin embargo, hay que tener en cuenta que los virus no son inactivados y pueden quedar viables por muchos meses sobre la matriz del suelo.

Hay también una evidencia de que los virus están, a menudo, asociados con particulas sólidas en suspensión en las aguas residuales y en los cursos naturales de agua, esta asociación parece que prolonga la supervivencia del virus.

Ya que la absorción se ve afectada por factores tales como pH, presencia de sales materia orgánica soluble, etc. se ha sugerido que los virus pueden persistir en sedimentos acuáticos y no ser detectados en el agua, por largos períodos de tiempo, hasta que son disueltos como resultado de cambios en los factores indicados.

2.2.2 Eliminación de virus de las aguas

Los procesos utilizables para eliminación de virus del agua los podemos separar en dos clases :

- Los que implican eliminación física.
- Los que causan inacrivación o destrucción de la partícula.

Los que implican eliminación incluyen : sedimentación, absorción, adsorción, coagulación -precipitación y filtración.

Las condiciones que causan inactivación son : alto pH, oxidación química por desifectantes (por ejemplo halógenos), oxidación por ciertos colorantes en presencia de la luz, etc.

De estos procesos son preferibles los que provocan inactivación del virus ya que la simple eliminación produce un material desechable potencialmente infeccioso.

El tratamiento primero de aguas residuales, que implica solo sedimentación y retención antes de la descarga, parece eliminar pocos virus. La eliminación que tiene lugar durante este tratamiento, probablemente resulta de la sedimentación de virus junto con las partículas orgánicas sedimentables.

En estudios con enterovirus se han dado eliminaciónes de hasta un 90%. Envidencias recientes indican que los rotavirus, la principal causa de gastroenteritis en niños, se absorben poco a las partículas residuales y probablemente la eficiencia en su eliminación es menor.

Bajo condiciones apropiadas, los virus son fácilmente adsorbidos a una amplia variedad de superficies, tales como : carbón activo, tierra de diatomeas, vidrio, materia orgánica coloidad, suelo, etc. La desorción de estas superficies tiene lugar por alteración del pH o por adición de materia orgánica que compite con el virus. No obstante la eliminación de virus que produce el carbón activo, su capacidad se alcanza pronto y la desorción tiene lugar cuando la materia orgánica reemplaza los virus.

Los filtros de arena pueden eliminar virus por adsorción sobre sustancias atrapadas en la arena ya que en ésta tiene lugar muy poca adsorción.

El tratamiento físicoquímico puede proporcionar gran reducción de virus. Los virus son fácilmente eliminados por coagulación y aparte de la desinfección, es el procedimiento más efectivo para eliminar - virus. El sulfato de aluminio, hidróxido cálcico, sales de hierro y polielectrolitos han eliminado hasta el 99,99% de los virus.

Parece que la coagulación forma un complejo coagulante - catión- virus que sedimenta. El virus no es inactivado en este proceso y de hecho tal coagulación ha sido usada como método de concentrar virus en agua. Todos estos estudios se han hecho con enterovirus; estudios más recientes con rotavirus indican que se adsorben poco a los flóculos de alumina.

El alto pH que se obtiene durante el tratamiento con cal también provoca una gran reducción de virus.

La efectividad del cloro como desinfectante vírico depende de factores como (Temperatura, pH, materia orgánica presente y estado físico del virus - adsorbido, agregado, etc.).

Debido a la presencia de cantidades de materia orgánica en efluentes de las plantas de tratamiento de - lodos activos, las reducciones de virus estarán en función de dicha materia orgániza, ya que el cloro se combinará con ella.

Se ha visto que 8mg/l de efluente no proporciona descenso de virus; son necesarias altas dosis (40mg/l y 10 minutos) para alcanzar un 99,9% de destrucción de virus en aguas residuales en estas condiciones. Sin embargo altas dosis de cloro no son solamente caras sino que entrañan el riesgo de la toxicidad del cloro a formas de vida superiores, cuando se descargan tales efluentes. Por otro lago pueden producirse hidrocarburos clorados caranogénicos.

Una complicación adicional es la amplia variabilidad en la resistencia de diferentes virus entéricos a - la inactivación por cloro. En experiencias con 25 tipos de virus entéricos humanos se han encontrado tiempos de inactivación, hasta el 99,99% y bajo las mismas condiciones, que van de 3 minutos a 2 horas.

También se ha visto el desarrollo de una cepa de poloivirus progresivamente más resisten al cloro después de una serie de experiencias en laboratorio con exposiciones subletales; lo que lleva a creer - que virus entéricos resistentes al cloro pueden aparecen en la naturaleza.

Finalmente, hay que considerar que los enterovirus son considerablemente más resistentes a los tratamientos que las bacterias (coliformes, bacterias enteropatogenas), utilizadas como indicadores, por lo que su ausencia no garantiza la ausencia de un peligro viral.

2.3 BACTERIAS

2.3.1 Características generales

Son un grupo de organismos de características bastante bien definidas, aunque hay algunas en las que no

está claro sú pertenencia a las bacterias o a las algas.

Son células procariotas, es decir sin núcleo diferenciado rodeado de membrana. En ellas, el material nuclear se encuentra distribuido por toda la célula. Son las únicas procariotas junto con las algas azules.

Si las observamos al microscopio óptico podremos ver el tamaño, forma, agrupamientos, así como reacciones a colorantes.

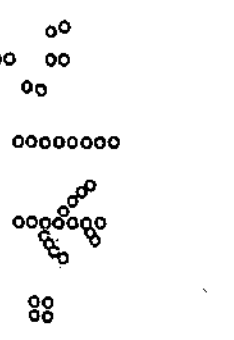
El tamaño es muy variable, según podemos apreciar en la tabla que sigue, y en cuanto a la forma, tenemos dos esenciales: una alargada (bacilos) y otra esférica (cocos), menos frecuentes son los espirilos, con forma de espiral y las forma en coma, que podemos considerar como bacilos cerrados.

Muchas veces aparecen agrupadas y éste agrupamiento es importante para distinguir las especies.

Tamaño de las bacterias

μ (micra) = 10^{-3} mm = 10^{3} mμ = 10^{4} Å (angstroms)

Hematíes humanos	7 μ
Levadura (*Saccharomyces cerevisiae*, forma haploide)	2,5×2,5 μ
Bacterias:	
Bacillus megaterium	3,7-9,7×1,6-2,0 μ
Clostridium perfringens	4-8×1,0-1,5
Escherichia coli	6-2×1,0-1,5
Staphylococcus aureus (esférico)	0,8-1,0
Haemophilus influenzae	0,5×0,2
Formas filtrables de las bacterias, organismos de la pleuroneumonía (PPLO)	0,25-0,12
Rickettsias:	
Rickettsia prowazecki (Tifus)	1,1-1,5×0,5 μ
Miyagawanella psittaci (Psitacosis)	0,275
Virus:	
Vacuna	0,175 μ
Fago T 2	0,2×0,06
Poliomielitis	0,01
Mosaico del tabaco	0,2×0,02
Proteínas:	
Hemocianina	0,022 μ (220 Å)
Seroalbúmina	0,0065 (65 Å)
Ovoalbúmina	0,004 (40 Å)
Hemoglobina	0,005 (50 Å)
Ácidos nucleicos:	
Ácido desoxirribonucleico (ADN); diámetro de la doble hélice	0,002 μ (20 Å)
Diámetro del ion Na^+	0,000196 μ (1,96 Å)



Diplococos (Dos cocos unidos)

Estreptococos (cocos en cadenas)

Estaplocoso (cocos en cadenas ramificadas irregularmente)

Sarcinas (cocos agrupados eutétrados)

Estreptobacilos (bacilos en cadenas)

También hay que considerar las formas ramificadas de las actinomicetales, muy parecidas a los hongos, así como las de tipo bacilo, envainadas y con falsas ramificaciones, como algunas bacterias del hierro.

El microscopio electrónico nos permitirá ver la ultraestructura de la célula bacteriana.

Podemos ver :

- Pared celular: que no es rígida pero mantiene una cierta forma a la célula, debido a la presión interna. Es la responsable de la tinción de Gram, muy importante en la diferenciación de las bacterias.

- Membrana celular: capa situada a continuación de la pared celular. A veces presenta invaginaciones -mesosomas- que tienen un papel fundamental en la división celular.

- Citoplasma: contenido dentro de la membrana y en el cual aparecen una serie de gránulos.
  - ribosomas
  - inclusiones de reserva

y el sistema nuclear.

Los ribosomas tienen como función la síntesis de proteínas.

Como reserva de energía se acumulan diversos materiales orgánicos e inorgánicos; entre los primeros: glucogeno, almidón, lípidos diversos y especialmente ácido poli-β-hidroxibutírico.

Entre las sustancias inorgánicas tenemos azufre, hierro, polifosfatos.

También hay cuerpos cromatóforos, con membrana propia, que contienen las sustancias fotosintéticas de las bacterias que realizan la fotosíntesis.

Las vacuolas gaseosas no son frecuentes en general, pero sí aparecen en las acuáticas, lo que facilita el mantenimiento de una posición adecuada en el agua, en función de sus necesidades (sulfobacterias, halobacterias).

El material nuclear se encuentra reunido formando un solo cromosoma a base de DNA y no tiene membrana.

- Cápsula. En algunas bacterias - envuelve a la pared celular una cápsula formada por polisacáridos o por polipéptidos. Estas cápsulas pueden rodear a la bacteria o a un conjunto de bacterias formando vainas (sphaerotitus) o agupaciones en masa como zoogloea, ambos importantes en el agua.

- Flagelos. Muchas bacterias son inmóviles, pero cuando son móviles, en la mayoría de los casos se debe a la existencia de flagelos. Son apéndices alargados que necesitan tinciones especiales para poder ser vistos al microscopio óptico.

El microscopio electrónico ha permitido ver su estructura y se ha visto que proceden de debajo de la membrana citoplasmática. También aparecen en la célula, pelos, más pequeños que los flagelos y que

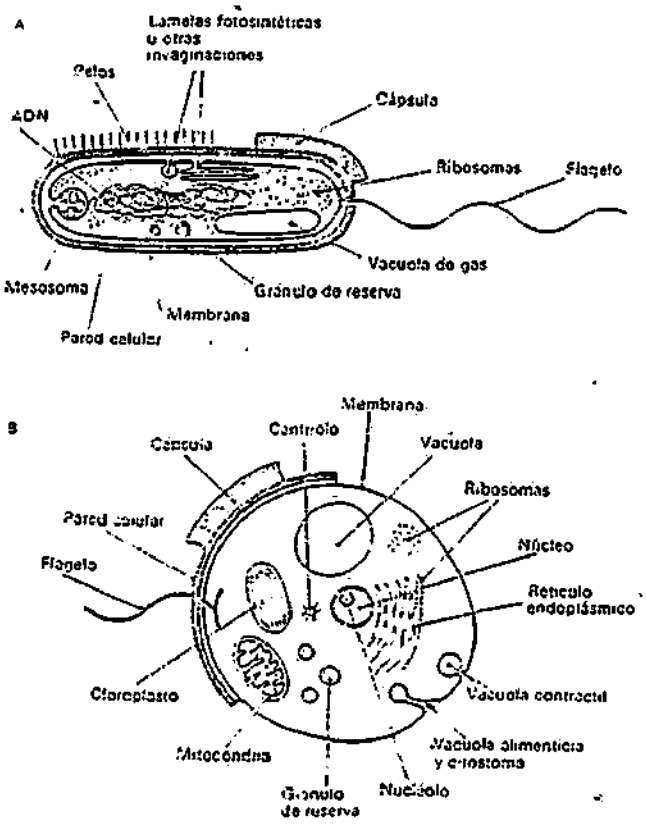
en algunas bacterias tienen (algunos de ellos) carácter sexual, es decir, transmisor de material genético.

- Espora. Son formas de resistencia que solo las forman las bacterias de los géneros Bacillus, Clastridium, y Sporosarana. Son importantes en taxonomio, tanto su existencia como su colocación en la célula. Se ven al microscopio óptico con tinciones especiales.

Las esporas se forman únicamente cuando faltan sustancias nutritivas o cuando se acumulan productos de reserva y lo permiten las condiciones generales.

En la figura que sigue podemos ver las células representativas de un procarionte y de un eucarionte - (algunas de las estructuras representadas pueden no aparecer) (A- procariota. B- eucariota). Además de la diferencia en cuanto al núcleo, tenemos otros como el sistema respiratorio, cuyos euzimas se encuentran en la membrana de los procariotas mientras que en los eucariotas están en los mitocondrios.

El sistema fotosintético, con pigmentos en la membrana o en vesículas internas, mientras que en las eucariotas se encuentras en cloroplastos.



La reproducción de las bacterias es por lo general por división binaria. La multiplicación por gemación constituye una excepción entre los procariotas.

Según que crezcan en medios con oxígeno o sin él tendremos bacterias aerobias y anaerobias que a su vez pueden ser estrictas o bien facultativas, es decir que se adaptan a condiciones no extremas con respecto a concentraciones de oxígeno.

También podemos distinguir varios grupos de bacterias según su temperatura óptima de crecimiento. Así tenemos bacterias :

Termófilas : con temperatura óptima de crecimiento >45º
Mesófilas : con temperatura óptima de entre 20 y 45º
Psicrofilas: con temperatura óptima de <20º

2.3.2 Sistemática y estudio especial de cada grupo de bacterias

La sistemática de las bacterias se realiza con arreglo a diversas características morfológicas y/o fisiológicas y así se clasifican según el Manuel Bergey's (8ª ed.) en 19 grupos.

En las bacterias emplearemos, al igual que en los demás seres vivos la nomenclatura binaria.

Sin que en ningún caso lleguemos a una exposición exhaustiva, iremos viendo seguidamente las bacterias de cada grupo que tienen relación con el agua y dentro de ellas las de más interés.

En el grupo I tenemos las bacterias fototrofas, que utilizan la luza como fuente de energía.

Hay dos grupos : Bacterias púrpura
Bacterias verdes.

Se encuentran en zonas anaeróbicas de muchos habitats acuáticos, charcos poco profundos, lagos, etc.

Utilizan para su crecimiento compuestos inorgánicos (SH_2, tiosulfatos) o compuestos orgánicos, ya que hay fotoautótrofas y fotoorganótrofas.

Dentro de las púrpuras se distinguen las que no viven en condiciones de SH_2 elevadas y no acumulan azufre. Rhodospirillum y las que viven en medios con $S^=$ que pasan a $SO_4^=$ y acumulan azufre. Thiospirillum.

Las bacterias verdes son fototrofas obligadas, algunas con vacuolas de gas y depositan azufre en el exterior. Su habitat es también en la profundidad de los lagos y en manatiales sulfurosos. Géneros -- Clorobium y Chloropseudomonas.

En el grupo III, de Bacterias envainadas tenemos especies características de aguas residuales como - Sphaerotilus natans. Es un filamento compuesto por una cadena de células de forma bacilar incluídas en una vaina. Es aerobio estricto.

En las instalaciones de lodos activos, en ocasiones, y en condiciones no muy bien definidas, se produce esponjamiento de los lodos, estos tienen a flotar en lugar de mantenerse en el seno de liquido y como consecuencia la decantación se realiza mal. Este fenómeno es atribuído a éstas bacterias junto con otras de los géneros Beggiatoa, Thiothrix etc y algunas especies de hongos.

Forman parte también de una comunidad biológica característica conocida como hongos de aguas negras "sewage fungus" que aparece en aguas con alto contenido en materia orgánica y que está forma por bacterias (Sphaerotilus, Zoogloea, Beggiatoa, etc.). hongos (Geothichum, Leptomitus), alga (Stigeocionium) y organismos móviles no filamentosos (protozoos, diatomeas).

En el grupo IV. Bacterias apendiculares tenemos el género Gallionella, que son las bacterias más características del grupo del hierro. Forman un pedúnculo enrollado que contiene hidróxido férrico. Está presente en manantiales ferruginosos siempre que no se trate de aguas ácidas.

En el grupo V. Espiroquetas. En este grupo encontramos una bacteria patógena Leptospira icterohaemorrhagiae que produce la Leptospirosis y que aunque los reservorios son animales salvajes y domésticos pueden pasar al hombre vehiculados por el agua. El principal mecanismo de contagio sería el contacto con aguas de suministro, o residuales contaminadas por los reservorios animales, especialmente núridos.

En el grupo VII. Bacilos y cocos aerobios Gram (-) tenemos al género Zoogloca que intervienen en el proceso de lodos activos.

En los procesos biológicos de tratamiento, las bacterias son el primer eslabón de la cadena trófica. Se alimentan de sustancias disueltas y a su vez sirven de alimento a otros organismos como protozoos etc. en los lodos y lechos bacterianos y en simbiosis con algas en las lagunas de estabilización.

En los lodos, un crecimiento floculento es necesario para la producción de un efluente claro y una concentración adecuada de lodo. Se cree que la Zoogloca ramigera es la responsable, por secreción de materias gelatinosas.

También se encuentran en este grupo algunas patógenas de los géneros: Brucella causantes de las fiebres de malta, que se propaga por medio de la leche de animales infectados o por contacto con sus productos o escretos. Dado el amplio uso del agua en el lavádo y evacuación de desechos, ésta juega un papel en la actividad como vehículo a distincia de los animles al hombre.

Fraucisella con la especie F. tularensis causante de la tularemia. Aunque la infección se difunde, habitualmente, por artrópodos, a su vez infectados en roedores, a veces, su transmisión se realiza por el agua contaminada por excretas de roedores.

En el grupo VIII. Bacilos anaerobios facultativos - Gram (-), tenemos los pertenecientes a las familias Enterobacteriáceas y Vibroneáceas.

El Echerichia coli, importante indicador de contaminación fecal del agua. Especies del género Salmolla, causante de la fiebre tifoidea, del género Shigella causante de la disentería bacilar y el Vibrio Choleral causante del cólera.

Las fiebres tifoideas y el cólera son unas de las enfermedades más características transmitidas por el agua.

En el caso del cólera, el tiempo de supervivencia de los vibriones en el agua depende de la temperatura, pH, otras bacterias, sales y materia orgánica. Los vibriones no sobreviven mucho tiempo en las aguas

superficiales sobre todo en tiempo caluroso, salvo en los conos de contaminación reiterada. En agua limpia de pozo, en laboratorio resisten de 7 a 13 días. En aguas de río con otras muchas bacterias, el tiempo de supervivencia es muy breve 1-2 días; en agua estéril oscila entre 17 días a la temperatura ambiente y 42 días a 5-10º C.

En el grupo IX, Bacilos anaerobios Gram (-) tenemos el género Desulfovibrio que utiliza $SO_4^=$ y produce H_2S. Causante de problemas de corrosión.

En el grupo XII, Quimiolitotrofos, Gram (-) se encuentran las bacterias nitrificantes Nitrosomonas y Nitrobacter. Bacterias oxidantes del azufre: género Thiobacillus y oxidantes del hierro de los géneros - Siderocapsa y Ochorbium.

Las bacterias del género Nitrosomonas oxidan el amoniaco a nitrito y las Nitrobacter el nitrito a nitrato. De interés en los sistemas de tratamiento pues proporcionan cantidades considerables de nitratos al medio acuático con los problemas de eutrofización que implican.

Por lo que se refiere al género Thiobacillus algunos de sus miembros son los que tienen buena tolerancia a los ácidos, ya que son capaces de desarrollarse a valores de pH de 1 a 2, en los que no pueden crecer otros procariotas. Cuando oxidan azufre u otros compuestos sulturados reducidos, los organismos producen ácido sulfúrico, haciendo bajar asi el pH del medio (T. thiooxidans).

Algunos microorganismos oxidadores del azufre puden oxidar también el hierro Fe^{+2} T. ferrooxidans. Estos tiobacilos acidotolerantes son los responsables, principalmente, de la producción de condiciones ácidas en las aguas que atraviesan las minas de carbón. La oxidación del sulfuro de hierro en los residuos de mina produce ácido sulfúrico con el consiguiente descenso del pH, solubilizándose el Fe^{+2}. - El agua que escurre de las escombreras es, por tanto, generalmente ácida y rica en hierro ferroso, suministrando unas condiciones ideales para el desarrollo de los oxidadores del hierro que pasan al estado férrico. El hierro férrico precipita como hidróxido férrico de color anaranjado.

Estas bacterias también desempeñan un papel importante en la corrosión de los conductores de hierro y acero enterrados en el suelo y en el mar.

El grupo XIII está formado por las bacterias formadas de metano, Anaerobias estrictas. De gran interés en los procesos anaerobios de aguas residuales muy cargadas de materia orgánica y de lodos residuales de tratamiento, con producción de metano.

El mismo proceso que ocurre naturalmente, es el responsable de la destrucción de grandes cantidades - de materia orgánica que ha sedimentado en lagos y pantanos.

Esta fermentación se describe usualmente como un sistema en dos etapas. En la primera etapa intervienen un grupo heterogéneo de bacterias anaerobias y facultativas llamadas también "formadoras de ácido", que convierten primero las proteinas, carbohidratos, grasas, etc. en ácidos grasos de cadena corta, - algunos compuestos neutros, H_2 y CO_2. Las bacterias del metano utilizan luego estos nitratos metanogénicos convirtiéndolas después en CO_2 y metano.

Uno de los problemas más importantes de la aplicación industrial de estos procesos es que la velocidad de multiplicación de éstas bacterias es muy lenta, lo que se traduce por la necesidad de un tipo de residencia muy largo (de 10 a 40 días) para mantener una concentración elevada de estos microorganismos en el digestor.

En el grupo XIV cocos Gram (+), tenemos el género Streptococus, utilizados como indicadores fecales de contaminación.

En el Grupo XV tenemos las bacterias esporuladas de los géneros Bacillys y Clostridium. Los clostridios sulfato reductores se utilizan como indicadores de contaminación fecal.

En el Grupo XVII de las Actinomicetales, tenemos los principales responsables de sabores y olores en el agua, causados por bacterias. Especies de Streptomices dan un fuerte sabor a tierra producido por sustancias como la geosmina, 2 metrol isoborneol y otras del grupo de los esquiterpenóides.

También las bacterias del hierro son responsables de sabores y olores en aguas subterráneas así como en sistemas de distribución independientemente de la fuente de agua. También están las sulfato-reductoras que producen SH_2.

2.4 ALGAS

2.4.1 Generalidades

Bajo la denominación de algas se reúnen una gran cantidad de organismos muy distintos entre sí, que presentan una gran diversidad y cuyos límites no están bien definidos. Sin embargo, tienen algunas características en común que las distinguen de otras plantas. De aquí que el término alga tenga todavía utilidad en el vocabulario botánico aunque no se considere como una categoría formal.

Es uno de los grupos más importantes de organismos vivos, tanto en aguas naturales como en aguas residuales y en su tratamiento.

Como caracteres distintivos de las algas, podemos destacar la presencia de clorofila y por lo tanto son fotosintéticas, produciendo oxígeno como producto de la fotosíntesis a diferencia de las bacterias fotosintetizadoras que no producirán oxígeno en la fotosíntesis. Carecen también de un auténtico sistema vascular (como en las plantas superiores) aunque hay especies con sistemas muy parecidos.

Pueden ser uni - o pluricelulares, de características y utilización muy diversa -alimento, abonado- obtención de diversas sustancias, como agar-agar, alginatos, carrageninas, etc.

2.4.2 División de las algas

Agruparemos a las algas, en diez grupos o divisiones :

- Cianófitas
- Clorófitas
- Xantófitas
- Crisófitas

- Bacillariofitas
- Pirrófitas
- Criptófitas
- Euglenófitas
- Feófitas
- Rodófitas

En otras clasificaciones se introduce una división única de Crisófitas que incluye además a las Bacillanófitas, así como una única de Pirrófitas que engloba a las Criptófitas.

Si estudiamos un tratado de protozoología encontraremos, normalmente, a las Crisófitas, Pirrófitas, Criptófitas, Euglenófitas y Clorófitas flageladas en la clase de protozoos flagelados fitomastigóforos.

En las aguas continentales encontraremos fundamentalmente especies de Cianófitas, Clorofitas y Bacillariofitas y en menor cuantía de las otras divisiones.

Cianófitas. Son las algas verde-azuladas, se diferencian de todas las demás algas en que son células procarióticas y por tanto sus afinidades con las bacterias son grandes. Tienen dos pigmentos característicos; ficocianina (azul) y ficoeritrina (roja). El único pigmento verde que poseen es la clorofila a.

Presentes tanto en aguas limpias como polucionadas, dulces o salinas, estancadas o corrientes; forman una parte significativa de la población flotante libre del planctón de oceános y lagos eutróficos. También se encuentran en el bentos de lagos y embalses.

Algunas de estas algas son capaces de fijar el nitrógeno del aire (especies de los géneros Aulosira, Anabaena, Nostoc, Tolypothrix, etc.).

Clorófitas. Algas verdes, existentes fundamentalmente en aguas dulces. Desde el punto de vista vegetativo son relativamente sencillas pero exhiben una mayor variedad de ciclos vitales y de fomas de reproducción que ningua otra división de plantas. Viven frecuentemente flotanto o nadando, formando parte del plancton de lagos y embalses. Tambień existen especies fijas al sustrato.

Xantófitas. Algas verde-amarillentas, que viven predominantemente en aguas dulces aunque no tiene tantas especies como los otros grupos considerados.

Crisófitas. Algas doradas, que deben su color a pigmentos carotenoides contenidos en cloroplastos y que enmascaran a la clorofila. Un gran número de ellas son flageladas.

Bacillariofitas. Diatomeas. Se caracterizan por poseer una célula compleja con pared celular característica y con grandes cantidades de silice, hasta un 95% del total de su peso, con ornamentación característica en su superficie y color marrón. Muy abundante en medios dulceaculos.

Pirrofitas. Algas que se caracterizan, la mayoría de ellas por ser unicelulares y biflageladas. Aunque son más numerosas en el mar, se encuentran en aguas dulces. Algunas especies aparecen revestidas de placas celulósicas -blindadas-. Los géneros más abundantes son Peridinium y Ceratium.

Criptófitas. Clase de algas con pequeño número de especies. La mayoría unicelulares, biflageladas y fotoartotróficas. Presentes en aguas dulces y en el mar. Especies del género Criptomonas, son las más frecuentes.

Euglenófitas. La mayoría unicelulares y flageladas, presenta características tanto animales como vegetales por lo que se les incluye también en los protozoos. Muchos de ellos presentan una mancha ocular roja característica. La mayoría viven en aguas dulces ricas en materia orgánica en descomposición. Especies de los géneros Euglena, Phacus y Trachelomonas.

Rodófitas. Algas pardas o marrones. Casi todas marinas, unas pocas de agua dulce. Especies de los géneros Batrchospermun, Lemanea, Porhpyra.

2.4.3 Interés de las algas en las aguas dulces.

Se utilizan como parte importante en los sistemas indicadores de calidad. En el sistema de los vaprobios de Kolkntz y Marson, el sistema indicador más antiguo y que toman una serie de especies, encuadrándolas en categorías definidas por el grado más o menos avanzado de polución del agua.

Se basa en la ordenación de las especies que forman la flora y fauna de una corriente en una sucesión lineal, ya que se supone que el río va mejorando sus condiciones a partir del punto de vertido y que, por tanto, las comunidades que existen en él van variando y adaptándose a estas condiciones. En líneas generales se pueden distinguir cuatro zonas fundamentales.

1. Zona polisaprobia
2. Zona α - mesosaprobia
3. Zona β - mesosaprobia
4. Zona Oligosaprobia

1. Caracterizada por gran cantidad de materia orgánica, DBO alta, poco oxígeno, ambiente reductor y cantidades de bacterias entre 10^6 y 10^7 por ml. En esta zona aparecen algas de los tipos verde - azuladas (anabaena, oscilatoria) y euglenofitos (Euglena).

2 y 3. α y β mesosaprobias. Se va acelerando la mineralización de la materia orgánica, DBO menor 5-15 mg/l y bacterias en número de 10^5 y 10^6 por ml. Existe gran cantidad de oxígeno durante el - día y un déficit por la noche.

La zona α se diferencia de la β en que la relación entre el ingreso de energía de tipo heterotrófico y la producción primaria (organismos fotosintéticos) es aproximadamente la unidad, en tanto que en la β esta relación está muy a favor de la producción primaria; lo que quiere decir que existen gran cantidad de autótrofos, ello hace que la cantidad relativa de oxígeno sea mayor y que gran cantidad de compuestos amoniacales o nitritos se oxiden a nitratos, mejorando las condiciones del río.

En estas zonas aparecerá una mayor diversidad de algas: Clorófitas, Cianófitas, Diatomeas, Euglenófitas.

4. Zona Oligosaprobia. En ella ha terminado ya, prácticamente la mineralización de la materia orgánica y ha habido un enriquecimiento de nutrientes - sales inorgánica fundamentales para los artótrofos.

DBO de 2-4 mg/l y gran cantidad de oxígeno disuelto. Las bacterias se reducen a unas 1000/ml. Aquí aparecerán especies de Diatomeas, Crisófitas, Cianófitas, Clorófitas y Rodófitas.

La longitud de estas zonas puede varias entre amplios límites, en función de muchos factores, pero siempre teniendo en cuenta que no existe una separación estricta entre las mismas.

Palmer, da un procedimiento para establecer un índice de polución de un agua en función de la presencia de 20 géneros de algas a cada uno de los cuales se le asigna un índice de polución en un 75% a los grupos de clorófitas y diatomeas y las restantes a las euglenófitas y las verde azuladas.

"Blooms". Consisten en un crecimiento desmesurado de algunas especies de algas, que suelen acumularse en la superficie y cubrir grandes áreas de los lagos y embalses, particularmente en períodos cálidos.

Algunos "blooms" han provocado muerte de peces por interferencia con la reaireación o por la exclusión de la luz necesaria para la fotosíntesis en áreas más profundas o descenso del oxígeno debido a - muerte o respiración.

Algunos "blooms" liberan sustancias tóxicas para peces, animales domésticos y aves, pudiéndo producir muertes masivas.

Las algas más frecuentemente implicadas en estos fenómenos son las verde-azuladas (Anacystis, Anabaena, Aphanizomenon y Osciclatoria) verdes (Chlorella, Antristodesmus, Chlamydomonas, Hydrodiction); diatomeas (Synedra, Cydotella); euglenófitas (Euglena); crisófitas (Synura).

Si los "blooms" se producen en embalses dedicados al suministro de agua, pueden producir atascamientos en los filtros de las instalaciones de tratamiento así como olores y sabores extraños en muchas - casos.

Alrededor de 60 especies de algas se han descrito como productoras de sustancias que conducen a sabores y olores en el agua.

La crisófita Synura, es una de las algas más potentes en proporcionar olor al agua, a menudo descrito como de pepinillo maduro. Unas pocas colonias por ml. son sufientes para causar un olor perceptible. Este organismo también produce un sabor amargo al agua y deja una sensación persistente metálica - en la lengua.

La diatomea Asterionella produce un olor a geranio, que cambia a pescado cuando está presente en grandes cantidades; -la diatomea Tabellaria produce un efecto similar.

Otros géneros con especies que producen sabores y olores tenemos entre las algas verdes (Chlorella, - Cladophora, Nitella, Scenedesmus, etc.), verde - azuladas (Anabaena, Aphanizomenon, Anacystis, Nostoc, Oscilatoria, Symploca) Criptófitas (Criptomonas) Pirrófitas (Peridimium, Ceratium), Crisófitas - (Dynobrion, Urglenopsis) Diatomeas (Cyclotella, Melosira, Synedra, Stephanodiscus, etc.).

Por lo que respecta al atascado de filtros, tanto los rápidos como los lentos de arena pueden colmatarse por las algas, son las diatomeas, presentes durante casi todas las estaciones del año, el grupo más

importante de organismos que colmatan los filtros, siendo las pertenecientes a los géneros Asterioviella, Frafillaria, Synedra, y Tabellaria las más abundantes. También se han encontrado algas verdez-azules, verdes y crisófitas principalmente.

Algunas algas pueden producir coloración en el agua, verde (Chlorella, Chlamydonomas) rojo (Euglena, - Ascillatoria). También se ha visto a algunas implicadas en fenómenos de corrosión de instalaciones de acero, pero siempre que esten a la luz (Oscciatoria).

Algunas algas son capaces de crecer en la oscuridad y permanecer en las conducciones de agua (Scene desmus, Euglena, Anacystis).

Las algas pueden interferir en el tratamiento químico de las aguas debido a los cambios que pueden causar en el pH, alcalinidad, etc. o por el incremento del contenido orgánico del agua. Puede ser necesario por ejemplo variar la dosificación de cloro en proporción directa a la cantidad de algas presentes, en orden a obtener una cantidad constante de cloro residual en el agua. Se ha verificado que Asterionella y Synedra (diatomeas) impiden la formación de flóculos en el proceso correspondiente.

Por otro lado las algas son organismos fundamentales en las lagunas de estabilización según el esquema adjunto

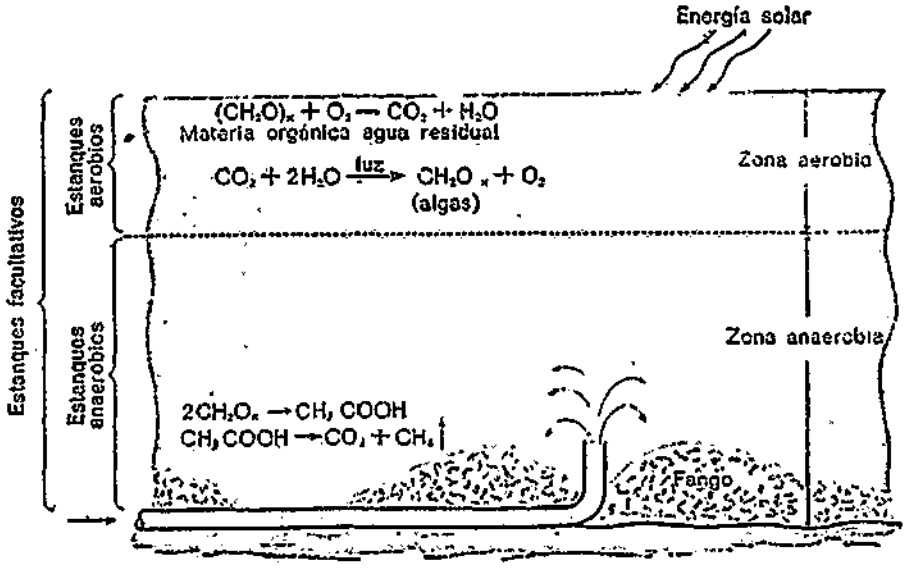


Fig. 3.2.1.

Estas algas presentes en las lagunas de estabilización, debido a su actividad fotosintética liberan oxígeno en el agua y éste es utilizable para las bacterias incrementándose la descomposición derobia.

En estas lagunas estan representadas especies de algas verde-azuladas (*Anacystis, Oscillatoria*) Diato - meas (Cyclotella, Gomphonema, Nitzschia) verdes (Chlorella, Scenedesmus, Chlamydomenas) criptófitas (criptomonas) y euglenófitas (Euglena).

Las algas también crecen en la parte superior de los filtros percoladores y se han utilizado algunas - para crecer sobre sustratos residuales y ser utilizados posteriormente como alimento.

2.5 HONGOS

Entre los microbiólogos no existe un acuerdo general sobre los límites de este grupo de microorganismos. Son eucariotas que presentan en común con las plantas la posición de una pared celular. No presentan pigmento fotosintético alguno y son C-heterotrofos. Crecen en condiciones aeróbicas y obtienen la energía por oxidación de la materia orgánica. Si los comparamos con los cormófitas, los hongos presentan un grado muy bajo de diferenciación y casi no se da en ellos la división de trabajo.

No se ha prestado mucho atención hasta ahora al papel de los hongos en el agua.

En las instalaciones de tratamiento de lodos activos se les achaca en parte el fenómeno de esponjamiento o "bulking" de los lodos.

2.6 PROTOZOOS

Organismos unicelulares, de tamaño microscópico. Considerada como animales o vegetales, según - quien los trate, y que se dividen en cuatro clases:

- Flagelados (donde están organismos considerados como algas por otros expertos).
- Rizópodos
- Esporozoos
- Ciliados

Su interés en el agua viene determinado por :

- Su utilización como indicadores de polución.
- Por su importancia en los sistemas de tratamiento de agua particularmente en lodos activos.
- Por el aspecto sanitario, ya que en este grupo hay organismos importantes productores de enfermedades.

Como indicadores de polución, los flagelados se encuentran en su mayoría en las zonas polisaprobias (contaminadas) y algunos en mesosaprobias. Especies de los géneros Bodo, Cercobodo, Oikomonas, etc.

Los rizópodos, los encontramos en todas condiciones pero son particularmente abundantes los ciliados.

Polisaprobios (Vorticella, Carchesium, Paramecium, Tetrahymena, etc.)
Mesosaprobios (Paramecium, Vorticella, Aspichisca, Stentar).
Olijosaprobios (Frontonit., Dileptos, Vorticella).

Los protozoos actúan en los sistemas de tratamientos, principalmente, en el de lodos activos, como consumidores de bacterias y partículas orgánicas.

Si estudiamos la variación con el tiempo del predominio de los microorganismos en la estabilización aerobia del líquido residual orgánico, se presentea una gráfica como la de la figura adjunta. En ella podemos ver los principales organismos si exceptuamos las bacterias, son protozoos de los grupos ciliados y flagelados.

Según ésto, también son importantes en la caracterización del estado de un lodo activo y podremos conocer la marcha del mismo según los organismos presentes.

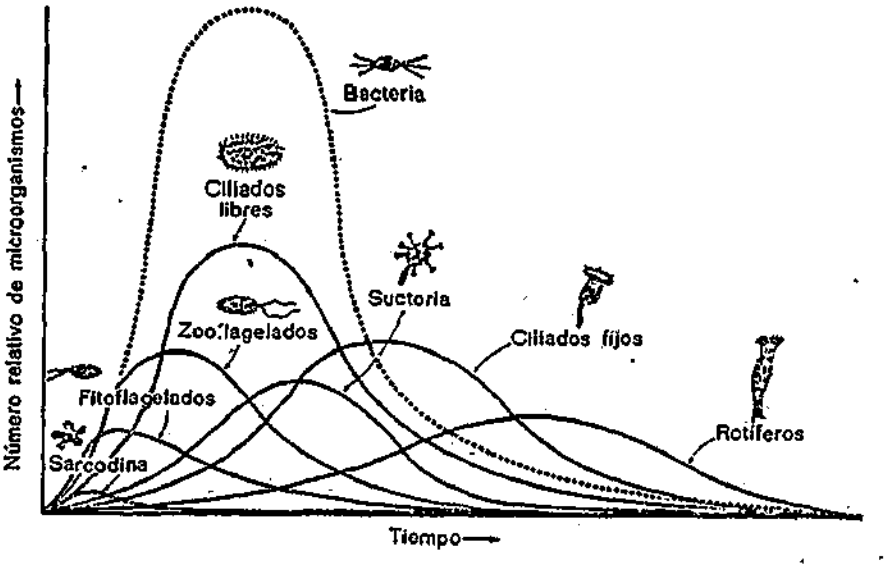


Fig. 3.2.2

Desde el punto de vista sanitario, el agua es el vehículo de transmisión directa o indirectamente, de enfermedades causadas por protozoos.

Entre los flagelados está la Giordia intestinalis (también denominada Giordia lamblia y Lamblia intestinalis) que se fija en el intestino y puede producir trastornos nutricionales y gastrointestinales, no grave pero si bastante extendida. La vía más frecuente de infestación es por aguas contaminadas con quistes.

Entre los rizópodos, munerosas amebas viven en forma parásita y son transmitidas por el agua. La más extendida es la Entamoeba hystolitica, causante de la disentería amebiana y se transmite por ingestión de agua contaminada por quistes.

La mayoría de las epidemias son el resultado de la contaminación accidental del agua potable con heces infestados. Produce quistes muy resistentes a condiciones adversas como es la cloración, si bien pueden

eliminarse por filtración y suelen resistir bastante mal la desecación.

También se han detectado enfermedades como meningo-encefalitis causada por especies del género Naegleria. Parece que penetran por la mucosa nasal al bañarse.

Dentro del grupo de los esporozoos (todos parásitos) se encuentra el Plasmodium causante de la malaria, que si bien es transmitido por un mosquito, el ciclo de vida de éste pasa por el agua y es normalmente donde se actúa para eliminar la enfermedad.

7. PLATELMINTOS

Son los gusanos planos e interesan desde el punto de vista de indicadores de contaminación y desde el sanitario.

Se dividen en : Turbelarios
Trematodos
Cestodos

Como indicadores de aguas débilmente contaminadas con materia orgánica tenemos los turbellarios; - que presentan gran número de formas libres en las aguas.

Los Trematodos son los gusanos planos en forma de hoja (duelas) y los cestodos son los gusanos pla.- nos segmentados (tenias).

Dentro de los Trematodos, los hay con ciclos complejos que tienen alguna fase de su vida en el agua; - en la figura que sigue vemos un esquema general para algunos de ellos.

La primera fase de vida siempre es un embrión ciliado que vive en el agua, luego pasa por un huésped intermediario (caracol) donde sufre varios cambios y pasa :

- directamente al huésped definitivo (Schistosomas) penetrando por la piel en contacto con el agua.
- otras se enquistan en plantas y la infestación es por vía oral al comer estas plantas y unos terceros pasan por un segundo huésped intermediario que es un caracol, pez o crustáceo donde se enquistan y pasan posteri ormente al huésped definitivo.

Por lo que respecta a los cestodos, hay algunos con parte de su ciclo en el agua, como el Diphyllobothrium latun, los demás pueden transmitirse por el agua al ser contaminada con heces que lleven huevos y ser éstos los transmisores. Caso de Taenia e Hymenolepis, aunque no sea lo más frecuente.

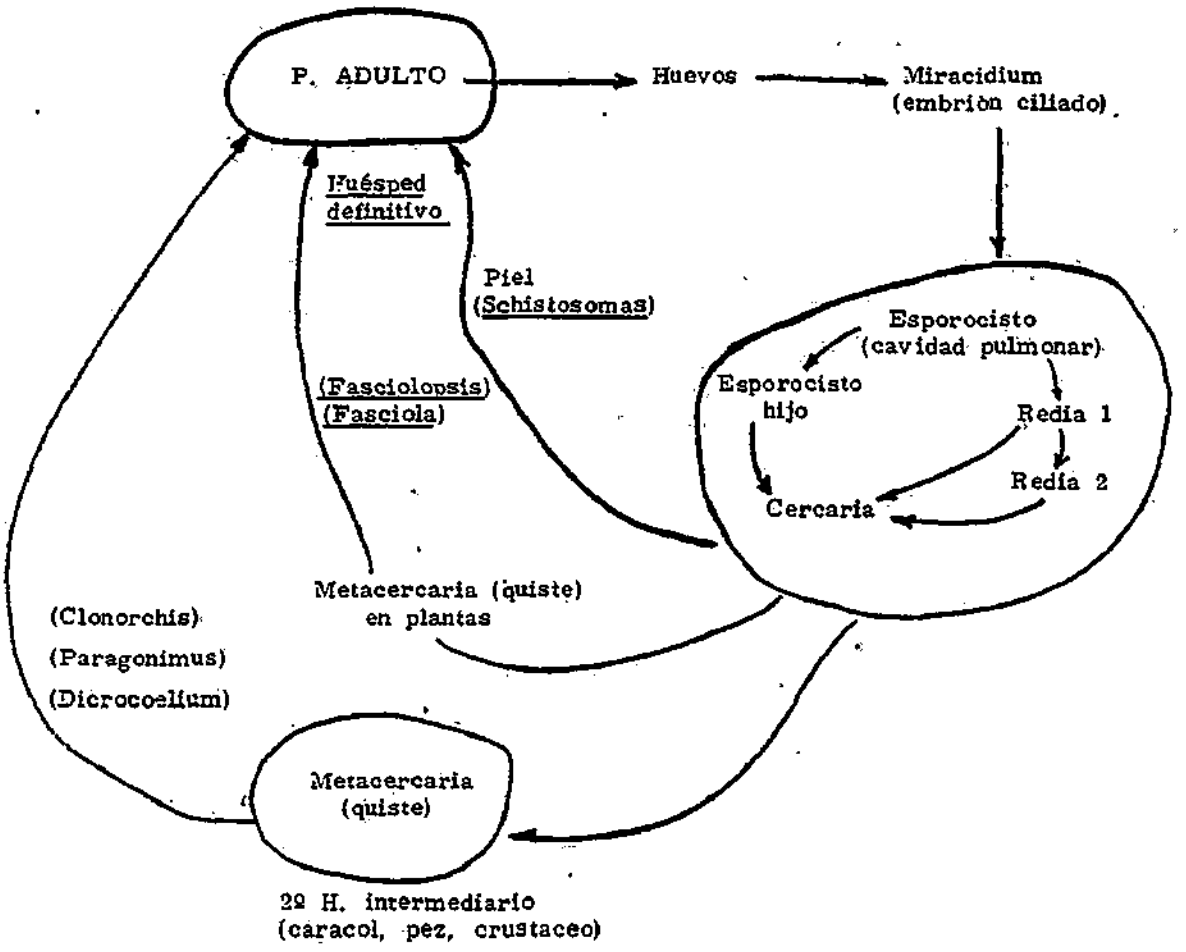


Fig. 3.2.3

2.8 NEMATODOS

Son los llamados gusanos redondos. Su importancia radica en el aspecto sanitario, aunque también aparecen como objeto de observación cuando se trata de caracterizar un lodo activo. No obstante, no se ha estudiado mucho su acción en los sistemas de tratamiento.

Se ha encontrado huevos en los sistemas de tratamiento correspondientes a Ascaris, Enterobius, Strogiloides, Trichuris, Toxocara. Algunas especies como Dracunculus necesitan crustáceos (Cyclops) para transmitirse.

Es importante desde el punto de vista patógeno, la transmisión de huevos embrionados que van por las heces al agua. Alrededor de 200.000 huevos puede llegar a poner una hembra de Ascaris por día y pueden quedar viables los huevos, por varios meses en el suelo.

2.9 ROTIFEROS

Son animales multicelulares aerobios heterótrofos. Son muy eficaces en consumir bacterias dispersas y floculadas así como partículas de materia orgánica. Su presencia en un efluente indica un proceso de purificación biológica muy eficiente.

2.10 ARTROPODOS

Dentro de este grupo, cabe destacar por su relación con el agua los Crustáceos y los Insectos. Ambos tienen interés actualmente como índices de contaminación. Por lo que se refiere a los insectos, son acuáticas las formas larvarias.

En las aguas que fluyen son aquellos organismos que mantienen su posición en el río, viviendo en o - sobre el lecho del río-bentos - o unidos a objetos fijos -perifiton- los que mejor reflejan la calidad general de su agua.

Los últimos sistemas indicadores de contaminación se han desarrollado a partir de invertebrados que colorizan el sustrato. El índice de Trent es el básico, con modificaciones posteriores de Verneaux, Chandler, etc. Se calcula un índice biótico de acuerdo con una tabla en la que se agrupan los principales grupos faunísticos según su tolerancia creciente a la polución.

Si hay más de una unidad sistemática de estos grupos en la muestra, ello significa unas condiciones - excepcionalmente favorables a dichos grupos mientras que una sola unidad sistemática puede significar unas condiciones menos favorables e incluso límites.

La determinación sistemática de los invertebrados se hace limitándose a fijar según el caso, la familia, el género o la especie, previa definición de estos límites de precisión como unidades sistemáticas. Dichos límites difieren según las órdenes taxonómicas. Tienen en cuenta por una parte la diversidad de los géneros y especies de esos órdenes en la fama de la región y por otra parte las dificultades de determinación.

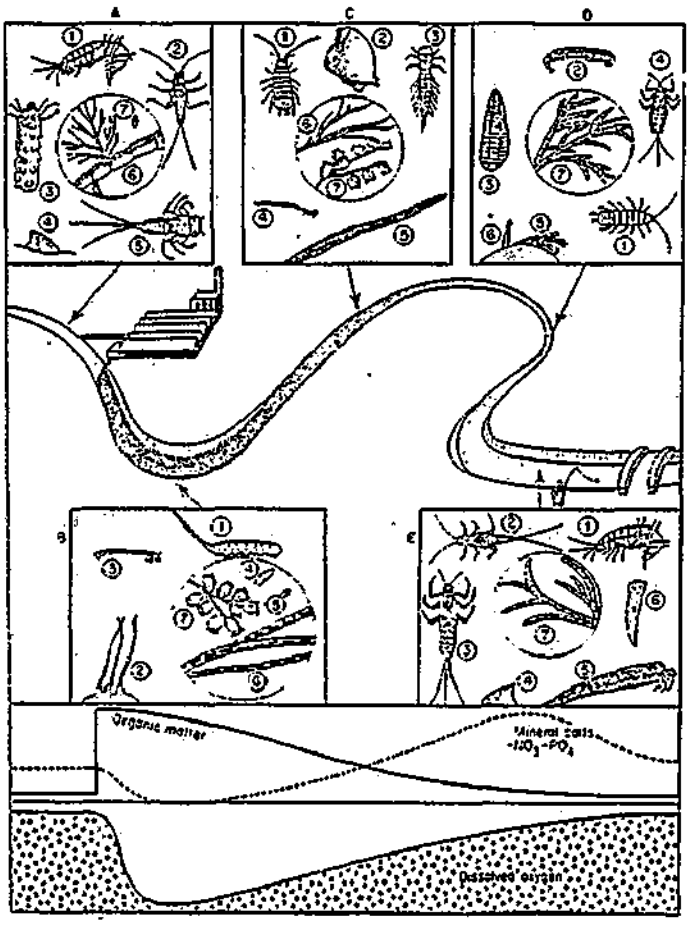
En las tablas que siguen, podemos ver un sistema para la determinación de los índices bióticos así como los límites de precisión en las determinaciones prácticas de los organismos.

Límites de precisión de las determinaciones prácticas de las unidades sistemáticas
(según TUFFÉRY y VERNEAUX, 1967)

ORDEN	UNIDAD SISTEMATICA (Límite de precisión de la determinación)
Plecópteros	género
Tricópteros	familia o género, según el caso
Efemerópteros	género
Odonatos	género
Coleópteros	familia
Moluscos	género o especie, según el caso
Crustáceos	familia
Megalópteros	género
Hemípteros	género
Dípteros	familia
Planarias	género o especie, según el caso
Hirudíneos	género o especie, según el caso
Oligoquetos	familia o presencia
Nematodos	presencia
Hidracáridos	presencia

Fig. 3.2.4

En las figuras y tablas que se adjuntan se puede observar la representación diagramática de la sucesión de las comunidades bénticas asociados con diferentes estados de recuperación de un río con polución orgánica. Y la asociación de los diversos grupos de invertebrados con el grado de materia - orgánica existente en una corriente.



A

1. Gammarus pulex (Fresh-water shrimp)
2. Nemoura (Stone-fly nymph)
3. Limnophilid caddis
4. Ancylus
5. Ecdyonurus May-fly larva
6. Draparnaldia (Green alga)
7. Cocconeis (Diatom)

B

1. Eristalis tenax (Rat-tailed maggot)
2. Tubifex (Sludge worm)
3. Chironomus riparius (Blood worm)
4. Paramecium caudatum
5. Colpidium
6. Sphaerotilus natans (Sewage fungus)
7. Carchesium (Sewage fungus)

C

1. Asellus aquaticus (Water hog-louse)
2. Lymnaea peregor (Wandering snail)
3. Sialis lutaris (Alder-fly larva)
4. Chironomus riparius (Blood worm)
5. Erpobdella (Leech)
6. Stigeoclonium (Green alga)
7. Carchesium (Sewage fungus)

D

1. Asellus aquaticus (Water hog-louse)
2. Hydropsyche (Case-less caddis larva)
3. Glossiphonia (Leech)
4. Baetis rhodani (May-fly nymph)
5 & 6 Simulium ornatum Pupa and larva of Buffalo gnat
7. Cladophora (Blanket weed)

E

1. Gammarus pulex (Fresh-water shrimp)
2. Nemoura (Stone-fly nymph)
3. Ephemerella (May-fly nymph)
4. Ancylus fluviatilis (Limpet)
5. Stenophylax (Caddis larva)
6. Dugesia (Flat-worm)
7. Cladophora (Blanket weed)

Fig. 3.2.5

Tabla estándar de determinación de los índices bióticos
(según TUFFÉRY y VERNEAUX, 1967)

I Grupos faunísticos		II Subgrupos, según el número de Unidades Sistemáticas (U. S.) encontradas	III Número total de Unidades Sistemáticas presentes				
			0-1	2-5	6-10	11-15	15 y más
			Índice biótico				
1 Plecópteros o Ecdionúridos	1	más de 1 U. S.	—	7	8	9	10
	2	1 sola U. S.	5	6	7	8	9
2 Tricópteros con «casa»	1	más de 1 U. S.	- -	6	7	8	9
	2	1 sola U. S.	5	5	6	7	8
3 Ancílidos o Efemerópteros (excepto *Ecdyonuridae*)	1	más de 2 U. S.	-	5	6	7	8
	2	2 o menos 2 U. S.	3	4	5	6	7
4 *Aphelocheirus* u Odonatos o *Gammaridae* o Moluscos (excepto *Sphaeridae*)	0	Todas las U. S. anteriores, ausentes	3	4	5	6	7
5 *Asellus* o Hirudíneos o *Sphaeridae* o Hemípteros (excepto *Aphelocheirus*)	0	Todas las U. S. anteriores, ausentes	2	3	4	5	-
6 *Tubificidae* o *Chironomidae* de los grupos *thummi* y *plumosus*	0	Todas las U. S. anteriores, ausentes	1	2	3	—	-
7 *Eristalinae*	0	Todas las U. S. anteriores, ausentes	0	1	1	-	-

Fig. 3.2.6

Association of Invertebrate Taxa with different degrees of organic enrichment of riffles

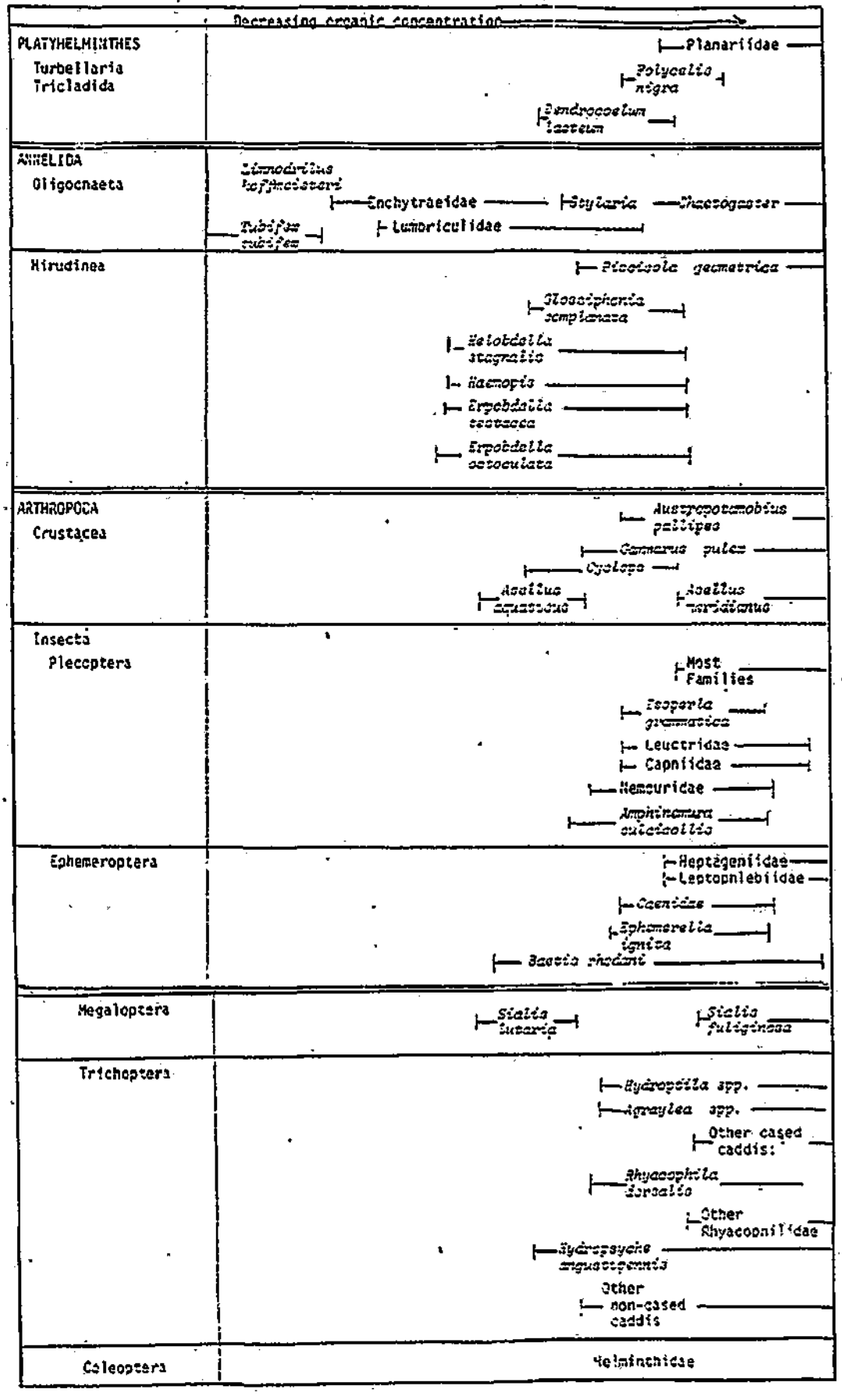


Fig. 3.2.7

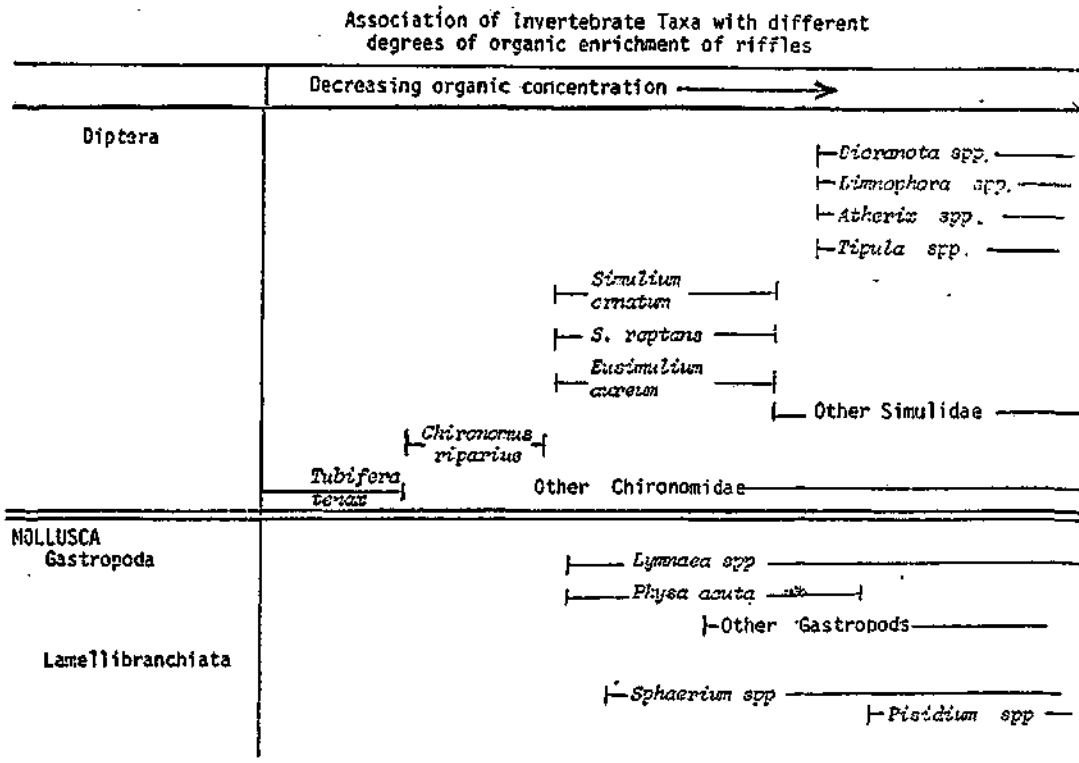


Fig. 3.2.7 (continuación)

2.11 MOLUSCOS

Los de la clase Gastropoda, subclase Pulmonata (caracoles) hymnaea, Planorbis, etc. son huéspedes intermediarios de diveros parásitos y junto con algunos Lamelibranquios son indicadores de contaminación (ver tabla).

2.12 ANELIDOS

Como indicadores de contaminación. Los oligoquetos, son los que tienen unas condiciones de resistencia a condiciones contaminantes (Liumodrilos, Tubifex, etc.). (Ver tabla anterior).

2.13 PECES

Dentro de los cordados, los peces se han utilizado en ocasiones en estanques de aguas residuales orgánicos para su cría.

También como indicadores de contaminación y toxicidad. Se ha utilizado mucho la trucha arco iris.

2.14 PLANTAS SUPERIORES

Las plantas superiores se han utilizado como indicadores y en cultivo, para eliminar determinados tipos de contaminación.

El jacinto de agua - Eicharnia crassipes ha sido la más utilizada en climas cálidos. Otras plantas - como Alternanthera phiboxeroides, Thpha latifolia, Scirpus lacustris, Potamogeton crispus, han sido objeto de estudio con buenos resultados.

Datos para Tipha latifolia, le asignan un poder autodepurador de

Nitrógeno (N)	2630	Kg./Ha/año
(P)	404	"
(S)	250	"
(Ca)	1709	"
(Mg)	307	"
(K)	4570	"
(Na)	730	"

No obstante, hay que tener en cuenta las posibilidades de utilización de esa biomasa vegetal. Estas - posibilidades están en estrecha relación con su valor nutritivo y en particular con su contenido en proteínas. Por ejemplo, las lecunáceas contienen una cantidad de proteína del 24,4%, muy elevado si se considera por ejemplo una muy utilizado como forraje como es la alfalfa (20%).

Un problema que se plantea en las plantas acuáticas es su fuerte contenido en humedad y la necesidad de secarlas.

2.15 BIBLIOGRAFIA

- SCHLEGEL, H. (1975). Microbiología general Ed. Omega.
- BERGEY'S Manuel of Determinative Bacteriology 8ª Ed. (1974) Ed. Williams and Wilkins Co. Baltimore (USA).
- BROCK, T.D. (1973). Biología de los microorganismos Ed. Omega.
- PALMER C.M. (1980). Algae and Water pollution Castle House Pub. Ltd.
- WESTPHAL, A. (1977). Protozoos. Ed. Omega.

3.1. INTRODUCCION

En este apartado se enfoca la química del agua, fundamentalmente, desde el punto de vista de las aguas naturales. No obstante se habla de iones así como de ciertos oligoelementos, típicos productos de contaminación, de los que puede desarrollarse más ampliamente su comportamiento al hablar de contaminaciones específicas.

Se indica de una forma general las características de la molécula de agua, para seguir con la forma de expresar las concentraciones de las sustancias disueltas en el agua y finalmente tratar estas sustancias según la clasificación clásica de aniones y cationes más importantes, así como oligoelementos presentes en ella.

También se introducen unas ideas sobre la toma de muestras, aúnque deberá ser objeto de estudio mas amplio en la parte dedicada a análisis.

Se ha omitido la parte referente a propiedades generales del agua así como la química del cloro y derivados que deben ser tratada extensamente en el capítulo dedicado a desinfección.

3.2. LA MOLECULA DE AGUA

La molécula de agua está formada por dos átomos de hidrógeno y uno de oxígeno - H_2O-, sin embargo esta fórmula es demasiado simple y no refleja la realidad.

Así tenemos que la disposición de los núcleos de hidrógeno con respecto a los electrones y al núcleo de oxigeno no es simétrica, lo que da origen a un campo eléctrico no equilibrado que confiere a la molécula una característica dipolar, lo que capacita también a las moléculas para unirse entre sí por enlaces de hidrógeno.

Puede considerarse que el enlace en la molécula de agua es covalente, con la modificación introducida por la polaridad, debida a la diferencia de electronegatividad entre los átomos de hidrógeno y oxígeno.

La estructura en estado sólido- hielo- no se puede considerar única sino polimorfa. La estructura - que se forma por enfriamiento del agua a la presión atmosférica, es el hielo ordinario, o hielo-I. Tiene estructura exagonal. Cada molécula está rodeada de cuatro, en posiciones correspondientes a los vértices de un tetraedro regular. Si consideramos las posiciones relativas de los átomos, resulta - que cada átomo de oxígeno está unido a cuatro átomos de hidrógeno situados en posición tetraédrica y cada hidrógeno a dos oxígenos.

Los hidrógenos de una molécula se unen a los pares de electrones no compartidos de otra mediante - enlaces de hidrógeno.

La existencia de enlaces de hidrógeno entre las moléculas de agua, en el hielo, explica la baja coor-

dinación de éste y la fuerte asociación de las moléculas, en la red cristalina, determinante del excepcionalmente alto punto de fusión del hielo, comparado con los de los restantes hidruros del grupo en los cuales la unión de las moléculas se realiza por fuerzas de Van der Waals.

Por lo que se refiere al agua líquida, en el punto de fusión, el hielo es menos denso que el agua líquida y por eso flota en ésta, propiedad excepcional ya que por lo general los sólidos son más densos que sus fundidos.

La mayor densidad del agua líquida hace pensar en la desaparición, por la fusión, de las cavidades existentes en la red cristalina del hielo. Sin embargo, en el agua líquida sigue existiendo baja coordinación; lo que parece indicar la persistencia de los enlaces de hidrógeno existentes en el hielo.

En el agua líquida hay, probablemente, agrupaciones de moléculas unidas por enlace de hidrógeno, cuya magnitud, en términos estadísticos, disminuye al aumentar la temperatura, y hay además, moléculas individuales que ocupan, parcialmente, las cavidades de dichas agrupaciones. Por la agitación térmica, las moléculas están, en el agua líquida, constantemente desprendiéndose y reagrupándose de modo que la estructura indicada tiene un carácter dinámico.

Los enlaces de hidrógeno en el agua líquida persisten, aunque en proporción decreciente con la temperatura, hasta el punto de ebullición, por eso éste es relativamente alto.

El enlace de hidrógeno explica también muchas de las propiedades aparentemente anómalas del agua.

Una complejidad adicional de la química del agua se debe a la natural variedad en las masas de los núcleos de los átomos de hidrógeno y oxígeno, es decir de los diferentes isótopos.

3.3. SUSTANCIAS DISUELTAS EN EL AGUA

En el agua se encuentran disueltas sustancias que pueden estar en forma molecular o iónica aunque la mayoría se encuentran en forma iónica.

Ya se ha visto qué factores intervienen en la disolución de las diversas sustancias; y cuando se realizan las determinaciones analíticas la primera cuestión que se plantea es: como expresar los resultados.

Expresión de los resultados analíticos.

En general los resultados se expresan en mg/l indicando a continuación la especie o características que hemos determinado, según los casos, ya que a veces se hace referencia a la forma en que se encuentran (mg/l del ión correspondiente).

En otras ocasiones se debe indicar también el método empleado para su determinación. Cuando el elemento que queremos expresar forma parte de diversas agrupaciones moleculares, suele expresarse refiriendose a éstas o a su conjunto, como por ejemplo nitrógeno en forma de nitratos o nitritos, o de amonio, etc. Carbono orgánico, carbono total.

Otras veces se expresan los resultados refiriendose a un determinado ión o molécula aunque ésta no

sea la forma en que se encuentra disuelta en el agua. Por ejemplo la sílice se expresa siempre como anhidrido silícico (SiO_2), aunque la forma en que se encuentra disuelta en el agua depende, entre otros factores, del pH de la misma.

Hay veces, en que debido a la distinta acción que ejerce un elemento, tóxico o no, por ejemplo según el grado de oxidación del mismo, hay que establecer una distinción entre los distintos estados de valencia, como es el caso del cromo Cr^{+3} y Cr^{+6}.

En ocasiones, en lugar de mg/l se expresa en gramos por litro g/l, según sea la concentración. En general, se utiliza esta unidad para expresar la salinidad de las aguas cuando se van a utilizar para riego.

Otra forma de expresar los resultados es en partes por millón (ppm). Una parte por millón representa 1 mg. de soluto en 1Kg. de disolución. Se utiliza mucho para indicar la concentración de las sustancias disueltas en el agua.

Desde un punto de vista científico, es incorrecto, ya que para hacer los análisis se miden volúmenes, pero teniendo en cuenta que en aguas con poca salinidad 1 litro pesa 1Kg, la concentración en ppm, coincide con la de mg/l.

Cuando el agua tiene una salinidad mayor de 5000 mg/l o se trata de desechos de densidad elevada tendremos que tener en cuenta dicha densidad a la hora de hacer los cálculos

$$\text{ppm (en peso)} = \frac{\text{mg/l}}{\text{densidad}}$$

A veces se utiliza unidad de volúmen por unidad de volumen. Esta unidad se emplea en ocasiones para expresar la concentración de determinados gases disueltos en el agua como por ejemplo oxígeno. En este caso es facil pasar de cc/l a mg/l sin más que tener en cuenta el peso de un litro de gas en condiciones normales de presión y temperatura.

Un litro de oxígeno a 0ºC y 760 mm Hg. pesa 1,429 gr. por lo que

$$a \text{ mg/l} = 1,43 \times b \text{ cc/l.}$$

La expresión de los resultados por medio de los equivalentes químicos es muy usual sobre todo cuando se quiere expresar la composición de un agua por determinados medios gráficos. Se utilizan miliequivalentes por litros meq/l.

El control de los resultados del análisis de un agua natural puede efectuarse por medio del balance iónico. Teóricamente, en cualquier muestra, la suma de aniones expresada en meq/l. debe ser igual a la suma de cationes expresada en meq/l para un pH próximo a 7.

Cuando las muestras son muy ácidas o muy alcalinas hay que introducir también los miliequivalentes de H^+ y OH^- respectivamente.

Ocurre, habitualmente, que las sumas no son iguales debido a variaciones en los análisis, siendo esta diferencia mas acusada conforme aumenta la concentración iónica. Esta diferencia no debe sobre-

pasar 0,3 meq. para una concentración de aniones o cationes de 6 meq., o de 1 meq. cuando es del orden de 60 meq. Si las cifras son superiores, es indispensable proceder a verificaciones analíticas.

3.3.2. Representación gráfica de los análisis de un agua

Es muy corriente y reporta ventajas, el representar gráficamente el análisis de una muestra o de una serie de muestras de agua.

Pueden, igualmente, ser muy útiles para la comparación de aguas distintas, haciendo más evidentes sus analogías y sus diferencias, así como en otros casos permitirán ver con más claridad la evolución geoquímica de las aguas o sus relaciones con las rocas o paisajes geológicos.

Los más representativos son los diagramas de:

- columnas
- radiales
- verticales, o curvas acumulativas.
- triangulares
- diagrama de Stiff.
- diagramas circulares (o de sectores).

3.3.3. Toma de muestras.

El valor de los resultados analíticos está condicionado por la forma en que se ha realizado el muestreo.

El agua muestreada debe ser homogénea y debe tratarse de que no varie su composición en el intervalo desde su recogida hasta el análisis.

Influye también el lugar donde se establece la estación de muestreo, así como el recipiente donde se toma la muestra. Así para el mercurio se recomienda no usar botellas de polietileno o vidrios que no liberen potasio. Para fosfatos se recomiendan botellas de vidrio, ya que el polietileno puede absorber estos iones.

En cada caso habrá que tener en cuenta las variables que influyen. Así para muestrear un agua donde se va a determinar la materia en suspensión, por ejemplo en un río, se debe tener en cuenta que la velocidad de la corriente influye de una forma fundamental en el reparto de partículas que se mantienen en suspensión; variando en profundidad así como desde el centro de la corriente hacia las orillas. También habrá que tener en cuenta el tamaño de las partículas.

Datos específicos sobre precauciones a tomar en la toma de muestras se pueden ver en las referencias Unesco-WHC (1978), Schwoerbel (1975) y Guinea y col.(1979).

3.3.4 Aniones, presentes en el agua.

Los principales aniones presentes en el agua de una forma natural son cloruros (Cl^-), sulfatos($SO_4^{=}$) carbonatos y bicarbonatos ($CO_3^{=}$, CO_3H^-) y consideramos también la silice. Aunque menos frecuentes y procedentes de contaminación en muchas ocasiones podremos encontrar fosfatos ($PO_4H^{=}$), nitratos

(NO_3^-) y fluoruros (F^-) y también procedentes de contaminación cianuros (CN^-) y nitritos (NO_2^-).

Cianuros (CN)

Los cianuros y compuestos relacionados se encuentran presentes siempre que tengamos organismos vivos e industrias. Así se encuentra en muchas plantas y animales como intermedios metabólicos aunque no se almacenan por mucho tiempo y también son fundamentales en diversos procesos industriales.

Junto con el HCN, las sales de los metales alcalinos KCN y NaCN son las fuentes más abundantes de cianuros. Estos últimos compuestos se disuelven facilmente en el agua; la extensión de formación del HCN depende del pH. Hasta pH=8 existe una fracción como HCN que se incrementa al disminuir el pH de la solución. Cuando las sales simples se disocian en solución acuosa se combinan con el ión hidrógeno para dar KCN que es tóxico para la vida acuática.

Los iones cianuro se combinan con numerosos metales pesados para formar complejos cianometálicos de estabilidad variable según el metal. La toxicidad del cianuro es esencialmente una inhibición del metabolismo del oxígeno, haciendo incapaces a los tejidos de intercambiar oxígeno.

Su persistencia en el agua es variable y depende de la forma química en que se encuentre. A bajas concentraciones o toxicidad y con microflora aclimatada el cianuro puede ser descompuesto por microorganismos tanto aerobios como anaerobios del ambiente o sistemas de tratamiento.

Se recomienda un límite no mayor de 5,0 g/l en aguas dulces, como protección a la fauna acuática.

Nitritos (NO_2^-)

Los nitritos pueden estar presentes en el agua, por la oxidación del amoniaco o bien por la reducción de nitratos.

Este ión se encuentra en las aguas superficiales polucionadas con aguas negras o residuos orgánicos y que se encuentran en un periodo de autodepuración.

Considerando la potabilidad, la presencia de nitritos hace no potable al agua en particular por su acción metahemoglobizante, en especial en niños pequeños. No obstante las diferencias de sensibilidad a la metahemoglobinemia están condicionadas al parecer por las bacterias entéricas del aparato digestivo, su baja acidez (niños) así como la concentración de nitrato.

En las aguas naturales oxigenadas, el nitrito se oxida rapidamente a nitrato.

Cloruros (Cl^-)

El ión cloruro es uno de los iones que están siempre presentes en las aguas, dependiendo su concentración de los terrenos drenados y pudiendo encontrarse entre límites muy amplios.

El origen principal del ión cloruro en las aguas es la disolución procedente de los evaporatos (rocas sedimentarias producidas por el depósito de sólidos debido a la evaporación del agua en la que estaban disueltos). Las concentraciones más bajas de cloruros se encuentran en aguas que drenan terre-

nos con predominio de rocas igneas.

Generalmente, las aguas con alto contenido en cloruros tienen también una concentración elevada en sodio debido a que el ClNa es una de las principales sales en solución. En muchas aguas las concentraciones de cloruro y las de sodio mas potasio son casi equivalentes.

Además del origen natural, los cloruros pueden presentarse en las aguas como resultado de un proceso de polución causado por efluentes industriales o urbanos. Es conocido que las excretas humanas y animales son ricas en NaCl, razón por la cual, cuando en un abastecimiento de agua se observan concentraciones anormalmente altas de ión Cl^-, puede pensarse en la posibilidad de contaminación.

Aunque el cuerpo humano tolera aguas con concentraciones de Cl^- muy altas, no se recomienda la utilización de aguas con concentraciones superiores a 250 mg/l.

Los cloruros pueden acelerar también la corrosión de las instalaciones metálicas en general y también debe prestárseles atención en el caso de que el agua vaya a utilizarse para riego, tanto desde el punto de vista del cultivo como, en algunos casos, de la utilización posterior de la cosecha (tabaco).

Sulfatos ($SO_4^=$)

El ión sulfato es uno de los iónes que más contribuyen a la salinidad de las aguas encontrándose en la mayoría de las aguas naturales.

La mayor parte del sulfato presente en el agua proviene de la disolución de las rocas sedimentarias, sobre todo de los evaporatos yeso (la solubilidad del yeso es de 1500 mg/l pero aumenta al ponerse en contacto con soluciones de NaCl) y anhidrita.

Los resitatos (rocas sedimentarias compuestas de residuos no descompuestos químicamente en la meteorización de la roca madre) y los hidrolizados (rocas sedimentarias compuestas de productos insolubles formados por reacción química en la meteorización de la roca madre) pueden contener gran cantidad de sulfuros que pueden originar por oxidación, sulfatos que pasarán al agua (piritas).

Otra causa de la presencia de sulfatos en agua es la descomposición de la materia orgánica conteniendo azufre, por oxidación del SH_2 que aparece en la degradación de la misma.

En las condiciones ambientales de las aguas naturales el ión sulfato es muy estable. Sin embargo puede haber circunstancias en las que puede reducirse a $S^=$ con el auxilio de bacterias del grupo sulfatorreductoras.

La mayoria de los sulfatos presentes en las aguas están en forma de sales alcalinas y alcalinotérreas. Los de calcio y magnesio contribuyen a la dureza del agua constituyendo la denominada "dureza permanente".

No es aconsejable la utilización para usos domésticos de aguas con concentraciones superiores a 250 mg/l. Concentraciones mayores de 300 mg/l atacan al cemento.

Carbonatos y bicarbonatos. ($CO_3^=$ y CO_3H^-)

En un agua natural existen los iones $CO_3^=$ y CO_3H^-, así como CO_2 disuelto.

Los equilibrios que debemos considerar son:

$$CO_3^= + H^+ \rightleftharpoons CO_3H^-$$
$$CO_3H^- + H^+ \rightleftharpoons CO_3H_2 \rightleftharpoons CO_2 + H_2O$$
$$CO_2 \text{ disuelto} \rightleftharpoons CO_2 \text{ gas}$$

A la vista de las ecuaciones anteriores se deduce que las concentraciones de unas especies con respecto a otras dependerán del pH de la solución. A $pH > 12,6$ tendremos $CO_3^=$ sin CO_2 disuelto. A $12,6 > pH > 2,3$ tendremos CO_3H^- y muy poco CO_2 disuelto.

A $8,3 > pH > 4,5$ habrá CO_3H^- y CO_2 disuelto y casi nada de $CO_3^=$ y a $pH < 4,5$ solo CO_2 disuelto.

Las aguas naturales rara vez contienen un $pH > 8,3$, o sea que rara vez encontraremos cantidades importantes de ión carbonato.

Consideremos ahora las sales de calcio de estos aniones, que son las más abundantes; aunque no podamos excluir la presencia de Mg y Na, y en menor medida de K.

Supongamos que tenemos $CaCO_3$ en agua, se disolverá de acuerdo con la ecuación

$$CaCO_3 \rightleftharpoons Ca^{2+} + CO_3^=$$

su solubilidad es baja, del orden de 12,4 mg/l a 20ºC. Si en el agua tenemos CO_2 tendrá lugar la reacción

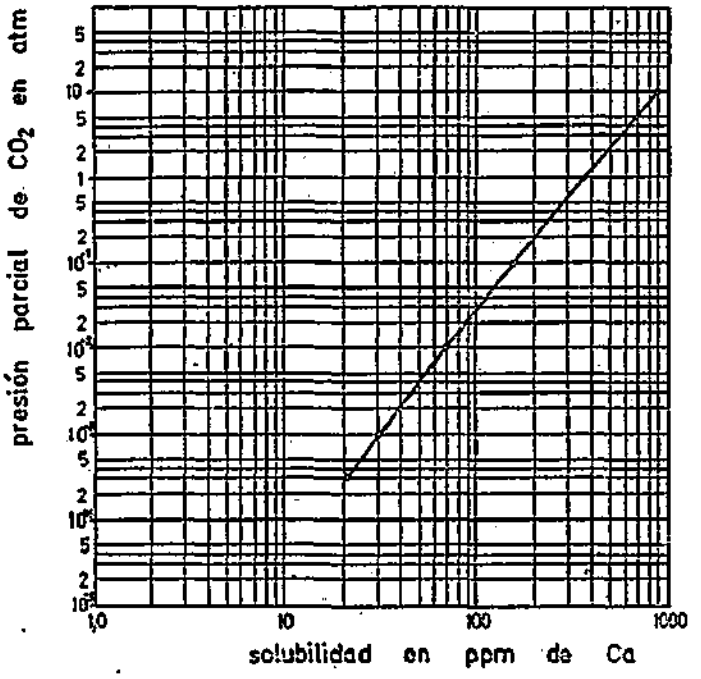
$$CaCO_3 + CO_2 + H_2O \rightleftharpoons Ca(HCO_3)_2$$

formándose bicarbonato cálcico que es mucho más soluble en agua que el carbonato y está ionizado según la ecuación:

$$Ca(HCO_3)_2 \rightleftharpoons Ca^{++} + 2HCO_3^-$$

Esta es la reacción mas importante de las que tienen lugar entre el CO_2 y el calcio ya que regula el equilibrio carbonato-bicarbonato y por tanto actúa influyendo sobre el pH del medio.

Cuando el agua que contiene CO_2 libre se pone en contacto con un exceso de $CaCO_3$ se produce la reacción indicada hasta llegar al equilibrio, es decir, cuando en presencia de $CaCO_3$ no hay ataque ni precipitación de carbonato cálcico. Si el agua tiene una cantidad mayor de CO_2, se producirá un nuevo ataque a la calcita hasta que se logre un nuevo equilibrio. Si la cantidad de CO_2 es inferior a la de equilibrio, se depositará $CaCO_3$ liberándose CO_2 hasta que se alcance el equilibrio. Por tanto, las aguas con un contenido elevado de CO_2 pueden disolver cantidades notables de $CaCO_3$, según puede verse en la gráfica adjunta.



El agua pura dejada saturar con el CO_2 contenido en el aire, puede llegar a disolver de 50 a 75 ppm de $CaCO_3$ y si tiene sales disueltas hasta 100 ó 125 ppm. a causa del efecto de fuerza iónica. Aguas en equilibrio con el CO_2 del suelo orgánico pueden disolver hasta 250 ppm de CO_3Ca y las que reciban aportes de CO_2 pueden llegar a disolver hasta 500 ppm o más.

Al aumentar la temperatura disminuye la solubilidad del CO_2 y paralelamente la del carbonato cálcico.

El carbonato magnésico se comporta de forma similar aunque su producto de solubilidad es más elevado y precipita, por tanto, mas dificilmente que el cálcio.

Si el agua en un determinado momento contiene más CO_2 disuelto o su pH es menor que el de equilibrio, es capaz de disolver más $CaCO_3$ y se dice que es agresiva a la caliza. Si por el contrario contienen menos CO_2 disuelto o su pH es mayor que el de equilibrio, el producto $(CO_3^{=}).(Ca^{++})$ supera el producto de solubilidad y el agua tiende a precipitar $CaCO_3$, diciéndose que es incrustante.

Las concentraciones de $CO_3^{=}$ y CO_3H^{-} normalmente presentes en las aguas no ocasionan problemas en su utilización doméstica o agrícola. En cuanto a su empleo en la industria, cuando las aguas tienen bicarbonato cálcico disuelto, se las somete a un proceso de ablandamento a fin de evitar que por calentamiento se originen precipitados de $CaCO_3$.

Sílice. (SiO_2)

La hidroquímica del silicio no está del todo aclarada pero se cree que la mayoría de la sílice está como SiO_4H_4 en forma disuelta o coloidal y solo una pequeña parte está ionizada ($SiO_4H_3^-$) a pH normales. Las aguas muy básicas pueden tener cantidades mas importantes de sílice iónica, pero son raras en la naturaleza.

La mayor parte de la sílice en agua proviene de la descomposición de los silicatos en su meteorización. La mayor parte de las aguas contienen menos de 10 mg/l de sílice. Cuando estas drenan terrenos con abundantes feldespatos, aumentan las concentraciones hasta 60 mg/l. y en ocasiones se ha llegado hasta 100 mg/l.

La sílice no ejerce efectos nocivos sobre el hombre o los animales y tampoco origina problemas en el riego.

El inconveniente más importente se presenta porque cuando se emplean aguas con sílice en la alimentación de calderas, se puede producir un depósito de silicato cálcico, aluminosilicato , etc, según los iones presentes en el agua y las condiciones en que se encuentra la misma.

Fosfatos.

La meteorización de rocas ígneas con elevadas cantidades de apatito, libera fosfáto cálcico que es soluble en cierto grado en las aguas conteniendo CO_2 disuelto. Sin embargo los fosfatos se redepositan en los hidrolizados y no permanecen en solución.

El fósforo es un elemento fundamental para el desarrollo de la vida en el seno del agua y su contenido es un factor limitante para las formas primarias de vida.

Otras fuentes de fosfatos en agua son los lavados y arrastre de suelos y las aguas urbanas (polifosfatos de detergentes y materia orgánica diversa).

En las aguas naturales no suele pasar de unos 10 ppm.

Nitratos. (NO_3^-)

Los nitratos pueden estar presentes en las aguas, por disolución de rocas que los contengan, lo que ocurre raramente, o bién por oxidación bacteriana de la materia orgánica de origen animal, principalmente.

Son sales muy solubles y por tanto difícilmente precipitables. Aunque tiene tendencia a ser estable aún en medios reductores puede pasar a N_2 o NH_4^+ y también a NO_2^-.

La mayor fuente de nitratos en agua probablemente la constituye la adición al suelo de excrementos animales, restos de plantas y fertilizantes, así como las aguas residuales domésticas.

El contenido en nitratos de las aguas, si éstas no están polucionadas, no suele sobrepasar los 10 mg/l. En zonas donde el NO_3^- proviene de una polución orgánica, una elevada concentración de NO_3^- suele

ir asociada a una alta concentración de cloruros.

Desde el punto de vista de nocividad, concentraciones elevadas en el agua no la hacen recomendable y mucho menos para los niños ya que la flora reductora del aparato digestivo de los mismos puede producir su reducción a nitritos y provocar cianosis.

Fluoruros. (F^-)

El origen de este ión en el agua puede atribuirse a la incorporación del agua de gases volcánicos que lo contienen, así como procedente de algunos minerales de las rocas sedimentarias denominadas resistatos.

La concentración en aguas naturales oscila entre 0 y 50 mg/l. Un factor limitante de la concentración de fluor en el agua es la formación de fluoruro de cálcio insoluble.

Parece jugar un papel importante en la conservación de la dentadura, creando problemas cuando está tanto por defecto como por exceso.

3.3.5. Cationes presentes en el agua

Los más importantes son Ca, Mg, Na y K.

Cálcio (Ca^{++})

No existe libre en la Naturaleza, combinado se encuentra formando parte de gran cantidad de minerales entre los que tenemos: silicatos (feldespatos, piroxenos) carbonatos (calcita, aragonito), sulfatos (yeso, anhidrita), fluoruros (fluorita, apatito) etc.

Salvo raras excepciones, suele ser el catión mas abundante en el agua y proviene principalmente de la disolución del sulfato y carbonato cálcico en sus diversas formas.

Su química va muy asociada a la de los iones CO_3H^- y $CO_3^=$ en muchas aguas naturales.

El mayor inconveniente del ión calcio va asociado al aporte de dureza y la producción de incrustaciones.

Magnesio. (Mg^{++})

No existe libre en la Naturaleza. Se encuentra combinado en materiales silicatados (talco, asbesto, olivino, etc) y carbonatos (magnesita, dolomita).

Se encuentra, generalmente, en las aguas en cantidades mucho menores que el calcio pero tiene como aquél una importancia biológica grande ya que interfiere en algunos sistemas enzimáticos y en la molécula de la clorofila.

El magnesio permanece en solución con mayor facilidad que el calcio, sin embargo en las aguas dulces predomina el calcio sobre el magnesio con una relación de 5 a 1.

Sin embargo, a lo largo de los rios va aumentando la relación de magnesio respecto al calcio hasta llegar al mar en que la relación Ca^{+2} a Mg^{+2} puede invertirse y pasar a 1/5.

En las aguas dulces no suelen superar los 50 mg/l aunque en determinadas aguas mineromedicinales pueden alcanzar cantidades mucho mas elevadas.

El magnesio junto con el calcio confieren al agua unas características determinadas que se conocen como dureza. Entre las dificultades que plantea el agua con mucho magnesio tenemos:

- La utilización para generar vapor en calderas, con la aparición de un precipitado de $MgCO_3$ cuando hay bicarbonatos y magnesio, que posteriormente se descompone por el calor a hidróxido magnésico, con desprendimiento de CO_2 formándose un depósito de $Mg(OH)_2$.

$$MgCO_3 + CO_2 + H_2O \rightleftharpoons Mg(CO_3H)_2$$
$$MgCO_3 + H_2O \xrightarrow{\text{calor}} Mg(OH)_2 + CO_2$$

- Cuando el agua posee abundancia de sales cloruradas o sulfatadas de magnesio, tiene lugar la hidrólisis de las sales favorecida por la elevación de temperatura dando lugar a la aparición de ácidos libres fuertemente corrosivas.

$$MgCl_2 + 2H_2O \xrightarrow{\text{calor}} 2HCl + Mg(OH)_2$$

Sodio (Na^+)

El sodio es un importante constituyente de las rocas ígneas, en particular de los feldespatos. También se encuentra en los resistatos, hidrolizados, pero sobre todo en los evaporatos. Las aguas residuales urbanas también proporcionan cantidades importantes de sodio.

El sodio es un catión que tiende a permanecer en solución una vez que se ha incorporado al agua.

La presencia de cantidades notables de sodio en las aguas no ejerce acción nociva importante sobre el organismo humano y por esta razón, las normas sobre calidad de las aguas no suelen fijar la concentración límite de este ión, aunque si lo hacen con respecto al contenido salino total.

Con respecto a la utilización del agua en usos industriales, aguas con contenidos elevados de $NaCO_3H$ pueden originar problemas de espumas en calderas.

Por lo que se refiere al agua de riego, concentraciones elevadas de sodio, pueden producir sodificación del suelo al intercambiar el sodio por calcio y magnesio presente en algunos minerales de aquel.

Potasio (K^+)

El potasio es menos abundante que el sodio en las rocas ígneas. Los materiales silicatados más frecuentes que contienen potasio son los feldespatos potásicos como la ortoclasa.

El potasio en las rocas sedimentarias se presenta en forma de minerales silicatados inalterados (resistatos) y minerales arcillosos (hidrolizados). También se encuentra potasio en algunas rocas evaporiticas.

Su solubilidad es muy elevada. Es afectada, principalmente, por el cambio de bases y es absorbido de forma muy poco reversible por las arcillas en formación, para formar parte de su estructura, circunstancia que lo diferencia del sodio. Por ello las aguas naturales, a pesar de la mayor abundancia de potasio en muchas rocas, suele tener mucho menos potasio que sodio. En los ríos, la relación Na/K va aumentando, generalmente, corriente abajo.

Este elemento es esencial en la nutrición de las plantas y su presencia en las aguas de riego es beneficiosa. Al igual que en el caso del sodio, no se fijan limites en la Normalización con respecto a su concentración en aguas potables, ni presenta graves problemas la utilización en procesos industriales de las aguas ricas en este ión.

3.3.6 Oligoelementos en el agua.

Existen diversos iones que aparecen en el agua en cantidades muy pequeñas pero cuyo estudio es importante porque tienen una significación biológica muy señalada.

Arsénico (As)

El arsénico existe en estado trivalente y pentavalente y sus compuestos pueden ser orgánicos o inorgánicos. Sus compuestos más importantes en la naturaleza son el sulfuro arsénioso(rejalgar) As_2S_2, sulfuro arsénico As_2S_3 (oropimente) y FeAsS (pirita arsenical).

Es muy raro encontrar este elemento en las aguas superficiales o subterrráneas, al menos teniendo un origen natural. Normalmente, cuando existe es como consecuencia de una polución ya sea industrial, explotaciones agrícolas (uso de pesticidas) o explotaciones mineras.

Los compuestos inorgánicos de arsénico trivalente son más tóxicos que los pentavalentes tanto a animales acuáticos como a mamíferos. Aunque muchas formas de arsénico son tóxicas para el hombre, se puede adquirir una cierta tolerancia al mismo, por consumo continuado y, de hecho, se ha utilizado en el tratamiento de algunas enfermedades.

Según Schroeder y Balassa (1966) se estima una ingestión media de arsénico de 900 g/día. A la concentración de 50 μg/l recomendada para las aguas de suministro y con una toma diaria de 2 litros por día, la correspondiente al agua será 100 μg. es decir un 10% de la ingestión total de As.

Para el agua de riego se sigue un criterio de 100 μg/l. Hay que tener en cuenta, sin embargo el efecto herbicida sobre la vegetación acuática.

Bario (Ba)

El bario, únicamente se encuentra en concentraciones traza en las aguas superficiales y subterráneas naturales a causa de la baja solubilidad de sus sales $BaSO_4$ y $BaCO_3$.

El bario es muy tóxico cuando sus sales son solubles, sin embargo, los iones de bario son rápidamente precipitados o eliminados de la solución por adsorción y sedimentación.

Se recomienda un límite máximo en aguas de bebida de 1 mg/l.

Berilio. (Be)

El berilio tiene poca importancia en aguas naturales debido a su escasez y a la insolubilidad de sus carbonatos e hidróxidos.

Si aparece en aguas naturales será debido a contaminación industrial.

Se recomienda no sobrepasar las cantidades siguientes:

11 µg/l para protección de la vida acuática en aguas blandas.

1100 µg/l para protección de la vida acuática en aguas duras.

100 µg/l para riego continuado excepto para suelos de textura fina neutros o alcalinos en que se puede llegar a 500 µg/l.

Boro. (B)

El boro no se encuentra en forma elemental en la naturaleza sino como sales, en forma de boratos de sodio o calcio.

El boro es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas pero no hay evidencia de que sea requerido por los animales.

El contenido en boro de las aguas naturales oscila entre 0,01 mg/l y 10 mg/l aunque no son normales cantidades tan elevadas como esta última. Las aguas subterráneas pueden contener concentraciones altas en determinados lugares.

Las concentraciones que aparecen naturalmente en las aguas no tienen efectos adversos sobre la vida acuática.

El contenido de boro en el agua es un factor muy importante que hay que tener en cuenta cuando se utilizan para riego. Los cultivos sensibles aparecen con síntomas de toxicidad con cantidades de -- 1 mg/l o menos, aunque también influye el tipo de suelo. En suelos neutros o alcalinos con gran capacidad de absorción, puede usarse agua que contenga 2 mg/l de boro sin peligro para plantas sensibles.

Puede considerarse un límite de seguridad de 750 µg/l para el riego de plantas sensibles.

Cadmio (Cd)

No se encuentra libre en la naturaleza y no aparece en las aguas naturales salvo como trazas. Si aparece en cantidades elevadas será debido a contaminación industrial, p.ej.: en industrias de galvanoplástica.

Biológicamente considerado no es esencial y es altamente tóxico.

Aguas con cantidades elevadas de cadmio condujeron a una enfermedad que puede producir la muerte y que se conoce con el nombre de Itai-itai.

Se ha demostrado que alimentos cultivados sobre suelos polucionados con cadmio debido al uso de agua polúcionada con este metal, puede ser peligroso para los consumidores. Lo mismo puedé ocurrir con animales marinos cuando se encuentran en aguas polucionadas con cadmio y son consumidos.

Se recomiendan los límites siguientes:

- 10 μg/l para suministro de agua.
- Aguas blandas 0,4 μg/l para crustáceos cladóceros y peces (salmónidos) y 4;0 μg/l para otros organismos menos sensibles.
- Aguas duras 1,2 μg/l para cladóceros y salmónidos y 12 μg/l para otros menos sensibles.

Cromo (Cr)

No existe libre en la naturaleza, siendo el mineral más abundante la cromita $(CrO_2)_2Fe$.

No existe normalmente en aguas naturales, debiéndose su presencia a contaminación procedente de industrias de cromado, tenerías, etc.

Las sales de cromo trivalentes son poco tóxicas, siendo por el contrario fuertemente venenosos cromatos y dicromatos, sales de cromo hexavalente.

Se reconoce, en su estado de Cr^{+3}, como un elemento esencial para el hombre.

Concentraciones de cromo hexavalente superiores a 2 mg/l pueden interferir en el funcionamiento de las instalaciones de depuración biológicas.

Como criterios de seguridad se recomienda un límite máximo de:

50 μg/l para suministro doméstico.
100 μg/l para los organismos acuáticos.

Cobre (Cu)

El cobre se encuentra en la naturaleza libre y combinado. Sus compuestos más importantes son: cuprita (Cu_2O), malaquita $CuCO_3\ Cu(OH)_2$ y calcopirita ($CuFe, S_2$).

Es un elemento esencial en las plantas ya que realiza funciones esenciales en la síntesis de clorofila. También es necesario en el metabolismo animal, en la síntesis de la hemoglobina.

Las concentraciones de cobre encontradas en aguas naturales no se conoce que tengan un efecto adverso sobre el hombre.

Un compuesto de cobre de particular interés en relación con el agua es el sulfato de cobre pentahidratado ($CuSO_4 . 5H_2O$) que se emplea, por su acción bactericida y alguicida, para tratar el agua. Fundamentalmente se emplea para tratar el agua de piscinas, sistemas de riego, etc.

Los pedes son especialmente sensibles a este ión, en especial la trucha. Hay que tener en cuenta, sin embargo, que a veces, cuando se produce la muerte de los peces puede no ser debido a la ac-

ción directa del ión cobre sino que al actuar este como algicida elimina la sustancia capaz de oxigenar el agua y por tanto disminuye el nivel de oxígeno a límites en que no se puede desarrollar la vida en los mismos.

La toxicidad del cobre para los organismos acuáticos depende de la alcalinidad del agua. Cuanto más baja es la alcalinidad, mas tóxico es el cobre. Otros factores que afectan a la toxicidad incluyen pH y compuestos orgánicos. Relativamente altas concentraciones de cobre pueden ser toleradas por peces adultos por cortos periodos de tiempo; el efecto del cobre parece ser mayor sobre peces jovenes. En general los salmónidos son muy sensibles.

La concentración de cobre asociada experimentalmente con ausencia de efectos adversos a especies acuáticas es de 5 a 15 µg/l.

Para agua de bebida se recomienda no superar una concentración de 1 mg/l.

La producción de textiles es el uso industrial conocido que resulta afectado por el contenido de cobre en el agua, se requiere una concentración de 10 µg/l. o menos para determinados procesos.

Hierro (Fe)

Es un elemento muy difundido en la naturaleza. Sus compuestos más importantes son Hematites roja Fe_2O_3, Limonita $Fe_2O_3 . nH_2O$, Pirita FeS_2, etc.

Puede estar presente en el agua en cantidades variables dependiendo de la geología del área y otros componentes químicos de la corriente.

Es un componente esencial para plantas y animales. En algunas aguas puede ser un factor limitante del crecimiento de algas y otras plantas, particularmente en lagos donde precipita por condiciones altamente alcalinas.

Las formas ferrosa Fe^{++} y férrica Fe^{+++}, son las principales formas en lo que concierne al ambiente acuático. El hierro ferroso puede persistir en aguas exentas de oxígeno disuelto, aguas de minas y aguas de lagos estratificados con un hipolimnion anaeróbico. Durante la circulación y con la aireación de estos lagos, es oxidado rápidamente a ión férrico precipitando en los sedimentos como $Fe(OH)_3$. Si en éstos sedimentos anaeróbicos está presente H_2S se puede formar FeS, que da un color negro a los sedimentos.

En las aguas superficiales, el hierro se puede encontrar también como complejo organo férrico y en forma coloidal.

Las principales fuentes de polución son aguas industriales y aguas de drenaje de minas. En presencia de oxígeno disuelto, el hierro de las aguas de minas es precipitado como hidróxido, produciendo un precipitado de color ocre. Este precipitado forma flóculos que pueden ser perjudiciales, cuando se suspenden en el agua, a los peces y otros organismos acuáticos. Pueden sedimentar posteriormente y cubrir los fondos de las corrientes destruyendo los invertebrados, plantas y huevas de peces que se encuentran allí. Con el tiempo se pueden consolidar estos sedimentos formando materiales como cemento.

Su presencia en las aguas favorece el desarrollo de las bacterias "del hierro" que producen la formación de depósitos insolubles de hidróxido férrico que son molestas en tuberias y depósitos.

El hierro es un elemento no deseable en las aguas domésticas e industriales ya que afecta considerablemente al sabor de las mismas. El sabor de hierro puede ser detectado a valores entre 1,8 y 3,4 mg/l. según el tipo de agua.

Basado en observaciones de campo principalmente, se considera 1 mg/l de hierro como adecuado para la vida acuática. Los datos obtenidos en laboratorio sugieren una mayor toxicidad para el hierro que la obtenida en ecosistemas naturales. Las aguas naturales pueden variar con respecto a alcalinidad, pH, dureza, temperatura y la presencia de ligandos que cambian el estado de valencia y la solubilida y por tanto la toxicidad del metal.

Para algunas industrias las concentraciones de hierro deben ser todavía más bajas que las recomendadas para suministro domésticos; tal es el caso del agua para las calderas de vapor de alta presión, industria textil, ciertos tipos de producción de papel; procesado de algunos alimentos, algunos procesos químicos, industria del cuero, etc.

Para aguas de suministro doméstico se recomienda no superar 0,3 mg/l.

Plomo (Pb)

Se encuentra en la naturaleza, principalmente, en forma de sulfuro (SPb) galena; carbonato ($PbCO_3$) y también como óxido.

Aunque las aguas naturales no contienen plomo como no sea a causa de una polución minera o industrial, al ser usado este metal para la fabricación de conducciones existe el peligro de su presencia en cantidades no aceptables en el agua de bebida, particularmente, en lugares con aguas poco mineralizadas, ricas en CO_2 o aguas ácidas procedentes de zonas tubosas.

La toxicidad del plomo en el agua, como la de otros metales pesados es afectada por el pH, dureza, materiales orgánicos y presencia de otros metales. Este metal tóxico tiende a acumularse en los tejidos del hombre y otros animales.

Para aguas de bebida se recomienda un límite máximo de 50 µg/l.

Manganeso (Mn)

No aparece libre en la naturaleza pero se encuentra combinado en la pirolusita (MnO_2) y frecuentemente asociado con minerales de hierro.

El manganeso es un elemento esencial para plantas y animales.

El manganeso, rara vez se encuentra en las aguas naturales a concentraciones mayores que 1 mg/l.

El criterio para aguas de bebida es de 50 µg/l como límite máximo y 100 µg para aguas marinas en orden a proteger frente a riesgo de toxicidad para el hombre por acumulación en moluscos.

Mercurio (Hg)

Está ampliamente distribuido en la naturaleza y biológicamente es un elemento no esencial y tóxico. El mineral más importante es el SHg (cinabrio).

Las sales mercuriosas son menos solubles que las mercúricas y consecuentemente menos tóxicas. Varias formas de mercurio, tanto elemental como orgánico e inorgánico pueden aparecer en el ambiente.

El descubrimiento de que determinados microorganismos tienen la capacidad de convertir formas orgánicas e inorgánicas de mercurio en metil o dimetil mercurio, altamente tóxico ha hecho cualquier forma de mercurio, portencialmente tóxica para el ambiente. Además, bajo condiciones naturales de pH y temperatura, el mercurio inorgánico puede convertirse facilmente a metil mercurio.

No obstante el mercurio rara vez es tóxico por las cantidades que se presentan en el agua, el problema principal que se plantea es su acumulación en los diversos organismos que constituyen la cadena trófica.

Se recomienda un límite máximo para las aguas de suministro doméstico de 2 μg/l. Para los organismos acuáticos continentales 0,05 μg/l. y para los marínos 0,1 μg/l.

Selenio (Se)

Biológicamente, el selenio es un elemento esencial necesario en cantidades traza pero tóxico cuando se ingiere en cantidades que van de 0,1 a 10 mg/Kg. de alimento.

Los niveles de selenio en las aguas son proporcionales al selenio en el suelo. En áreas de bajo contenido en selenio, el contenido en el agua puede estar por bajo de 1 μg/l.

En el agua de zonas seleníferas se han dado hasta 50 y 300 μg/l.

El selenio aparece en el suelo como selenito de hierro, selenato de calcio y selenio elemental.

Para aguas de suministro se recomienda un límite máximo de 10 μg/l.

Zinc (Zn)

Se encuentra en la naturaleza principalmente como sulfuro (SZn) blenda y carbonato ($ZnCO_3$) y a menudo asociado con sulfuros de otros metales, especialmente cobre, plomo, cadmio y hierro.

Es un elemento esencial en el metabolismo humano.

Tanto el Zinc como sus sales son tóxicas y comunican al agua un sabor metálico, astringente desagradable.

La toxicidad de los compuestos de zinc a los animales acuáticos está afectada por varios factores ambientales, especialmente dureza, oxígeno disuelto y temperatura.

Las sales de los metales alcalinos son antagónicas a la acción de las sales de Zinc, mientras que

ciertas sales de metales pesados son sinergísticas con él.

El incremento de la temperatura y la reducción en el oxígeno disuelto incrementan la toxicidad del zinc.

Se recomienda un límite máximo en aguas de consumo doméstico de 5 mg/l.

3.3.7 Gases disueltos

Los principales gases disueltos en las aguas con el CO_2 y el O_2.

Por lo que se refiere al CO_2, es un gas relativamente soluble y que produce ácido carbónico parcialmente disociado. Su papel es importante ya que determina en gran manera el comportamiento químico de un agua frente a diversas rocas como calcita, dolomita, etc.

No insistiremos más sobre él ya que su acción y química está íntimamente relacionada con la de los carbonatos y bicarbonatos ya vista.

Por lo que respecta al oxígeno, historicamente ha sido el principal constituyente en las investigaciones del agua. Se le ha considerado fundamental en la protección de las cualidades estéticas del agua así como en el mantenimiento de la vida acuática.

Tradicionalmente, el diseño de los requerimientos de tratamiento de aguas residuales está basado en la eliminación de sustancias que necesitan oxígeno así como a mantener la concentración de oxígeno de las aguas a los niveles prescritos.

El oxígeno produce un medio oxidante y juega un papel muy importante en la solubilización o insolubilización de determinados iones así como en la actividad de los microorganismos. Su ausencia provocará un medio anaerobio productor de olores desagradables, debidos a la formación de gases como H_2S.

El oxígeno disuelto es necesario también p. ej. para la oxidación bioquímica de amoniaco a nitrato en aguas naturales. Esta eliminación de amoniaco reduce la demanda de cloro en aguas y también incrementa la eficacia de la cloración.

Una desventaja en el suministro de agua es el incremento de la velocidad de corrosión en las tuberías metalicas, lo que puede llevar a un incremento en la concentración de hierro que puede proporcionar sabores al agua.

El coeficiente de absorción o volúmen de gas que puede disolver un cierto volúmen de agua pura en condiciones normales, es tanto menor cuanto mayor es la temperatura y cuanto mas sales disueltas tiene el agua. Por tanto el oxígeno disuelto será mayor cuanto más baja sea la temperatura del agua.

3.3.8 Materia orgánica.

Las aguas naturales, además de las sustancias minerales disueltas procedentes de las rocas, llevan en suspensión o en disolución sustancias orgánicas originadas por el lavado de los suelos o el meta-

bolismo de los organismos que viven en el seno de los mismos; asímismo pueden llevar materia orgánica procedente de las aguas residuales urbanas e industriales.

Los métodos globales para medirla son:

DQO - Demanda química de oxígeno.
DBO - Demanda bioquímica de oxígeno. Carbono orgánico.

DQO.- Es la cantidad de oxígeno consumido por las sustancias reductoras presentes en un agua. Se expresa como ppm. de O_2 consumido, con $K_2Cr_2O_7$ (al dicromato) o con $KMnO_4$(al permanganto).

DBO.- Es la cantidad de oxígeno necesario para descomponer la materia orgánica presente por acción bioquímica aerobia. Se mide en mg/l. o ppm. de oxígeno consumidos.

Este ensayo debe hacerse a una temperatura determinada (generalmente 20ºC), en la oscuridad y durante un tiempo dado, que suele ser, generalmente, 5 días. Para ser completa, la oxidación biológica exige un tiempo de 21 a 28 días y se denomina entonces DBO última.

La DBO_5 es el parámetro más utilizado para determinar la polución orgánica.

La transformación biológica de la materia orgánica se realiza en dos etapas, en la primera se oxidan, principalmente, los compuestos carbonados y en la segunda los nitrogenados.

Carbono orgánico total.

En lugar de valorar el oxígeno consumido, puede determinarse el gas carbónico producido por calcinación de una micro-muestra. La valoración puede hacerse con materia disuelta (filtración previa) -carbono orgánico disuelto- o bien con agua sin filtrar -carbono orgánico total-.

Los métodos de combustión húmeda son los más utilizados. Las muestras se colocan en una corriente de oxígeno a alta temperatura con determinación del CO_2 formado con un analizador de infrarrojos.

Aunque éste método puede ser un buen indice de polución, tiene la desventaja frente a los anteriores, de que necesita aparatos bastante costosos.

BIBLIOGRAFIA

- CUSTODIO, E., LLAMAS. M.R. (1976).- Hidrología subterránea. Ed. Omega.

- CATALAN, J. (1969).- Química del Agua. Ed. Blume.

- DAVIS, S.N., DE WIEST, R. (1971).- Hidrogeología. Ed. Ariel.

- GUINEA, J. y col. (1979).- Análisis microbiológico de aguas. Ed. Omega.

- SCHWOERBEL, J. (1975).- Métodos de hidrobiología. Ed. Blume.

- TRAIN, R.E. (1979).- Quality criterica for water. Castle House Pub. Ltd.

- UNESCO-WHO (1978).- Water quality surveys. Ed. Unesco. París (Francia).

Los distintos receptores pueden asimilar cierta cantidad de residuos antes de llegar a estar contaminados; así los rios, cuanto mas caudalosos, rápidos, aislados y menos utilizados son, mas capacitados están para tolerar vertidos residuales.

Ahora bien, por lo dicho anteriormente, una cantidad determinada de sustancias EXTRAÑAS o EXCESIVA de las naturales al receptor pueden provocar su contaminación y se conocen como CONTAMINANTES.

Por tanto, de aqui se deriva la necesidad ineludible de caracterizar física, química y biológicamente cualquier vertido, pues dependiendo de los niveles de sus características y del receptor, estas serán contaminantes o no (ver tabla 3.4.1.).

En la tabla 3.4.2. se expone su origen industrial más común.

Las características físicas son:

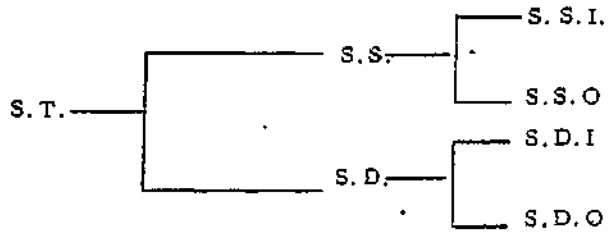
- Sólidos totales (ST):

  . Su procedencia puede ser de fregaderos, baños, inodoros, trituradores de basura, operaciones industriales de sedimentación, filtración, etc.

  . Analíticamente es la materia que queda como residuo de evaporación a 103º - 105º.

Una clasificación , primaria y normalmente utilizada, es la que resulta en base a hacer pasar un volumen de agua conocido a través de un papel de filtro con un tamaño aproximado de una micra. Los sólidos retenidos por el filtro, previamente desecados, son conocidos como solidos en suspensión (S.S.), que llevados a 600ºC dan un residuo fijo, los sólidos en suspensión inorgánicos o fijos (SSI) y otra parte se volatiliza, la correspondiente a los sólidos en suspensión orgánicos (S.S.O.). Con el volúmen filtrado se puede realizar la misma clasificación, con la misma base, en sólidos disueltos inorgánicos y orgánicos (S.O.I., S.D.O.), en base a lo denominado como residuo seco.

Evidentemente, según esta clasificación, los solidos o particulas coloidales quedan englobados dentro de la categoría de S.D. aún cuando su tamaño es intermedio (2) entre estos y los S.S.



Los efectos de los S.S. sobre los receptores son muchos y variados, destacando que al precipitar en el fondo o las orillas fermentan con la consiguiente producción de olores y gases, los cuales arrastran en su ascensión partículas, creando turbiedad. Asímismo se produce una disminución zonal de oxígeno, allí donde existe acumulación y otra global debida a la materia orgánica y dificultades en su transferencia.

CARACTERISTICAS FISICAS		CARACTERISTICAS QUIMICAS		CARACTERISTICAS BIOLOGICAS	
Solidos Totales	Solidos suspensión	Materia Inorgánica	Sales inorgánicas	Animal	Rotiferos
	Solidos coloidales		Acidez		Crustáceos
	Solidos disueltos		Alcalinidad	Vegetal	Musgos
TEMPERATURA			Nitrogeno		Helechos
COLOR			Fosforo		Plantas semillas
OLOR			Metales pesados		
SABOR		Materia Orgánica	Proteinas	Protista superior	Algas
ESPUMABILIDAD			Carbohidratos		Protozoos
RADIOACTIVIDAD			Agentes tensoactivos		Hongos
			Grasas y aceites		Mucilagos
			Fenoles	Protista inferior	Algas verdes
			Pesticidas		Bacterias
			Herricidas	Virus	
		Gases disueltos	Oxigeno		
			Sulfidrico		
			Metano		
			Amoniaco		

TABLA 3.4.1. CARACTERIZACION DE UN AGUA

CONTAMINANTES MAS FRECUENTES EN DIFERENTES TIPOS DE INDUSTRIAS (2)

Actividad	Contaminante												
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Agricultura							x		x			x	
Química	x		x				x		x	x		x	
Carbón	x		x								x		
Coque y gas			x		x		x			x			
Tintes			x	x			x		x				
Alimentación	x			x			x	x	x		x	x	
Hierro	x				x		x					x	
Acabados metálicos		x			x	x	x	x					x
Minería metálica							x				x		x
Refinado de aceites					x		x	x		x			
Papel		x		x			x		x		x		
Acero				x			x	x			x		
Curtidos (tenería)		x					x	x	x		x		
Textiles		x	x	x		x	x	x	x		x	x	x

1 – Acidos
2 – Alcalis
3 – Residuos químicos
4 – Color
5 – Cianuros
6 – Detergentes
7 – Elevada temperatura
8 – Grasas
9 – Residuos químicos orgánicos
10 – Fenoles
11 – Sólidos
12 – Materiales tóxicos orgánicos
13 – Materiales tóxicos

TABLA 3.4.2.

Este déficit de oxígeno puede provocar mortandad de peces, junto a la colmatación de sus agallas, que son verdaderos filtros, y el recubri miento de las zonas de desove.

Además la TURBIDEZ impide la utilización de los distintos receptores para recreo, considerándose tam bién como un indicador de polución.

En este apartado se puede incluir también los SOLIDOS y LIQUIDOS FLOTANTES como aceites, grasas y materiales flotantes, que aparte de dar un aspecto desagradable impiden el paso de la luz y por tanto los procesos fotosintéticos, retardando el crecimiento de vida vegetal y producción de oxígeno. En resumen los efectos pueden ser:

- Pueden interferir la reaireación natural.
- A ciertos niveles, grasas y aceites son tóxicos para determinadas especies.
- Destruyen la vegetación.
- Crean película desagradable en la superficie del agua.
- Peligro de incendios en agua superficial.
- Inutilizan los receptores para recreo.

Los S.D.I. están constituidos por SALES INORGANICAS, ACIDOS o ALCALIS y los S.D.O. por MATERIA ORGANICA, que entran dentro de la caracterización química del agua.

Temperatura.

La temperatura del agua residual es generalmente más alta que la de abastecimiento y la local del aire, por procesos de intercambio de calor industrial o adición de agua caliente doméstica y por qué el calor específico del agua es mayor que el del aire.

Dos EFECTOS fundamentales tiene la temperatura sobre los receptores:

- Al aumentar la temperatura disminuye la solubilidad de oxígeno
- Al aumentar la temperatura aumenta la velocidad de las reacciones bioquímicas de oxidación y por tanto la demanda de oxígeno.

Esto se traduce en un efecto común de agotamiento de oxigeno disuelto, sobre todo en el estiaje, provocando mortalidad de peces, y putrefacciones zonales con los efectos derivados consiguientes.

Algunos peces también resultan perjudicados al aumentar la temperatura, por sensibilidad a sus cambios, con lo que aparecen nuevas especies.

Asímismo, el aumento provoca crecimiento de hongos de aguas urbanas.

Color.

Es otro indicador de polución producido por aguas industriales (fabricas de papel, textiles, etc.) y por aguas urbanas (negras).

El color disminuye la transmisión de la luz solar en los receptores y por tanto el proceso de fotosíntesis.

Pero fundamentalmente el color deriva una contaminación de ESTETICA, causando conflictos mas frecuentes que aquella no visible, anulando las cualidades recreativas de los receptores.

Espumas.

Es un indicador de contaminación con efectos similares al anterior, basados en el aspecto, pero que además impide la reaireación natural y acción fotosintética.

La procedencia normal es de compuestos que producen espumas, derivados de plantas químicas (textiles, papeleras, etc.) y otros que existen en aguas urbanas.

Radioactividad.

Existen aguas naturales con ligera radioactividad, como algunas rocas graníticas que contienen pequeñas cantidades de elementos radioactivos como Torio, Uranio, Actinio, etc.

Pero fundamentalmente su origen está en plantas de energía nuclear, establecimientos que usan isótopos radioactivos (hospitales) y algún tipo de industria.

Los efectos de la radiacción pueden ser inmediatos o retardados, siendo un contaminante, acumulativo en las celulas vivas, muy peligroso. Además las características biológicas e hidrológicas de un receptor pueden tener una profunda influencia en la asimilación de la radioactividad.

Las características químicas son:

Sales inorgánicas.

Están presentes en la mayor parte de las aguas industriales, así como en la propia naturaleza.

La DUREZA de agua, cualidad conferida por ciertas sales, la inutilizan para determinados usos industriales, domésticos o agrícolas:

- Un agua dura doméstica eleva el consumo de jabón.
- Un agua dura industrial provocará INCRUSTRACIONES, aumentando las perdidas de carga en tuberias y dificultando la transmisión de calor en intercambiadores y calderas.
- Un agua dura dificulta el teñido en la industria textil, la elaboración de cerveza o la calidad de productos conserveros (El hierro excesivo produce manchas en telas y papel de calidad).

Una AUSENCIA total de sales produce un agua corrosiva y sin gusto, por tanto debe tener un cierto grado de dureza, que permita la formación de películas prorectoras superficiales y comunique cierto sabor.

Un aporte de elementos nutritivos, fundamentalmente sales de fosfato y nitrógeno, aunque también se pueden incluir diversos iones como K, Mg, Co, Mo, Mn, etc., producen en diversos receptores el fenómeno de EUTROFIZACION. Este consiste en un crecimiento acelerado de algas y seres microscópicos, causando cambios en la vida vegetal y animal. Las algas tienen la ventaja inicial de producir oxígeno, pero a su muerte sobrecargan el receptor de materia orgánica, que a lo largo de su proceso de mineralización puede agotar el oxigeno disuelto, produciendose fenómenos fermentativos.

Asímismo, el receptor se sobrecarga de S.S. disminuyendo los procesos fotosintéticos.

Los acidos y alcalis.

El origen es netamente industrial. Sus efectos son:

- Utilizan receptor para fines recreativos: baño o navegación deportiva.
- Causan corrosión.
- Destrucción de bacterias y microorganismos, inhibiendo el poder de autodepuración.
- Son letales para peces y otras formas de vida acuática, cuando llevan el pH fuera del rango 4,5-9,5.
- Ciertos valores de pH afectan la utilización del agua en procesos industriales: actividad levaduras en cervezas, gusto en conservas, limpieza de metales, etc., inutilizando por tanto, el receptor como fuente de agua.

Los indicadores de polución, de acidos y alcalis más generales y conocidos son el PH, ACIDEZ y ALCALINIDAD.

Tóxicos inorgánicos.

Tanto los productos orgánicos como inorgánicos, incluso en concentraciones extremadamente bajas, pueden ser peligrosos para los peces de agua dulce y para diferentes microorganismos acuáticos.

El indicador de TOXICIDAD, que sive tanto para compuestos orgánicos como inorgánicos tóxicos, se determina mediante ensayos biológicos. La finalidad específica de este ensayo (2) es:

- Determinar la concentración de un agua residual dada, que produzca la muerte del 50% de los organismos de ensayo en un periodo de tiempo especificado.
- Determinar la concentración máxima que no causa efecto aparente sobre los organismos de ensayo durante 96 horas.

Sustancias tóxicas inorgánicas más comunes son:

- Desinfectantes como cloro libre, cloraminal, amoniaco, etc.
- Casi todas las sales, algunas incluso a bajas concentraciones, lo son. Así las de Cu, Zn, Pb, Na, Cr, Cd, Hg, Ag, As, etc.

Ejemplos típicos:

- Las algas azul verdosas mueren con cantidades de $SO_4 Cu$ de 0,1 p.p.m., otras necesitan de 1-2 p.p.m.

- Los fluoruros en cantidades inferiores a 1 p.p.m. causan caries dentales en los niños. En cantidades superiores a 1,5 p.p.m. fluorosis y entre 2,6 - 6 p.p.m. son mortales para el 50% de los peces.
- Los Cl^- son tóxicos para peces de agua dulce en concentraciones de 400 p.p.m., en cambio el Cr^{VI+} lo es con 5 p.p.m.
- Concentraciones de Cu tan bajas como 0,1 - 0,5 p.p.m. son tóxicas para bacterias y otros microorganismos.
- En plantas de tratamiento, receptores primarios de aguas residuales, según sea la operación unitaria biológica (aireación, digestión, etc.), condicionante de su microbiología, existen límites de concentración para metales (3).
- Los límites de concentración para diversos elementos o compuestos químicos en fuentes de agua potable vienen dados por la tabla 3.4.3.
- A pesar de todo ello trazas de muchos metales, tales como: Ni, Mn, Pb, Cr, Cd, Zn, Cu, Fe, Hg, etc. son constituyentes de la mayoría de las aguas y algunos de ellos son NECESARIOS para el crecimiento de la vida biológica, no debiendo sobrepasar ciertos límites.

Materia orgánica.

Es la forma más común de polución y se debe a la presencia de proteínas, carbohidratos, grasas y aceites, urea y pequeñas cantidades o altas, según la procedencia, de moléculas orgánicas sintéticas como agentes tensoactivos, fenoles, pesticidas agrícolas, etc.

El origen por tanto, puede ser urbano, industrial o agrícola. El incremento de moleculas orgánicas sintéticas, con estos fines, ha complicado notablemente el tratamiento de aguas residuales al ser muchas de ellas difíciles de degradar biológicamente y tener que acudir a métodos de precipitación y adsorción.

Un rápido examen de estos constituyentes orgánicos conduce a decir que:

Las proteinas son los principales componentes del organismo animal,aunque también existen, en menor proporción, en el reino vegetal. Junto a la urea son la fuente principal del nitrogeno del agua residual.

Los carbohidratos incluyen a azucares, almidones, celulosa, etc. Todos ellos se encuentran en las aguas residuales y se descomponen por la actividad biológica.

Las grasas y aceites acceden al agua residual como mantequilla, mantecas, margarinas, aceites vegetales, etc. las grasas no se degradan facilmente por vía biológica. Los aceites derivados del petroleo junto con las grasas flotan en las aguas residuales, interfiriendo gravemente la actividad biológica en las plantas de tratamiento.

Los agentes tensoactivos provocan la formación de espumas y, por tanto, impiden una buena transferencia de oxígeno en el sistema aire-agua. Los utilizados en la actualidad, como detergentes, son biodegradables.

Los fenoles, producidos por procesos industriales, originan problemas de gusto en el agua (ya clorada). Pueden ser biológicamente oxidados hasta concentraciones de 500 mg/c.

TABLA 3.4.3.

Límites de concentración de elementos químicos o compuestos en agua potable (1).

Características	Valores máximos naturales p.p.m.	Valores máximos recomendados
Plomo	0,1	
Fluoruro	1,5	0,7-1,2
Arsénico	0,05	0,01
Selenio	0,05	
Cromo (exavalente)	0.05	
Cobre		1,0
Hierro		0,3
Magnesio		125
Zinc		5
Cloruros		250
Sulfatos		250
Compuestos fenólicos en fenol		0,001
Sólidos totales		
Desechables		500
Permitidos		1000
Carbonato normal (CO_3Ca)		120
Alcalinidad en exceso sobre la dureza (CO_3Ca)		35
pH (25°C)		10,6
Alquilbenceno, Sulfonato		0,5
Extracto de Cloroformo		0,2
Cianuros (CN)		0,01
Manganeso (Mn)		0,05
Nitratos (No)		45
Estroncio 90		10 μμc/litro
Radio 226		3 μμc/litro
Radiación β		1000 μμc/litro

Los pesticidas, herbicidas y otros productos químicos agrícolas se incorporan a los receptores vía escorrentía, aguas de riego, etc. y son tóxicos para numerosas especies piscícolas.

Los efectos, que la materia orgánica puede causar en los distintos receptores son: fundamentalmente, consecuencia de su propiedad de BIODEGRADABILIDAD. Independientemente de otros que pueden originar por su toxicidad, alteración de sabor, formación de espumas, etc.

El mecanismo de oxidación biológica consiste en la asimilación de la materia orgánica presente en las aguas residuales por los microorganismos, en presencia de oxigeno y nutrientes (fundamentalmente N. P) de acuerdo con la siguiente reacción:

Materia orgánica + Microorganismos + Nutrientes + O_2 ⟶
Productos finales (CO_2, H_2O) + Nuevas celulas + Energía

Esta reacción bioquímica tiene lugar cuando la materia orgánica está constituída por carbohidratos, pero si además contiene compuestos nitrogenados (aguas de origen urbano), el proceso de degradación se completa mediante la reacción:

$$NH_3 \xrightarrow{O_2} NO_2^- \xrightarrow{O_2} NO_3^-$$

que normalmente se realiza en una segunda etapa posterior.

Como consecuencia de este proceso biológico aeróbico de oxidación de la materia orgánica en los receptores se produce una demanda de oxígeno por los microorganismos que, si no tiene una contrapartida de suministro equivalente, produce un descenso de su nivel.

Los peces y la mayor parte de la vida acuática se axfisian por falta de oxígeno, por tanto la concentración de éste combinada o relacionada con otras condiciones ambientales son determinantes de la vida del receptor.

Niveles de oxígeno disuelto limites para los peces son del orden de 3-4 mg/c., aunque algunas especies, como la trucha, son muy sensibles y necesitan 5 mg/c. o más, y en cambio otros, como la carpa, lo son menos, necesitando 1 mg/c.

Por todo ello, el déficit de oxígeno disuelto causado por la materia orgánica es un factor importantísimo en la contaminación de los receptores.

Existen numerosos INDICADORES de contaminación que miden de forma indirecta el contenido en materias orgánicas de las aguas residuales. Entre estos cabe señalar:

La DEMANDA BIOQUIMICA DE OXIGENO (DBO), que supone la determinación del oxígeno disuelto consumido por los microorganismos en la oxidación bioquímica de la materia orgánica. Normalmente en laboratorio se mide el consumo efectuado en cinco días, que corresponde a la DBO_5.

La oxidación bioquímica es un proceso lento, (figura 3.4.1.) de forma tal que en 20 días se efectúa en un 95-99%, y en 5 días en un 60-70%. Asímismo estos resultados dependen de la temperatura, pues la velocidad de reacción es función, lógicamente de esta.

Propuesta la reacción como de primer orden y teniendo en cuenta que la DBO es la total, de la primera etapa (sin nitrificación), inicialmente presente, se formula la siguiente expresión:

$$DBO_t = DBO\ (1-10^{-tk})$$

Donde k es la constante de reacción, que depende básicamente del tipo de agua residual y la temperatura:

$$K_t = K_{20} \cdot \theta^{-(t-20)}$$

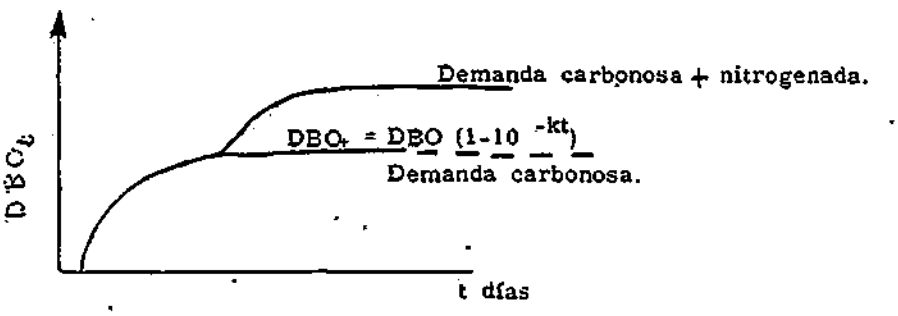


FIGURA 3.4.1. Metcalf. pag. 257

Un valor típico de K a 20º C. es de 0,1 día $^{-1}$, pero evidentemente hay que determinarle en laboratorio. Son varios los métodos utilizados (2), entre ellos, y por su sencillez describiremos el de Thomas:

Consiste en determinar en laboratorio, para un agua residual cualesquiera, varias observaciones de la DBO_t en función del tiempo (t), por ejemplo cinco obtenidas cada dos días, durante los 10 primeros. Con ellas se formula la siguiente tabla:

t (días)	t_1	t_2	t_3	t_4	t_5
DBO_t	DBO_{t1}	DBO_{t2}	DBO_{t3}	DBO_{t4}	DBO_{t5}
$\left\{\frac{t}{DBO_t}\right\}^{1/3}$	$\left\{\frac{t_1}{DBO_{t1}}\right\}^{1/3}$	$\left\{\frac{t_2}{DBO_{t2}}\right\}^{1/3}$	$\left\{\frac{t_3}{DBO_{t3}}\right\}^{1/3}$	$\left\{\frac{t_4}{DBO_{t4}}\right\}^{1/3}$	$\left\{\frac{t_5}{DBO_{t5}}\right\}^{1/3}$

A continuación se dibuja gráficamente la relación $\left\{\frac{t}{DBO_t}\right\}^{1/3}$ en función de t, ajustándose los valores a una recta, de la que se determina la pendiente (m) y el valor de la ordenada en el origen (b). El valor de k se determina por la expresión:

$$K = 2,61 \frac{m}{b}$$

Para completar el cálculo de las diferentes DBO_t, a distintas temperaturas normalmente se utilizan valores de θ de 1,056 para temperaturas comprendidas entre 20-30ºC. y de 1,135 entre 4-20ºC.

- La demanda química de oxígeno (D.Q.O.):

Es una medida de la cantidad de oxigeno necesario para oxidar los distintos contaminantes por vía puramente química.

La medida de la D.Q.Ose ha utilizado como un procedimiento para determinar la cantidad total de materia orgánica. Sin embargo, a partir de éste dato, es muy difícil dar un valor cuantitativo indirecto de ella (oxígeno necesario para su oxidación), pues los compuestos orgánicos se oxidan más o menos completamente, dependiendo del oxidante utilizado, y además pueden existir compuestos inorgánicos susceptibles de oxidación.

Los oxidantes utilizados son MnO_4 K ó Cr_2 O_7 K_2, siendo este último un oxidante más fuerte.

- El carbono organico total (COT), el carbono orgánico de una muestra de agua residual se oxida a anhidrido carbónico en un horno y en presencia de un catalizador. Su medida nos da un valor indirecto del carbono de la muestra, que previamente se ha acondicionado, acidificándola para eliminar el carbono inorgánico.

- La demanda total de oxígeno DTO), que consiste en transformar, instrumentalmente, las sustancias orgánicas e inorgánicas en estables y uniendo el oxigeno resultante.

Correlación de diversas medidas.

Es difícil establecer relaciones entre las diversas medidas. No obstante en algunas aguas residuales se puede establecer correlación entre DBO y DQO, lo cual es muy interesante con vistas al control y funcionamiento de las plantas de tratamiento, pues la DBO se determina a los 5 días y la DQO en 3 horas.

Gases.

Independientemente de que en un agua residual se pueda encontrar N_2, CO_2, SH_2, NH_3, CH_4, etc. y que cada uno de ellos indica un tipo de polución característico, uno de los parámetros por excelencia que permite averiguar el estado de un agua es el nivel de OXIGENO DISUELTO.

Aparte de que el oxígeno disuelto en el agua es necesario para evitar olores, lo es, también, para la respiración de microorganismos aerobios, pudiendo indicar un descenso de su nivel polución orgánica, térmica, etc.

Conviene, no obstante, tener en cuenta que la solubilidad del oxígeno depende, entre otros factores, de:

- Presión atmosférica.
- Calidad del agua (salinidad, sólidos suspendidos, etc).
- Temperatura.

La interrelación entre estas variables viene dada por el nomograma de la figura 3.4.2.

Características biológicas.

Los principales grupos de organismos que se encuentran en el agua son los que aparecen en la tabla 3.4.1

Bacterias.

Están compuestas aproximadamente por un 80% de agua y el 20% restante de materia seca, de la cual el 90% es orgánica y el 10% inorgánica. Una formula aproximada de la materia orgánica es C_5-H_7 O_2 N, estando la inorgánica constituída por compuestos de P, Ca, Mg, K, Fe, etc. Por tanto, la falta de cualquiera de estos elementos limitaría su crecimiento.

Asímismo, el PH es un factor clave para su desarrollo, no pudiendo tolerar niveles fuera del intervalo 4-9,5.

Las bacterias pueden clasificarse también en base a su metabolismo, o tipo de carbono que asimilan:

AUTOTROFAS C inorgánico	AEROBIAS ANAEROBIAS FACULTATIVAS
HETEROTROFAS C orgánico	AEROBIAS ANAEROBIAS FACULTATIVAS

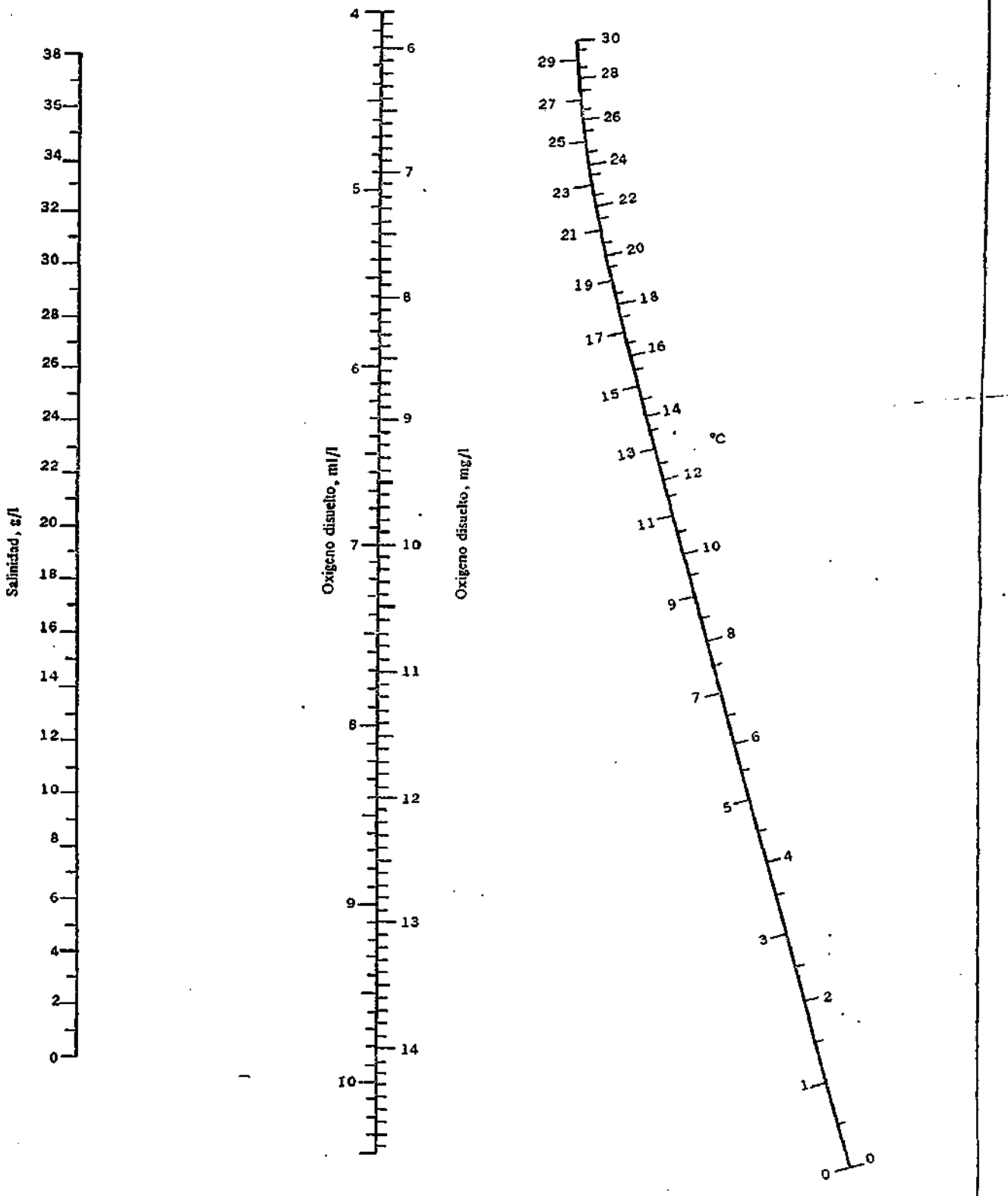


FIGURA 3.4.2. - Nomograma para calcular la concentración de saturación de oxígeno libre disuelto en el agua, en función de la salinidad y temperatura.

El papel que juegan los distintos tipos de bacterias en la estabilización de la materia orgánica, tanto en los diversos receptores como en plantas de tratamiento, es fundamental. Esto se ha apuntado anteriormente y se describirá más detallado posteriormente.

Las BACTERIAS COLIFORMES se utilizan como INDICADOR de polución producida por excretas humanas.

En efecto, no significa esto que los coliformes sean dañinos para el hombre y sí que hay un vertido de origen humano, y por tanto pueden existir organismos patógenos si existe enfermedad, trasladando y vehiculando por medio del agua enfermedades tales como fiebre tifoidea, disentería, diarrea, cólera, etc.

Dentro de los coliformes, el indicador por excelencia de contaminación fecal es la Escherichia Coli, aunque alguno de estos organismos pueden crecer en el suelo.

Los HONGOS son heterotrofos, no fotosintéticos, pueden crecer con poca humedad y toleran un pH relativamente bajo (2-9). Esto unido a que su demanda de N es muy pequeña, resulta muy interesante en el tratamiento de algunas aguas industriales.

Las ALGAS son autotrofas y fotosintéticas. Sus reacciones bioquímicas simplificadas son:

Fotosíntesis (día):

$$CO_2 + 2H_2O \xrightarrow{\text{luz}} \text{Nuevas algas} + O_2 + H_2O$$

Respiración (día y noche):

$$\text{Algas} + O_2 \longrightarrow CO_2 + H_2O$$

Por tanto los EFECTOS sobre los receptores son:

- Elevación diurna del nivel de oxigeno disuelto.
- Relación simbiotica algas - bacterias.
- Variación del pH, aumento durante el día (consumo de CO_2) y disminución nocturna (producción de CO_2)
- Eutrofización por exceso de nutrientes.
- Olores y sabores desagradables.
- Aumento de sólidos en suspensión.

Los PROTOZOOS, son generalmente heterotrofos aerobios, consumiendo normalmente bacterias y partículas orgánicas, con lo cual mantienen el equilibrio necesario entre los distintos microorganismos.

Su EFECTO principal sobre los receptores, es de PURIFICACION.

Los VIRUS representan la estructura biológica más pequeña, siendo parásitos.

Los virus excretadados por vía humana pueden ser un peligro importante para la salud pública, por tanto se debe efectuar una desinfección en el agua residual, antes de verter a cualquier receptor.

Enfermedades viricas a tener en cuenta son:

- Hepatitis.
- Conjuntivitis de piscinas.
- Gastroenteritis.
- Poliomelitis, etc.

INDICADORES DE CONTAMINACION

FISICOS	QUIMICOS	BIOLOGICOS
S.S.	S.D.	COLIFORMES
Turbidez	DUREZA	Bacterias patógenas
Color	ALCALINIDAD	Virus.
Espumabilidad	ACIDEZ	
Radioactividad	PH	
Temperatura	TOXICIDAD	
Olor	DBO_5	
Sabor	DQO	
	COT	
	DTO	
	O_2 disuelto	
	Identificaciones particulares.	

5.1. INTRODUCCION.

El uso del agua para la alimentación, la higiene, la industria y el recreo conducen a la existencia de aguas residuales. Debido a ese empleo, el agua residual aparece contaminada por elementos o compuestos que pueden hacerla inadecuada para su uso posterior. En consecuencia, resultó ser práctica habitual el vertido de dichas aguas residuales al entorno (ríos, lagos, subsuelo o al mar) en muchos casos como única forma de depuración.

En los países avanzados la política que se sigue respecto a las aguas residuales es la que se esquematiza en la fig. 3.5.1, y que supone:

- el ahorro máximo del agua en su utilización debido a su escasez y precio.
- la disminución de contaminación en las aguas residuales mediante mejoras de operación y/o proceso.
- el empleo de técnicas de depuración en los que se persiguen la recuperación de agua para su utilización y la obtención de subproductos aprovechables.

Sin embargo, y a pesar de los intentos que se realizan para minimizar la cantidad de vertidos de aguas residuales al entorno hasta llegar incluso a que desaparezcan ("vertido cero"), siempre habrá que verter aguas, que aunque depuradas, aún contienen contaminantes.

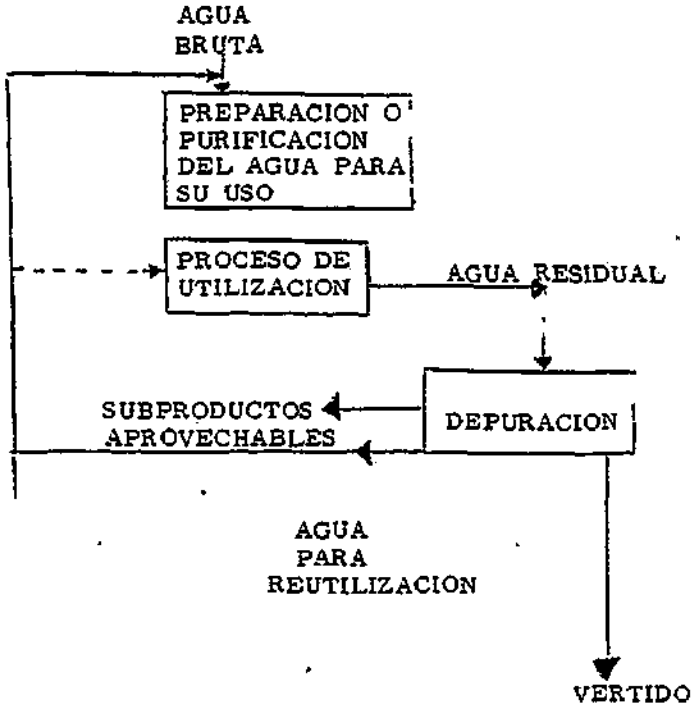


FIGURA 3.5.1. ESQUEMA DE POLITICA EVANZADA EN LA UTILIZACION DEL AGUA.

El objeto de este capítulo es:

- analizar la problemática de los vertidos al mar
- id. a los ríos
- id. a los lagos
- id. a los sistemas de alcantarillado municipal.

5.2. VERTIDOS AL MAR

La capacidad del mar para la asimilación de aguas residuales es limitada. Los primeros problemas serios que se padecieron fueron los derivados del transporte de hidrocarburos. Posteriormente se plantearon otros, resultantes del vertido de metales tóxicos, plaguicidas, etc.

Para hacer frente a la degradación creciente del medio marino se han establecido convenios internacionales para prevenir y reducir la contaminación de las aguas del mar.

Dentro de los vertidos al mar se hace la siguiente distinción:

- vertidos de hidrocarburos y otras sustancias procedentes de buques y aeronaves que los transportan,
- vertidos desde buques que se contratan para eliminar desechos en el mar,
- vertidos desde tierra al mar, a través de los ríos y desagües costeros, emisarios submarinos, etc.

En la tabla 3.5.1.se resumen los convenios internacionales suscritos acerca de los distintos tipos de vertidos

5.2.1. Tratamiento de los vertidos al mar: Emisarios.

Con mar bella si se vierte un efluente, el agua dulce menos densa flota sobre la salada como si fuera aceite en una forma estratificada. Si el viento sopla hacia afuera de la costa llegan a formarse inmensas superficies de aguas negras, de escasa profundidad, como lo indica el hecho de que basta el paso de un barco sobre la masa sucia para que se forme una estela de agua clarísima. Los límites de las aguas sucias y claras son muy netos y las primeras aparecen como unas manchas o ríos que cruzan las segundas. Se observa que el proceso de mezcla es muy lento.

La razón es que el proceso de mezcla vertical es muy débil con relación a la mezcla horizontal y sólo la turbulencia producida por viento directamente o a través del oleaje, proporciona la energía necesaria para provocar la mezcla de ambas aguas.

Si se consigue que el efluente salga del fondo del mar, la fuerza ascensional producida por la diferencia de densidades hace subir al agua dulce mezclándose en el movimiento con una gran cantidad de agua de mar, produciéndose un importante proceso de dilución. El efluente puede subir a la superficie en forma de penacho (Fig3.5.2a) o puede quedar atrapado a una determinada profundidad (Fig3.5.2b). Las aguas superficiales ganan o pierden gran cantidad de calor según que la temperatura del aire sea mayor o menor. Por esta razón, en invierno la temperatura del agua superficial baja y como consecuencia es más densa que la profunda, por lo que se produce una mezcla vertical que homogeneiza la temperatura del agua -

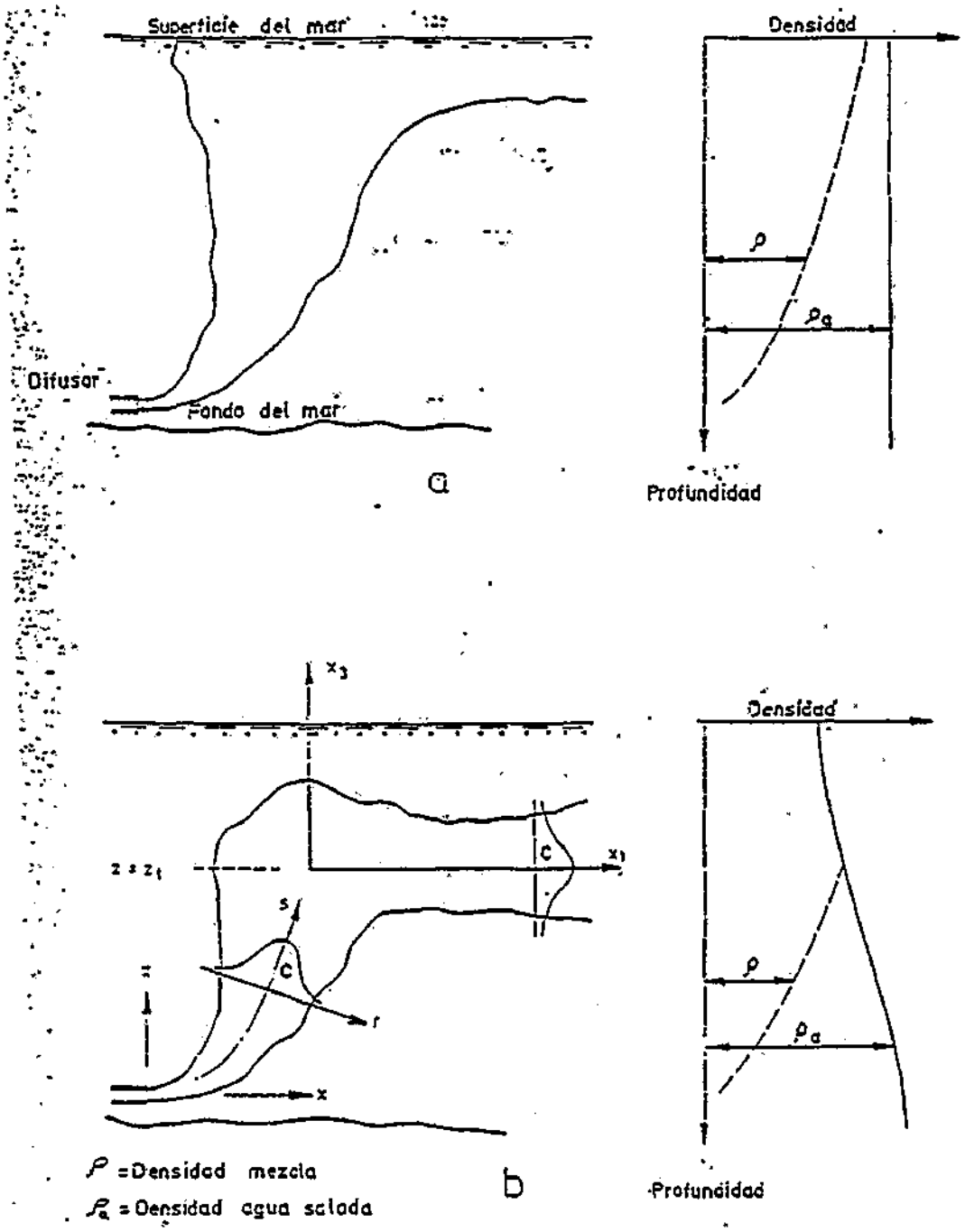


Figura 3.5.2. Formas de difusión de vertidos en el mar.

TABLA 3.5.1. CONVENIOS INTERNACIONALES SOBRE VERTIDOS AL MAR

FECHA	LUGAR	OBJETIVOS	SUSCRITO POR ESPAÑA
26.05.54	Londres	Prohibición de descarga al mar de aceite por petroleros dentro de 50 millas al litoral. Compromiso de los estados a construir instalaciones para tratar aguas de deslastre.	Sí (con otros 57 estados)
1973	Londres	Revisión del anterior, ya modificado en 1962, 69 y 71. Ampliación a otras sustancias nocivas.	Sí (al 20.09.74) (con otros 20 estados)
13.11.72	Londres	Se prohibe el vertido en el mar de compuestos orgánicos halogenados, mercurio, cadmio, plásticos y otros materiales sintéticos persistentes, hidrocarburos, residuos radiactivos y materiales producidos para la guerra química o biológica. Permiso especial para verter arsénico, plomo, cobre, cinc, compuestos orgánicos de silicio, cianuro, fluoruros. Permiso general para todas las demás sustancias.	Sí (con otros 23 estados)
15.02.72	Oslo	Análogo a los anteriores pero limitado al Atlántico del Nordeste y al Artico.	Sí (con otros 20 estados)
4.06.74	París	Prevención de la contaminación marina de origen terrestre. La lista de sustancias cuya restricción de vertido contempla, es similar a la del Convenio de Oslo.	Sí (con la CEE)
1976	Barcelona	Referente al Mediterráneo	Sí (con otros 13 estados ribereños del Mediterráneo y por la CEE).

produciéndose el penacho de la forma 2 a. En primavera y verano las aguas superficiales se calientan y como son menos densas que las profundas no se mezclan pudiéndose producir una estratificación con deferencias importantes de temperatura entre superficie y fondo. En este caso la mezcla efluente-agua profunda diluida puede llegar a tener una densidad superior al agua salada de profundidad intermedia y quedar parado el movimiento ascensional; se produce el penacho de la figura 2 b. Cuando a una profundidad el cambio de temperatura es muy brusco se dice que existe una termoclina. Las termoclinas sólo son estables en mares tranquilos ya que el oleaje mezcla las aguas y puede romper la estratificación.

Un emisario submarino consiste en un colector situado sobre el fondo del mar con unos orificios en la zona extrema del tubo o en brazos terminales de diámetros decrecientes llamados difusores. El efluente impulsado por una bomba situada en tierra sale por los difusores formando una línea de penachos que producen la máxima dilución en el mar. Con diámetros grandes el emisario puede situarse en un tunel perforado por debajo del fondo del mar con unas chimeneas verticales que lo conectan con el agua del mar haciendo el oficio de difusores. En algunos casos, el propio tunel hace de emisario.

La parte superior de los penachos forma una mancha que es transportada por las corrientes y dispersada en su movimiento hasta que en alta mar se confunde con el agua de mar.

El problema se plantea cuando la mancha es transportada a la costa, sobre todo, en zona de playas y cultivos marinos, antes de que la dilución le haya hecho inocua a efectos sanitarios y estéticos.

El emisario submarino suele ser el órgano de vertido de una estación de tratamiento de aguas negras, más o menos completo de una población costera.

En la fig. 3.5.3, se muestra la planta y el alzado de una instalación con estación de tratamiento, bombeo y emisario submarino.

Ante el problema de la contaminación costera caben dos posturas:

La primera es que grandes cantidades de sustancias potencialmente peligrosas se vierten en el mar destruyendo la pesca, aumentando el contenido de petróleo superficial, vertidos sólidos y bacterias, en las cercanías de las playas, hechos que no se pueden consentir. Consideran que esta contaminación debe ser contenida antes de que el proceso de degradación del medio ambiente marino sea irreversible.

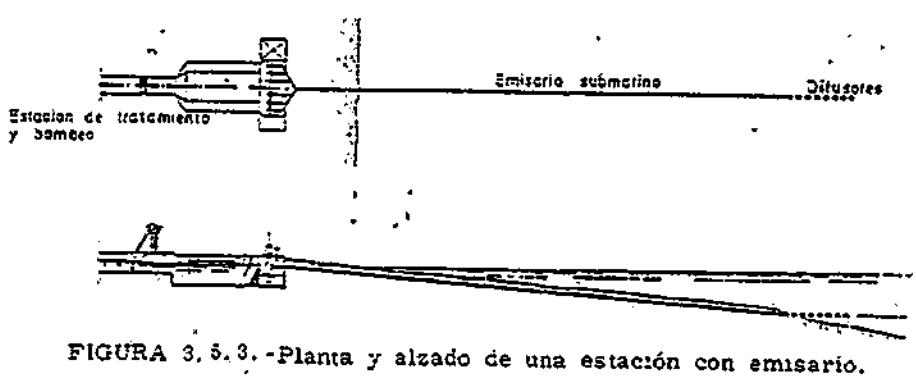


FIGURA 3.5.3.-Planta y alzado de una estación con emisario.

La actitud opuesta sostiene que la descarga directa de efluuentes urbanos e industriales reduce costes y que la eliminación supondría una carga insostenible para las corporaciones públicas y factorías, que en algunos casos ocasionaría el cierre de las fabricas y el paro. Arguyen que frente a estos beneficios tangibles resultan pequeños los perjuicios a la pesca y que no se ha probado que el resto de los efectos nocivos sean dañinos para la salubridad humana, excepto en casos bien conocidos como el mercurio.

El desarrollo de estas ideas contrapuestas ha llevado a una pugna científica entre los que se pueden denominar "emisaristas" y "antiemisaristas".

Los antiemisaristas consideran que el emisario no hace más que llevar la contaminación de un punto a otro, que esto no es admisible y que se debe tratar al mar como si fuera un río. Utilizan frases como que "la dilución no es solución para la polución".

Los emisaristas consideran que el emisario descarga las aguas residuales a una distancia considerable de la costa donde se aprovecha plenamente la capacidad de dilución en el mar y que esta operación es mucho más eficaz y barata que los otros procesos de depuración.

La mayor parte de los expertos se quedan en un término medio y consideran que la dilución producida por el emisario es un elemento más de depuración cuya eficacia y coste debe ser comparado con los otros procesos. Sin embargo, resulta difícil eludir un pretratamiento mínimo o un emisario mínimo en zona de playas.

En España los vertidos al mar se han regulado en la "Instrucción para el vertido al mar desde tierra de aguas residuales a través de emisarios submarinos", aprobada por Orden Ministerial de 29 de abril de 1977, que se incluye como ANEXO.

5.3. VERTIDOS A RIOS: LA AUTODEPURACION.

La autodepuración tiene que ver con la composición química del agua y de los sedimentos en un río. El término "purificación" significa obviamente eliminación en un tramo de río de materia tanto discreta como disuelta con propiedades contaminantes. Los compuestos químicos en general presentes en el agua o en los sedimentos, son factores ecológicos pertinentes para la asociación de organismos que está creciendo en cualquier lugar de un curso de agua; consecuentemente la autodepuración induce efectos secundarios tales como gradientes biológicos y gradientes en la concentración de oxigeno. La causa básica de que estos efectos se produzcan es que se preve una relación cambiante entre la producción fotosintética de oxígeno y la respiración de la comunidad a lo largo del perfil longitudinal del río contaminado.

En teoría un río puede representar un sistema de fermentador continuo de flujo en pistón, en el cual parte de la biomasa está en suspensión libre y parte está fijada al fondo (biomasa epibéntica) o bien viva en los sedimentos (biomasa bentónica).

La materia polucionante sujeta a la autodepuración debiera incluir compuestos inertes o productos que influyen sobre el metabolismo (inhibidores, tóxicos) de la fito o zoocenosis del cauce. Sin embargo, la mayoría de los estudios de autodepuración se refieren a contaminantes que son sustratos utilizables y a los efectos biocenológicos provocados por las condiciones "saprófvicas".

Steinman y Stuberk en 1918 definían la autodepuración de la siguiente manera:

"Autodepuración es la suma de todos estos procesos que reconvierten un cuerpo de agua contaminada a su estado original".

La definición incluye dos términos "agua contaminada" y "estado original" cuyo exacto significado es muy subjetivo, o que en todo caso está sometido a regulaciones legales. Sería pues preciso encontrar una definición más general desde el punto de vista científico. Adaptando el concepto de madurez de un ecosistema de Margaleff, Whiman diría que "la autodepuración comprende todas aquellas relaciones que llevan a un sistema de una situación de inmadurez a una de madurez". Esta definición deja claro que la autodepuración se refiere a actividades físicas o químicas por la cual la calidad del agua y/o de los depósitos cambia y se crean unas condiciones ecológicas nuevas. "Nuevo" en este contexto significa que la biocenosis se mueve en un sentido unidireccional hacia una menor especificidad (una mayor diversidad). Desde un punto de vista práctico, se suele entender a la autodepuración como disminución del transporte de masa contenida en el agua en una distancia de flujo dada.

Todas estas definiciones se aplican a productos de reacciones biológicas, químicas o físicas. No incluyen los efectos de estas reacciones, es decir las consecuencias de la autodepuración. Un error frecuente en la literatura y en las discusiones medioambientales es que se confunden causas y efectos.

Comenzando por la definición de que autodepuración es la disminución del transporte de masa de "contaminantes" se puede empezar por descartar la dilución (por ejemplo por un efluente limpio sobre un río contaminado), como una reacción de autodepuración, con independencia de los beneficios secundarios que puede producir.

Las reacciones de autodepuración se pueden dividir en cuatro grupos:

Reacción	Mecanismos principales
1- Transporte e incorporación de compuestos de la masa de agua al sedimento.	Sedimentación (a veces por floculación) de materia orgánica o inorgánica.
2- Reacciones dentro de la masa de agua y sobre las superficies de la materia en suspensión (eventualmente, transporte de los productos de reacción al sedimento).	Químicas: Reacciones de óxido-reducción, ácido-base, adsorción precipitación, etc. Bioquímicos: Asimilación de compuestos inorgánicos y orgánicos metabolizables por los organismos. Muerte o inactividad de parásitos.
3- Reacciones de intercambio de componentes volátiles con la atmósfera.	Pérdida de materia volátil a la atmósfera. Reacciones de equilibrio de gases con la atmósfera (pérdida o ganancia de 0_2, CO_2, N_2, etc.).
4- Transformación del sedimento de un estado reducido a otro más oxidado incluyendo la destrucción de material orgánico.	Oxidaciones químicas y bioquímicas en el sedimento.

La gran variedad de sustancias que en un río están sujetas a transformaciones químicas ó bioquímicas exige un gran número de reacciones que a su vez pueden interactuar por activación o inhibición neutra.

Entendiendo que autodepuración es un cambio en las condiciones ambientales, se puede interpretar y medir estos cambios de diferentes maneras.

1- Químicamente. Incremento (contaminación) ó disminución (autodepuración) de la concentración o transporte de masas de compuestos específicos.

2- Termodinámicamente. Ganancia (contaminación) o pérdida (autodepuración), de la cantidad total de energía libre del sistema por importación, fotosíntesis y respiración asimilatoria respectivamente.

3- Físicamente. Grado de equilibrio de los gases disueltos con la atmósfera; aumento o disminución de transporte de masa de los sólidos en suspensión.

El término "poder de autodepuración" se utiliza con frecuencia en la literatura y merece la pena discutirlo y tratar de aclararlo. La palabra "capacidad" se suele emplear con el significado de poder de eliminación de una cierta cantidad de contaminante. El término tiene mucho de subjetivo porque no es fácil definir cuál debe ser esta capacidad. Normalmente se considera agotada esta capacidad cuando el nivel de oxígeno en el agua alcanza un determinado valor o cuando aparecen determinados tipos de organismos indeseables. Por lo tanto, el término es aplicable solamente cuando se tiene una definición precisa de las condiciones límite admisibles.

5.3.1. Autodepuración biológica.

Es la autodepuración debida exclusivamente a organismos vivos. La mayoría de las reacciones serán por tanto de naturaleza bioquímica, aunque las reacciones de tipo físico-químico, tales como las de adsorción sobre la superficie de los organismos o las de floculación por polímeros producidos bioquímicamente pueden ayudar a eliminar materiales inertes.

La eliminación bioquímica de un compuesto que está en el medio ambiente implica necesariamente su entrada en la cadena trófica, donde las pérdidas por "rozamiento" disiparán la energía en el contenido y las reacciones anaerobias lo transportarán a otros nidos de la biomasa. Son pues dos los mecanismos responsables de la disminución de la concentración.

Entrada de los contaminantes en la cadena trófica	Pérdida permanente del sistema debido a la oxidación en el metabolismo energético. Cambio en la distribución y composición química originado por su progresiva concentración en organismos menos numerosos pero de mayor tamaño. (Producción de biomasa a distintos niveles tróficos).

Con excepción de las partículas orgánicas que pueden entrar en la cadena trófica a niveles más altos (consumidores de detritus), el proceso de autodepuración para la materia orgánica disuelta o en suspensión comienza a nivel microbiano (principalmente bacterias).

Es interesante discutir de autodepuración biológica sobre la base de un balance de masa (o energía) en un tramo de río. Los factores dominantes en la ganancia de masas que afectan a este balance son:

- Formación de materia orgánica por los heterótrofos de acuerdo con su coeficiente de rendimiento en el consumo de material contaminante disuelto.
- Crecimiento fototrófico (importación de energía lumínica).
- Importación de residuos orgánicos de los tramos de aguas arriba.
- Importación de biomasa que se libera en los tramos previos.

Los factores de pérdida (negativos) son:

- Respiración de los sustratos orgánicos tanto por heterótrofos como por fotótrofos.
- Pérdida de contaminantes orgánicos residuales.
- Pérdida de organismos por liberación y desplazamiento.
- Pérdida de masa debido a consumidores que abandonan el hábitat activa o pasivamente.

En cualquier punto del río, la calidad del ecosistema, y más específicamente la calidad del agua, estará caracterizada por las condiciones de equilibrio entre las ganancias de masa (energía) y las pérdidas. Habrá autodepuración cuando las pérdidas sobrepasen a las ganancias. Si el balance sigue siendo negativo a lo largo de una serie de tramos del río al final se alcanzará un estado en el que la producción de masa y energía es pequeño debido al empobrecimiento del medio. Esta es la típica situación de río limpio con un contenido en nutrientes bajo, a lo que Steinman y Surheck se referían con su expresión estado original.

Los factores más importantes que afectan a la autodepuración biológica en los ríos son:

- Tipo de contaminantes.
- Tipo y cantidad de biomasa que metaboliza activamente a los contaminantes.
- Geometría del biotipo, esto es, distribución espacial de la biomasa en la sección transversal del río.
- Temperatura.
- pH.
- Concentración de oxígeno en el medio.
- Factores adicionales tales como la luz, composición inorgánica del medio y velocidad del agua.

5.3.2. Relación entre balance de oxígeno y autodepuración.

La concentración de oxígeno en el agua es uno de los factores ecológicos más potentes. Sus variaciones pueden desencadenar una cadena de reacciones ecológicas en el río, cuya extensión depende de la duración e intensidad de los cambios. Como por otro lado las asociaciones de organismos existentes en el río determinan las velocidades de autodepuración y los tipos de procesos, se produce un sistema de interacciones complicado y no muy bien entendido.

La concentración de oxígeno disuelto (O.D.) y el valor de saturación de oxígeno dependen en cualquier momento de:

Ganancias de oxígeno	Pérdidas de oxígeno
Incorporación de la atmósfera (velocidad de regeneración en condiciones de infrasaturación) $k_2 (C_S - C)$ cuando $C < C_S$.	Velocidad de respiración de sustratos en el agua y en los sedimentos (Rae).
Velocidad de producción fotosintética de oxígeno durante el día (P).	Velocidad de respiración de los sustratos procedentes de la producción foto o quimiosintética. Consumo de oxígeno por reacciones abióticas (Ox). Desorción de oxígeno a la atmósfera en condiciones de supersaturación.

El resultado momentáneo neto de una situación de balance en los tramos subsiguientes de río es:

Velocidad de cambio de la cantidad de oxígeno bajo una superficie unidad = ganancias - pérdidas.

$$\frac{Co - Cu}{Sh} Q = K_2 (Cs - C) + P - Rant - Rall - Ox$$

durante el día — autodepuración

En el concepto clásico de Streeter y Philips la ecuación del balance es la ya conocida:

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D$$

donde todas las velocidades tanto de ganancias como de pérdidas se introducen en las constantes K_1 y K_2

Después de que muchos investigadores se hayan esforzado por ajustar los valores de las constantes a la situación real de cada río, la pregunta que queda por hacerse es: qué información puede obtenerse de la curva de déficit de oxígeno?.

Para responder a esta pregunta es obvio que se necesita una información que relacione los efectos biocenológicos causados por la autodepuración con el contenido en oxígeno del río. Uno de los parámetros que más conviene al respecto es el de la variación diurna de oxígeno.

Debido al gradiente fitocenológico creado por el proceso de autodepuración, la curva de déficit de oxígeno mostrará la variación creciente entre las condiciones de luz y oscuridad.

El tamaño de la diferencia diaria depende naturalmente del tipo, cantidad y geometría de la biomasa en el río. En un río profundo turbio con lecho arenoso y móvil, la fotosíntesis influirá indudablemente mucho menos en el balance de oxígeno que en un río poco profundo duramente sedimentado.

5.4. VERTIDOS A LAGOS

De acuerdo con las características enumeradas al principio de la lección para los lagos, deben esperarse unas respuestas completamente distintas a la que dan los ríos a la concentración.

En un lago si hay alimentación feed back de las reacciones que ocurren en un determinado punto del fondo (suelta de nutrientes, inversiones térmicas, etc.)

- Un lago no es un proceso discontinuo
- Un lago retiene nutrientes y materiales
- En un lago es imposible imaginar la situación idealizada de equilibrio por balance de transferencias como en el caso de la sección de un río.
- En un lago el problema de fertilización que se apuntaba en el río queda magnificado y pasa a primer plano.

Lo que en el caso de los ríos se manifestaba como fenómenos de autodepuración, en un lago se basa en forma de eutrofia, término este definible por contraposición a oligotrofia.

Un río contaminado se mueve en dirección hacia un mínimo de intercambio energético, un mínimo de substrato disponible, en su camino hacia la restauración.

Un lago que recibe contaminantes empeora constantemente y se mueve hacia situaciones de fertilización y eutrofia. Sólo si se suspende la entrada de nutrientes el lago progresará lentamente hacia estados de salud más naturales, caminará hacia el envejecimiento, hacia la oligotrofia.

Principio 1: Un lago es una trampa de nutrientes. Una considerable proporción de los nutrientes que entran en un lago quedan atrapados en los sedimentos y son reciclados al agua o eliminados por nuevos sedimentos. En la mayoría de los casos, la cantidad de nutrientes que abandonan el lago es notablemente inferior a la de los que entran en él.

La concentración de nutrientes es por tanto función de la entrada (carga externa) y del grado de reciclaje a partir del sedimento (carga interna).

Principio 2: Aquellos lagos que en un principio tienen una baja carga de nutrientes, experimentan una sucesión desde situaciones orgánicamente improductivas (oligotrofía) a condiciones productivas (eutrofía). Esto puede ocurrir debido al incremento tanto de la carga externa como de la interna. La carga externa puede aumentar debido a cambios en la cuenca, especialmente a aquellos introducidos por el hombre.

Principio 3: La cantidad de producción orgánica está relacionada con la concentración de nutrientes en el agua. Samger (1947) sugería que podía darse un crecimiento excesivo de plantas si los niveles de nitrógeno y fósforo excedían de 0,3 a 0,01 mg/l, respectivamente. Voilenweider (1968) confirmó más

tarde estos resultados y desarrolló los criterios establecidos para las cargas admisibles (Tabla 3.5.2.)

TABLA 3.5.2. NIVELES ESPECIFICOS DE CARGA DE NUTRIENTES EN LOS LAGOS (EXPRESADOS COMO CANTIDADES DE N Y P EN g/m^2. a).

Profundidad media hasta (m)	Carga permisible hasta		Carga peligrosa en exceso de	
	N	P	N	P
5	1,0	0,07	2,0	0,13
10	1,5	0,10	3,0	0,20
50	4,0	0,25	8,0	0,50
100	6,0	0,40	12,0	0,80
150	7,5	0,50	15,0	1,00
200	9,0	0,60	18,0	1,20

3.5. VERTIDOS A COLECTORES.

Los vertidos a los colectores deben hacerse evitando daños al propio colector y al medio o estación depuradora que resulte ser su final. En latabla 3.53. se resumen algunas regulaciones de vertidos a colectores, en USA, Inglaterra y España.

TABLA 3.5.3. REGULACIONES DE VERTIDOS INDUSTRIALES A COLECTORES EXPRESADAS EN mg/l.

Localidad	1	2	3	4	Gran Bilbao
Temp. º C	65,5	40	20	45	45
pH	45-10	6-10	6-10	6-10	6-10
BOD_5	--	*	350[b]	400	--
DQO		--	600[b]	800	--
Valor al $MnO_4^=$		*	--		--
S.S.	--	500	--	400	600
NH_3-N	--	*	250		--
CN(Total)	10,0	--	1 a 10	5	5
HCN	2,0	10			
Fenoles	--	*	5 a 20	20	20
SH_2		10	1 a 10		10
Cloro libre	--	100	--		--
Aceites	100[a]	200	0[c]	50	50
As	--	--	1		1
Cd	2	2	1	5	1
Hg	0,0005	0,001	1	1	0,001
Se	--		1		
Ag	--	5	1	5	1
Cr(Total)	25	5	2 a 5	50	5
Cr^{+6}	10			10	2
Cu	3	5	2 a 5	5	5
Pb	0,5	5	2 a 5	1	2
Ni	10	4	2 a 5	5	5
Sn			2 a 5		
Zn	15	10	5 a 10		10
Equivalente Zn		35			35
Met. Tóxic. Total		30	5-10		10
" " en Solución		10	2-10		10
Fe Total	50	--		50	50
" en Solución	--	--			

1- Estado de Illinois USA. (Fuente: Progress in Water Technology, V. 8, nº6, pg. 18. 1977)
2- Cuenca del Rio Don U.K. (Fuente: Progress " " " , Vo. 8 nº8 pg. 43 1977)
3- Regulaciones típicas en U.K. (Fuente: Bostock Hill & Rigby, Birmingham, U.K.
4- Regulaciones típicas del Anglian Water Authority. U.K.
a. Soluble en hexano
b. Pueden ampliarse en función de la capacidad de la Planta
c. Ausencia de aceites físicamente separables, así como de los solubles en hidrocarburos.
*. Regulación a establecer según convenga.

ANEXO

Orden de 29 de abril de 1977 del M.O.P., por la que se aprueba la "Instrucción para el vertido al mar, desde tierra, de aguas residuales, a través de emisarios submarinos (B.O.E. Núm 151 del 25 de junio de 1977).

B. O. del E.—Núm. 151 25 junio 1977 14247

MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS

14946 *ORDEN de 29 de abril de 1977 por la que se aprueba la «Instrucción para el vertido al mar, desde tierra, de aguas residuales a través de emisarios submarinos».*

Por Orden ministerial de 23 de abril de 1969 del Ministerio de Obras Públicas fueron aprobadas las «Normas provisionales para el proyecto de instalaciones depuradoras y de vertido de aguas [illegible] al mar [illegible].

[illegible] también se especificaba que dichas normas serían [illegible] ... [illegible]

[illegible] creciente de [illegible], tanto urbanos como industriales [illegible] ... [illegible]

[illegible]

antes del vertido; se tipifican los datos y parámetros en que ha de basarse el proyecto del emisario y se cuantifican los procesos de dilución inicial, dispersión superficial y reducción en el tiempo de la actividad de microorganismos y compuestos químicos.

Por último se destaca la importancia de una adecuada elección de los materiales que constituyen el emisario submarino y se recomiendan procedimientos idóneos para la construcción del mismo.

En su virtud, este Ministerio ha resuelto aprobar la «Instrucción para el vertido al mar, desde tierra, de aguas residuales a través de emisarios subterráneos», que se publicará como anexo a la presente Orden.

Madrid, 29 de abril de 1977.—El Ministro de Obras Públicas, Carlos Pérez de Bricio.

ANEXO

INSTRUCCION PARA EL VERTIDO AL MAR, DESDE TIERRA, DE AGUAS RESIDUALES A TRAVES DE EMISARIOS SUBTERRANEOS

ARTICULO 1.º

Objeto y campo de aplicación

1.1 [illegible]

[illegible] ... por [illegible] al mar, directa o

indirectamente, de sustancias o energía que produzcan efectos deletéreos, tales como daños a los recursos vivos, peligros para la salud humana, obstáculos para las actividades marinas, incluida la pesca; deterioro cualitativo del agua del mar y reducción de las posibilidades de esparcimiento.

1.2. *Objetivos.*

La vigente Ley sobre Costas, de 26 de abril de 1969, otorga al Ministerio de Obras Públicas determinadas facultades en relación con las obras de saneamiento de costas y playas (artículo 10, 1), y más concretamente establece (artículo 10, 4) que corresponde a dicho Ministerio «otorgar, previo informe de los Ministerios de Marina, Comercio e Información y Turismo y de los Ayuntamientos interesados, las concesiones para tomas de agua o para desagüe de las residuales. Si se trata de desagües que contengan hidrocarburos o derrame de fábricas o restos de toda clase, el informe del Ministerio de Comercio habrá de ser favorable».

El ejercicio de estas facultades precisa disponer del instrumento reglado adecuado para orientar convenientemente las realizaciones que se proyecten y poder juzgar la documentación técnica que sirva de base a las solicitudes de tales concesiones.

La presente instrucción tiene, pues, un doble objetivo:

1.2.1. Establecer límites en los parámetros de calidad del agua del mar de forma que, sin sobrepasar la capacidad de recepción del medio ambiente marino, éste pueda ser destinado a determinados usos.

1.2.2. Establecer condiciones técnicas mínimas para el proyecto, ejecución, explotación y conservación de emisarios submarinos para el vertido al mar desde tierra de aguas residuales, respetando los límites de los parámetros de calidad fijados.

1.3. *Campos de aplicación*

Su campo de aplicación es, por tanto, el de todas las obras que se refieran al objeto descrito y cuya localización se produzca en las costas españolas.

Dado que se trata de condiciones mínimas, esta instrucción prevé la posibilidad de que en aquellos casos en que la Administración lo considere necesario se impongan condiciones más estrictas al vertido o incluso se llegue a su prohibición, denegando la concesión del mismo.

Además, la Administración se reserva la facultad de exigir, cuando a su juicio sea necesario, los estudios precisos que permitan establecer cuál es la incidencia del vertido sobre el medio marino en su flora y fauna y sobre la salud y seguridad de las personas que lo utilizan, con objeto de evitar que las concesiones de vertido produzcan daños no tolerables.

El cumplimiento de esta instrucción no excluye la aplicación a los vertidos de referencia de aquellas otras normas o disposiciones dictadas por órganos competentes de la Administración, ni del cumplimiento de aquellas obligaciones impuestas por la legislación vigente en materia de contaminación.

ARTICULO 2.º

Calidad de las aguas del mar

2.1. *Calidad*

La calidad de las aguas del mar ha de referirse a unas condiciones físico-químicas y biológicas, naturales o de origen, a partir de las cuales se puede establecer la incidencia que en las mismas tiene la presencia de sustancias o microorganismos incorporados al medio marino.

La capacidad de recepción de tales sustancias o microorganismos por parte del citado medio está íntimamente relacionada con el mantenimiento de un nivel de calidad determinado, expresado por los límites de unos parámetros indicadores (1).

2.2. *Parámetros indicadores*

Los parámetros indicadores y sus límites se establecen para determinadas zonas en que son prevalentes ciertos usos y/o poseen determinadas características y que se clasifican en:

Zonas de baños.
Zonas de cultivos marinos.
Zonas limitadas.
Zonas especiales.
Otras zonas.

Cuando por la naturaleza del efluente o por las características especiales del medio receptor la Administración lo juzgue conveniente, se podrán imponer además otros parámetros indicadores de la calidad de las aguas, o variar los límites establecidos, realizando para ello las investigaciones oportunas.

2.2.1. Zonas de baño.

Los parámetros indicadores y sus límites son los siguientes:

Parámetros bacteriológicos:

La concentración de E. coli correspondiente a un período de treinta días consecutivos no deberá ser superior a 1.000/100 ml. en más del 10 por 100 de las muestras, ni superior a 2000/100 ml. en más del 50 por 100 de las muestras.

Parámetros físicos:

Partículas flotantes, espumas, aceites y grasas no perceptibles.
Color y olor no diferenciales del estado natural.
Transparencia, medida por el disco de Secchi, ≥ 1,5 metros.

Parámetros químicos:

Indice de saturación en oxígeno superior al 60 por 100.
pH comprendido entre 7 y 9 sin sobrepasar en ∓ 0,5 unidades estos límites.

2.2.2. Zonas de cultivos marinos.

Los parámetros indicadores y sus límites son los siguientes:

Parámetros bacteriológicos:

La concentración de E. coli no deberá ser superior a 50/100 ml. en más del 10 por 100 de las muestras, ni superior a 15/100 ml. en más del 50 por 100 de las muestras.

Parámetros físicos:

Los señalados en 2.2.1.
Materias en suspensión, aumento máximo del 20 por 100 sobre las existentes en la zona, siempre que no sean nocivas y se mantenga el índice de saturación de oxígeno establecido.
La temperatura del agua receptora no deberá ser modificada en ningún momento en más de 3° C sobre su valor natural presente.

Parámetros químicos:

Los señalados en 2.2.1.
Contenido en hidrocarburos, inferior a 10 mg/l.
DBO5, inferior a 10 Mg/l.
Sustancias tóxicas, metales pesados no superiores a los límites que señala el código alimentario para las aguas de bebida.

Parámetros biológicos:

El sabor, olor y color natural de los recursos marinos para consumo humano no deberán ser alterados.

2.2.3. Zonas limitadas.

En este apartado se comprenden las aguas de los estuarios, rías, calas y demás zonas donde la renovación del agua es muy lenta y donde se manifiestan elevadas concentraciones de flora y fauna marinas.

Además de tener en cuenta los parámetros indicadores de 2.2.1 y 2.2.2 cuando existan tales usos, es preciso establecer parámetros indicadores de la calidad del agua en dichas zonas para prevenir específicamente los efectos de la eutrofización (2).

(1) El ideal sería poder establecer tales parámetros y sus límites para cada uno de los usos previsibles de las aguas del mar, teniendo en cuenta su incidencia sobre el medio marino y a un nivel tal que no se sobrepase la capacidad de asimilación del mismo.
La realidad es que la fijación de tales parámetros y sus límites es objeto actualmente de vivas polémicas para algunos de ellos (microorganismos, metales pesados), mientras que para otros apenas se han traspasado los límites de la investigación precisa.
Los parámetros y límites que aquí se disponen lo son con las reservas que impone el estado actual de los conocimientos y a la espera de logros ulteriores avalados por las investigaciones pertinentes.

(2) La eutrofización es un enriquecimiento en nutrientes de las aguas que ocasiona el estímulo de un conjunto de cambios sintomáticos tales como aumento de la producción de algas y microfitos. Si este enriquecimiento permanece dentro de límites atribuibles a las capacidades biológicas del agua, su efecto puede ser beneficioso; si es excesivo se producirán efectos indeseables de la calidad de usos del mar y la eutrofización se convertirá en una forma particular de contaminación. Las sustancias nutrientes de efecto más acusado son el nitrógeno y el fósforo.

Se indican a continuación ciertos criterios que pueden servir para señalar que se está alcanzando el umbral de la eutrofización:

Presencia en el agua del mar de sustancias nutrientes del orden de tres a cuatro veces la cantidad existente en las aguas naturales, supuesta conocida ésta.

Más de 30 mg/metros cúbicos de contenido en fósforo y más de 300 mg/metros cúbicos de contenido en nitrógeno.

Presencia anormal de cierta clase de algas y ausencia o disminución de otras (3).

2.2.4. Zonas especiales.

Se refiere este apartado a aquellas aguas de acusado valor estético por su color o transparencia, o aquellas zonas de costa asignadas a reservas naturales de alto valor ecológico o paisajístico.

En ellas, y en ausencia de otros usos, son fundamentales los siguientes parámetros:

Parámetros físicos:

Sustancias que ocasionen turbiedad o cambios sensibles de color, ausencia total.
Sólidos flotantes no perceptibles.
Materias en suspensión y sedimentables no detectables.
Olor no perceptible.

Parámetros biológicos:

No deben registrarse cambios sensibles o degradantes en los ecosistemas de la zona.

2.2.5. Otras zonas.

Se refiere este apartado a aquellas zonas que no posean en grado determinante los usos o las características que definen alguna de las anteriores zonas.

Como criterio de calidad genérico se establece que las sustancias vertidas no produzcan daños a la flora y fauna existente.

ARTICULO 3.°

Características del efluente

3.1. *Efluentes urbanos*

Con carácter indicativo y a efectos de establecer un instrumento comparativo entre el efluente y los fenómenos de dilución y dispersión en agua del mar, se establecen a continuación las siguientes cifras medias para un efluente solamente doméstico:

Materia orgánica en suspensión:

Separable por decantación	270	
No separable por decantación	130	
		400 (mg/l)

Materia inorgánica en suspensión:

Separable por decantación	130	
No separable por decantación	70	
		200 (mg/l)

Materia orgánica disuelta	330 (mg/l)
Materia inorgánica disuelta	330 (mg/l)
Sales nutrientes	20 p.p.m.
Detergentes	20 p.p.m.
DBO5	200 (mg/l)
E. coli	10⁷/100 ml.

Estimación que comprende nada más que los parámetros más significativos.

(1) [illegible]

3.2. *Efluentes industriales*

Dada la complejidad de su composición, no es posible lograr una tipificación genérica de los vertidos industriales, pudiéndose citar a título indicativo y sin carácter exhaustivo la presencia de los parámetros principales siguientes:

3.2.1. Organolépticos:

Color.
Olor.

3.2.2. Físicos:

Temperatura.
Turbiedad.
Materias en suspensión.
Radioctividad.

3.2.3. Químicos:

pH.
Dureza.
Sustancias corrosivas, ácidos o álcalis.
DBO y DQO.
Materia orgánica.
Cloruros, cianuros, sulfuros, fosfatos, nitratos.
Otros compuestos organohalogenados.
Metales pesados.
Fenoles.
Hidrocarburos, grasas, aceites, detergentes.

La concentración con que estos parámetros (3.2.1, 3.2.2 y 3.2.3) se encuentran en los efluentes industriales se define en base a:

La concentración derivada del propio proceso productivo.
La concentración resultante después de la aplicación de determinados tratamientos correctivos.
La concentración admisible en el efluente para su vertido (1).

3.3. *Clasificación de sustancias*

Las sustancias nocivas que pueden estar presentes en los efluentes se clasifican en clase I y clase II. La distribución de estas sustancias en cada clase se hace teniendo en cuenta los siguientes criterios:

a) La persistencia.
b) La toxicidad u otras propiedades nocivas.
c) La tendencia a la bioacumulación.

3.3.1. Clase I:

Sustancias que por su nocividad dan lugar a la adopción de medidas enérgicas para evitar la contaminación del mar por las mismas.

La presencia de sustancias de esta clase en un efluente dará lugar a un estudio especial para determinar si debe prohibirse el vertido o si pueden reducirse la concentración y cantidad de dichas sustancias a límites en que no se produzca contaminación.

Las sustancias de esta clase son:

Compuestos orgánicos halogenados y otras sustancias que puedan formar tales compuestos en el medio marino, con excepción de aquellos que sean biológicamente inocuos o que se transformen rápidamente en el mar en sustancias biológicamente inocuas.

Sustancias que tengan efectos cancerígenos.
Sustancias y desechos radioactivos.
Aceites e hidrocarburos persistentes de origen petrolífero.
Mercurio y sus compuestos.
Cadmio y sus compuestos.
Plásticos y otras sustancias sintéticas persistentes que puedan flotar, quedar en suspensión o hundirse en el mar, obstaculizando gravemente cualquier uso legítimo del mismo.

3.3.2. Clase II:

Sustancias que, si bien presentan características análogas a las de la clase I y deben ser objeto de un control riguroso, son,

(1) [illegible]

sin embargo, menos nocivas o se hacen más rápidamente inocuas por un proceso natural.

La concentración de estas sustancias en los efluentes debe ser reducida a niveles que limiten severamente la contaminación de la zona.

Las sustancias de esta clase son:

Compuestos orgánicos del fósforo, silicio y estaño y sustancias que puedan originar tales compuestos en el medio marino, con excepción de aquellos que sean biológicamente inocuos o que se transformen rápidamente en el mar en sustancias biológicamente inocuas.

Antimonio, arsénico, zinc, cobre, cromo, níquel plata, plomo selenio y vanadio.

Plaguicidas y subproductos no incluidos en la clase I, ni entre los compuestos orgánicos de la clase II.

Hidrocarburos de origen petrolífero no incluidos en la clase I.

Cianuros y floruros.

Sustancias productoras de espumas persistentes.

Sustancias que, aun sin tener carácter tóxico, puedan resultar nocivas a la flora y fauna marinas como consecuencia de las cantidades vertidas, o puedan reducir las posibilidades de esparcimiento.

La Administración se reserva la facultad de considerar para cada caso particular de vertido qué componentes del mismo figuren o no en la clase II, deben incluirse en la clase I y, por consiguiente, prohibir su vertido o exigir la reducción de su concentración a niveles tan bajos que no puedan producir contaminación de la zona.

A título indicativo se reseña a continuación una serie de parámetros de calidad de las aguas residuales y sus límites respectivos, elaborada por la Dirección General de Sanidad en su informe a la presente instrucción.

Parámetro	Unidad de medidas	Concentración a no sobrepasar en más del 20 por 100 de muestras	Concentración a no sobrepasar en más del 10 por 100 de muestras
Gases y aceites	mg/l.	1,0	2,0
Turbidez	UJT	30,0	15,0
pH	Unidades pH	entre 6,0-9,0, en todo momento	
Cadmio	mg/l.	0,5	1,0
Cromo total	mg/l.	1,5	3,0
Cobre	mg/l.	0,5	1,0
Plomo	mg/l.	7,5	15,0
Mercurio	mg/l.	0,05	0,10
Níquel	mg/l.	5,5	11,0
Plata	mg/l.	0,025	0,05
Zinc	mg/l.	3,5	7,0
Arsenio	mg/l.	3,0	6,0
Cianuros	mg/l.	5,0	10,0
Cloro residual total.	mg/l.	1,0	2,0
Compuestos fenólicos	mg/l.	0,5	1,0
Amoniaco (como nitrógeno)	mg/l.	40,0	60,0
Hidrocarburos clorados	mg/l.	0,003	0,005
Toxicidad	ut	7,5	10,0

ARTICULO 4.º

Tratamientos

En principio no podrá verterse al mar ningún efluente que no haya sido objeto del adecuado tratamiento, entendiendo por tal el preciso para no sobrepasar la capacidad de recepción del medio marino e imposibilitar o restringir sus legítimos usos.

4.1. *Efluentes urbanos*

En el caso de los efluentes de aguas procedentes de usos domésticos, se definen los siguientes tratamientos:

4.1.1. Tratamiento previo.

Se entenderá por tal el tratamiento destinado a la eliminación de las siguientes sustancias:

Materias gruesas flotantes o no.
Materias minerales sedimentables.
Aceites, grasas y espumas.

La eliminación se realiza mecánicamente mediante rejillas, decantadores y easeros.

Las reducciones conseguidas normalmente mediante este tratamiento son:

	Porcentaje
DBO5	10
Materias en suspensión	20
Coliformes	10

No son admisibles soluciones a base de dilaceración.

4.1.2. Tratamiento primario.

Comprende la eliminación de las materias finas en suspensión por procedimientos como:

Sedimentación.
Floculación mecánica o química.
Filtración (arena).
Flotación por aire disuelto.

Las reducciones conseguidas normalmente mediante este tratamiento son:

	Porcentaje
DBO5	50
Materias en suspensión	70
Coliformes	75

4.1.3. Tratamiento secundario.

Comprende la eliminación de materias orgánicas no sedimentables (disueltas, semidisueltas y muy finas), mediante:

Lechos bacterianos.
Fangos activados.
Estanques de oxidación.
Lagunas de estabilización.
Fermentación.

Las reducciones conseguidas normalmente mediante este tratamiento son:

	Porcentaje
DBO5	80
Materias en suspensión	90
Coliformes	95

4.1.4 Tratamiento terciario.

En determinados casos y como complemento de los tratamientos anteriores, para eliminar las sustancias nutrientes (fosfatos, nitratos), las bacterias patógenas, ciertos metales y pesticidas, con procedimientos tales como:

Carbones activos.
Osmosis inversa.
Cloración.
Químicos diversos.

Deben realizarse preferentemente después de los tratamientos anteriores y las reducciones obtenidas dependen de la calidad del efluente, de la naturaleza del tratamiento y del grado de intensidad del mismo. En el caso de la cloración deberá tenerse en cuenta el tiempo mínimo de contacto, su repercusión sobre la flora y fauna marinas y que no se produzcan compuestos tóxicos.

4.2. *Efluentes industriales*

Se establecen como principios generales de tratamiento de estos efluentes:

a) Reducir el consumo de agua mediante utilización de técnicas industriales nuevas.
b) Reducir las materias nocivas por una mejora de las técnicas de depuración.
c) Reciclar las aguas.

En ciertos casos se tratará de reducir en el efluente la DBO y la DQO, materias en suspensión, ciertas bacterias, en cuyo caso pueden aplicarse los tratamientos descritos anteriormente.

En otros procesos las aguas habrán de sufrir ciertos tratamientos químicos para eliminar de ellas sustancias tóxicas, corrosivas, metales pesados, elementos productores de espumas y colorantes, entre otros.

Para cada industria o grupo de industrias (caso de los polígonos industriales) los tratamientos deberán ser los adecuados para eliminar aquellas sustancias que no deban estar presentes en los efluentes, o para evitar que otras sobrepasen los grados de concentración máximos admisibles fijados.

Para normalizar tanto la toma de muestras como los análisis, y alcanzar resultados concordantes en relación con la eficacia de los tratamientos realizados, se incluirá en la instalación de vertido, siempre que sea posible, una estación para toma de muestras.

ARTICULO 3.º

Proyecto del emisario

3.1 *Información previa*

3.1.1 Enumeración y características de los datos necesarios.

Se tendrán en cuenta como mínimo los datos siguientes:

N: Naturaleza del efluente.

En los vertidos urbanos y mientras no intervengan otras consideraciones justificadas, se tendrá en cuenta la composición tipo definida en (3.1).

Para los vertidos industriales se tendrán en cuenta las características señaladas en (3.2), evaluadas a través de análisis cualitativos y cuantitativos.

Nh: Número de habitantes.

Su estimación será acorde con el esquema de la red de alcantarillado que desemboque o haya de desembocar en el emisario submarino.

Q: Caudal vertido en l/seg.

Para vertidos urbanos se considerará un caudal punta $Q_p = 7$ l/seg. por cada 1.000 habitantes.

Para vertidos industriales se justificará el caudal máximo previsto.

T: Se establece como obligatorio para cualquier vertido de carácter urbano el tratamiento previo descrito en 4.1.1.

En vertidos urbanos próximos a lugares de baño o para poblaciones superiores a 50.000 habitantes deberá contemplarse el establecimiento de un *tratamiento primario* (ver 4.1.2) que en todo caso podrá ser preceptivo cuando la Administración lo juzgue necesario.

Para vertidos urbanos en zonas limitadas o zonas destinadas a cultivos marinos deberá contemplarse el establecimiento de un tratamiento secundario o inclusive terciario (ver 4.1.3), que en todo caso podrán ser preceptivos cuando la Administración lo juzgue necesario.

Los efluentes industriales en cuya composición intervengan sustancias enumeradas en la clase I del apartado 4.2.1, se someterán a un tratamiento que garantice bien la eliminación de tales sustancias previamente al vertido, o bien la reducción de su concentración y cantidad a límites que no produzcan contaminación.

Los efluentes industriales en cuya composición intervengan sustancias enumeradas en la clase II del apartado 4.2.1, u otras, para las cuales el tratamiento adecuado que garantice la reducción de sus concentraciones a los límites establecidos en [illegible] Administración,

Salvo excepciones, a juicio de la Administración, los efluentes industriales no tratados no podrán ubicarse en el dominio público.

[illegible] del fondo y perfil submarino.

[illegible] de la zona de baño [illegible] forma que [illegible]

[illegible] Batimetría [illegible] que [illegible] concentración

[illegible] [illegible] la [illegible]

[illegible] [illegible] [illegible]

Se acompañará al estudio la rosa de los vientos de la zona con expresión de sus direcciones, intensidades y frecuencias.

O: Oleaje.

Se determinará la dirección de los máximos temporales y la profundidad y distancia a la costa a que se produce la línea de rotura para los mismos.

C: Corrientes.

Para vertidos importantes o para aquellos casos en que la Administración así lo juzgue necesario, se realizará un estudio de corrientes en que se pongan de manifiesto las zonas de vertido más apropiadas.

En caso de vertidos poco importantes, se supondrá la existencia de una corriente superficial, generalmente debida al viento, de 0,15/0,20 m/seg. y cuya dirección se adoptará según los casos siguientes:

a) En el caso general, coincidente con la que forma 30º hacia tierra con la dirección del viento más frecuente.

b) Si el emisario se encuentra cercano a una zona de baños o a un establecimiento de cultivos marinos (es decir, a una distancia inferior a su longitud), la dirección vendrá marcada por la recta que une el extremo del emisario con el mar cercano a él, de la zona en cuestión.

c) Si el emisario se proyecta a través de una zona de baños o de cultivos marinos, la dirección a adoptar vendrá dada por la mínima distancia a dichas zonas.

Uz: Uso de la zona.

El uso de la zona alcanzable por la disposición del efluente se clasificará conforme a lo establecido en (2.2).

Se harán constar necesariamente la existencia previa de cualquier otro emisario en la zona y los datos que permitan establecer su naturaleza y características.

Fc: Forma de la costa.

Se deberá tener en cuenta la forma de la costa con el fin de establecer su influencia sobre los fenómenos de dilución del efluente, acompañando un plano a escala suficiente para apreciar los posibles efectos.

Ff: Flora y fauna.

Se hará un estudio de la zona para detectar las principales manifestaciones de la flora y de la fauna sobre las que pudiera influir el vertido que se proyecta, así como las condiciones físicas y químicas de las aguas.

3.1.2. Enumeración de los parámetros del emisario.

Los parámetros que deben tenerse en cuenta para el proyecto del emisario son, al menos, los siguientes:

L: Longitud del emisario.
Se medirá desde la línea de bajamar (B.M.V.E.).
n: Número de tubos del emisario.
D: Diámetro de los tubos.
V: Velocidad del efluente en el emisario.
No será inferior a 0,8 m/seg.
M: Material de los tubos y sus características.
Ver artículo 6.º
Cs: Cimentación y anclaje de los tubos.
Ver artículo 6.º
Y: Profundidad del vertido.
Se considerará la del difusor más próximo a la costa.

No podrá ser inferior a 15 metros en bajamar viva equinoccial. En aquellos casos en que no sea posible, a juicio de la Administración, alcanzar económicamente tal profundidad, se estudiará la solución más idónea basándose en alternativas entre *grado de depuración* y longitud del emisario.

X: Distancia de vertido.

Se medirá la distancia desde el centro de la línea de difusores hasta la costa, en la dirección marcada por la corriente (ver el Oleaje del 3.1.1).

[illegible] de difusores (normalmente con [illegible] 150 mm.).

No será inferior al [illegible] la longitud del emisario y [illegible] para conseguir la mayor longitud normal a la dirección [illegible] la corriente.

[illegible] Diámetro de los difusores.

[illegible] será inferior a 1,5 veces [illegible]

[illegible] Separación de los difusores.

[illegible] [illegible] [illegible] [

u: Velocidad del efluente en los difusores.
No será superior a 5 m/s.
df: Difusor final.

Se dispondrá un difusor final de diámetro máximo doble del de los restantes difusores.

En el caso de vertido sin difusores (descarga puntual 5.2.2), el diámetro de salida se estudiará de forma a conseguir la mayor dilución inicial (5.2.1.) posible.

Std. Sección total de difusores.

La suma de las áreas de las secciones de todos los difusores, incluso el final, no debe ser superior a 0,75 veces la seccion inicial del tubo.

5.1.3. Relación entre datos y parámetros.

Las interrelaciones fundamentales entre datos y parametros, que deben ser tenidas en cuenta en los estudios previos, se establecen en la matriz siguiente:

PARAMETROS

DATOS	Ne	Nh	Q	T	Nf/Pm	Vl	O	C	Uz	Fc	Ff
L			*	*	*		*	*	*	*	*
n		*	*								
Ø		*	*								
V		*	*								
M	*			*	*						
Cs					*		*	*			
Y			*	*	*		*		*		*
X			*	*		*		*	*	*	*
b		*	*	*				*			
Ød			*	*							
dd						*		*			
u			*								

5.2. *Procesos de dilución, dispersión y descomposición*

5.2.1. Dilucion inicial.

La dilución inicial que se produce en la parte superior central del penacho se halla aplicando la formula (Cederwall)

$$D_i = 0{,}54\ F\ (0{,}28\ \frac{Y}{d \cdot F} + 0{,}68)^{3/2}$$

donde

$$F = \text{número de Freude} = \frac{u}{\sqrt{0{,}27 \cdot d}}$$

u = velocidad del efluente en los difusores en m/s.
d = diametro del difusor en m.
Y = profundidad del vertido en m.

Esta dilucion inicial deberá alcanzar un valor no inferior a 150, al que corresponden los siguientes pares de valores:

F	5	10	15	20	25	30
Y/d	133	175	200	220	234	246

que sirven para efectuar un tanteo inicial.

5.2.2 Dilución por dispersión horizontal.

La dilución por dispersión horizontal se produce por alejamiento, respecto del punto de descarga, de la mezcla inicial del efluente con el agua, y se determinará según los dos casos siguientes:

a) Descarga puntual (solamente para emisarios con tubo unico de diametro inferior a 150 mm.).

El valor de la dilución por dispersión horizontal se hallará aplicando la formula (Pearson)

$$D_2 = \frac{3{,}55 \cdot h \cdot \sqrt{K.V.X.}}{Q}$$

en donde

Q = Caudal total del efluente en m³/h.
V = Velocidad de la corriente en m/h.
X = Distancia de recorrido en m.
b = Diámetro superior del penacho, igual a Y/3 en m.
K = Coeficiente de difusión horizontal en el punto de descarga, igual a $1{,}63\ b^{4/3}$ en m²/h.
h = Espesor superior del penacho, igual a $\frac{Q \cdot D_t}{V \cdot b}$, en m.

b) Descarga lineal.

El valor de la dilución por dispersión horizontal se hallará aplicando la fórmula (Brooks)

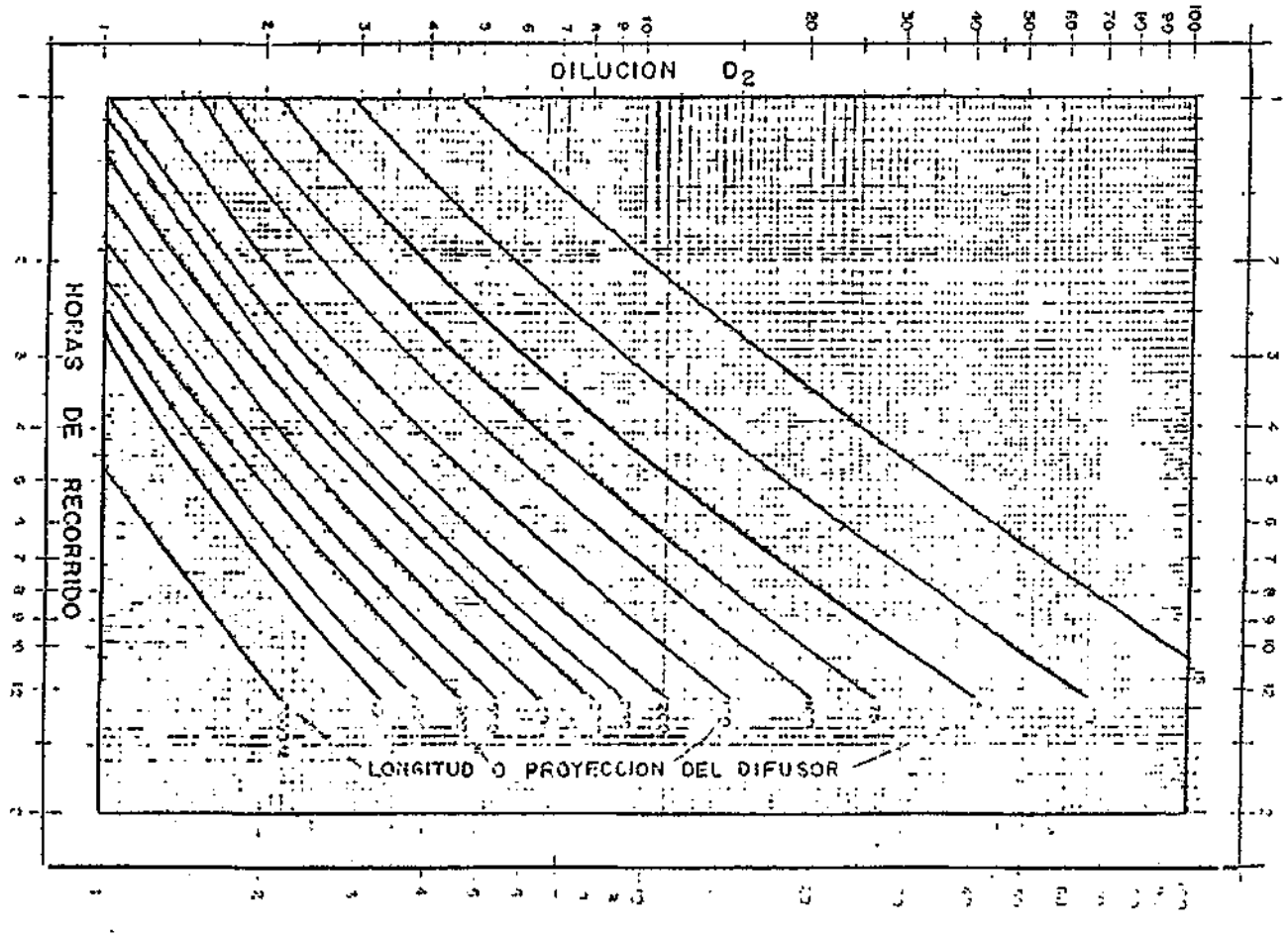
$$D_2 = \sqrt{\frac{(1 + \frac{13t}{b^{4/3}})^{3/2} - 1}{1{,}5}}$$

en donde

t = Tiempo de recorrido en horas, igual a la longitud (X) del recorrido en m. dividida por la velocidad (V) de la corriente en m/h.
b = Longitud de difusores proyectada normalmente a la direccion de la corriente, en m.

Dicha fórmula viene representada, para mayor facilidad de aplicación, en el ábaco adjunto.

ABACO PARA APLICACION DE LA FORMULA DE BROOKS



5.2.3. Casos especiales.

Cuando las corrientes predominantes se deban a causas distintas de las expresadas en C (=corrientes de 5.1.1) o cuando su produzcan estratificaciones o fenómenos turbulentos de importancia, las diluciones (D_1) y (D_2) tendrán que ser objeto de estudios especiales para su determinación, basados en criterios distintos de los que informan los apartados (5.2.1) y (5.2.2).

5.2.4. Inactivación bacteriana (muerte aparente).

La dilución obtenida a través del proceso de inactivación bacteriana vendrá determinada por $D_2 = 10^{t/T_{90}}$, siendo t el valor indicado en b) del 5.2.2 y T_{90} igual a 1,5 horas en el Mediterráneo y 2,0 horas en el Atlántico.

5.2.5. Degradabilidad de sustancias químicas.

En el caso de difusión en el agua de mar de sustancias químicas exógenas biodegradables, se pueden tener en cuenta no sólo las diluciones (D_1) y (D_2), sino también y en forma parecida a (5.2.4) los umbrales cronológicos de biodegradabilidad establecidos experimentalmente y que pueden dar lugar también a una tercera dilución (D'_2).

La ley que preside esta dilución se representa para cada sustancia por su línea de degradabilidad específica, que solamente podrá ser determinada para cada una en particular y dadas las características propias del vertido.

5.2.6. Dilución total.

a) Cuando se trata de cumplir las normas de calidad del agua del mar a través de los procesos descritos en 5.2.1 y 5.2.2, la dilución total obtenida será $D = D_1 \times D_2$.

b) Cuando en las aguas residuales vertidas exista contaminación bacteriana, la norma de calidad bacteriológica prevista deberá alcanzarse a través de una dilución total cuyo valor será $D = D_1 \times D_2 \times D_3$.

c) En el caso de que se pueda establecer experimentalmente el proceso de degradabilidad expuesto en (5.2.5), la dilución total obtenida será $D = D_1 \times D_2 \times D'_2$.

5.3. *Metodología del proyecto*

5.3.1. Trazado del emisario.

Establecido en un principio el punto de arranque del emisario en tierra, a partir de las instalaciones de tratamiento dispuestas y, en su caso, de las de bombeo precisas, se determinará la traza del emisario teniendo en cuenta, en principio, los datos Nc, Uz y Nf y Pm (ver 5.1.1).

El extremo del emisario podrá tantearse en una primera aproximación teniendo en cuenta el parámetro Y (profundidad de vertido 5.1.2) y los datos Vi, C, Fc y Ff (ver 5.1.1)

5.3.2. Sección del emisario.

El número de tubos de que haya de constar el emisario y su diámetro vendrá en función del dato Q (5.1.1), de los parámetros V, M y Cs (ver 5.1.2) y de los medios y equipo de puesta en obra disponibles.

5.3.3. Dispositivo difusor.

Los parámetros relativos a la longitud, diámetro, disposición y distancia de los difusores, así como la velocidad del efluente en ellos y difusor final reseñados en el apartado 5.1.2, contienen todas las especificaciones necesarias para su cálculo y disposición.

A lo largo de la longitud difusora, el tubo del emisario se disminuirá escalonada y paulatinamente de sección, a fin de conseguir un régimen hidráulico aproximadamente igual en todos los difusores.

5.3.4. Análisis de resultados.

Una vez establecido el dispositivo difusor y su régimen hidráulico, se calcularán D_1 (5.2.1) y D_2 (5.2.2) y, en su caso, D_3 (5.2.4) y D'_2 (5.2.5), comprobando a través de (5.2.6) que, partiendo de las características iniciales del efluente (3.1) y (3.2) con las modificaciones que los tratamientos realizados (4.1) y (4.2) introduzcan, se cumplen las normas de calidad establecidas para las diferentes zonas en el artículo segundo.

Debe tenerse especialmente en cuenta que respecto al cálculo contenido en el apartado b) del 5.2.6, las características bacteriológicas del efluente serán las contenidas en (3.1), sin que se admita en principio su disminución por cualquiera de los tratamientos previstos en (4.1).

Comprobada de esta manera la necesidad de contar con una determinada longitud de emisario, la variación de la misma por modificación de las características bacteriológicas del efluente en función del tratamiento previsto en el proyecto constituirá una alternativa que la Administración se reserva el tomar en cuenta, a la vista de las garantías que le merezca, tanto la instalación de depuración prevista como su mantenimiento y conservación.

5.4. *Redacción del proyecto*

El proyecto, que ha de acompañarse preceptivamente a una solicitud de concesión de un emisario submarino, deberá contener, al menos, los siguientes documentos:

5.4.1. Memoria.

En ella debe justificarse la solución adoptada en base a todo lo establecido en (5.1) y calcularse correctamente la hidráulica del emisario y los procesos de dilución, inactivación y degradabilidad.

También habrá de contener una justificación detallada de la instalación de tratamiento que se proyecte, los procesos a que someta el efluente y el grado de depuración que se espera lograr.

En vertidos de importancia deberá acompañarse un programa de vigilancia y control que permita, mediante informes periódicos, el seguimiento del sistema y el contraste con las normas de calidad establecidas.

5.4.2. Planos.

Planos de ubicación general (escala 1 : 50.000) y local (escala 1 : 5.000), planta y perfil longitudinal (1 : 1.000 a 1 : 2.000), situación de los emisarios próximos y detalles completos de la obra, así como de la instalación de tratamiento prevista.

5.4.3. Pliego de prescripciones técnicas particulares.

En él se consignarán las características de los materiales y ensayo de los mismos, las normas para la elaboración de las distintas unidades de obra y las precauciones y dispositivos a adoptar en el proceso constructivo.

5.4.4. Presupuesto.

Contendrá expresión detallada por unidades de obra de la cuantía de los trabajos a realizar en el dominio público marítimo.

ARTICULO 6.º

Ingeniería del emisario

El comportamiento estable del emisario y su nivel de mantenimiento dependen esencialmente de la elección adecuada de los materiales, su correcta cimentación y anclaje y del empleo de métodos idóneos de puesta en obra, por lo que deberá tenerse en cuenta lo que a continuación se indica:

6.1. *Materiales*

6.1.1. Naturaleza.

Los materiales a emplear pueden dividirse en tres grandes grupos:

a) Materiales metálicos, entre los que se encuentran el acero, la fundición y el palastro revestido.
b) Hormigón armado y pretensado.
c) Fibrocemento y materiales ligeros, fundamentalmente plásticos.

6.1.2. Condiciones para la elección.

La elección del material viene condicionada especialmente por tres factores:

a) Resistencia a la corrosión, ya sea del agua del mar, del efluente o de corrientes galvánicas.
b) Resistencia a las solicitaciones mecánicas, debidas a las olas, las corrientes, la subpresión o las tracciones de puesta en obra.
c) Su adaptabilidad al terreno, función de su peso, de sus posibilidades de ensamblaje y del número y tipo de juntas.

6.1.3. Selección de materiales.

a) Los materiales metálicos son adecuados para fondos rocosos, duros y desiguales, pero son muy sensibles a la corrosión, siéndolo menos a la fundición.

La tubería de acero permite un lanzamiento fácil, muy de considerar para el caso de tener que alcanzar grandes profundidades; pero precisa de una protección catódica.

La tubería de fundición, cuyo costo de adquisición es elevado, se emplea en su textura gris para pequeños diámetros, y en su textura maleable, para los grandes. Su empalme es por junta express.

La tubería de palastro precisa de protección interna (normalmente, resina epoxy), de protección externa (revestimiento bituminoso más fibra de vidrio más hormigón) y de gran cuidado en las soldaduras del tubo para no dañar el revestimiento, empleando para ello junta esférica o soldadura a tope no completa (1).

b) La tubería de hormigón, armado o pretensado, se emplea en aquellos casos en que es apropiado el método de colocación tubo a tubo, o para diámetros muy grandes en competencia con la de palastro revestido.

Debe emplearse juntas muy flexibles (ni bridas ni racores) con sellado por cordón de caucho o neopreno.

c) Los plásticos y el fibrocemento son apropiados para fondos planos y hasta diámetros medianos, necesitando en general ir enterrados o anclados, o incluso protegidos en ciertas zonas por envolturas resistentes de acero, fundición y hormigón armado.

El cloruro de polivinilo (PVC) se utiliza frecuentemente para diámetros inferiores a 200 milímetros, corrigiendo su sensibilidad a la temperatura mediante revestimientos de poliéster y fibra de vidrio.

El polietileno de alta densidad se utiliza en función de sus propiedades anticorrosivas y su alta flexibilidad, con la debida densidad de anclajes por tratarse de un material ligero.

El poliéster es muy resistente a la corrosión y se emplea en diámetros grandes por su rigidez. El polipropileno permite hacer frente a elevadas temperaturas del efluente.

6.2. *Cimentación y anclaje*

6.2.1. Disposición de la tubería.

La tubería se coloca en el fondo del mar de varias maneras:

a) Depositada simplemente, cuando el fondo es firme y el tubo tiene las características adecuadas de peso y resistencia.

b) Enterrada y sin anclar, cuando reuniendo características adecuadas de peso y resistencia, el fondo no es lo suficientemente firme.

c) Enterrada y anclada, cuando se da el caso anterior sin el peso y la resistencia debidos.

d) Sin enterrar y anclada, para suelos intermedios, y cuya falta de resistencia se suple con soportes adecuados (caso del pilotaje).

6.2.2. Resistencia a las solicitaciones.

Para resistir las solicitaciones de la dinámica marina, la tubería debe ir enterrada hasta alcanzar 10 metros de profundidad de agua en el Mediterráneo, y 15 metros en el Atlántico.

Las zanjas en material suelto deben calcularse con taludes del orden de 1,5 y a veces protegerlas con tablestacado recuperable en zonas no muy profundas. Hay que tener en cuenta que estas zanjas [illegible] con mucha rapidez. El [illegible] debe [illegible] entre un mínimo de un metro y un [illegible] de cuatro metros, dependiendo de las [illegible] y movilidad de los fondos. Se rellena con el mismo [illegible] del fondo, grava u hormigón sumergido.

Cuando en zonas poco profundas y muy batidas, no haya posibilidad de mantener zanjas abiertas en arena se debe recurrir a cimentar la tubería sobre pilotaje no superficial (3).

El peso de la tubería debe estar en relación con la estabilidad del fondo, de forma que la tubería tienda a enterrarse; así la densidad del conjunto, teniendo en cuenta el lastre, será $\geq$ 1,25 en fangos y $\geq$ 2,5 en arena gruesa.

Este peso debe cumplir la condición $f \times \Sigma (P \cdot V) > H$, siendo (P) el peso, (V) las fuerzas verticales, (H) las fuerzas horizontales y (f) el coeficiente de rozamiento, para que la tubería no precise de anclaje, suponiendo estable el fondo entre las fuerzas (H) se encuentran las debidas a arrastres y empujes de olas y corrientes.

En el caso de tuberías de palastro revestido exteriormente con hormigón y para prever un colapso de este material, se calcula estabilidad del tubo teniendo en cuenta sólo el material metálico.

6.3. *Construcción*

La construcción del emisario depende fundamentalmente de la clase de materiales, los medios disponibles y las características de la costa en tierra.

Se emplean dos procedimientos:

6.3.1. *Colocación tubo a tubo.*

La colocación tubo a tubo, en el caso de grandes diámetros y material muy pesado (hormigón) se realiza, cuando no hay profundidades excesivas, mediante el procedimiento del pantalán de acompañamiento. Para profundidades grandes se utilizan las plataformas en sus múltiples variedades.

6.3.2. Colocación continua.

La colocación continua, utilizada para emisarios sin juntas, reviste varias formas:

a) Por tracción desde el mar.

La tracción desde el mar, mediante una barcaza-cabrestante anclada, precisa de una zona apropiada en tierra y de una resistencia adecuada del tubo. Si existen grandes profundidades y el estado del mar es malo, se combinará con la flotación sumergida, llevando el tubo por el fondo, en ligero contacto con él, para eliminar resistencias y guiarlo mejor.

b) Por flotación.

El método de flotación se empleará con material ligero, lanzando el tubo desde tierra y guiándolo en el mar con una ligera tracción. Si el estado del mar empeora, se procederá a hundir el tubo y a reflotarlo en el momento propicio para seguir la operación. Se empleará preferentemente en aguas protegidas y para tuberías muy largas.

c) Por carrete desde barcaza.

El método del carrete se empleará bobinando sobre éste una tubería muy flexible y de pequeño diámetro y largándola paulatinamente desde una barcaza.

d) Por lanzamiento desde barcaza.

En el método del lanzamiento desde una barcaza, las soldaduras se realizan en la barcaza y ésta, desplazándose mar adentro, va dejando caer la tubería en forma de S (por eso se llama método S). Se empleará especialmente para material de acero y grandes profundidades.

En todos estos métodos debe cuidarse especialmente del guiado y posicionado del tubo, empleándose especialmente el método de rayos láser para marcar [illegible].

También debe tenerse especial cuidado en alcanzar amplios radios de curvatura para no someter la tubería a esfuerzos indebidos.

ARTICULO 7.º

Régimen administrativo

La [illegible] de un emisario submarino no [illegible] [illegible] y el [illegible]

(1) [illegible]

(3) [illegible]

Según el artículo 10, punto 4, de la Ley 28/1969, de 26 de abril, sobre Costas, «corresponde al Ministerio de Obras Públicas otorgar, previo informe de los Ministerios de Marina, Comercio e Información y Turismo y de los Ayuntamientos interesados, las concesiones para tomas de agua o para desagües de las residuales. Si se trata de desagües que contengan hidrocarburos o derrame de fábricas o restos de toda clase, el informe del Ministerio de Comercio habrá de ser favorable».

En cumplimiento del artículo 20 de la Ley sobre Costas, y con el preceptivo informe del Ministerio de Hacienda, fue aprobado por Orden del Ministerio de Obras Públicas de 25 de febrero de 1970 el pliego de condiciones generales para concesiones de vertido de aguas residuales al mar litoral.

Al otorgar tales concesiones, además de las condiciones generales, pueden establecerse prescripciones específicas para cada caso particular.

Dichas prescripciones pueden imponerse en función de aspectos tales como:

El propio proyecto del emisario.
La defensa nacional.
La seguridad de las personas y de la navegación, la lucha contra la contaminación de las aguas del mar y la preservación de la flora y faunas marinas.
La limpieza y sanidad de las playas.
Las infraestructuras de tratamiento, previas al emisario.

Sus características se derivarán de los informes emitidos por los órganos de la Administración citados anteriormente, en relación con las competencias que la legislación vigente atribuye a cada uno.

La Administración, en función de las competencias que ostenten los diversos órganos de la misma, procederá periódicamente y cuando lo estime conveniente, a inspeccionar el emisario. Dicha inspección abarcará no sólo el estado de conservación del mismo y su correcto funcionamiento, sino la comprobación de que se cumplan las condiciones impuestas al efluente y su tratamiento y de que la influencia del vertido sobre el dominio marítimo no tiene condiciones nocivas para su ecología, sus diferentes usos, y para la seguridad y salud de las personas que lo utilizan.

En relación con las acciones que la Administración pueda emprender como consecuencia de tal inspección, se estará a lo dispuesto en el pliego general de condiciones y en las prescripciones específicas.

B I B L I O G R A F I A

Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos	"Análisis, planteamiento y gestión del medio litoral", Centro de perfeccionamiento profesional y empresarial. Madrid. 1974.
Politécnico de Milano, Instituto de Ingeniería Sanitaria	"Marine municipal and Industrial Wastersater disposal" Third International congress. Sorrento. 1975.
T.R. Parsans M. Takahashi	"Biological oceanographic Process" Canadá. 1973.
D.M. Mc Dowel B.A. O'Connor	"Hydraulic Behaviour of Estuarios" Manchester. 1977.
M. and J. Aubert	"Pollution Marines et Amènagement des Rivages". 1973.
W.D.C.	"Water Pollution Control in Coastal Areus". Bournemouth. 1970.
FIAC	"Seminario Internacional sobre la contaminación del Mediterráneo". La Manga del Mar Menor. 1975.
Askew, A.W.	"Effluent pretreatment for Coastal discharge".

- - - - - - -

- Vertidos de Desechos al Mar. Comentarios al Convenio de Oslo. Joaquín Ros. Revista de Economía Industrial - Octubre 1972.
- Report of a Survey of Discharges of Foul Sewage to the Coastal Waters of England and Wales. Department of the Environment - 1973.
- Convenio de París para la Prevención de la Contaminación Marina de Origen Terrestre. Revista de Instituciones Europeas. Número de Enero - Abril 1975.
- Centro de Estudios Hidrográficos. Evacuación de Aguas Residuales en el Mar. Eduardo Rodríguez Parasinas. 1976.
- Ley 21/1977 del 1 de Abril sobre Aplicación de Sanciones en los Casos de Contaminación Marina provocada por Vertidos desde Buques y Aeronaves. BOE del 4 Abril 1977.
- Preservación del Medio Marino y Lucha contra la Contaminación. José Antonio Iturriaga. Boletín del Instituto Español de Oceanografía. Mayo 1977.
- Instrucciones para el Vertido al Mar desde Tierra. BOE del 25 de Junio de 1977 y 9 Julio 1977.
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Contaminación de Origen Terrestre en el Mediterráneo. Noviembre 1978 (CEE, ONUDI, FAO, UNESCO, OMS, OIEA).
- Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Contaminación de Origen Terrestre en el Mediterráneo. Documento Parcial. Noviembre 1978.
- Convenio de Barcelona. B.O.E. del 21 de Febrero de 1978.

6.1 PLANTEAMIENTO GENERAL

El fin principal de la evaluación de la contaminación producida por una determinada industria, es la cuantificación en caudal y composición, de todas y cada una de las corrientes contaminantes, con objeto de obtener una base real para definir el proceso más idóneo de tratamiento y poder llevar a cabo el diseño y construcción de la planta de tratamiento de las aguas residuales, con plenas garantías de éxito. Para ello es preciso determinar y definir todas y cada una de las corrientes de aguas residuales, estudiando su origen, para tratar de reducirlas al mínimo, reutilizarlas si es posible o segregarlas y reagruparlas en familias afines para su posterior tratamiento.

Para la evaluación de la contaminación producida por un núcleo urbano, sin industria, es posible determinar con cierto grado de fiabilidad su composición, a partir, de datos bibliográficos, dotación de agua por habitante y día, nivel de vida de la población, situación geográfica, etc. Estos mismos criterios no pueden ser aplicados en el caso de aguas industriales, ya que cada tipo de industria produce unos contaminantes diferentes y en consecuencia precisa un tratamiento específico, e incluso para el caso de dos industrias con las mismas fabricaciones, las variaciones en la composición de sus efluentes son significativas, debido a diferencias en los procesos, grados de reutilización del agua, recuperación o desecho en el vertido de productos, volumenes de aguas de refrigeración, y lavado de equipos y suelos, tratamiento de aguas de aportación, aditivos anticorrosivos utilizados, etc.

Las etapas más importantes en todo estudio sobre contaminación son los siguientes :

- Definición del problema
- Medida de caudales y análisis de muestras
- Interpretación de resultados
- Segregación de caudales
- Ensayos de tratabilidad

Previamente a la cuantificación de los contaminantes, es preciso definir perfectamente la situación real de la fábrica, tanto desde el punto de vista interno como de su posible zona de influencia, con el fin de acortar los límites del estudio y programar el trabajo analítico a efectuar.

A pesar de que cada planta a estudiar presenta unas peculiaridades propias, que será preciso definir, a continuación se indican aquellos puntos comunes que deben ser tenidos en cuenta para determinar la situación real.

6.1.1 Naturaleza del cauce receptor

Es necesario tener en cuenta los siguientes aspectos en relación con el cauce receptor de las aguas residuales : clasificación legal, fauna ictiológica de la zona, caudales máximo y mínimo, situación real del cauce producida por otros usuarios y las características en caudal y composición del vertido autorizado.

6.1.2 Influencia del vertido

Deberá tenerse en cuenta la influencia del vertido en los usuarios posteriores del cauce receptor y en

la fauna del río, llegando si es preciso a efectuar un estudio biológico comparativo antes y después de la descarga, considerando el poder de difusión del cauce y los efectos físicos, químicos, biológicos o estéticos producidos en el entorno.

6.1.3 Plano del sistema de drenajes de la planta

Desafortunadamente en muchas plantas industriales, y sobre todo en las antiguas, la red de drenajes suele ser algo desconocido debido a las numerosas variaciones que la red ha sufrido por diferentes motivos, tal como ampliaciones efectuadas, porque la red primitiva se vió saturada y fue preciso el tendido de líneas auxiliares, así como por obstrucciones o roturas de difícil reparación y que llevaron consigo su abandono, derivando las aguas residuales a otros punto o a nuevas líneas. En muchos casos estas modificaciones no son recogidas en planos, pues son soluciones de emergencia o provisionales que posteriormente quedan como definitivas, siendo preciso una investigación sobre el terreno para determinar con exactitud dónde tienen lugar los vertidos, así como su estado de utilización. En ciertos casos, se adiciona un colorante en el punto de descarga al drenaje, para localizar por qué línea o líneas discurre el vertido.

Las redes de drenaje estarán identificadas en el plano por un número, indicando siempre que sea posible su diámetro, pendiente, conexiones reales, así como su estado de conservación y grado de utilización para el caudal máximo previsto.

6.1.4 Diagramas de fabricación

Con el fin de poder determinar a priori los análisis a efectuar, es preciso conocer los diferentes diagramas de fabricación, en los que estén indicados las cantidades de agua utilizada en el proceso, materias primas, productos finales, catalizadores y en general todos aquellos elementos o materiales que entren en contacto con el agua y que puedan ser causa de su contaminación.

6.1.5 Estudio del consumo del agua

La minimización del consumo de agua, además del ahorro que ello reporta, reducirá el tamaño de la planta de tratamiento y del volumen total del efluente, siendo de gran importancia el estudio de medidas encaminadas a este fin. Entre dichas medidas pueden citarse las siguientes:

- Reutilización de efluentes siempre que sea posible, o bien con un mínimo de tratamiento.
- Empleo de circuitos cerrados de agua de refrigeración.
- Vigilancia para que las mangueras de limpieza se cierren una vez finalizada la operación.
- Utilización de boquillas pulverizadoras en los equipos o mangueras de limpieza que por el aumento de presión y mejor distribución del agua consiguen un ahorro considerable para los mismos efectos.
- Determinación de la mínima cantidad de agua en cada proceso.
- Determinar si es absolutamente preciso el uso y vertido posterior del agua.
- Mantener el estado sólido o semisólido de alguno residuos para su evacuación en lugar de hacer uso de la práctica bastante frecuente de arrastrarlos con agua.

6.1.6 Puntos de muestreo

Con la información previa obtenida de los diagramas de fabricación, se determinan sobre el terreno los puntos exactos de muestreo y medida de caudales, teniendo muy en cuenta la posibilidad física y técnica de llevar a cabo los montajes precisos para dichas operaciones. El punto escogido deberá ser de fácil acceso, totalmente representativo y no deberá interferir con el ritmo de producción o movimientos en la planta.

Se utilizará un sistema de numeración e identificación de los puntos de muestreo elegidos, suficientemente claro y representativo que evite errores o ambigüedades. (Véase para más detalle el capítulo 2.3.7 de este MANUAL).

6.1.7 Programación de la etapa de medida y análisis

Con toda la información anteriormente descrita, se programará la campaña analítica a efectuar, indicando los elementos a determinar, su número y frecuencia, materiales, equipos y reactivos necesarios, evaluando el tiempo previsto para llevar a cabo este trabajo y el número de personas precisas con su cualificación.

6.1.8 Planes futuros de expansión

La evaluación de la polución se efectúa para determinar la situación actual de una instalación industrial, que sirva de base a la construcción final de la planta de tratamiento de aguas residuales más idónea. Si la fábrica tiene prevista su expansión es preciso conocer en qué unidades tendrá lugar, para extrapolar los datos obtenidos y evitar que la planta de tratamiento sea insuficiente al cabo de poco tiempo. Si el incremento de la planta tiene lugar para otros procesos o fabricaciones, se obtendrán los datos oportunos a partir de los que se puedan conseguir de una planta piloto. Si ésta no existe se requerirán a la ingeniería y licenciante del proceso. Los valores referentes a expansiones futuras son meramente indicativos, debiéndose tomar y manejar como tales en la definición del proceso de tratamiento y en el cálculo de los equipos.

6.1.9 Medida de caudales

Una vez determinados los puntos de toma de muestras y de medida de caudal, se precisa realizar un detenido estudio del método de medida a utilizar.

Las medidas de caudal en aguas de vertido presentan numerosos problemas que deben ser solucionados con ingenio, para conseguir la aplicación de alguno de los métodos de medida a cada caso concreto, teniendo en cuenta que se debe evitar la interferencia con el proceso de fabricación.

La exactitud de las medidas varía de unos métodos a otros; aunque un error de un 5% puede ser aceptable, se deben instalar y mantener los equipos de medida y efectuar las determinaciones con el máximo cuidado, con objeto de reducir los erroes al mínimo posible. (Véase para más detalle el capítulo 2.3.7 de este MANUAL).

6.1.10 Interpretación de los resultados

Con los resultados obtenidos tanto en la determinación de caudales, como de los diferentes análisis efectuados, se establece un estudio estadístico, con objeto de conocer los valores de diseño.

La forma de llevar a cabo el análisis estadístico es la siguiente. Se ordenan y numeran correlativamente todos y cada uno de los datos de menor a mayor. Para cada uno de los valores se determina su porcentaje de probabilidad acumulado, que viene dado por el cociente de su número de orden y el número de medidas realizadas más uno, multiplicando por cien. Se representan gráficamente en papel de probabilidad aritmética los resultados de los análisis frente a la frecuencia acumulada.

En la figura 3.6.1 se incluye un ejemplo de tratamiento estadístico de valores de DBO y SS. En dicha figura se observa que el valor de la DBO será igual o menor de 460 ppm en el 80% de las ocasiones.

Sólidos en suspensión	DBO	m	$\frac{m}{n+1}$	Frecuencia acumulada
48	200	1	0,1	10
83	225	2	0,2	20
35	260	3	0,3	30
102	315	4	0,4	40
130	350	5	0,5	50
134	365	6	0,6	60
153	430	7	0,7	70
167	460	8	0,8	80
180	490	9	0,9	90

Tabla 3.6.1.

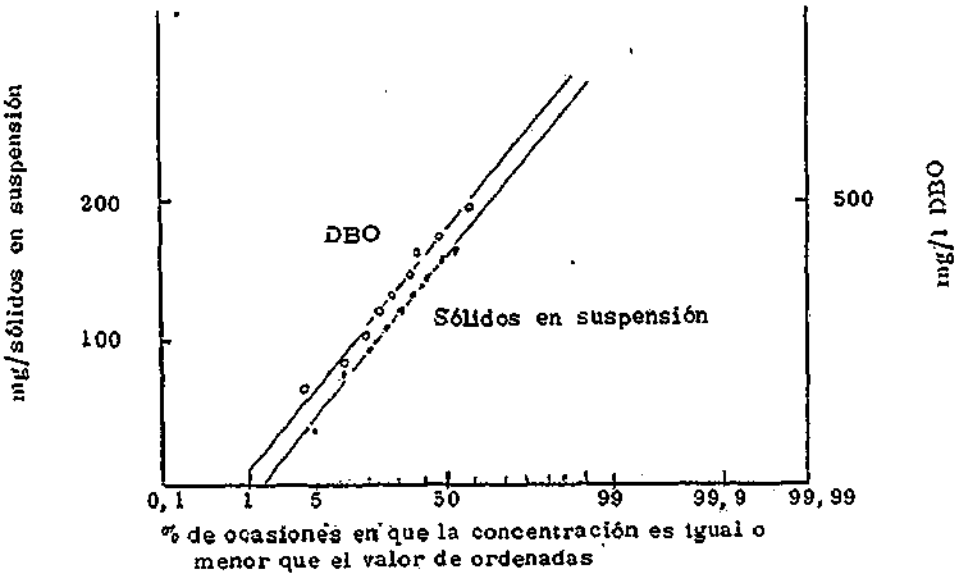


Fig. 3.6.1 Interpretación de resultados analíticos

Para diseño se tomarán los valores correspondientes a las siguientes probabilidades:

- Caudal : 99%
- Compuestos o elementos tóxicos 95%
- Resto de los contaminantes: entre el 50 y el 80%, de acuerdo con el tipo de contaminante, la legislación y su posible asimilación y dilución por el cauce receptor.

En el caso de variaciones considerables en el caudal, es interesante efectuar el mismo tratamiento estadístico sustituyendo concentraciones volumétricas por caudales másico (p. ej., kg/h o t/d).

Igualmente, otra forma de expresar la carga contaminante es en función de unidades de fabricación (p. ej., kg de DBO_5/t de producto). Este último método es interesante realizarlo cuando exista una posible ampliación de la fábrica y sea preciso extrapolar los datos obtenidos.

6.1.11 Segregación de caudales

Una vez determinados los valores estadísticos tanto de caudal como de composición de todos y cada uno de los puntos de vertido, se estudiará la viabilidad práctica de la segregación de corrientes en diferentes familias o grupos, de acuerdo con sus características comunes, y que requieren los mismos tipos de proceso de tratamiento, así como la separación de todas las aguas no contaminadas, que en la mayoría de los casos son las de mayor contribución al vertido, con el fin de no sobredimensionar la planta. En principio, la segregación de caudales puede resultar de coste elevado, ahora bien, debe tenerse muy en cuenta la reducción del tamaño de la planta, así como el ahorro posterior de energía, reac

tivos, etc.

Los grupos en los cuales se pueden segregar las corrientes de una fábrica, a título orientativo, son:

- Sanitarias: comedores, servicios, botiquín, etc.
- Acidas y alcalinas
- Alto contenido en materia orgánica
- Presencia de metales u otros elementos altamente tóxicos
- A incinerar o eliminar directamente: como pueden ser aceites o grasas de maquinaria, con muy alto contenido de elementos contaminantes, que hagan rentable su eliminación directa.
- Pluviales
- Lavado de pisos
- Refrigeración o no contaminadas

En la práctica, en cada caso particular se decidirá sobre los grupos en que deben segregarse las aguas residuales. Incluso sucede que un vertido puede ser agrupado en distintas familias, siguiéndose para este caso el criterio de unirlo con la familia a que pertenezcan los elementos más tóxicos. Posteriormente en la planta es posible reagrupar a diferentes familias, como pueden ser las aguas sanitarias, una vez eliminados los sólidos en suspensión, con las aguas orgánicas para su tratamiento biológico conjunto.

6.1.12 Ensayos de tratabilidad

Una vez determinadas las características de cada una de las familias en que se agrupan los diferentes drenajes de fábrica, es imprescindible la realización a escala de laboratorio y/o planta piloto de ensayos que definan la viabilidad de los tratamientos propuestos, para obtener, además, los valores de los parámetros de diseño, para llevar a cabo la ingeniería básica y de detalle de la planta de depuración.

Para efectuar estos ensayos se tomarán muestras compuestas de cada una de las familias y se llevarán a cabo los ensayos de todas y cada una de las operaciones que se hayan de realizar en la planta de tratamiento, procurando simular lo mejor posible las condiciones del ensayo con la realidad, con objeto de obtener valores, que por extrapolación, proporcionen los de la planta.

6.2 PROCESOS E INSTALACIONES DE DEPURACION

Hasta hace relativamente poco tiempo, el vertido de aguas residuales urbanas o industriales a cauces públicos, sin depurar o insuficientemente tratadas, podía ser asimilado por el poder autodepurador natural de los cauces receptores. Hoy en día, por las razones que se indican más adelante, ha sido superada la capacidad de autodepuración, siendo totalmente imprescindible el tratamiento de todos y cada uno de los vertidos que pueden ocasionar daños al entorno.

Debido a la explosión industrial originada en este siglo, así como a la formación de grandes núcleos de población, los cauces públicos se han ido degradando paulatinamente, hasta el punto de convertirse en algunas zonas en auténticas cloacas, desapareciendo totalmente la vida y siendo causa de graves perjuicios sanitarios y estéticos a la población asentada en la zona de influencia.

A medida que fue surgiendo el problema de polución se creó parealelamente una nueva tecnología anti-contaminación, de nacimiento relativamente reciente, pero con un gran desarrollo potencial, tendente a aplicar las técnicas de vanguardia con el fin de reducir el problema a un mínimo y retornar el medio ambiente a su situación original. La tecnología desarrollada utiliza procedimientos físicos, químicos y biológicos, así como combinaciones de ellos, que junto con las técnicas analíticas más actuales, hacen pensar en el éxito del fin propuesto.

En la actualidad, comienza a hablarse de vertido cero, o lo que es lo mismo, se preconiza un reciclado total del agua dentro de las industrias como única solución del problema, siendo preciso, para alcanzar esta meta, continuos impulsos de la tecnología, de tal forma que los procesos aumenten en eficacia y economía, con el fin de conseguir un entorno grato sin producir graves problemas económicos.

Las aguas residuales pueden ser tratadas o eliminadas en una primera clasificación mediante dilución, inyección al terreno o concentración.

a) Dilución

La dilución puede efectuarse con las aguas de refrigeración y con las del cauce receptor, de tal forma que la concentración final del contaminente sea lo suficientemente baja como para producir el menor daño al entorno. Un ejemplo típico de esta solución está constituída por los emisores submarinos, conducciones que transportan las aguas residuales dentro del mar, hasta alcanzar un punto lo suficientemente alejado y profundo que garantice su dilución.

Un tipo de industria que utiliza esta técnica es la de producción de bióxido de titanio, debido a la obtención de grandes volumenes de productos residuales pastosos (barros rojos) de difícil tratamiento, por lo que resulta más económico su vertido al mar. Ahora bien, por sus especiales características y volumen, el vertido se efectúa en alta mar, para lo que se habilitan o construyen al efecto barcos especiales, denominados titaneros, preparados para este fin, existiendo modelos de gabarras dirigidos por control remoto.

b) Inyección en el terreno

En realidad, no es una forma de eliminación (excepto en el caso de isótopos radiactivos de vida corta, o en el de ácidos que se puedan neutralizar con el terreno) sino de acumulación en el subsuelo. Para realizar esta forma de eliminación de contaminantes se requiere un estricto control del terreno, de tal forma que no interfiera con los mantos de agua subterráneà pues su contaminación puede tardar años en desaparecer, a pesar de cesar la inyección de los elementos contaminantes. Este tipo de eliminación, puede ser llevado a cabo en aquellas áreas que posean estratos de rocas sedimentarias (arenas, dolomitas, etc.) entre capas totalmente impermeables, de tal forma que la permeabilidad del estrato, admita grandes volumenes. La naturaleza del líquido a eliminar debe ser tal que no contenga sólidos en suspensión, ni materia orgánica biodegradable, que daría lugar a un crecimiento bacteriano que colmataría rápidamente la zona de inyección. La inyección en el terreno debe utilizarse solamente cuando no sean eficaces otros métodos de eliminación, ya que es una forma potencial de contaminación, no exclusivamente local, sino incluso en áreas situadas a gran distancia.

c) Concentración

Los diferentes tratamientos de las aguas residuales físicos, químicos o biológicos, suponen la concentración y/o transformación de los diferentes contaminantes, de tal forma que su evacuación sea más sencilla y mínima su influencia en el entorno.

El tratamiento de las aguas residuales presupone la aplicación de unos procesos básicos u operaciones unitarias, cuya utilización y secuencia vienen definidas por las características del agua a tratar y el grado de depuración que se deba conseguir. La mayor parte de los procesos a utilizar están variando constantemente, existiendo en el mercado una gran variedad de equipos para un mismo proceso.

Las diferentes operaciones básicas, se clasifican según el grado de reducción de la contaminación, así como por el mecanismos del proceso, existiendo una clasificación arbitraria, pero generalmente admitida. En las tablas 3.6.1 y 3.6.2 se indican la mayor parte de los procesos utilizados para el tratamiento de las aguas residuales y lodos, respectivamente, y en la figura 3.6.2 la secuencia general del tratamiento.

Los diferentes tratamientos existentes pueden dividirse en : previo, primario, secundario o biológico, terciario, de desinfección y diversos.

Mediante los tratamientos previo y primario se eliminan fundamentalmente los sólidos en suspensión, mediante el secundario, la materia orgánica biodegradable disuelta así como restos de sólidos en suspensión que no fueron eliminados en el tratamiento primario, y con el terciario se pretende la eliminación de todos aquellos contaminantes no retenidos en los dos tratamientos anteriores, fundamentalmente los contaminantes en forma de sólidos disueltos.

Tabla 3.6.2 Procesos de tratamiento de aguas residuales

Pretratamiento		Tratamiento primario		Tratamiento secundario		Tratamiento terciario	Tratamientos diversos	Desinfección
Gruesos	Aceites y grasas	Sólidos en suspensión	pH	Materia orgánica	Sólidos en suspensión			
Desarenado	Sedimentación	Sedimentación	Neutralización	Balsas estabilización	Sedimentación	Floculación	Precipitación	Cloración
Dilaceración		Floculación		Lagunas aeradas	Floculación	Filtración	Oxidación	Ozonización
Cribado		Flotación		Filtros de coladores		Absorción	Reducción	Destrucción química
				Lodos activos		Intercambio iónico	Stripping	Irradación (UV, etc.)
				Digestión aerobia		Destilación		
				Digestión anaerobia		Ósmosis inversa		
				Microfiltración		Electrodiálisis		
				Discos biológicos		Eliminación nutrientes		
						Congelación		
						Extracción		
						Incineración líquidos		

Procedencia de los lodos	Proceso de		
	Deshidratación	Estabilización	Evacuación
Pretratamiento	Espesamiento	Digestión aerobia	Recuperación de subproductos
Sedimentación	Floculación	Digestión anaerobia	Lagunaje
Floculación	Flotación	Oxidación húmeda	Vertido en el terreno
Flotación	Evaporación	Incineración	Vertido al mar
Filtración	Centrifugación	Calcinación	
Oxicación bioquímica	Filtración a vacío	Desinfección	
Precipitación	Filtros prensa		
	Vibración		
	Eras de secado		

Tabla. 3.6.3 Procesos de tratamiento de los lodos formados en las plantas de depuración de aguas residuales.

La desinfección tiene por objeto la destrucción selectiva de bacterias y virus patógenos presentes en el agua, y se utiliza en combinación con cualquier grado de tratamiento. Dentro de la categoría de tratamientos diversos, se incluyen aquellos procesos, como son la oxidación-reducción, la precipitación, etc. que tienen como fin la eliminación de un elemento particular y perfectamente definido, que no puede ser eliminado por otros tratamientos.

6.2.1 Pretratamiento

De acuerdo con la clasificación clásica, se entiende por pretratamiento al conjunto de operaciones que tiene como misión la eliminación de sólidos en suspensión o flotables de gran tamaño (maderas, raices, trapos, plásticos, papeles, etc.), de sólidos en suspensión de densidad elevada (arenas, arcillas, cenizas, objetos metálicos, etc.) y de grasas y aceites. De acuerdo con lo indicado las operaciones de tratamiento son las primeras que se llevan a cabo en las plantas de depuración y tiene como principales misiones las siguientes :

- Protección mecánica de los equipos.
- Eliminación de abrasión.
- Evitar posibles alteraciones a la circulación del líquido a través de la planta.
- Evitar la presencia de sólidos de gran tamaño en el tratamiento posterior de los lodos.
- Sedimentación y/o obstrucciones en las líneas.

Las operaciones normalmente utilizadas en el pretratamiento son las siguientes :

- Cribado
- Dilaceración
- Separación de arena
- Separación de grasas y aceites

Cribado

La primera operación que se realiza es la de cribado, consistente en la separación de sólidos en suspensión de gran tamaño. Los equipos normalmente utilizados a este fin son rejas y tamices.

Rejas

Las rejas consistente en un conjunto de barras metálicas paralelas de sección rectangular, con aperturas de tamaño uniforme, y situadas en posición transversal al caudal, de tal forma que el agua residual pase a través de ella, quedando retenidos todos los sólidos en suspensión, con un tamaño superior a la separación entre las barras. Todo el conjunto de barras se encuentran soldadas en un marco - con el fin de rigidizar el sistema.

La primera división de las rejas es establecida por la separación entre barrotes, así se tiene :

- Rejas gruesas : son aquellas con una separación entre barras de 7 - 10 cm. (o valores superiores).
- Rejas finas o rejillas : son las que tienen una separación entre barras de 2,5 a 5 cm.

La colocación de la reja se lleva a cabo en un canal de forma lo más regular posible, y en un tramo recto, con el fin de conseguir una velocidad de aproximación lo más homogéna posible, ya que la existencia de turbulencia en las proximidades de la reja puede hacer que la atraviesen sólidos, que con una velocidad uniforme quedarían retenidos. La instalación debe realizarse en el exterior y proveerse accesos fáciles para la evacuación de las basuras. Igualmente debe preverse como mínimo la colocación de una unidad de reserva, sobre todo cuando se utilicen equipos automáticos.

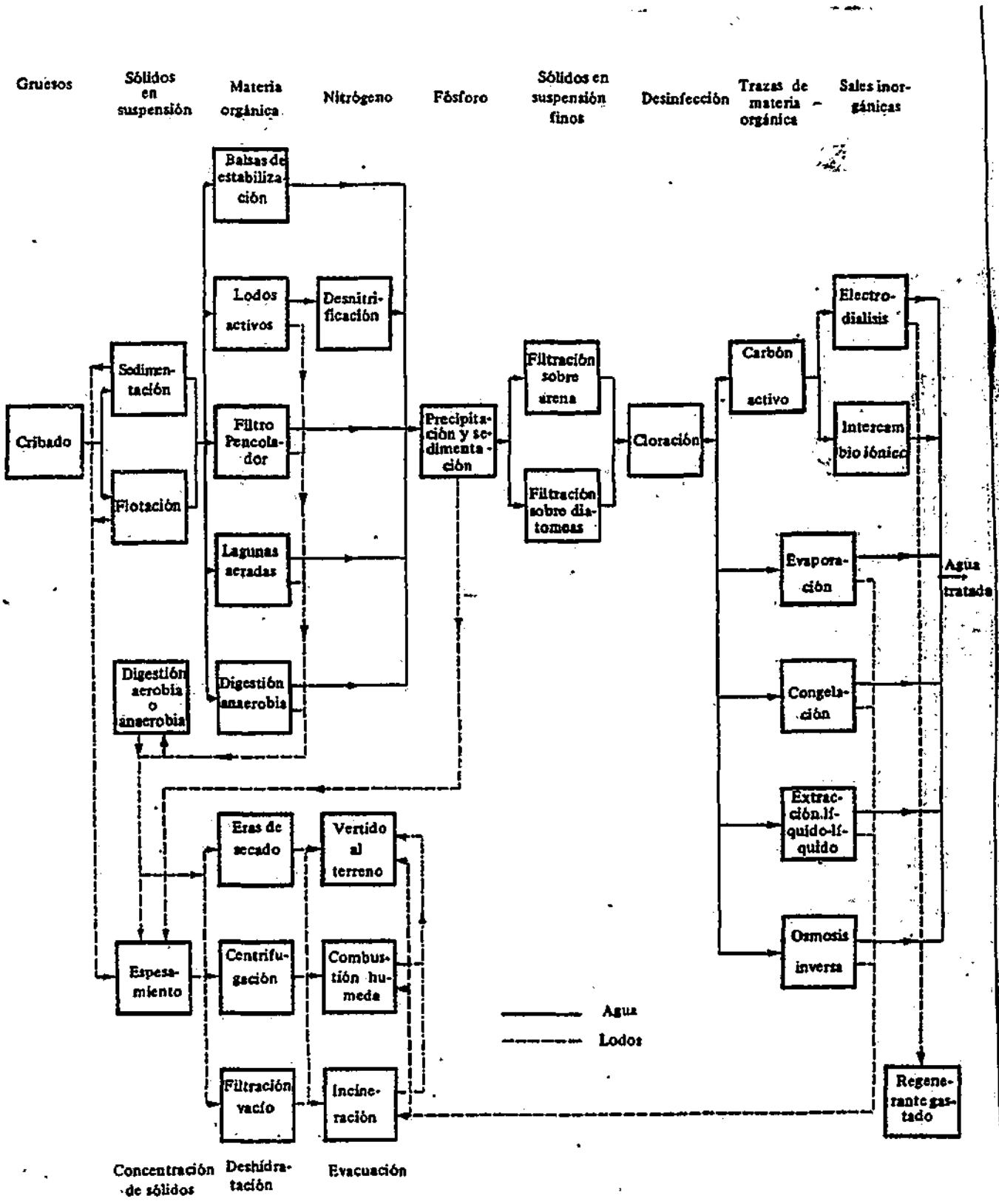


Figura 3.6.2.- Esquema general del tratamiento de las aguas residuales.

Los factores más importantes para el diseño son la velocidad de aproximación y la velocidad de paso a través de las rejas, de tal forma que a menores velocidades las rejas retienen una mayor cantidad de basura, pero si ésta es muy baja puede dar lugar a decantaciones previas. Hay que llegar a una solución de compromiso, de tal forma que la velocidad sea lo suficientemente rápida que se eviten decantaciones y para que, a su vez, se retenga la mayor cantidad de sólidos en suspensión. La velocidad de paso a través de la reja suele ser de 0,3 - 0,6 m/s para el caudal normal de trabajo y con un valor máximo para las condiciones más extremas de 0,9 m/s.

Para el diseño de las rejas pueden establecerse las ecuaciones siguiente (véase la figura 3.6.2)

$$a_o = \frac{1}{100} \times (n + 1)(d_1 - D_b) \qquad (1)$$

$$Ar = a_o \cdot L_r \qquad (2)$$

$$Q_m = Ar \cdot V_n = a_o \cdot L_r \cdot V_n \qquad (3)$$

de donde

$$L_r = \frac{Q_m}{a_o \cdot V_n} \qquad (4)$$

$$h_r = L_r \cdot \operatorname{sen}\alpha \qquad (5)$$

$$Vc = \frac{Q_m}{h_r \cdot a} \qquad (6)$$

$$\Delta h = 0,5 \frac{V_n^2}{2g} + \frac{V_n^2 - V_c^2}{2g} \qquad (7)$$

en las que

a_o = anchura total de apertura de la reja en m.

n = número de barras

d_1 = distancia entre centro de barras en cm.

D_b = diámetro o espesor de las barras en cm.

Ar = área mojada de la reja en m^2 (aguas arriba)

Lr = longitud sumergida de la reja en m (aguas arriba)

Q_m = caudal máximo, m^3/h

V_n = velocidad del fluido en dirección perpendicular a la reja en m/s.

jr = nivel aguas arriba de la reja, en m.

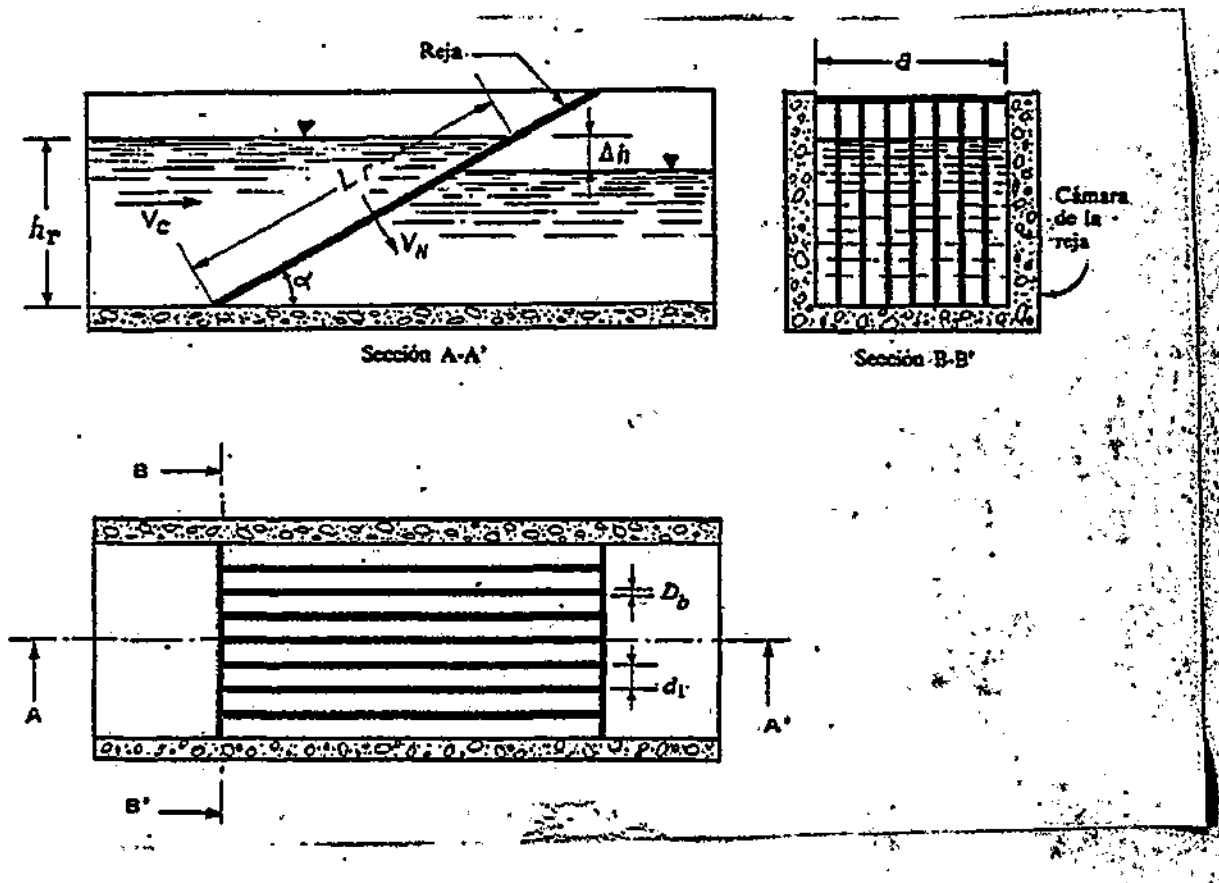


Figura 3.6.3 Diseño de las rejas de destarte

V_c = velocidad del fluído por la cámara de la reja en m/s

Δh = diferencia de cotas entre las superficies del agua antes y después de la reja en m.

Con la ayuda las ecuaciones anteriores el cálculo se realiza como sigue :

Se supone un número de barras (n) su espesor (D_b) y su separación. Se calcula la anchura (a_o) - mediante la ecuación 1.

Se fija V_n. Se calcula la longitud sumergida de la reja (L_r) mediante la ecuación 4. Se calcula la superficie mojada de la reja (Ar) mediante la ecuación 2.

Se fija el ángulo α. Se calcula el nivel hr mediante la ecuación 5.

Se calcula V_c mediante la ecuación 6 y se comprueba si está dentro de los límites recomendados. En caso contrario se repiten los cálculos partiendo de supuestos distintos.

Se calcula Δh mediante la ecuación 7.

Debe tenerse en cuenta que el valor indicado anteriormente, se refiere a rejas totalmente limpias aumentando la pérdida de carga a medida que la reja se va ensuciando.

Los dos tipos de rejas normalmente utilizados de acuerdos con el sistema de limpieza, son las manuales y las automáticas.

Las rejas manuales son utilizadas en plantas de pequeño caudal, siendo el sistema de limpieza, mediante un rastrillo con púas. Con el fin de facilitar el trabajo de limpieza el ángulo de la reja con el canal oscila entre 30° y 45º.

Las rejas automáticas requieren menor atención que las manuales, siendo preciso mantenerlas perfectamente ajustasas y lubricadas. En este tipo de rejas la limpieza se lleva a cabo mediante unos rastrillos con púas acoplados a unas cadenas sinfin, siendo la velocidad del sistema de limpieza de 2 a 6 m./mín.

En las rejas de limpieza automáticas el ángulo con la horizontal suele ser entre 45-89º y el rastrillo limpiador puede actuar por cualquiera de los lados de la reja. Es totalmente imprescindible en el diseño de las rejas automáticas el montaje, como mínimo, de una reja de limpieza manual, como reserva .

Tamices

Los tamices son dispositivos de eliminación de sólidos en suspensión de gran tamaño, provistos de una placa perforada generalmente en bronce, con ranuras fresadas de 0,8 a 3 mm. de anchura y 5 cm. de longitud. En los tamices más modernos la placa perforada es sustituída por una tela de malla fina de acero inoxidable o de otro material no ferreso, siendo la abertura de 6 a 60 mallas. Estos equipos muy utilizados hace años, han quedado prácticamente en desuso en la actualidad. Son capaces de separar entre el 10 y el 20% de los sólidos en suspensión presentes en las aguas negras.

La pérdida de carga de un tamiz se puede determinar por la fórmula :

$$h_L = \frac{1}{2g} \left[\frac{Q}{C.A}\right]^2 \qquad (8)$$

siendo :

h_L = pérdida de carga, m

c = coeficiente de descarga, valor que depende del tamiz (0,6, para equipo limpio).

Q = caudal a través del tamiz, m^3/s

A = superficie libre sumergida efectiva, m^2

g. = gravedad, m/s^2

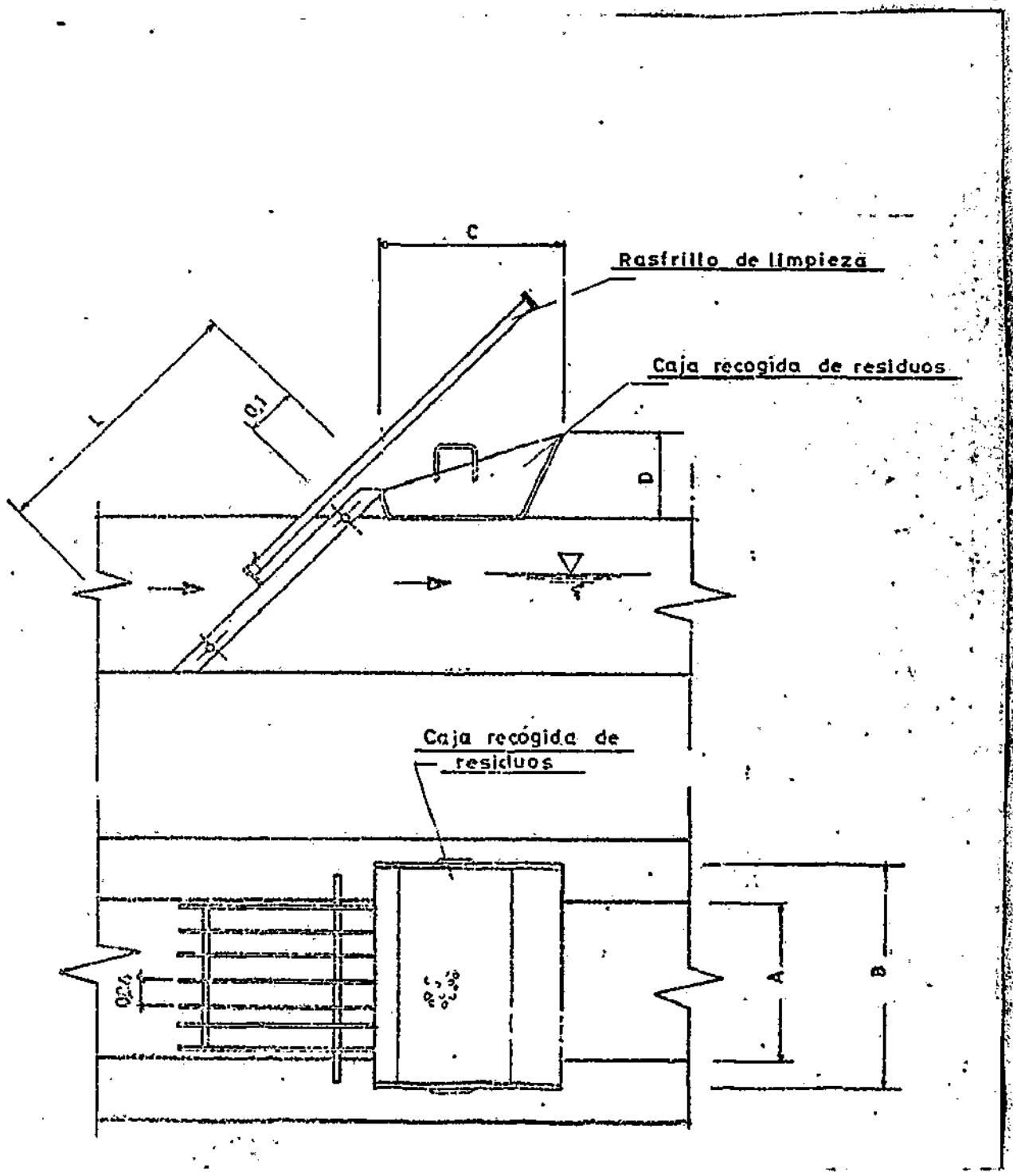


Figura 3.6.4.- Reja de limpieza manual

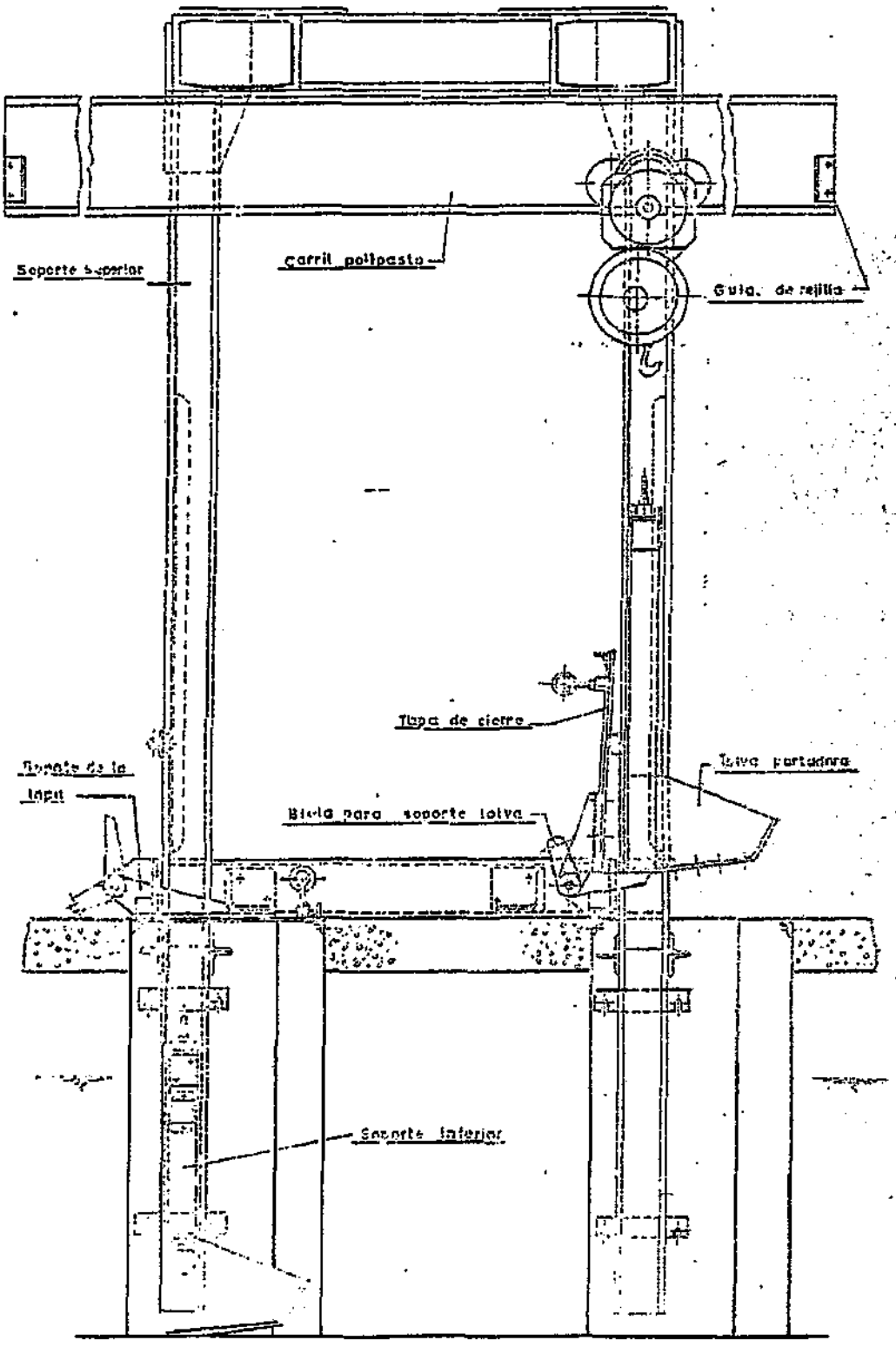


Figura 3.6.5.- Reja manual de gruesos

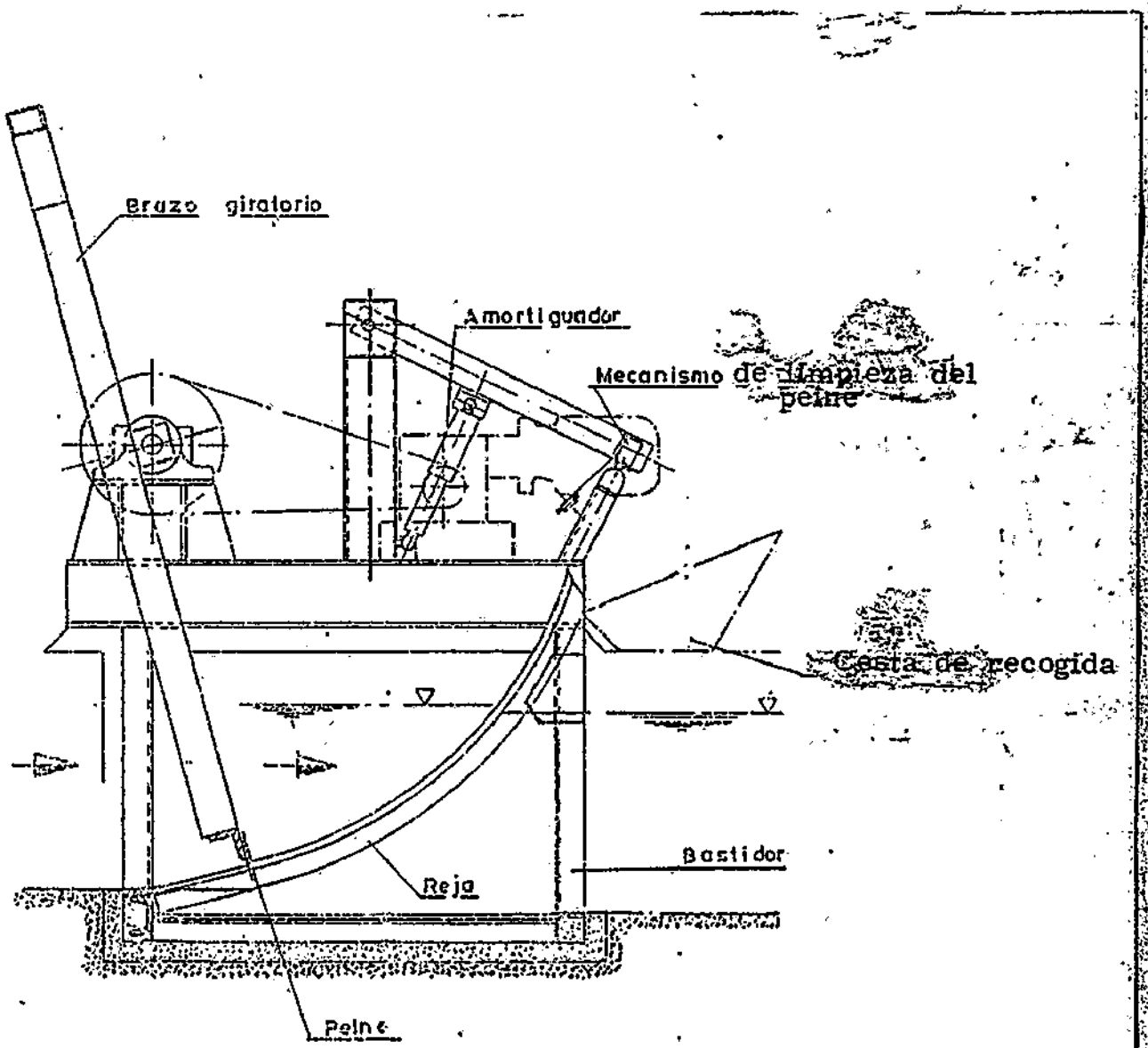
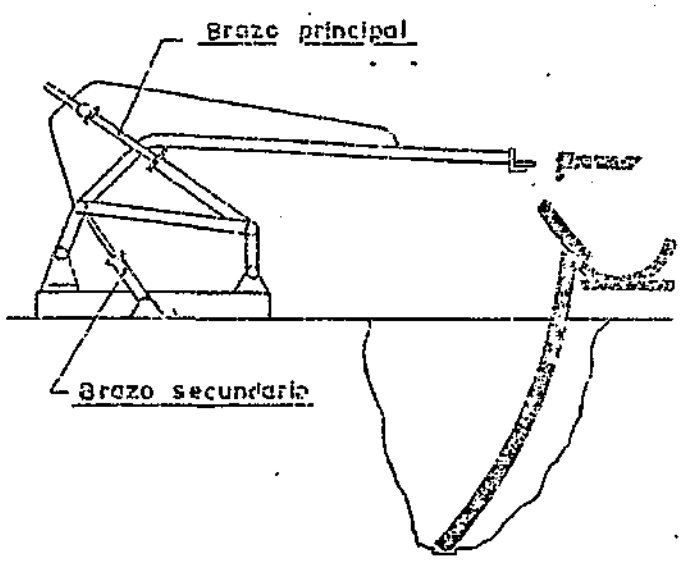
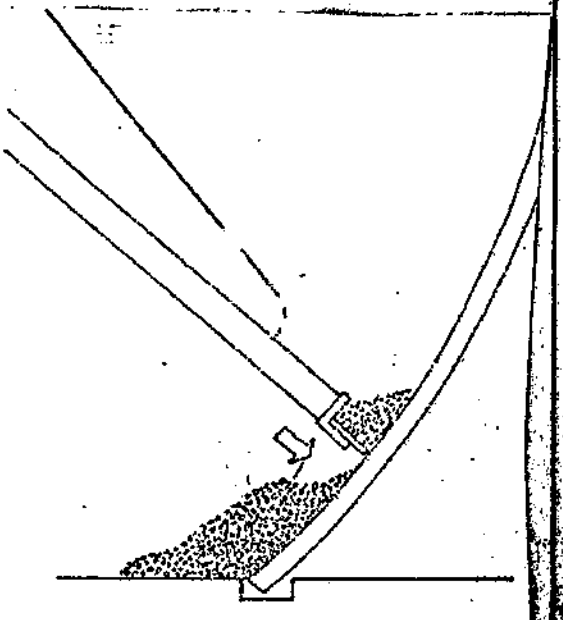


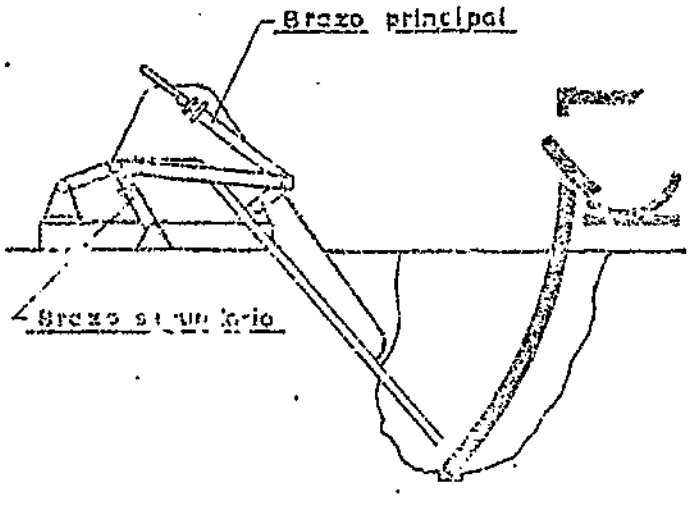
Figura 3.6.6, - Reja automática de peine simple



POSICION EN REPOSO

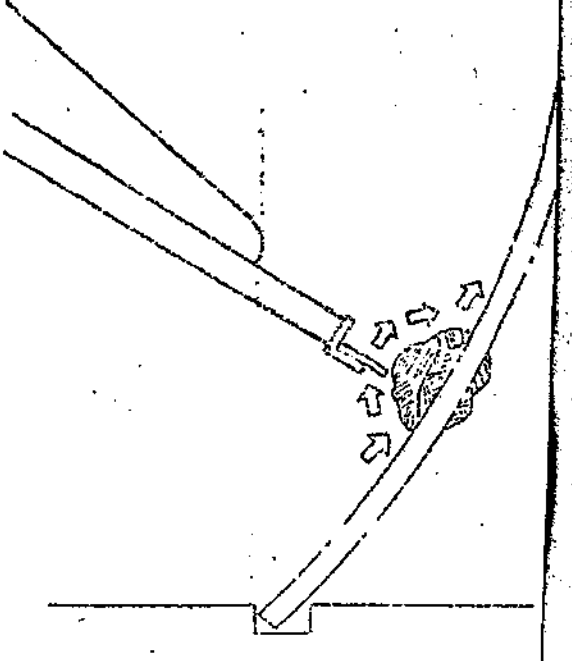


POSICION 1



REJILLA ENCAJADA

POSICION 2



POSICION 3

Figura 3.6.7.- Reja automática de movimiento sectorial

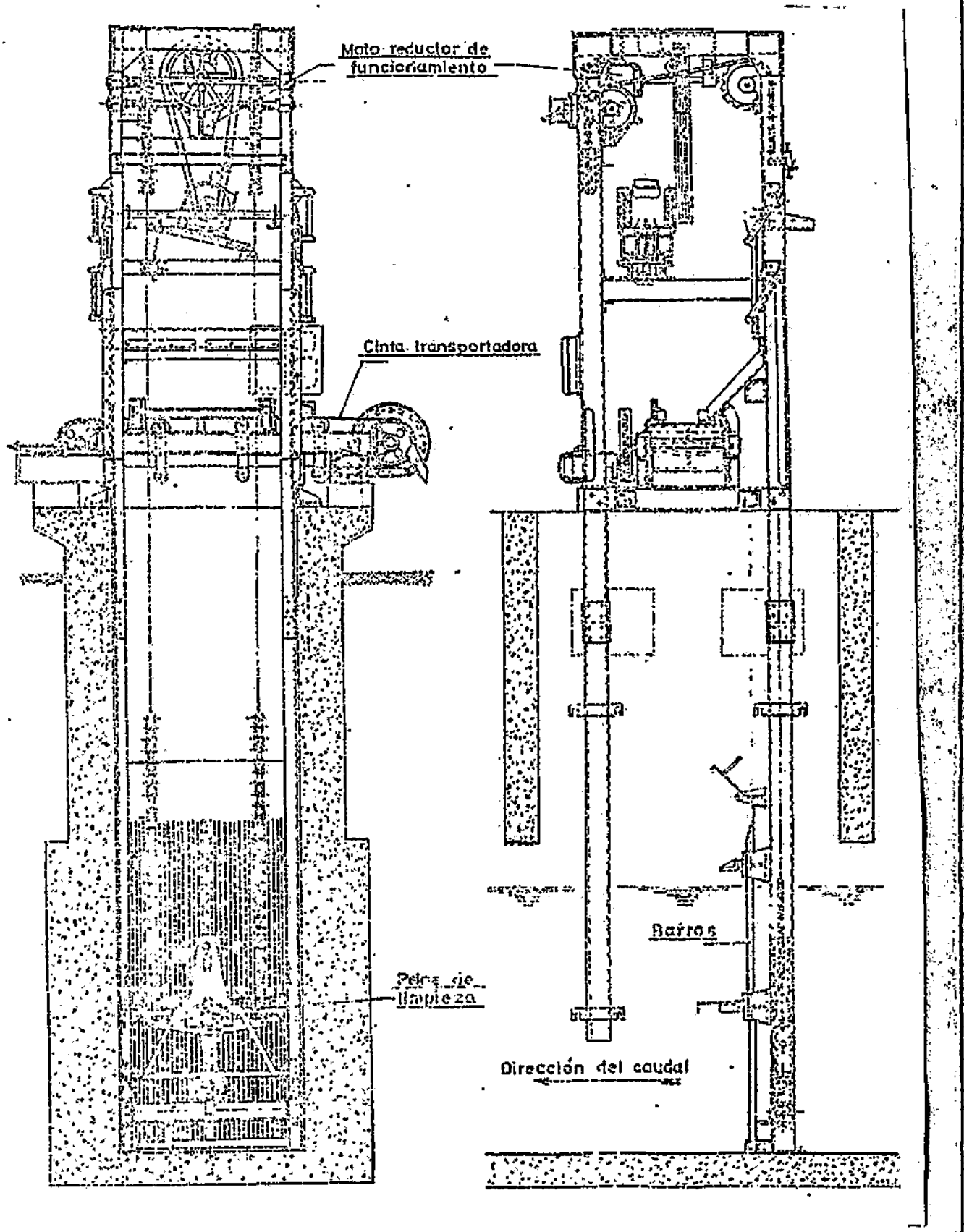


Figura 3.6.8.- Reja vertical de barrotes rectos

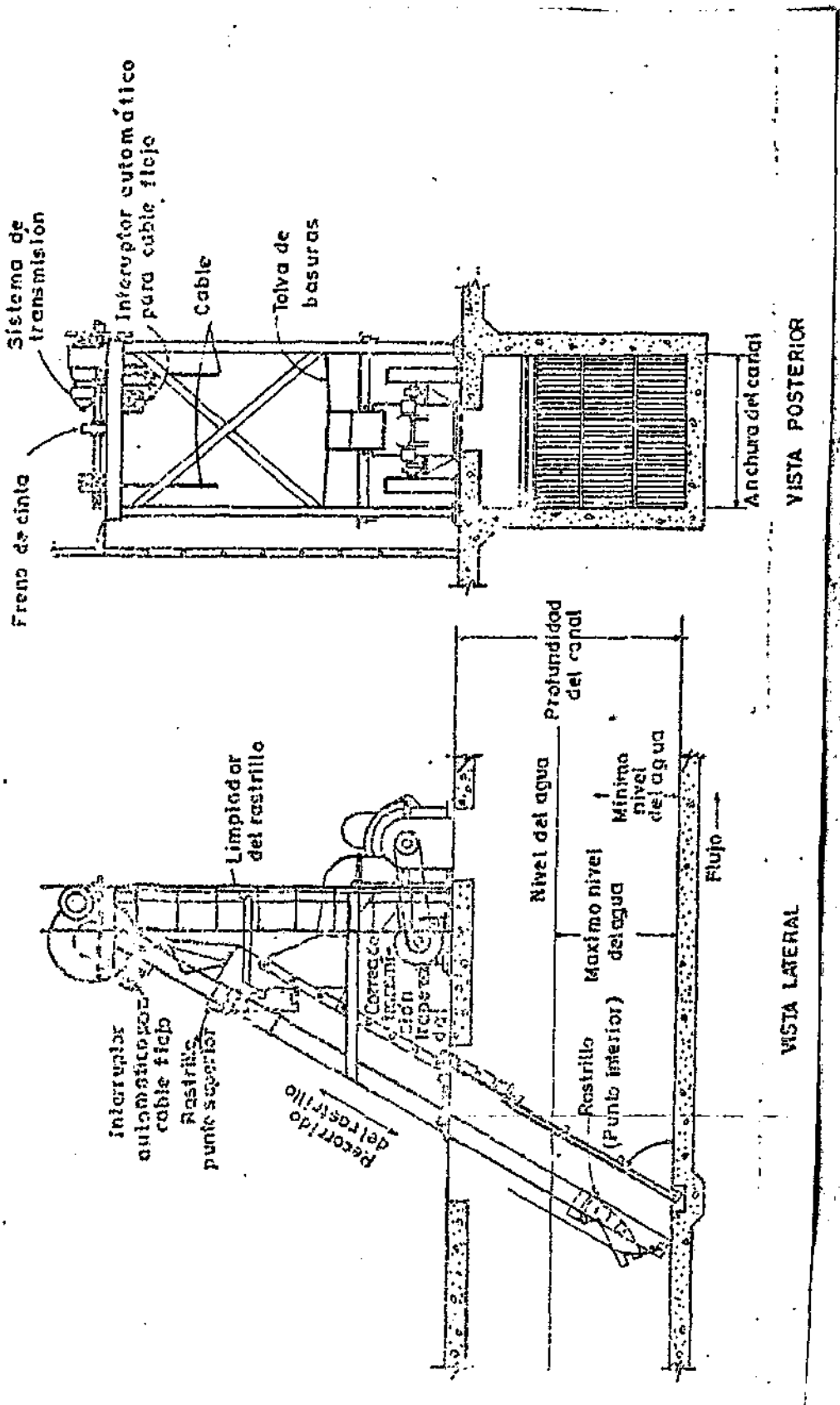


Fig. 3.6.9 Sección transversal y vista posterior de una reja de limpieza automática con barrotes inclinados.

La pérdida de carga real dependerá de los sólidos a eliminar, de su tamaño, de la abertura del tamiz, y del método y frecuencia de la limpieza.

Los diferentes tipos de tamices utilizados son de disco y de tambor y las formas de limpieza pueden ser por rasquetas, cepillos rotativos, chorros de agua o de aire.

Los tamices de tambor pueden ser de dos tipos, según que el agua cruce el tambor, o bien el agua se introduzca dentro y salga a través de las paredes. Normalmente utilizan malla de inoxidable, existiendo en el mercado, equipos normalizados de un diámetro de 1 a 1,5 m y una longitud de 1,2 a 3,6 m. encontrándose el tambor sumergido entre 1/3 y 2/3 de su diámetro y con una velocidad de giro aproximada de 4 rpm.

En las figuras 3.6.10 y 3.6.11 se presentan dibujos de tamices de tambor, en los que el líquido se introduce en el interior.

Los tamices de disco consisten en una placa perforada, a través de la caul pasa el agua residual, pudiendo encontrarse en posición vertical o inclinada, siendo arrastrados los sólidos por el giro del disco. El tamaño de estos equipos puede llegar hasta 5m. de diámetro con ranuras inferiores a 3mm., encontrándose sumergida aproximadamente los 2/3 de la superficie.

Los residuos eliminados por una reja o tamiz, normalmente, se vierte a una tolva o cajón perforado, situado sobre el canal donde está situado el equipo, con el fin de que escurran y eliminar la mayor cantidad de agua posible, dependiendo el volumen de basura recogida del tamaño de abertura de la reja o tamiz y del tipo de agua residual. En las plantas urbanas la cantidad recogida oscial entre 3 y 90 l. de basura por cada 1000 m^3 de agua residual, pudiendo aumentar hasta 180 l en aquellas plantas con red de alcantarillado unitario. Estas cantidades vienen a representar entre el 10 y el 15% de la materia en suspensión.

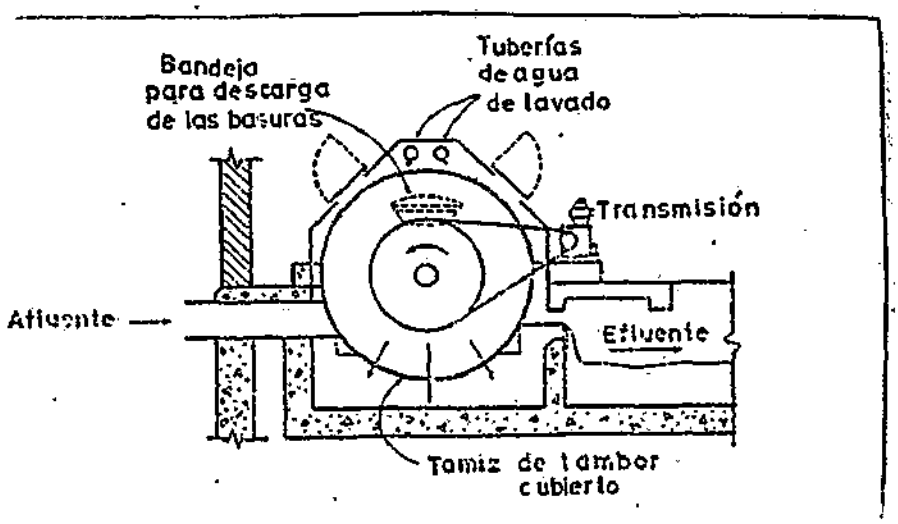


Fig 3.6.10 Tamiz de tambor

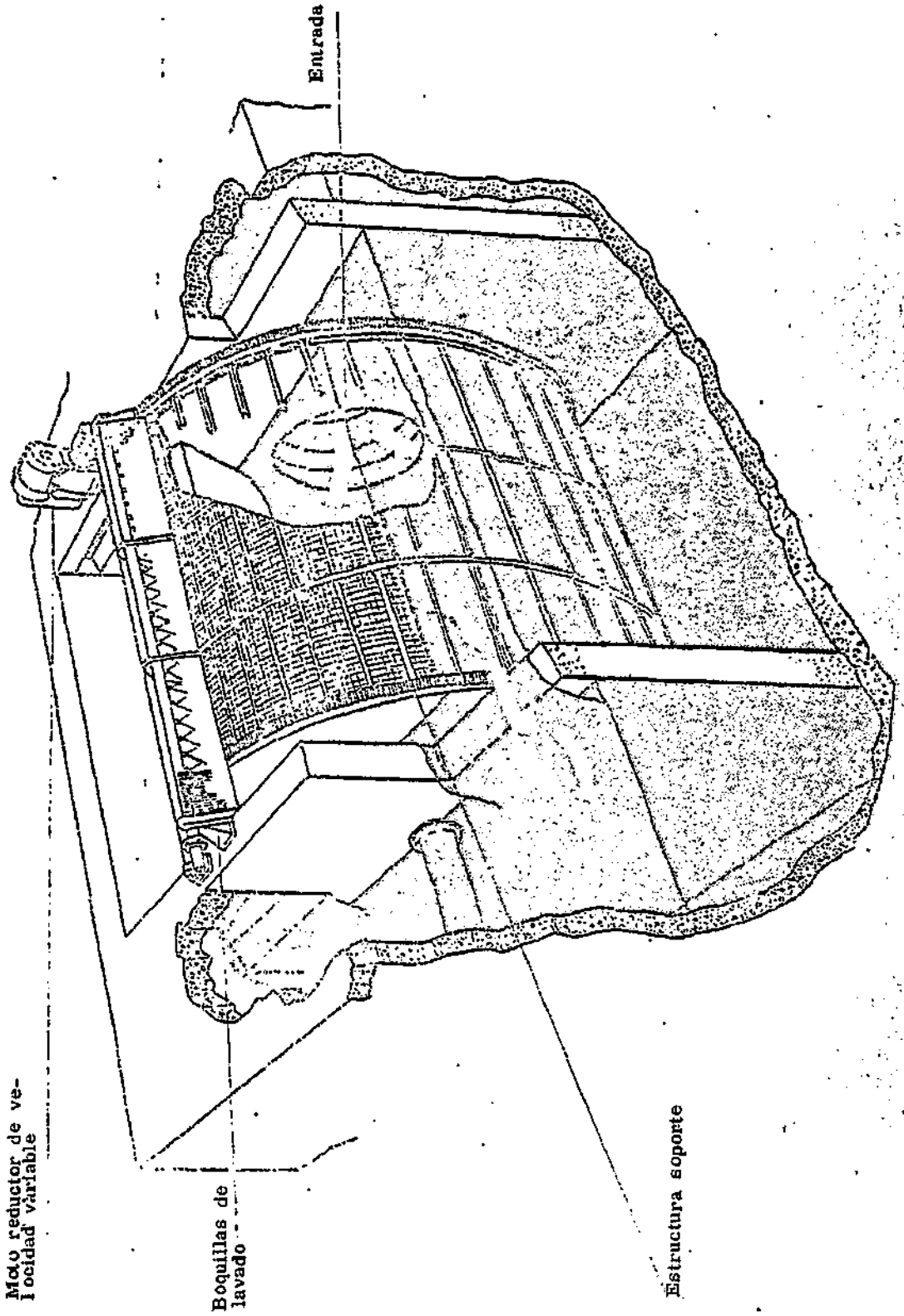


Fig. 3.6.11. Tamiz de Tambor.

La eliminación de estas basuras puede hacerse mediante :

- Relleno del terreno, con posterior enterramiento, siendo preciso una capa de tierra compactada sobre la basura no inferior a 15 cm.

- Incineración. A pesar de la buena combustión de casi todas las basuras, esta solución sólo es viable para plantas de gran volumen, debido al alto coste.

- Trituración y retorno al agua a tratar. Aunque esta solución es considerada como la más limpia, debe tenerse en cuenta que lleva consigo un aumento apreciable de los sólidos en suspensión y de la DBO del agua a tratar. Por otra parte la presencia de trapos, deja filamentos, muy perjudiciales para los equipos de bombeo.

- Dilaceración

Los trituradores o dilaceradores son dispositivos que montados en el canal de alimentación permiten el paso del agua residual troceando los sólidos en suspensión a partir de un cierto tamaño hasta reducirlos a otro tamaño menor para que no causen problemas en el resto de la planta de tratamiento.

Debido a la forma de actuar de los dilaceradores, es necesario su instalación posterior a los desarenadores, con el fin de evitar la abrasión excesiva producida por los sólidos inorgánicos presentes en el agua.

El primer sistema de dilaceradores constaba de una reja tipo tambor giratorio de eje vertical provisto de ranuras de 6 mm. en las máquinas pequeñas, y de 10 mm. en las grandes. El tambor, que funciona casi sumergido, está provisto de unos dientes cortantes de estelita y unas barras cizalla recubiertas asímismo de estelita.

El material de tamaño superior a las ranuras del tambor es cortado por los dientes y barras del tambor giratorio cuando se le hace pasar por un peine fijo. Las pequeñas partículas cizalladas atraviesan las ranuras del tambor y salen por una abertura en el fondo, mediante un sifón invertido hacia el canal aguas abajo.

Otro tipo de dispositivo triturador consiste en una rejilla fija semicircular montada en un canal rectangular, provista de discos cortantes giratorios. La rejilla intercepta los sólidos más grandes mientras que los pequeños pasan por el espacio existente entre la parrilla y los discos cortantes. Los dientes van montados sobre la parte giratoria y el peine está situado sobre la rejilla fija.

Un tercer tipo consiste en una reja semicircular de acero inoxidable fija en posición vertical, que tiene ranuras horizontales y que está situada en un canal rectangular cóncavo al flujo. Un brazo vertical accionado con motor, provisto de dientes cortantes oscila de un lado a otro entre las ranuras arrastrando las basuras hacia las partes laterales donde son desmenuzadas entre los dientes cortantes oscilantes y unas barras fijas también cortantes.

En la figura 3.6.12 se presentan un equipo dilacerador de reja fija, y en la figura 3.6.13 su forma típica de instalación en canal con reja como reserva.

Una variante de estos equipos dilaceradores, son las bombas dilaceradoras, las cuales aunan en el mismo equipo la misión de triturar los sólidos de gran tamaño con la de bombear el agua.

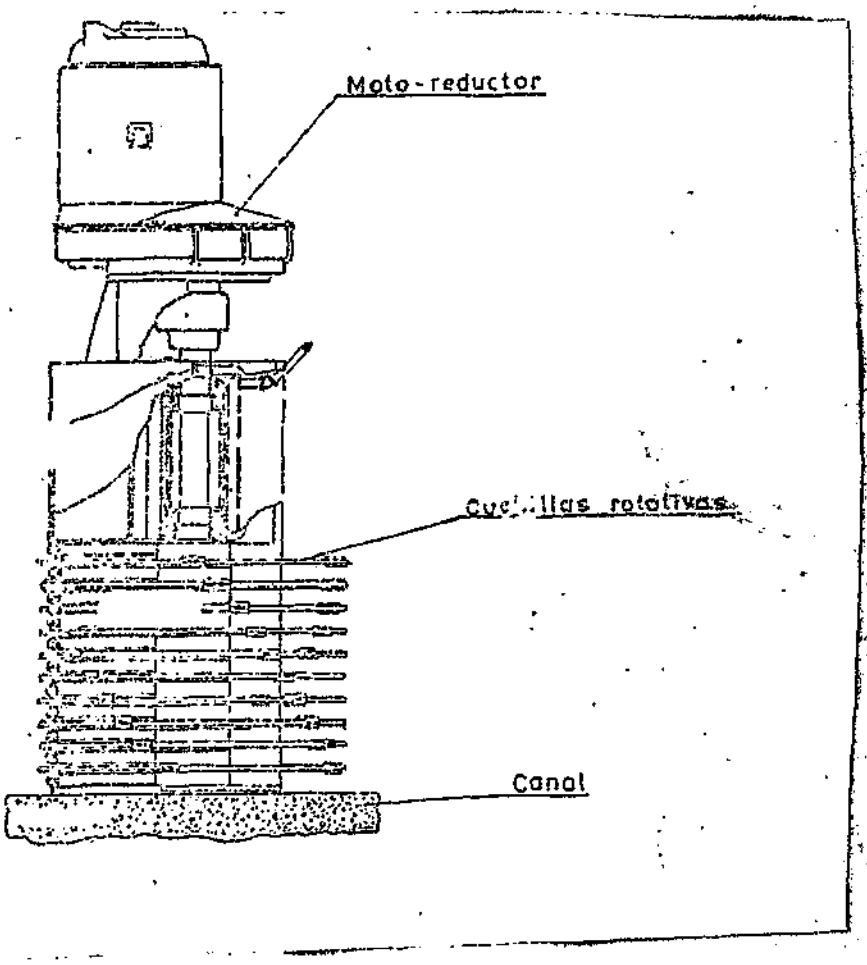


Fig. 3.6.12 Dilacerador

Desarenadores

Los desarenadores consisten en unos canales o tanques, en los cuales por disminución de la velocidad del agua se produce una decantación diferencial o selectiva de aquellas partículas inorgánicas de densidad elevada, y a su vez con una velocidad lo suficientemente elevada que evita la deposición de los sólidos en suspensión de naturaleza orgánica, siendo fundamental el mantenimiento de una velocidad constante.

Las partículas inorgánicas sedimentadas se conocen con el nombre de "arena", incluyendo en dicha denominación, no sólo arena, sino otros productos como son escorias, gravas, cáscaras de huevo, objeto metálicos, etc., que se encuentran en las aguas residuales.

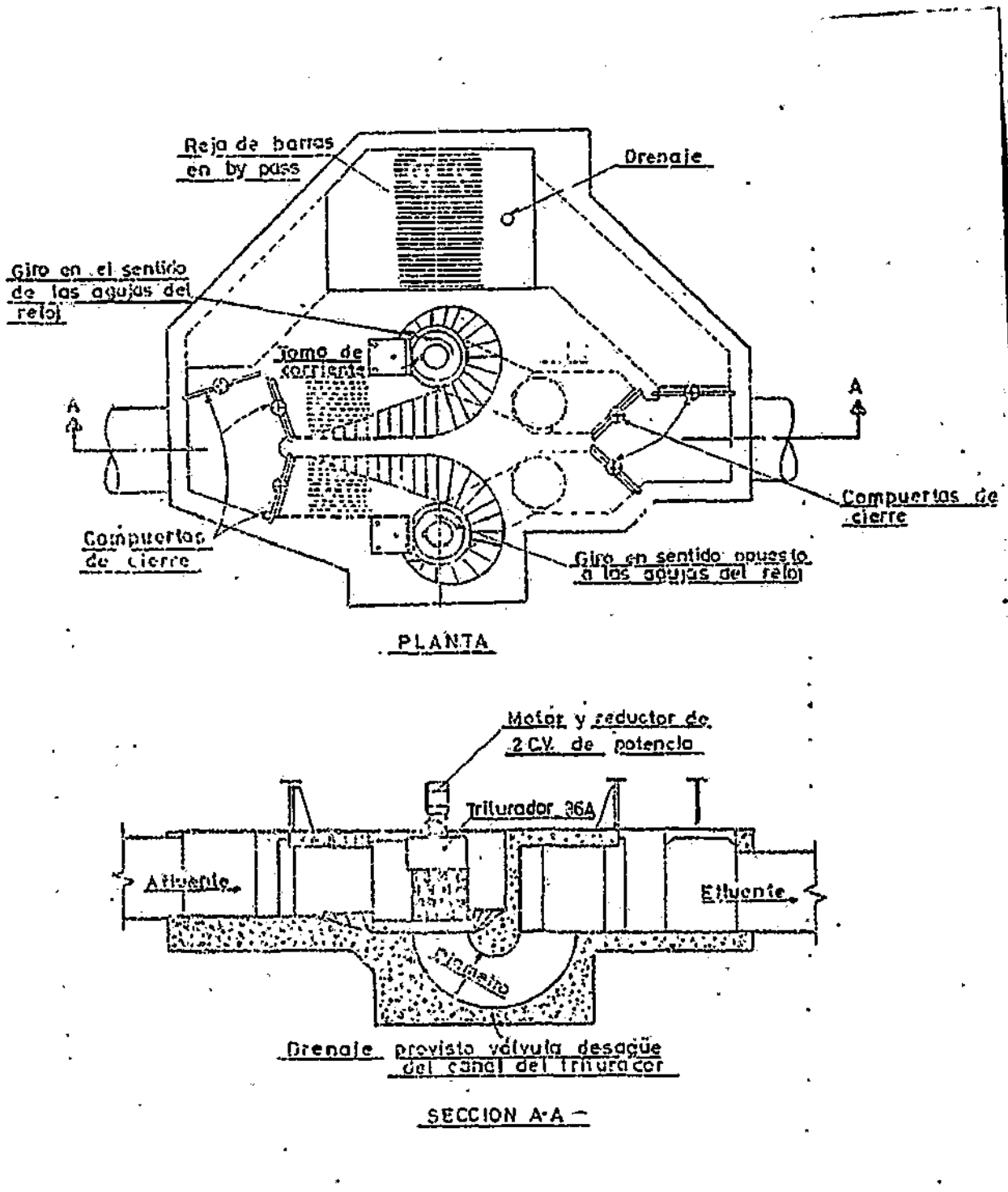


Fig. 3.6.13 Planta y Sección de una instalación de Dilaceración

La arena, incluso la de granulometría más pequeña, produce desgaste en las bombas y en los conductos a presión. Por otra parte si la arena no es eliminada quedaría depositada en el proceso de decantación primaria, pasando a continuación al tratamiento de lodos ocupando inútilmente los digestores, depositándose en su fondo y dando lugar a operaciones de limpiezas engorrosas.

Los desarenadores normalmente se diseñan para eliminar todos aquellos sólidos en suspensión con un peso específico superior a 2,5 y tamaño de partícula de 0,2 mm (en algunos casos se llega hasta -- 0,15 mm como límite inferior).

- Desarenadores de flujo horizontal

Los equipos de flujo horizontal más sencillos consisten en hacer pasar el agua residual por un canal debidamente diseñado, para que la velocidad del líquido a caudal máximo se encuentre entre 0,2-0,4 m/s (el valor óptimo es 0,3). A este valor se produce la decantación de las arenas, y en cambio mantiene en suspensión los sólidos de baja densidad, es decir materia orgánica.

El problema más importante que surge en el diseño, radica en la forma de mantener constante la velocidad del líquido, teniendo en cuenta las oscilaciones del caudal. En un principio, la solución adoptada consistió en la utilización de canales múltiples en paralelo, de tal forma que el personal de la planta ponía en servicio el número de canales precisos hasta conseguir una velocidad constante. Este método además de suponer un gran trabajo, llevaba consigo un control constante, así como no poder actuar de una forma inmediata sobre puntas de caudal. Posteriormente y con el fin de mantener la velociad constante se utilizaron en los desarenadores vertederos proporcionales, que se caracterizan por mantener la velocidad constante a lo largo de un canal rectangular, cuando varía la altura debido a la reducción de superficie de paso, gracias a su especial geometría.

Para el dimensionado de un desarenador de flujo horizontal se comienza por determinar la sección requerida de paso del líquido, para el caudal máximo, taniendo en cuenta que la velocidad debe ser próxima a 0,3 m/sg. Una vez conocida la sección y teniendo en cuenta la pérdida de altura hidráulica de que se dispone, se determina el ancho del canal, este último valor fijará el número de canales en serie a utilizar. La velocidad de sedimentación para partículas iguales o mayores de 0,2mm y con una densidad superior a 2,6 es aproximadamente de 0,018 m/s, por lo tanto conociendo la altura del agua y la velocidad de caída se determina el tiempo necesario para que una partícula llegue desde la superficie del líquido hasta el fondo del canal, y si este tiempo se multiplica por la velocidad horizontal del líquido dará la longitud teórica del desarenador. Es norma de buen diseño el utilizar una longitud superior a la teórica en un 50%, con el fin de compensar en parte las zonas turbulentas a la entrada y salida.

Una variante de los desarenadores de flujo horizontal, son los de tanque cuadrado, en los cuales al igual que en los anteriores, se reduce la velocidad de paso hasta 0,3 m/s. Los sólidos decantados son arrastrados por unas paletas mecánicas hacia un sumidero. Un inconveniente de estos equipos es la gran abrasión que se produce en los elementos móviles. En la figura 3.6.14 se presenta el croquis de un desarenador típico de sección cuadrada.

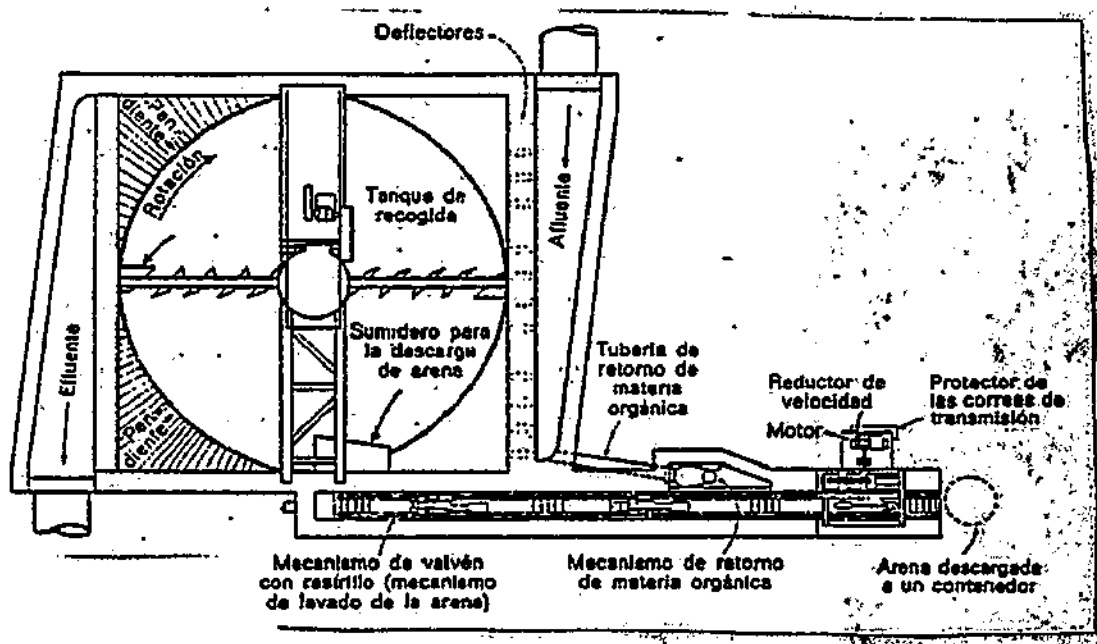


Fig. 3.6.14 Desarenador típico de sección cuadrada (de Dorr-Oliver)

- Desarenadores aerados

En la actualidad, y sobre todo en plantas grandes, se ha popularizado el empleo de desarenadores aerados, teniendo la ventaja de que la arena recogida está complementa limpia, con lo cual se evita su lavado posterior.

Estos equipos constan de un canal de forma parecida a los utilizados en oxidación biológica (véase la figura 3.6.15 diseñado para un tiempo de retención reducido (de tres a cinco minutos), y con un foso o canal en el fondo de paredes muy verticales que se encuentran a lo largo del desarenador, y debajo de los difusores de aire, con el fin de retener la arena.

Debido a la inyección de aire a través de los difusores, se produce un movimiento helicoidal del agua a tratar, de tal forma que a lo largo del recorrido se realizan de dos a tres movimientos cíclicos completos. Si la velocidad transversal es ajustada debidamente, la arena quedará en el canal auxiliar del fondo del desarenador. La forma de graduar dicha velocidad transversal, se realiza por variación del caudal de aire introducido a través de los difusores.

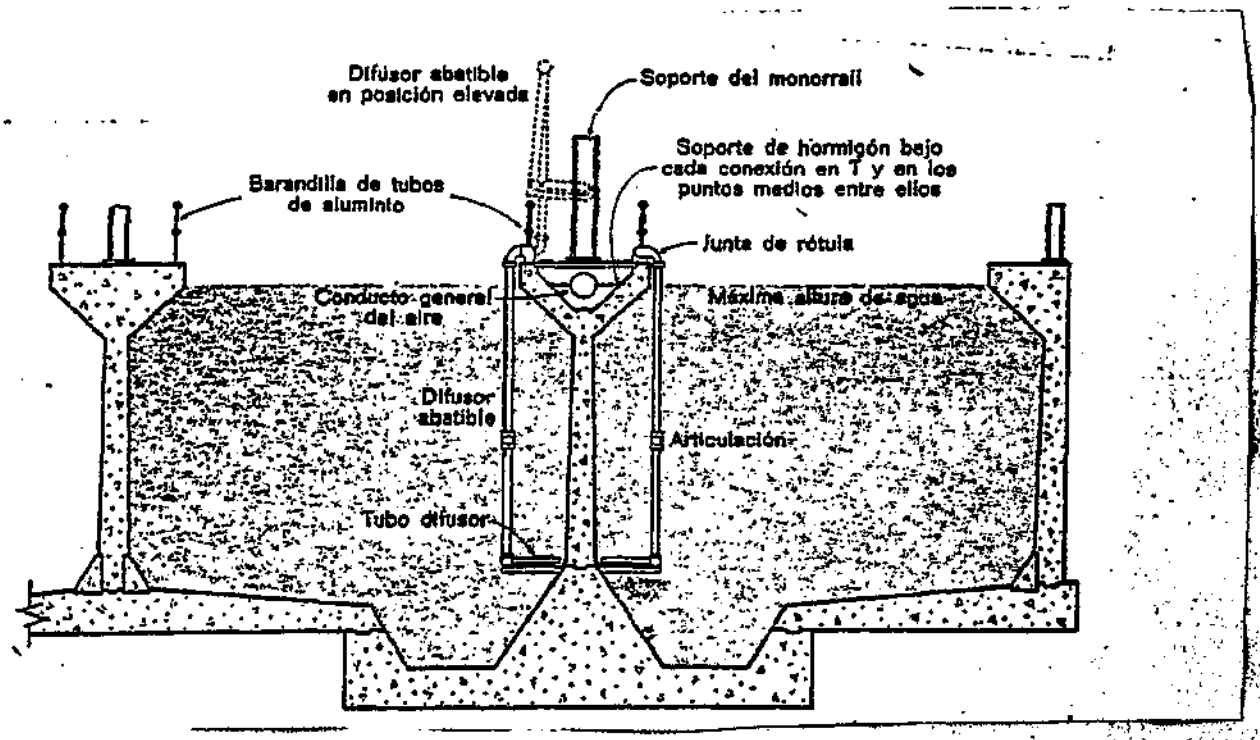


Fig. 3.6.15 Sección transversal de un desarenador aerado

La arena depositada en el fondo de los desarenadores de flujo horizontal, puede ser eliminada de forma manual, o mediante rastrillos, pudiendo llegar a tener hasta un 50% de materia orgánica, siendo preciso su lavado antes de su retirada de la planta.

En los equipos aerados se utiliza o bien una cadena sinfín provista de cangilones o de un tornillo helicoidal que arrastre los sólidos hasta un punto donde son extraídos.

La cantidad de arena recogida varía enormemente de unas plantas a otras, dependiendo de si se trata de una red de drenajes unitaria o separada, area de recogida, etc., pudiendo establecerse entre unos límites de 2 a 150 1/1.000 m^3 de agua tratada.

Separación de grasas y aceites

El proceso de separación de grasas y aceites, tal como se entiende en pretratamiento, consiste en la eliminación de este tipo de compuestos siempre que se encuentran libres en el agua residual, no pudiendo utilizar estos métodos para eliminar aquellos productos que se encuentren disueltos, o en forma coloidal. Por otra parte y como el fundamento de estos equipos se base en una separación por diferencia de densidad, por el mismo motivo se tendrá una decantación de sólidos en suspensión. Dentro del concepto de grasas y aceites, además de estos compuestos se incluyen jabones, aceites minerales, derivados del petróleo, etc.

- Trampas de aceite

En aquellos casos en que sea preciso la eliminación de aceites antes del vertido del agua residual a la red de alcantarillado, como puede ser el caso de garajes, talleres, restaurantes, etc. el empleo de trampas de aceite pude ser suficiente, requeriendo estos equipos una limpieza frecuente, con el fin de conseguir un rendimiento aceptable.

- Preaeración

El empleo de un sistema de aeración previo al tratamiento primario además de eliminar malos olores y homogeneizar el agua residual facilita la separación de aceites, arrastrándolos a la superficie de donde son eliminados a través de un "desnatador" apropiado.

Para la eliminación de aceite en aguas residuales con concentraciones moderadas de estos compuestos, es suficiente un tiempo de retención de 10 a 30 min. y un consumo de aire de 0,75 a 3 m^3 de aire/m^3 de agua tratada.

En aquellos casos en que se utiliza pre-aeración y desarenadores por aire, el método utilizado consiste en aumentar el tiempo de retención en este último, de tal forma que la arena es eliminada en la primera parte del tanque.

- Separador de aceite tipo API

Los principios en que se basa el diseño actual de los separadores API parten de los trabajos de investigación realizados en la Universidad de Wisconsin, así como de la experiencia adquirida en las unidades de varias refinerías. Consisten en un canal rectangular, de dimensiones apropiadas para que el régimen sea laminar y con un tiempo de retención tal que permita a las gotas de aceite alcanzar la superficie de donde son eliminadas. Con el fin de facilitar la eliminación del aceite se colocan unos listones o barredoras perpendiculares a las paredes laterales del canal y unidos a una cadena sinfín, que se mueven en la misma dirección del flujo por la superficie y que acumulan el aceite en las proximidades del "destanador". En el camino de vuelta las barredoras regresan por el fondo arrastrando los lodos depositados en el separador. Con el fin de no producir turbulencias en el seno del líquido, la velocidad de arrastre debe ser próxima a la del agua. Estos equipos son muy utilizados en la industria del petróleo, obteniéndose unos resultados muy satisfactorios.

Las características del equipo y el método de diseño pueden encontrarse en el "Disposal of Refinery Waster" (Evacuación de efluentes de refinerías) del American Petroleum Institute (API).

Un sistema para mejorar la eficacia de los separadores "API" consiste en aumentar los tiempos de retención, con el fin de lograr un período mayor para la separación agua-aceite, lo que lleva consigo un incremento de la superficie y una mayor influencia de los agentes metereológicos como viento, temperatura, aire, etc., sobre el proceso. Con el fin de evitar estos problemas, se desarrolló un nuevo tipo de separadores, en los que la cámara de separación se encuentran dividida por un conjunto de placas onduladas e inclinadas a 45º, con lo que se reduce considerablemente por un lado la distancia a recorrer por la gota de aceite, a la vez que se multiplica la superficie efectiva de la unidad.

Las gotas de aceite ascendentes se acumulan en las crestas de las placas, facilitando la coalescencia del aceite, y por dichas crestas, debido a la inclinación de las placas se dirigen hacia la zona de acumulación del aceite, donde existe un "despatador" para su evacuación. Si en el agua residual existen sólidos, estos decantarán en los valles de las placas, deslizándose por la inclinación existente hasta la zona de lodos, desde donde se evacuan mediante purgas periódicas. En la figura 3.6.16 se representa un equipo de estas características.

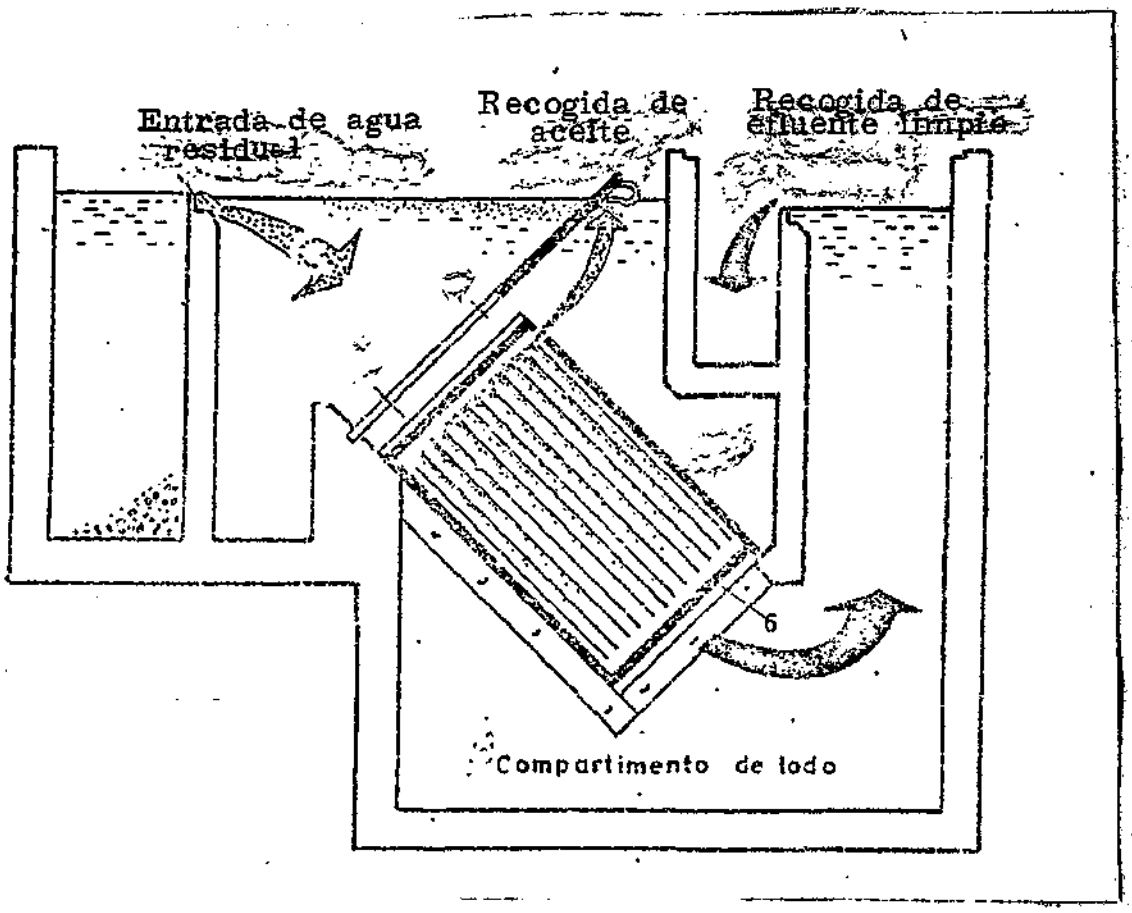


Fig. 3.6.16 Separador de placas

6.2.2 Tratamiento primario

De acuerdo con la clasificación clásica de los tratamientos de aguas, se entiende por tratamiento primario, al conjunto de procesos que tienen como misión la separación por medios físicos de las partículas en suspensión no retenidas en los tratamientos previos. En algunas ocasiones los procesos de separación de grasas y aceites se incluyen entre las operaciones clasificadas como tratamiento primario.

La diferencia de las diversas operaciones incluídas en el tratamiento primario no es totalmente clara ya que, por ejemplo, para la separación de sólidos coloidales se requiere la utización de produc-

tos químicos o coagulantes que rompan el estado coidal de las partículas y formen flóculos de gran tamaño, con el fin de acelerar el proceso de decantación. Igualmente se incluye dentro del tratamiento primario el proceso de neutralización (proceso típicamente químico), que se realiza para conseguir el pH idóneo para efectuar la floculación o bien para preparar el sistema para tratamientos posteriores como puede ser oxidación bioquímica.

Las operaciones y procesos normalmente incluidos en el denominado tratamiento primario son :

- Sedimentación
- Coagulación - floculación
- Flotación con aire
- Neutralización

Cada una de las operaciones indicadas anteriormente, tienen su campo de aplicación perfectamente delimitado, dependiendo la utilización de uno u otro fundamentalmente, de la naturaleza y tamaño del sólido a eliminar. De tal forma, se utilizará un proceso de sedimentación para la eliminación de sólidos en suspensión con una densidad mayor que la del agua y de un tamaño superior a 10 m. En el caso de sólidos en suspensión de tamaño muy fino, o bien cargados eléctricamente se precisará un proceso de coagulación - floculación que agrupe dichos sólidos en partículas de mayor tamaño con el fin de aumentar su velocidad de sedimentación. Por último, aquellos compuestos de densidad próxima o menor que la del agua, pueden ser eliminados mediante flotación con aire.

En la figura 3.6.17 se indican los sólidos presentes en un agua residual de intensidad media, y en la figura 3.6.18 una clasificación de las partículas presentes en el agua, indicando su forma de eliminación.

- Sedimentación

La sedimentación es una de las operaciones más antiguas empleadas en el tratamiento de las aguas residuales, así como una de las más utilizadas en la actualidad, siendo un proceso netamente físico de eliminación de sólidos en suspensión susceptibles de separación por diferencia de densidad, de tal forma que las partículas más pesadas que el agua, son separadas por la acción exclusiva de la gravedad.

En el proceso de sedimentación, se obtienen un líquido claro sobrenadante en la superficie del equipo y los sólidos son extraídos en forma de fangos o lodos, con una concentración más o menos elevada por el fondo del mismo.

La utilización de este proceso en el tratamiento primario, tiene por objeto proteger los procesos posteriores de oxidación biológica de la deposición de fangos inertes de densidad elevada, así como evitar la abrasión de los diferentes equipos mecánicos. En otros casos la sedimentación se lleva a cabo única y exclusivamente para eliminar los sólidos decantables antes de su vertido al cauce receptor.

La sedimentación de partículas no floculantes y en unas concentraciones en que no existan interferencias entre ellas (denominadas partículas discretas), puede ser estudiada mediante las leyes de Newton y Stokes.

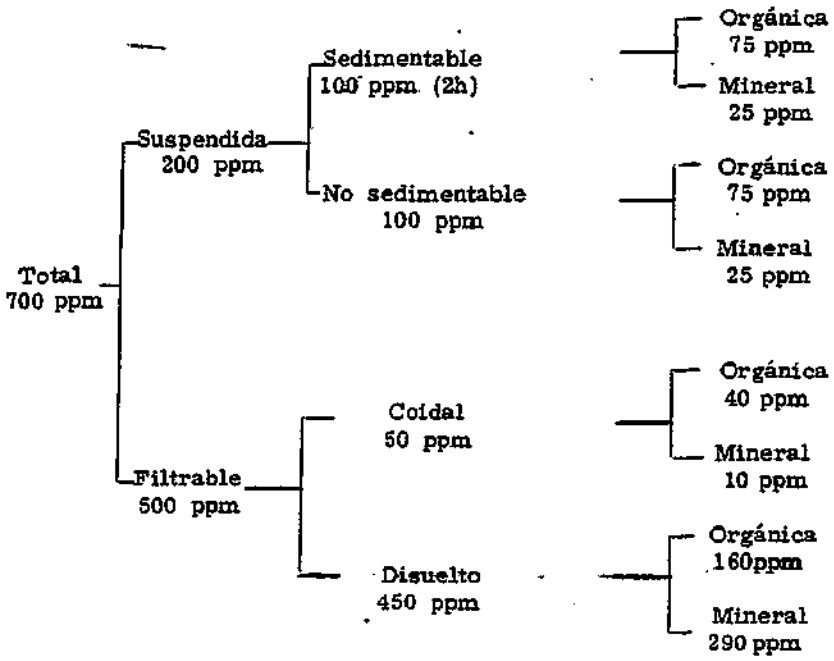


Fig. 3.6.17 Clasificación de los sólidos presentes en un agua residual de intensidad media

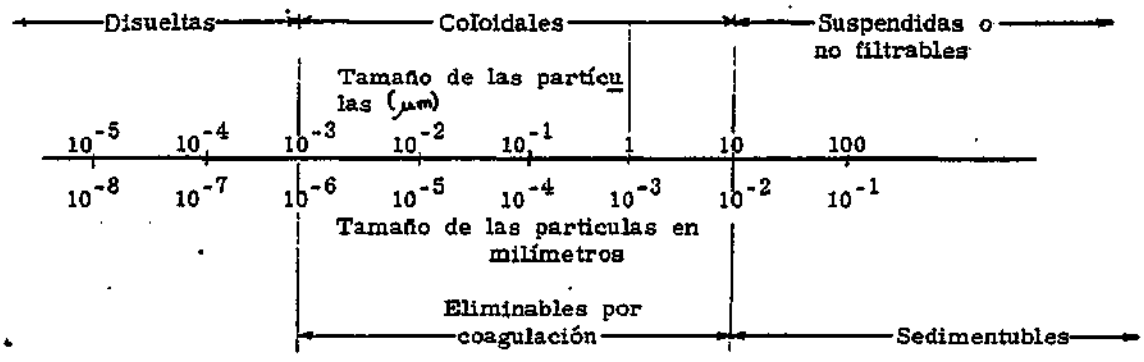


Fig. 3.6.18 Clasificación e intervalo de tamaño de las partículas presentes en el agua residual

El peso efectivo de la partícula viene dado por :

$$W = (P_s - P) \cdot g \cdot V$$

Siendo

P_s = densidad de la partícula

P = densidad del agua

g = aceleración de la gravedad

v = volumen de la partícula

Las fuerza de arraste por unidad de área de la partícula dependerá de su velocidad, densidad, viscosidad, y diámetro y viene expresada por la siguiente ecuación:

$$F_D = \frac{1}{2} C_D \cdot A \cdot v^2 \cdot P$$

siendo

F_D = fuerzas de arrastre

C_D = coeficiente adimensional de arrastre

v = velocidad de la partícula

A = área transversal

Si se igualan el peso efectivo de la partícula con la fuerzas de arrastre, resultará

$$(P_s - P) \cdot g \cdot V = \frac{1}{2} C_D A \cdot v^2 \cdot p$$

Si se considera que todas y cada una de las partículas tienen forma esférica y que el diámetro es d, la ecuación anterior quedará de la siguiente forma :

$$(P_s - P) g \left(\frac{1}{6} \cdot \pi \cdot d^3\right) = \frac{1}{2} C_D \cdot \left(\frac{\pi d^2}{4}\right) v^2 \cdot p$$

de donde se obtiene la ley de Newton :

$$Vc = \sqrt{\frac{4}{3} \cdot \frac{g (P_s - P) \cdot d}{P \cdot C_D}}$$

siendo V_c la velocidad final de las partículas.

El coeficiente adimensional C_D adopta diversos valores de acuerdo con el número de Reynolds, así como con la geometría de las partículas. En la figura 3.6.19 se muestran los valores del coeficiente de arraste en función del número de Reynolds.

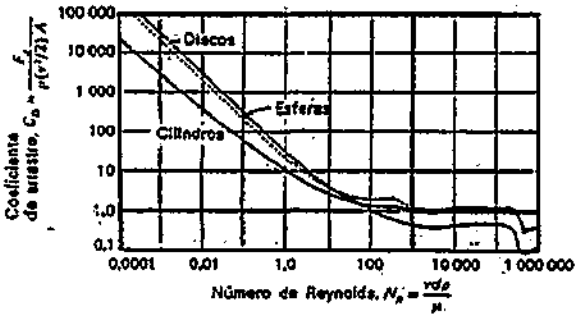


Fig. 3.6.19 Coeficiente de arrastre en función del número de Reynolds y de la forma de la partícula

Aunque la forma de las partículas afecta al valor del coeficiente, la curva para partículas esféricas se puede aproximar por medio de la siguiente ecuación (límite superior $N_R = 10^4$) :

$$C_D = \frac{24}{N_R} + \frac{3}{N_R} + 0,34$$

Para números de Reynolds inferiores a 0,3 se obtiene la ley de Stokes

$$V_c = \frac{g (P_s - P) \cdot d^2}{18 \cdot \mu}$$

En condiciones de règimen laminar, Stokes determina que la fuerza de arrastre viene dada por :

$$F_d = 3 \cdot \pi \cdot \mu \cdot v \cdot d$$

Igualando esta fuerza con el peso efectivo se obtiene que la ley de Stokes indicada anteriormente.

En el proyecto de tanques de sedimentación, el método normal de diseño es la determinación o selección de una velocidad final de partícula (V_c) y proceder al dimensionado del tanque, de tal forma que queden eliminadas todas las partículas que posean una velocidad igual o mayor que V_c.

El volumen de agua clarificada por unidad de tiempo venderá dada por

$$Q = A \cdot V_c$$

o bien

$$V_c = \frac{Q}{A}$$

Siendo la velocidad ascensional del líquido, o carga superficial, la base normalmente utilizada para diseño.

El tiempo de retención hidráúlico y la profundidad del tanque vendrán dados por :

$$V_c = \frac{h}{t_r}$$

siendo

A = área del sedimentador
h = altura del sedimentador
t_r = tiempo de retención

Los factores a tener en cuenta para el diseño de un sedimentador, son los siguientes :

- Variación de caudal
- Carga de sólidos
- Concentración de sólidos en suspensión
- Carga superficial
- Carga de vertedero
- Superficie y altura

En la mayoría de los casos, por tratarse de partículas de diferente tamaño y forma, así como por su variación en composición, es preciso llevar a cabo una serie de ensayos de laboratorio, con el fin de poder determinar los parámetros adecuados de diseño. Estos ensayos son especialmente necesarios cuando los sólidos en suspensión no actúan como partículas discretas.

Los sedimentadores pueden ser circulares o rectangulares, dependiendo la selección de uno u otro tipo de factores como son el tamaño de la instalación, las disposiciones y reglamentos de control, el terreno disponible y sus condiciones, la experiencia del contratista y la estimación de los costes.

En la figura 3.6.30 se muestra la disposición típica de un tanque de sedimentación rectangular, de decantación primaria, entrando el agua a tratar por un extremo y saliendo el efluente por el opuesto, siendo en consecuencia, el flujo paralelo a la dimensión más larga del sedimentador. Los fangos depositados en el fondo son arrastrados hasta uno de los extremos por un sistema de cadenas transportadores sinfin. Sujetos a las cadenas y a intervalos de 3m aproximadamente, se colocan unos tablones de madera o rascadores, de 0,15 a 0,20m de profundidad, que se extiende por toda la anchura del tanque. La velocidad de las cadenas oscila de 0,3 a 1,2m/min., debiendo ser lo más constante a lo largo de todo el recorrido y procurando que sea lo más próxima a la del flujo, con el fin de no producir turbulencia. Los sólidos arrastrados por la cadena son depositados en un canal transversal, de donde son eliminados por medio de un equipo de bombeo o bien mediante un tubo telescópico que por ser sifón los envía a un pozo de bombeo. Las purgas de lodos suelen realizarse intermitentemente, disponiendo la bomba de un programador, variando el tiempo entre purgas desde 30 min hasta varias horas, dependiendo del tipo y cantidad de fango formado. En ciertos equipos de gran tamaño las rasquetas unidad por cadenas, son sustituídas por un mecanismo tipo puente, que se desplaza sobre vías a lo largo de las paredes laterales del sedimentador, y del cual cuelga una cuchilla rascadora, que en el desplazamiento de vuelta, es levantada para no producir alteraciones.

La entrada del líquido a tratar debe realizarse transversalmente al tanque, por medio de un vertedero, de forma que se distribuya regularmente a lo largo de toda la sección, con el fin de no producir zonas muertas de trabajo.

La salida del líquido se lleva a cabo, al igual que la entrada, a lo largo de toda la anchura, mediante vertedero ajustable, en forma de "V", con ángulo de 90º.

Las rasquetas de lodos en su camino de vuelta, lo hacen por la superficie, produciendo el arrastre de las espumas y flotables, en donde son atrapadas por unos deflectores antes de su eliminación. Estos deflectores se sitúan perpendiculares al flujo.

La ventaja de los sedimentadores rectangulares es su más fácil acoplamiento en el caso de precisar la construcción de varias unidades, siendo muy interesantes en aquellos casos de escase de terreno o bien de precio elevado.

En la figura 3.6.21 se representa un equipo típico de sedimentación primaria circular encontrándose normalizados estos equipos para diámetros comprendidos entre 5 y 60 m.

En los sedimentadores circulares los fangos son arrastrados hacia un cuenco o pozo de lodos situado muy próximo al centro, por medio de unos brazos giratorios que barren el fondo. En los equipos de diámetro inferior a 10 m, el sistema de arrastre de fangos se encuentra colgado de un puente diametral, mientras que en los de diámetro superior a 10 m se utiliza un apoyo central en que el equipo de arrastre se encuentra en el extremo exterior del puente, pivotando todo el mecanismo sobre el pilar central. La eliminación de espumas y flotables se lleva a cabo mediante un brazo radial que gira solidario con las rasquetas de lodos. La velocidad periférica de las rasquetas suele ser muy lenta, del orden de 1,5 a 2,5 m/min. Los lodos enviados al compartimento central son eliminados por purgas periódicas bien con bomba o con una línea telescópica.

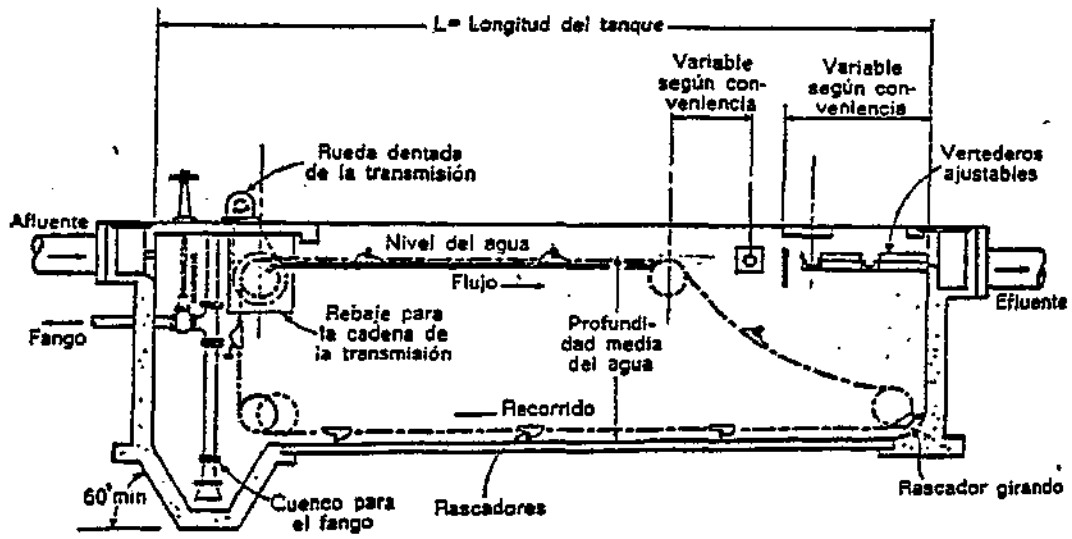


Fig. 3. 6. 2 Tanque de sedimentación primaria, rectancular (de Link - Belt)

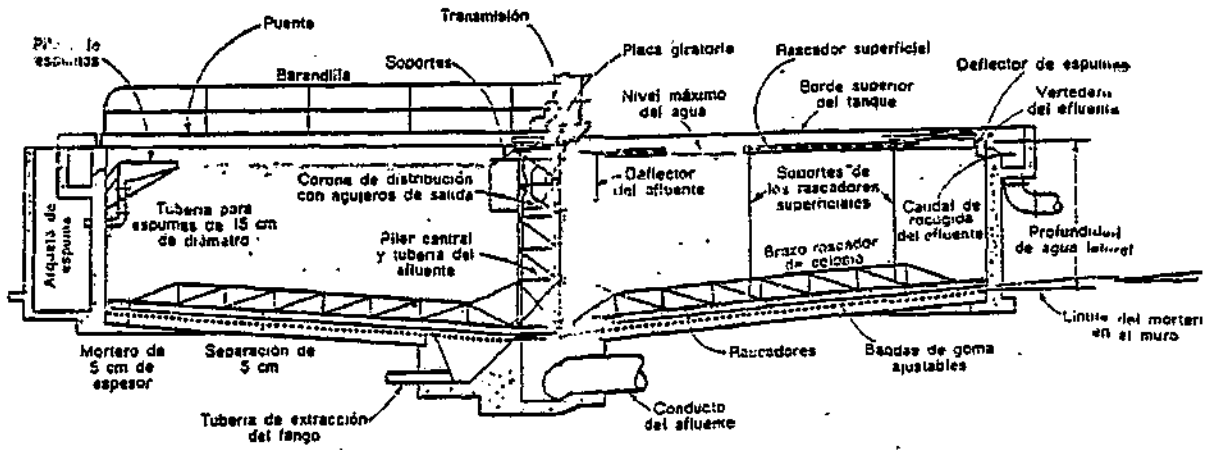


Fig. 3.6.21 Tanque de sedimentación primaria, rectangular (del Infilco)

La alimentación del agua a tratar se realiza normalmente por la parte central, en una sección circular destinada a distribuir el agua por igual en todas las direcciones. La salida del líquido se lleva a cabo por medio de un vertedero ajustable situado anularmente. El fondo del tanque tiene forma cónica o tronco-cónica, con una pendiente aproximada de 8 a 8,5%.

- Flotación con aire

El proceso de flotación con aire es utilizado en el tratamiento de las aguas residuales con el fin de eliminar sólidos en suspensión de densidad próxima a la del agua o tamaño muy fino así como aceites y grasas, tanto si se encuentran en forma libre como en emulsión. La separación se lleva a cabo introduciendo ó formando burbujas de aire, de un tamaño muy fino, en la fase acuosa. Estas burbujas tienden a fijarse en la materia a separar, de tal forma que el peso específico del conjunto partícula-aire resulta menor que el del agua, creándose una fuerza ascensional suficiente para alcanzar la superficie del líquido, consiguiéndose con este proceso que partículas con mayor densidad que el agua, puedan ser separadas por flotación en la superficie, de donde son retiradas mediante los mecanismos oportunos. En el caso de partículas con menor densidad del agua, por las mismas razones indicadas anteriormente, se facilita grandemente la sepración con este proceso.

El rendimiento de un sistema de flotación por aire disuelto se expresa por la relación existente entre los kilos de aire utilizados y los kilos de sólidos eliminados, para conseguir un rendimiento apropiado. Esta relación varía en la práctica, entre 0,005 y 0,06, siendo una función de la presión de trabajo y de la concentración de sólidos, de acuerdo con la siguiente ecuación (para presurización de todo el caudal).

$$\frac{A}{S} = \frac{1,3\ Sa\ (f.\ P - 1)}{C}$$

en la que

A = kg. de aire
S = kg. de sólidos eliminados
Sa = solubilidad del aire en agua, cm^3/l
f = fracción de aire disuelto a la presión P (generalmente 0,5)
P = presión absoluta en atm
C = concentración de sólidos en ppm

Si en el proceso sólo se presuriza la recirculación, la ecuación anterior será :

$$\frac{A}{S} = \frac{1,3\ Sa\ (f.\ P - 1)}{C} \cdot \frac{R}{Q}$$

donde :

R = caudal de recirculación presurizado, m^3/d
Q = caudal de líquido mezcla, m^3/d

De acuerdo con la forma de producir y/o introducir las burbujas de aire en la masa de agua, se pueden distinguir tres sistemas o formas diferentes del proceso de flotación y que son los siguientes :

- Aeración a presión atmosférica, consistente en la introducción directa en la fase líquida de pequeñas burbujas de aire, mediante la utilización de difusores, situados en el fondo del tanque de aeración. La eficacia de este método es muy baja en la separación de sólidos en suspensión, aunque ofrece una cierta ayuda para la separación de aceites y grasas. Este sistemas es, generalmente, poco utilizado.

- Flotación por disolución de aire. En este sistema el aire es disuelto bajo presión de una a cuatro atmósferas y a continuación, la mezcla se somete a descomprensión hasta la presión atmosférica. Cuando se reduce la presión, el gas disuelto en exceso se libera en finas burbujas por - toda la masa del líquido. Por otra parte los núcleos de burbujas tienen tendencia a formarse en la interfase elemento a separar-agua, produciéndose la fijación del aire y en consecuencia la flotación de aquél.

La flotación por disolución de aire se lleva a cabo somentiendo el líquido a tratar a una presión de tres o cuatro kg/cm^2 (en algún caso se llega hasta 6 kg/cm^2) en presencia del aire, hasta - conseguir su saturación, siendo el tiempo normal preciso para esta operación de uno a cinco minutos. A través de una válvula apropiada, el agua a presión y saturada en aire, se envía a un tanque atmosférico formándose a lo largo de toda la masa una gran cantidad de pequeñas burbujas (de 30 a 120 μm de diámetro) que se fijan a los cuerpos a eliminar y son arrastrados a la - superficie, donde unas paletas especiales retiran las espumas y flotables formados. El líquido clarificado es retirado por la parte superior y protegida su salida por medio de placas deflectoras que evitan la mezcla con los flotables. Las partículas pesadas que pueden precipitar en el tanque de despresurización, son purgadas por su parte inferior.

- Flotación por vacío. Este proceso consiste en la saturación del agua residual a tratar en un tanque de aeración. o bien por inyección de aire en la succión de la bomba y posterior aplicación de vacío. En las condiciones de vacío la solubilidad del gas en el líquido disminuye, formándose, al igual que en la flotación por disolución una gran cantidad de burbujas de aire que arrastran - a los sólidos en suspensión, grasas y aceites rápidamente a la superficie donde son eliminados de forma contínua.

La unidad de vacío consiste en un tanque cilíndrico y cerrado en el cual se mantiene una presión de 20-25 mm de Hg, disponiendo de un conjunto de rasquetas para eliminar automáticamente los flotables formados, así como por el fondo aquellas partículas sólidas que hayan podido sedimentar.

Aunque con el sistema de flotación a vacío, se pueden obtener unos rendimientos similares al de disolución de aire, puesto que los dos se basan en una disminución de presión de un agua saturada en aire, el método utilizado es el segundo de los indicados, entre otros motivos por los problemas de mantenimiento que presenta el equipo de vacío.

El proceso de flotación por aire disuelto puede llevarse a cabo de varias formas, según se describe a continuación. (Véase las figuras 3.6.22 y 3.6.23).

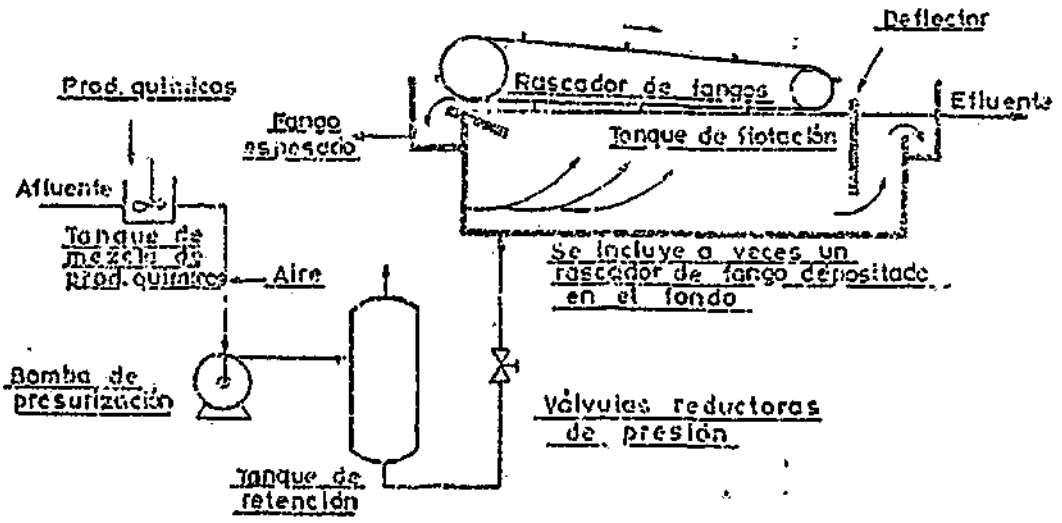


Fig. 3.6.22 Esquema de un tanque de flotación por aire disuelto sin recirculación

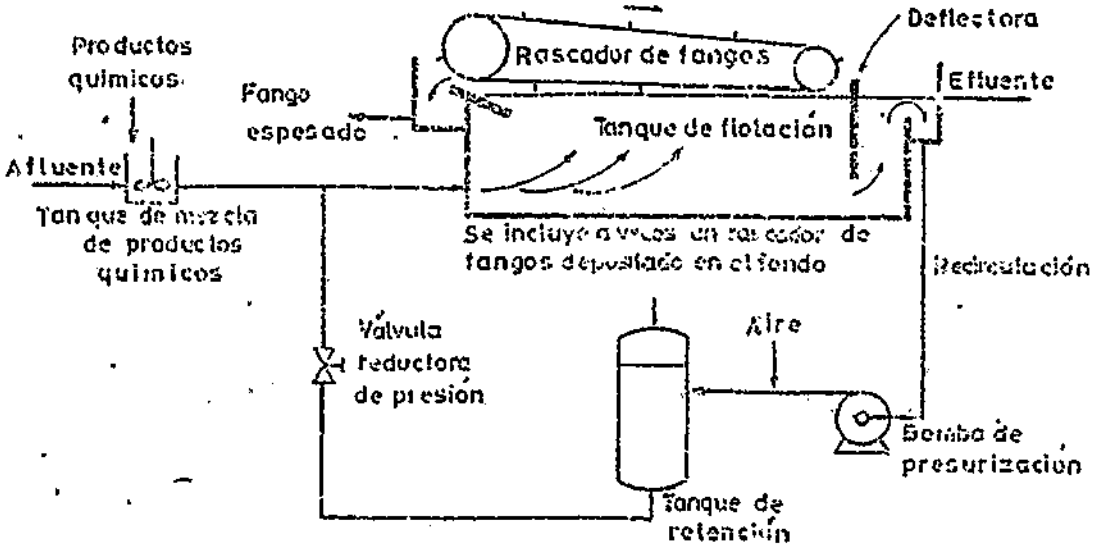


Fig. 3.6.23 Esquema de un tanque de flotación por aire disuelto con recirculación.

.Presurización sobre todo el caudal. Las ventajas de este proceso son :

Produce una disolución máxima de aire y en consecuencia una formación máxima de burbujas, con una óptima distribución de toda la masa del agua a tratar.

Produce unas óptimas condiciones para la formación de burbujas en la interfase sólido-líquido.

.Presurización de una parte del caudal. Esta variante consiste en la presurización y posterior depresurización de una parte del caudal, enviando el resto a la cámara de flotación donde se mezcla con la fracción presurizada. Las ventajas de este sistema son :

Requiere menor bomba y calderín de presurización que el sistema descrito anteriormente. Por esta razón disminuye el coste del equipo, así como el consumo de energía de la unidad.

Se ajusta mejor a cambios o fluctuaciones del caudal.

Reduce la emulsión que se pueda formar en la bomba de presurización.

La formación de flóculos es óptima en la línea que no es sometida a presión.

.Flotación con recirculación. El líquido recirculante es él sometido a presión y mezclado con el influente en la cámara de flotación. Las ventajas de esta variante son :

Requiere menor equipo de presurización que en el primer caso, así como menor consumo energético.

Simplifica el sistema de control de la bomba, asimilando con gran facilidad variaciones de caudal.

Minimiza la emulsión de grasas y aceites.

Optimiza la formación del flóculo.

Al presurizar el efluente se trata de agua limpia, con lo que se reduce los costes de mantenimiento del circuito de presurización.

Las parte esenciales de un equipo de flotación de aire son la bomba de presurización, el sistema de inyección de aire, el calderín de presión o tanque de contacto, el sistema de regulación de presión y la cámara de flotación, así como los sitemas de dosificación de reactivos y los elementos de eliminación de espumas.

- Tanque de flotación. En unidades de capacidad no muy elevada, son construídos en acero al carbono, mientras que los de capacidad elevadas son de obra civil. Los tiempos de retención varían entre 10 y 40 min.

La construcción del tanque puede ser en forma rectangular o bien circular, estando provisto en el primer caso de unas palas arrastradas por cadenas con el fin de eliminar los flotables y en el segundo caso esta eliminación se lleva a cabo por medio de barredoras radiales.

- Adición de aire. El aire utilizado en estos equipos se toma normalmente de la red de servicio de la fábrica. La cantidad necesaria depende de la forma de inyección, del tamaño y del diseño del calderín de presurización, de la presión de operación y de la temperatura del líquido, entre otros factores.

La forma normal de inyección de aire es en la descarga de la bomba a través de un difusor de aire en la línea anterior al tanque de presurización, instalando un medidor de caudal antes de su inyección en la línea. Otro método utilizado es la inyección directamente en el calderín de presurización.

- Calderín de presurización. En este tanque tiene lugar la disolución del aire en el agua residual, siendo el tiempo normal de residencia de 1 a 4 min. En la mayor parte de las unidades se coloca en el calderín un conjunto de pantallas deflectores para conseguir un mejor contacto aire-agua. En ciertos diseños especiales se utiliza según tipo de relleno.

El nivel del líquido en el calderín se fija mediante un flotador, con el fin de mantener la cantidad de agua apropiada constante.

- Válvula de control de presión. El efluente del calderín de presurización se envía al tanque de despresurización a través de una válvula de control debiendo tener presente en el diseño la proximidad de la mencionada válvula al tanque de despresurización con el fin de evitar la formación de burbujas en la línea.

- Coagulación y Floculación

El proceso de sedimentación consiste, como ya se indicó anteriormente en la separación de los sólidos en suspensión de un agua residual por efecto de la gravedad. Ahora bien, si estas partículas son de tamaño sumamente pequeño o bien tienen carácter coloidal su separación no resulta factible debido a su pequeñísima velocidad descensional, siendo preciso en estos casos recurrir a procedimientos que aglomeren las partículas para formar agregados mayores de tal forma que aumente su velocidad de sedimentación y en consecuencia sea factible el proceso.

Con cierta frecuencia los términos coagulación y floculación se han utilizado de forma indiscriminada, no obstante existe una clara diferencia entre ellos.

El proceso de coagulación es el originado por la adición de un determinado producto químico a una dispersión coloidal, produciendo una desestabilización de las partículas en suspensión, mediante la eliminación de aquellas fuerzas que tienden a mantenerlas separadas, consiguiéndose la aglomeración de las partículas cuendo establezcan contacto entre sí. En este proceso es fundamental el conseguir una distribución rápida y homogénea de contacto entre las partículas.

La segunda fase de formación de partículas sedimentables, a partir de partículas desestabilizadas de tamaño coloidal, se conoce con el término de floculación. Mientras que en la coagulación la fuerza primaria es de tipo electrostático o interiónico, la floculación se debe a un mecanismo de formación de puente químico o enlaces físicos. La floculación se consigue recurriendo a una mezcla moderada y prolongada que transforma las partículas coagulables de tamaño submicroscópico en otras discretas y visibles consiguiendo un tamaño suficiente que permita su sedimentación rápida.

Existen dos tipos de partículas coloidales, hodrófilas e hidrofobas, de acuerdo con su atracción o repulsión del agua.

El factor más importante en la estabilidad de los coloides es su carga superficial la cual se desarrolla preferentemente a través de tres métodos y que son :

- Adsorción preferente. En este proceso tiene lugar una adsorción de iones sobre partículas inertes, como pueden ser aniones sobre grasas y aceites.

-. Ionización. Un ejemplo de este grupo, es la ionización de los grupos amino y/o carboxilo de - ciertas proteínas.

- Sustitución isomorfa, en la que tiene lugar la sustitución de algunos iones de la estructura del - sólido, por otros iones presentes en la disolución.

Cuando la superficie del coloide adquiere carga eléctrica, algunos iones de carga contraria se adhieren a la superficie y quedan allí retenidos gracias a fuerzas electrostáticas y de Van der Waals. - Alrededor de esta capa fija de iones existe otra difusa, que no puede pasar a compacta debido a la agitación térmica. Si una partícula de este tipo se encuentra en disolución y se hace pasar una - corriente eléctrica, la partícula será atraída hacia uno u otro electrodo de acuerdo con el signo de su carga. Al potencial en la superficie de la nube se le denomina potencial zeta. El valor de este parámetro es limitado ya que varía según la naturaleza de los componentes de la solución y por tanto no existe posibilidad de repetición.

De acuerdo con lo indicado anteriormente las partículas coloidales se encuentran cargadas eléctricamente y en consecuencia, debido a la fuerza de repulsión entre cargas del mismo signo, evitan su agregación y su posterior sedimentación, por lo tanto el proceso de cagulación consiste en una primera fase en la eliminación de los coloides cargados eléctricamente. Las formas de acción del proceso de coagulación se pueden dividir en tres tipos :

a) Adición de iones que se absorban o reaccionen con la superficie del coloide y en consecuencia disminuyan su potencial. La dosificación de un electrolito fuerte da lugar a una mejor concentración - iónica y en consecuencia a una disminución del potencial.

b) Adición de polielectrolitos. Los polielectrolitos se dividen en dos grandes familias según sea su origen natural o sintético. Dentro de los primeros se encuentran derivados del almidón, de la celulosa y alginatos y de los segundos, monómeros simples que se polimerizan formando cadenas de alto peso molecular. De acuerdo con la carga de los polímeros, éstos pueden ser aniónicos, catiónicos y no iónicos. La acción primera de los polielectrolitos consiste en rebajar la carga de las partículas. Una segunda fase de acción es la formación de puentes entre diferentes partículas que son adsorbidas por un mismo polímero.

La tercera forma de acción es la conjunción de las dos anteriores, de coagulación-formación de puentes.

c) Adición de sales metálicas. Cuando una sal metálica, fundamentalmente el aluminio o hierro se añade el agua, se originan una serie de reacciones de hidrólisis, formándose un conjunto de sustan-

cias de tipo hidróxido de cargas multivalentes, que son las responsables del proceso de coagulación.

En todos los procesos de coagulación-floculación, es preciso la realización de ensayos en laboratorio con el fin de determinar que producto o productos, en qué concentraciones y en qué condiciones, dan lugar a la coagulación y a la formación de flóculos de la forma más idónea.

Los productos químicos normalmente utilizados son :

a) Sales de aluminio, fundamentalmente el sulfato de aluminio aunque en ciertas ocasiones se utilizan el aluminato de sodio, alumbre de amonio y alumbre de potasa.

b) Sales de hierro como son el cloruro férrico, sulfato férrico y sulfato ferróso.

c) Agente neutralizante. Con el fin de ajustar el pH de la coagulación al idóneo, se utilizan un conjunto de compuestos como son cal, hidróxido sódico, ácido sulfúrico, etc.

- Sulfato de aluminio : $(SO_4)_3\ Al_2 \cdot 18\ H_2O$. En su forma comercial se le conoce igualmente como sulfato de alúmina, alumbre o alumbre de filtro. El producto comercial no tiene una composición exacta, variando el agua de cristalización entre 13 y 18 moléculas. Este producto se encuentra en el mercado troceado, molido o pulverizado, así como también disoluciones concentradas en agua, siendo en este último caso más fácil su manejo.

La primera reacción es con los radicales OH^- del agua :

$$(SO_4)\ Al_2 \cdot 18\ H_2O \rightarrow 2Al^{3+} + 3\ SO_4^{=} + 18\ H_2O$$

$$H_2O \rightleftharpoons H^+ + OH^-$$

$$2Al^{+++} + 6\ OH^- \rightarrow 2Al\ (OH)_3$$

El hidróxido de aluminio es un flóculo blanco, gelatinoso, que sedimenta lantemante arrastrando consigo materia en suspensión. En presencia de un exceso de alcalinidad se redisolvería formando un aluminato y en el caso de un agua ácida, sería preciso la adición de un agente neutralizante para su formación.

Las reacciones simplificadas con los carbonatos y bicarbonatos son las siguientes :

$$(SO_4)_3\ Al_2 \cdot 18\ H_2O + 3\ (CO_3H)_2\ Ca \rightarrow 2Al\ (OH)_3 + 3\ SO_4Ca + 6\ CO_2 + 18\ H_2O$$

$$(SO_4)_3\ Al_2 \cdot 18\ H_2O + 6\ CO_3\ H\ Na \rightarrow 2\ Al\ (OH)_3 + 3\ SO_4\ Na_2 + 6\ CO_2 + 18\ H_2O$$

$$(SO_4)_3\ Al_2 \cdot 18H_2O + 3\ CO_3\ Na_2 \rightarrow 2\ Al\ (OH)_3 + 3\ SO_4\ Na_2 + 3\ CO_2 + 18\ H_2O$$

$$(SO_4)_3\ Al_2 \cdot 18\ H_2O + 6Na\ (OH) \rightarrow 2\ Al\ (OH)_3 + 3\ SO_4\ Na_2 + 18\ H_2O$$

$$(SO_4)_3\ Al_2 \cdot 18\ H_2O + 3\ Ca\ (OH)_2 \rightarrow 2\ Al\ (OH)_3 + 3\ SO_4\ Ca + 18\ H_2O$$

- Aluminato sódico. $Al\ O_2\ Na$. Difiere del sulfato de aluminio en que su reacción es alcalina en lugar de ácida. Este producto no se suele emplear sólo sino acompañado del sulfato de alúmina. La reacción simplificada del aluminato sódico con el sulfato de alúmina y el CO_2 presente en el auga es:

$$6\ Al\ O_2\ Na + (SO_4)_3\ Al_2 . 18\ H_2\ O \rightarrow 8\ Al\ (OH)_3 + 3\ SO_4\ Na_2 + 6\ H_2O$$

$$2\ Al\ O_2\ Na + CO_2 + 3\ H_2O \rightarrow CO_3\ Na_2 + 2\ Al\ (OH)_3$$

- Sulfato férrico $(SO_4)_3\ Fe_2$. Es un producto sólido, granulado y anhidro, fácilmente soluble en agua, que no puede utilizarse sólo como coagulante en la mayoría de los casos, siendo preciso la dosificación de cal.

Las reacciones son las siguientes :

$$(SO_4)_3\ Fe_2 + 3\ (CO_3H_2)\ Ca \rightarrow 2\ Fe\ (OH)_3 + 3\ SO_4\ Ca + 6\ CO_2$$

$$(SO_4)_3\ Fe_2 + 6\ CO_3\ H\ Na \rightarrow 2\ Fe\ (OH)_3 + 3\ SO_4\ Na_2 + 6\ CO_2$$

$$(SO_4)_3\ Fe_2 + 3\ CO_3\ Na_2 + 3\ H_2O \rightarrow 2\ Fe\ (OH)_3 + 3\ SO_4\ Na_2 + 3\ CO_2$$

$$(SO_4)_3\ Fe_2 + 3\ Ca\ (OH)_2 \rightarrow 2\ Fe\ (OH)_3 + 3\ SO_4\ Ca$$

Por regla general lo coagulante férricos tienen una gama de pH de aplicación amplia, que va desde 4 a 11.

- Sulfato ferroso $SO_4\ Fe . 7H_2O$. El sulfato ferroso es un sólido verdoso en forma de cristales o gránulos, fácilmente soluble en agua. Como el hidróxido ferroso es bastante soluble en agua, será preciso su oxidación con el fin de poder utilizarlo.

Las reacciones más importantes son :

$$SO_4\ Fe . 7H_2O + (CO_3H)\ Ca \rightarrow (CO_3H)_2\ Fe + SO_4\ Ca + 7\ H_2O$$

$$(CO_3H)_2\ Fe + 2\ Ca\ (OH)_2 \rightarrow Fe\ (OH)_2 + 2\ CO_3Ca + 2\ H_2O$$

$$4\ Fe\ (OH)_2 + O_2 + 2\ H_2O \rightarrow 4\ Fe\ (OH)_3$$

El hidróxido forma un flóculo gelatinoso, de volumen similar al de aluminio, viéndose favorecido el paso de ferroso a férrico por el valor de pH, el cual viene establecido en cierto modo por la cal.

- Cloruro férrico Cl_3Fe. Se fabrica en forma líquida, cristalina o anhidra. Las dos primeras muy corrosivas y debido a su gran higroscopicidad, los bidones deben permanecer cerrado hasta su empleo.

Las reacciones producidas son :

$Ca(OH)_2 + CO_3H_2 \rightarrow CO_3Ca + H_2O$

$Ca(OH)_2 + (CO_3H)_2Ca \rightarrow 2CO_3Ca + 2H_2O$

Como ya se ha indicado anteriormente, el proceso de coagulación-floculación consta de tres etapas o fases que son :

1) Dosificación de productos con agitación rápida, realizada en un reactor de mezcla, para conseguir la coagulación de los coloides.

2) Floculación, consiste en la agitación suave del líquido en un reactor o floculador.

3) Decantación de los flóculos ya formados.

- Reactor de mezcla

Los reactores de mezcla, consisten, normalmente, en tanques verticales para tiempos de retención muy pequeños, oscilando entre 0,5 y 3 min.

La alimentación tanto del agua a tratar, como de los reactivos se efectúa por la parte inferior del reactor. La salida se lleva a cabo por rebose por la parte superior.

Con el fin de producir una gran turbulencia y en consecuencia mejorar la homogeneización se emplean difusores de aire o bien agitadores. En el caso de utilizar estos últimos debe evitarse la formación de vórtices y remolinos, ya que se reduce la diferencia de velocidad entre el fluido y el impulsor, disminuyendo en consecuencia la eficacia. Para evitar que esto ocurra se suelen instalar en el tanque cuatro o más deflectores, repartidos regularmente a lo largo de todo el perímetro del tanque y con una anchura que no sobrepase el 10% del diámetro del reactor. En equipos muy pequeños los vortices pueden evitarse variando el ángulo de ataque el agitador.

- Floculadores

Consisten en tanques verticales en los cuales y por medio de una agitación lenta se produce la formación de los flóculos. Los tiempos de retención varían entre 10 y 30 min.

La agitación se puede efectuar con aire, con un consumo de 0,5 - 0,9 m^3 aire/3m de agua tratada, agitador con velocidades periféricas comprendidas entre 0,3 y 0,9 m/s.

- Sedimentadores

Estos equipos son idénticos a los indicados en el proceso de sedimentación.

Debido a que los sólidos a sedimentar son flóculos de gran tamaño y de una velocidad de decantación elevada, los tiempos de retención suelen ser de 1,5 a 2,0h.

En el mercado existen unos equipos compactos que en una sola unidad incluyen el reactor de mezcla, el floculador y el sedimentador.

En las figuras 3.6.24, 3.6.25, 3.6.26, 3.6.27 y 3.6.28 se muestran equipos de dosificación de reactivos y de floculación.

- Neutralización

Un gran número de aguas residuales contienen ácidos o alcalis que deben ser neutralizados o limitado su valor de pH antes de su vertido o antes de un tratamiento biológico. En el primer caso, el ajuste de pH tendrá que estar comprendido entre los límites marcados por la legislación, mientras que en el segundo caso el sistema habrá de ser mantenido entre unos valores de pH comprendidos entre 6,5 y 8,5 con el fin de asegurar la actividad biológica.

Los datos previos al diseño de un equipo de neutralización son el volumen y la acidez o alcalinidad promedios de 24h, así como las variaciones que pueden ser registradas en aquellos casos que no existan tanques o balsas de homogeneización y que por el tipo de fabricación dan lugar a descargas intermitentes o irregulares, tanto en caudal como en composición. Igualmente debe tenerse muy en cuenta la posible presencia simultánea dentro de una misma factoría de efluente ácidos y alcalinos siendo preciso en este caso el prever una balsa de homogeneización con un tiempo de retención suficiente para conseguir su neutralización.

Los cuatro compuestos normalmente utilizados como neutralizante son sosa caústica, cal, caliza y ácido sulfúrico, debido a su fácil manejo, bajo precio e inocuidad de los productos resultantes de la reacción. Otros compuestos utilizados en ciertas ocasiones son los ácidos nítrico y clorhídrico, el carbonato sódico y amoníaco.

- Cal

La cal comercial existente en el mercado procede de la calcinación de caliza o de dolomita. La cal procedente de dolomita se caracteriza por la presencia de MgO, no siendo recomendable su utilización en tratamientos de aguas residuales debido a una velocidad de reacción más lenta que con la procedente de caliza.

La solubilidad de la cal es de 0,131 g/100 cc a 10º C disminuyendo a medida que aumenta la temperatura, realizándose la dosificación en forma de lechada de cal con una concentración variable entre el 5 y el 20%, debiendo tenerse en cuenta que a menor concentración mayor facilidad de bombeo, menor abrasión y riesgo de obturación de las líneas. En ciertos casos la dosificación de cal se efectúa de forma sólida, directamente al tanque de neutralización.

La reacción de la cal con productos ácidos puede producir sustancias insolubles que precipitan, como sulfatos, fluoruros, fosfatos, etc. de calcio que obligará a una posterior decantación de los sólidos en suspensión formados.

La gran ventaja de la cal como agente neutralizante es su bajo precio y la facilidad de compra en cualquier punto, ahora bien la velocidad de reacción es baja.

- Sosa caústica

La sosa caústica es otro compuesto neutralizadante muy usado debido fundamentalmente a su elevada

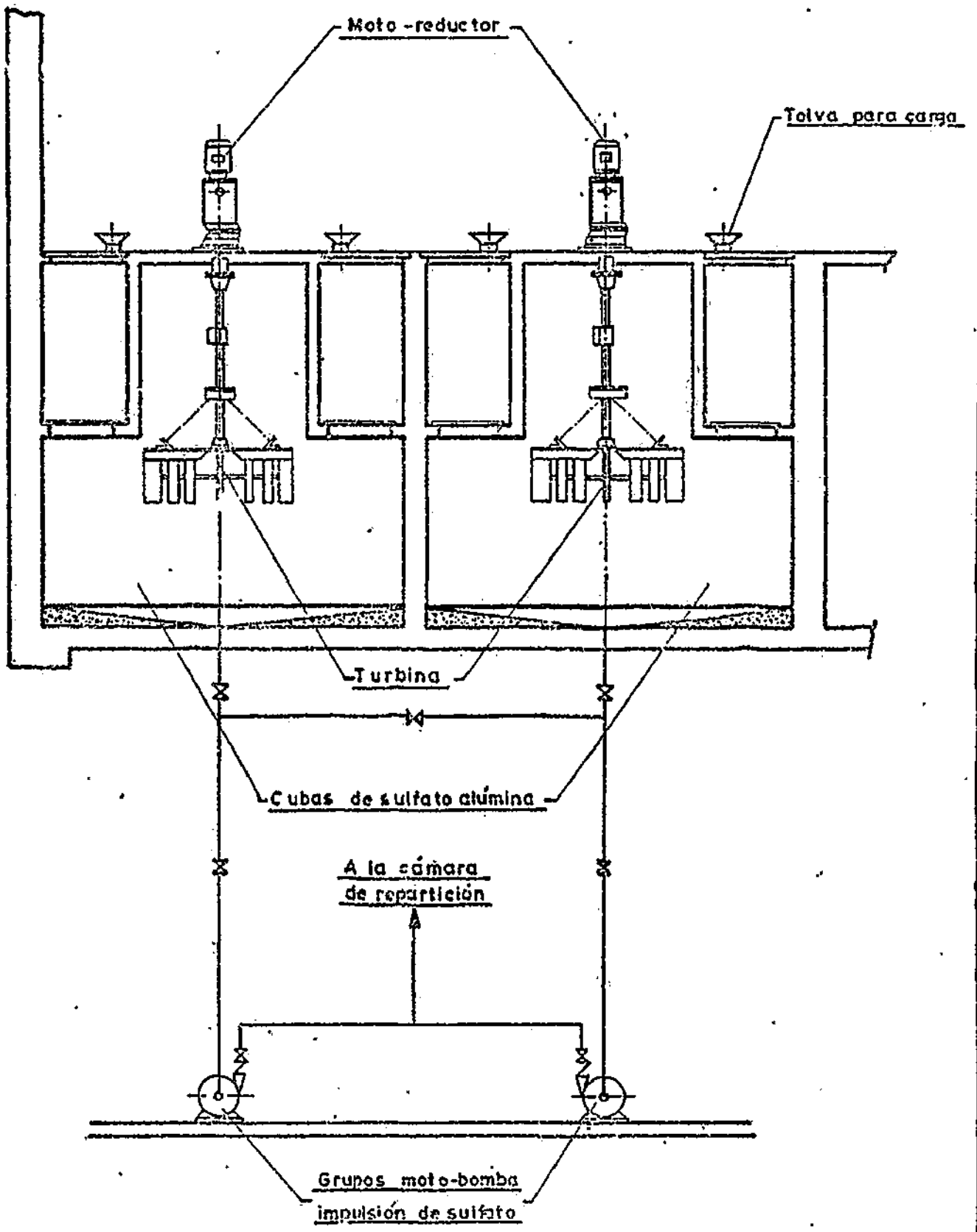


Fig. 3.6.24 Dosificación de solución

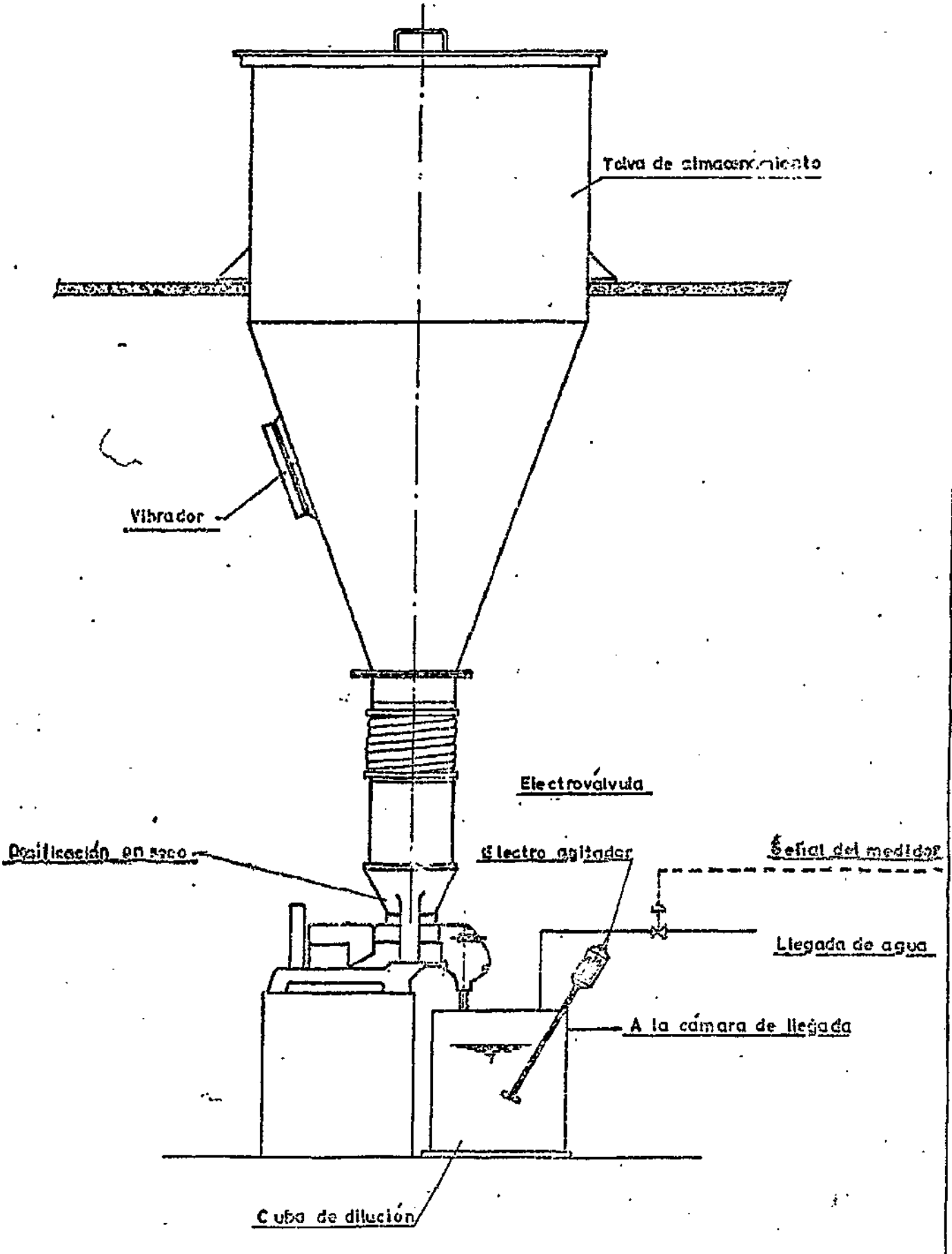


Fig. 3 6.25 Esquema de dosificación en seco

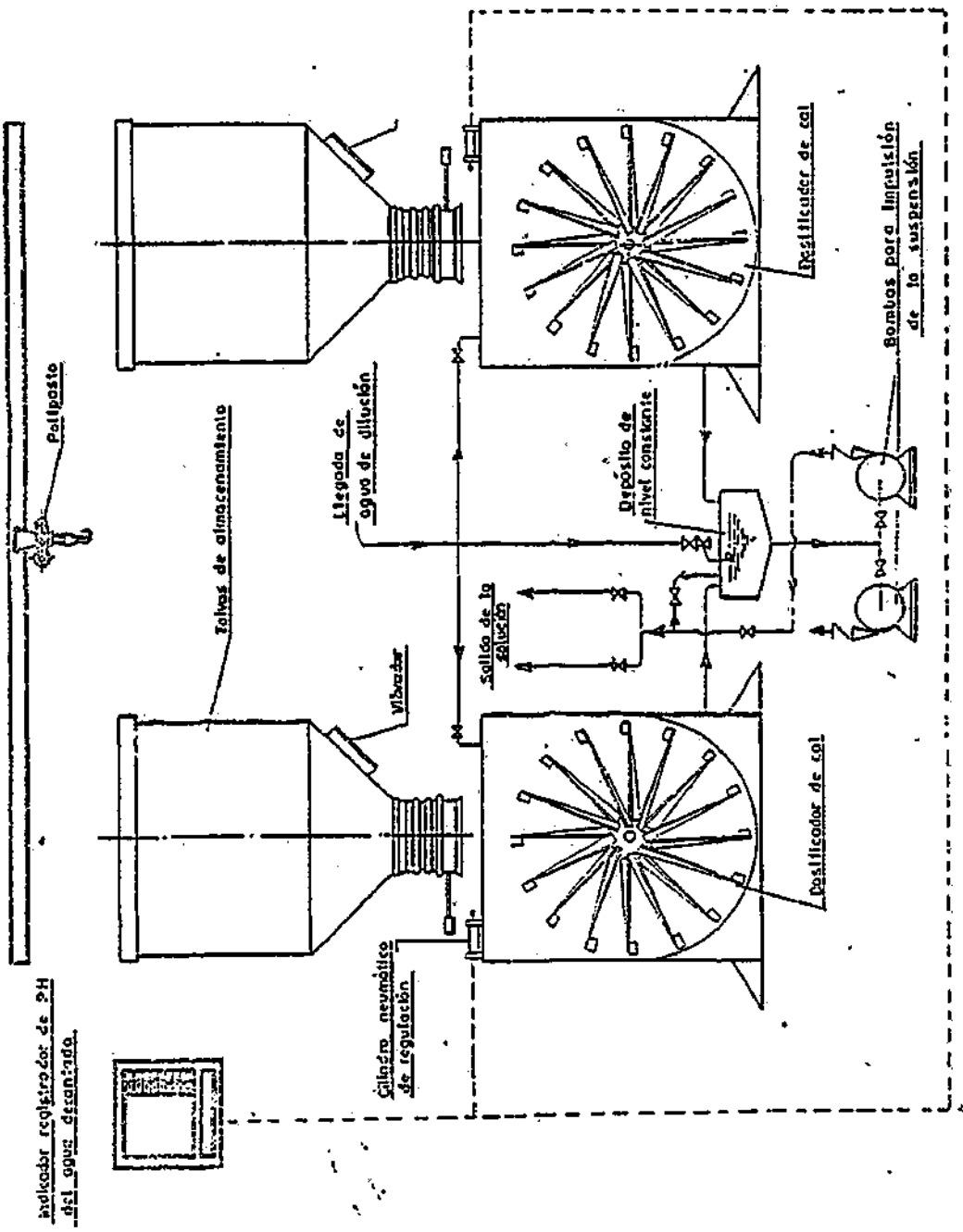
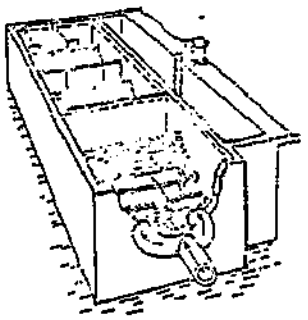
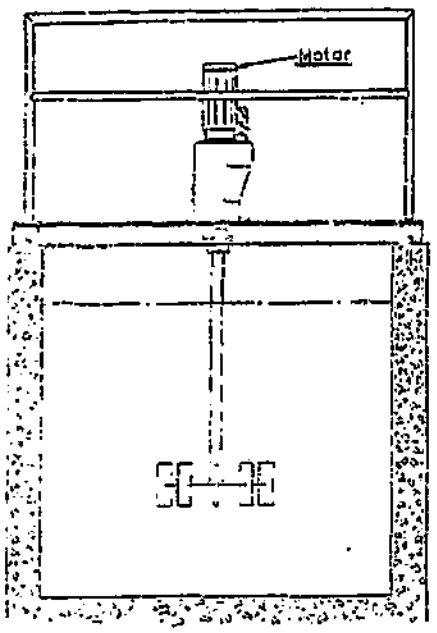


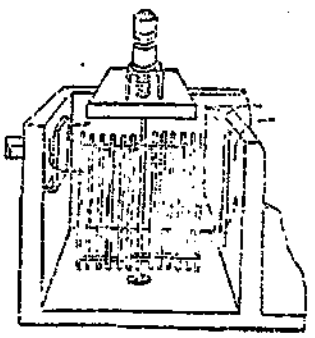
Figura 3.6.26.- Esquema de dosificación de suspensiones



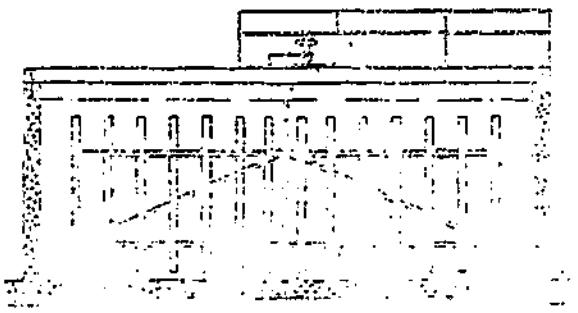
Floculador con deflectores verticales



Floculador de palas rectas



Floculador



Floculador de palas verticales

Figura 3.6.27. - Floculadores.

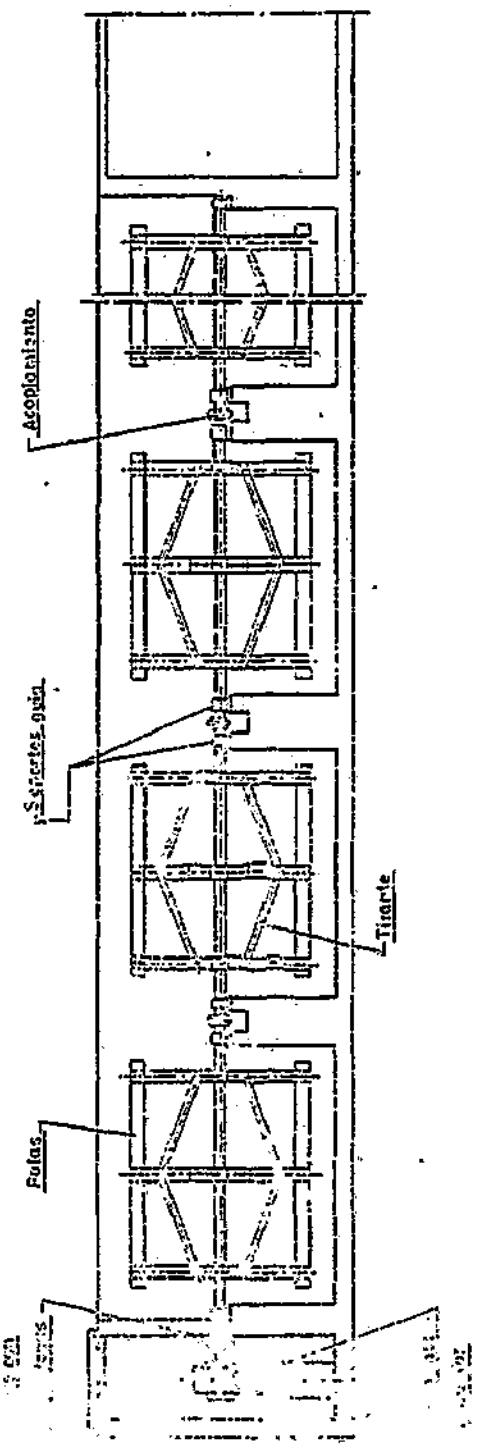


Fig. 3.6.28 Cámara de Floculación. Detalle de las Turbinas.

velocidad de reacción (prácticamente instantánea), así como a su gran solubilidad en agua, que permite su dosificación a cualquier concentración en forma líquida. El precio y las precauciones en el manejo son los dos factores negativos para su empleo. Los compuestos formados en sus reacciones de neutralización son solubles.

- Caliza

La caliza es un agente efectivo de neutralización de corrientes ácidas. En este caso el ácido residual hace pasar en corriente ascendente a través de un lecho de caliza, con una profundidad de lecho superior a 1 m. En el caso de neutralización de un agua ácida con caliza, la concentración del ácido está limitada (0,6% para el SO_4H_2), para evitar una formación excesiva de CO_2 así como la precipitación abundante, que reduciría las posibilidades de neutralización, siendo preciso aumentar el tiempo de retención. En estos casos se recurre a una recirculación parcial del efluente tratado con el fin de reducir la concentración del ácido. Posteriomente a este tratamiento se suele efectuar una aeración con el fin de eliminar el CO_2.

- Carbonato sódico

Normalmente no se utiliza, excepto cuando el ajuste de pH sea como máximo de una unidad. Al igual que en el caso de la caliza habrá desprendimiento de CO_2, siendo su manejo sumamente fácil tanto en estado sólido como en disolución.

- Reactivos ácidos

Como ya se ha indicado anteriormente el ácido sulfúrico es el más empleado, especialmente el concentrado (93%), debido a su bajo precio, no ser corrosivo a altas concentraciones y muy eficiente, siendo inocuas las sales formadas.

El ácido clorhídrico y nítrico son más caros y corrosivos, lo que requiere materiales especiales. Además la disolución del ácido clorhídrico produce gases tóxicos.

El proceso de neutralización se lleva a cabo en una balsa o tanque de neutralización, de forma cúbica o cilíndrica, siendo en este último caso el diámetro igual a la altura de líquido, dependiendo el volumen total del tanque de la velocidad de la reacción de neutralización. La reacción con sosa o bien con ácidos fuertes es prácticamente instantánea, de tal forma que con un tiempo de retención mínimo de tres minutos es suficiente. En el caso de utilización de cal el tiempo de retención es de cinco minutos, ahora bien, si la cal es de procedencia dolomítica el tiempo aumenta de 20 a 30 minutos.

Debido a la variación logarítmica del valor del pH cuando los valores de éste son muy altos o bajos, es preciso realizar la neutralización en varias etapas, o lo que es lo mismo, el realizar la neutralización escalonadamente a través de varios tanques conectados en serie; así, por ejemplo, en una neutralización con un ácido (o base) fuerte un tanque agitado será suficiente si el pH del agua a tratar está comprendido entre cuatro y diez, un tanque agitado y otro no, para influentes entre dos y doce y si el pH es menor que dos y mayor que doce se precisarán dos tanques agitados y un tercero sin agitación. Los tanques no agitados sirven como tanques de amortiguación y de homogeneización del efluente.

En el diseño de tanques de neutralización debe tenerse muy en cuenta que un tiempo de retención bajo da lugar, a que el pH final sea diferente del pH de salida del tanque, debido a la continuación de la reacción fuera del neutralizador y en consecuencia sin control. Este fenómeno es típico cuando los tiempos de retención son pequeños y el agente neutralizante es cal. La misión del tanque no agitado es atenuar los valores del pH que salen del tanque de neutralización debido al retraso de respuesta de los elementos de control. En la figura 3.6.29 se representa esquemáticamente un proceso de neutralización, con un tanque agitado y otro de atenuación.

La entrada del agua a neutralizar debe hacerse por la parte superior del tanque y la salida por el fondo, dosificando el agente neutralizante en un punto que elimine totalmente áreas de agua no tratada. La dosificación puede llevarse a cabo en la línea de llegada al reactor, siempre que el régimen en ese punto sea turbulento.

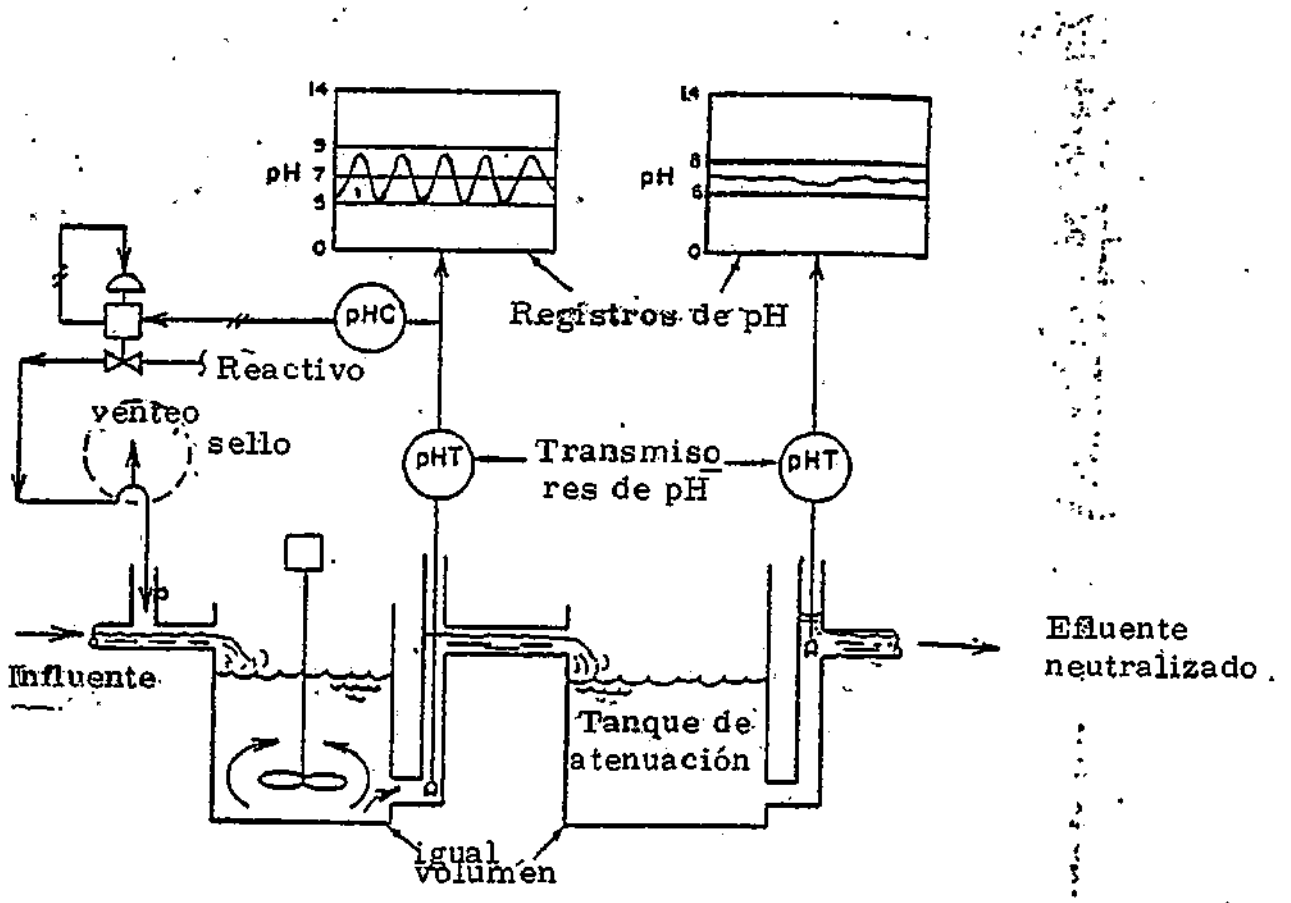


Fig. 3.6.29 Sistema típico de neutralización

Con el fin de conseguir una homogeneización total y en consecuencia una neutralización total es preciso una agitación rápida pudiendo llevarse a cabo mediante difusión de aire, o bien con agitador de alta velocidad.

La dosificación de agente neutralizante debe hacerse automáticamente por medio de un medidor de pH, con sensor sumergido a la salida del tanque de neutralización, que envíe una señal que actúe sobre la bomba dosificadora o bien sobre una válvula automática.

En el caso de tratarse de volúmenes pequeños de aguas residuales, la neutralización puede realizarse manualmente por cargas, en balsas o tanques con un tiempo de retención mínimo de 24h.

6.2.3 Tratamiento secundario

El tratamiento secundario es aquél cuya finalidad consiste en la reducción de la DBO de las aguas residuales, ya sean industriales o urbanas. Como en dicho tratamiento se emplean procesos de oxidación biológica, se suele conocer también con el nombre de tratamiento biológico.

Según se realicen en presencia o no de oxígeno libre disuelto, los procesos biológicos pueden ser clasificados en aerobios o anaerobios.

El mecanismo de la oxidación biológica consiste en la asimilación de la materia orgánica presente en las aguas residuales por los microorganismos, en presencia de oxígeno y nutrientes, de acuerdo con la siguiente reacción:

$$\text{Materia orgánica} + \text{Microorganismos} + O_2 \longrightarrow \text{Productos finales} + \text{Nuevos microorganismos} + \text{Energía}$$

En la figura 3.6.30 se esquematiza esta reacción general.

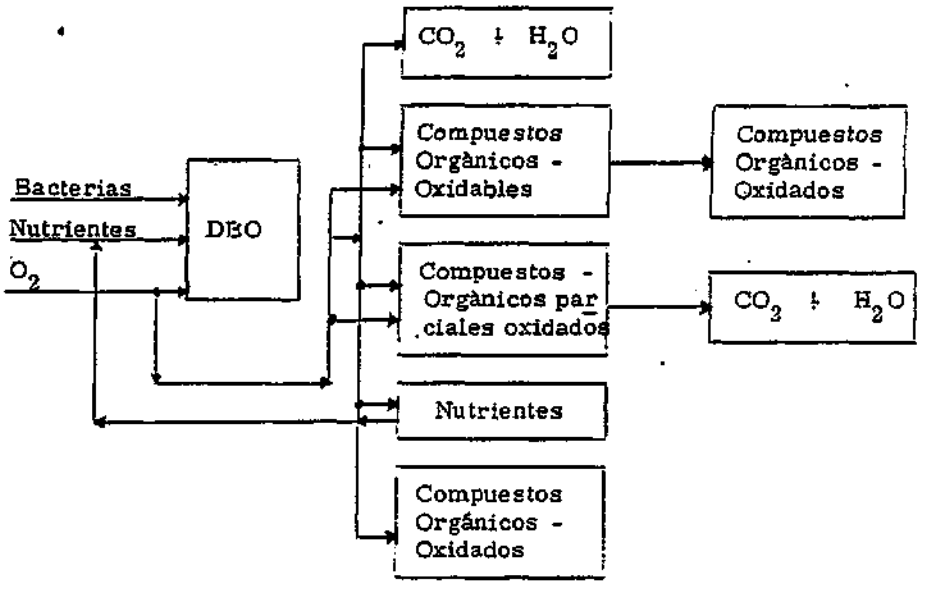


Fig. 3.6.30 Esquema General de la Oxidación Biológica

Como los productos finales del metabolismo aerobio son CO_2 y H_2O, el efluente de una planta de tratamiento biológico aerobio será estable, si todos los microorganismos se han separado.

En un ambiente anaerobio, la actividad de los microorganismos depende del oxígeno, de la materia orgánica o de ciertos compuestos inorgánicos, como nitritos, nitratos y sulfatos. Muchas bacterias pueden utilizar nitritos y nitratos en lugar de oxígeno disuelto. En el caso de los nitratos, el mecanismo de la oxidación anaerobia puede representarse por la reacción:

Materia orgánica + NO_3Na + Microorganismos → Nuevos microorganismos + CO_3HNa + N_2 + CO_2 + + H_2O + Energía.

El metabolismo anaerobio que utiliza el oxígeno de la propia materia orgánica puede representarse por la reacción :

Materia orgánica + Microorganismos → Nuevos microorganismos + Alcoholes, Aldehídos, Acidos, + CO_2 + Energía.

Aunque las reacciones anaerobias del tipo anterior no producen efluentes estables, existe un grupo específico de bacterias que puede metabolizar los alcoholes, aldehídos, y ácidos, produciendo metano y CO_2 como productos finales, de acuerdo con la siguiente reacción:

Alcoholes, Aldehídos, Acidos + Bacterias específicas → Nuevas bacterias + CH_4 + CO_2 + Energía

Todas las reacciones biológicas anteriores pueden dividirse en las dos fases de síntesis y oxidación, tal como se esquematiza en la figura 3.6.31. La fase de síntesis supone la conversión de una parte de la materia orgánica en nuevo protoplasma celular, cuya formulación empírica puede ser --- $C_5H_7O_2N$. Además del carbono, hidrógeno, oxígeno, y nitrógeno, el protoplasma contiene algunos otros elementos como fósforo, azufre, sodio, potasio, magnesio, calcio, hierro y molibdeno. La mayoría de estos elementos, que se encuentran tan sólo en trazas, son transportados por las aguas residuales; por regla general, suelen faltar nitrógeno y fósforo. Por consiguiente, en los tratamientos biológicos suele ser necesario añadir nutrientes; a estos efectos, se emplean normalmente compuesto que contienen fósforo y nitrógeno; fósfatos, como fuente de fósforo, y urea, como fuente de nitrógeno. Las cantidades precisas de nutrientes dependen de las características del agua residual y del tipo de tratamiento biológico empleado, aunque los siguientes valores medio pueden considerarse como representativos: 45 g. de N/kg de DBO separado y 6 g. de P/kg. de DBO separado.

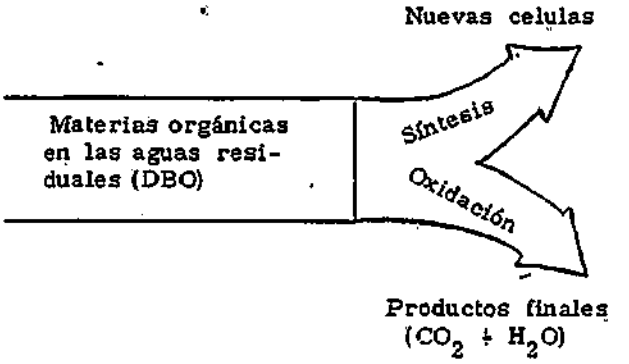


Fig. 3.6.31 Metabolismo de la materia orgánica en el tratamiento biológico de las aguas residuales

El metabolismo endógeno, esto es , la autoxidación del protoplasma celular, que aparece cuando comienza a faltar la materia orgánica usada como alimento, supone una liberación del nitrógeno y fósforo usados previamente para la síntesis de nuevas células. El nitrógeno y fósforo liberados pueden volver a utilizarse, de forma tal que las necesidades totales de estos elementos son función del grado de metabolismo endógeno y de síntesis. Ello supone, por ejemplo, que en los procesos de aeración - prolongada se registre una demanda mínima de estos elementos.

Las características químicas de los contaminantes en las aguas residuales determinan los organismos que pueden desarrollarse en un sistema de tratamiento biológico. Los microorganismos primarios - son las bacterias, plantas unicelulares que pueden metabolizar la mayoría de los materiales orgánicos.

Los microorganismos que metabolizan los contaminantes orgánicos de las aguas residuales se obtienen fácilmente. Aunque antes se creía que era necesario emplear cultivos especiales, no bridan más ventajas que las bacterias que se desarrollan por efecto de la contaminación natural. El suelo es la principal fuente de microorganismos capaces de estabilizar a los contaminantes orgánicos.

Para muchas aguas residuales industriales, la mejor fuente de microorganismos son los lodos activos, - que aunque no siempre contienen los microorganismos apropiados en cantidad suficiente, es posible acumular su crecimiento mediante el aumento de la carga de aguas negras en la estación de tratamiento. Después de varios ciclos se produce la selección adecuada, al cabo de la cual predominan los microorganismos - requeridos mientras los demas desaparecen.

La posibilidad de llevar a cabo los procesos de oxidación biológica para estabilizar la materia orgánica, reduciendo así la DBO de las aguas residuales, depende de la estructura química de las moléculas orgánicas que deben ser atacadas, o, en otras palabras, de la biodegradabilidad de dichas moléculas. Aunque existen varias teorías para predecir el comportamiento de los compuestos orgánicos - ante un sistema de oxidación biológica, el conocimiento actual sobre la materia se basa en observaciones experimentales. Hay que tener en cuenta, además, el papel que desempeña la propia adaptación de los microorganismos al medio. En otras palabras, mediante una aclimatación adecuada de los microorganismos puede producirse el metabolismo en presencia de sustancias que, desde el punto de vista teórico, no son biodegradables o incluso en la de sustancias directamente tóxicas.

En la tabla 3.6.3, se da una ligera idea de la biodegradabilidad de distintos compuestos orgánicos.

En los procesos de oxidación biológica influyen también distintas variables físicas y químicas. Las más importantes son : la temperatura, el pH y la presencia de sales.

En la mayoría de las reacciones en que intervienen microorganismos, la velocidad de reacción aumenta con la temperatura hasta, aproximadamente, 37ºC para descender a continuación, al morir los microorganismos por desnaturación de las proteínas del protoplasma celular.

La temperatura también ejerce influencia en el tipo de proceso de tratamiento biológico. Eckenfelder ha establecido la siguiente ecuación en la que se relaciona la temperatura con la velocidad de reacción,

$$K_T = K_{20}\varepsilon^{(T-20)}$$

TABLA 3.6.3.- Biodegradabilidad de los compuestos orgánicos

Compuestos	Comportamiento frente a la degradación biológica
Hidrocarburos saturados	Prácticamente no degradables; a veces tóxicos.
Olefinas con 5 a 7 átomos de carbono	Difíciles de degradar.
Hidrocarburos clorados	No degradables.
Alcoholes	Se degradan bien. Excepciones: alcohol butílico terciario, alcohol amílico, pentaeritritol.
Fenoles	En general se degradan bien. En cambio, los clorofenoles son difícilmente degradables, particularmente el 2, 4, 5 - triclorofenol.
Aldehídos.	Se degradan bien después de la aclimatación de los microorganismos. Excepciones: benzaldehído a concentraciones elevadas (0,8 a 1,0 g/l).
Acidos orgánicos y sus sales y ésteres	Se degradan bien. Excepciones: los tioácidos.
Eteres	En general son poco degradables, o tan sólo se degradan después de la activación de los microorganismos.
Cetonas	Ocupan una posición intermedia entre los ácidos, alcoholes y aldehídos, por una parte, y los éteres, por otra.
Aminoácidos	Casi siempre degradables. Excepciones: cistina y tiroxina.
Aminas, amidas	Se degradan bien, monoetanolamina, diamonoetano, acrilamida, di- y trietanolamina, piridina, picolina, acetanilida. Difícilmente degradables: tiocetamida, morfolina y acetilmorfolina.
Compuestos cianurados	En general, se degradan bien en concentraciones de hasta 50 mg HCN después de la aclimatación de los microorganismos.
Compuestos no saturados	Se degradan bien: alcohol alílico, crotonaldehído, butadieno, estirol.
Sulfatos de alcohilo	Se degradan fácilmente.
Hidratos de carbono	Los hidratos de carbono con moléculas simples y superiores, como la dextrina y el almidón, se degradan fácilmente.

El coeficiente θ, varía en los distintos procesos tal como se indica en la tabla 3.6.4.

Proceso	
Lodos activos	1,0-1,04
Filtros percoladores	1,035
Lagunas aerobias	1,035
Lagunas facultativas	1,07-1,08

Tabla 3.6.4 Coeficientes de temperatura para distintos procesos biológicos.

La temperatura influye, asímismo, en la concentración de oxígeno libre disuelto susceptible de existir en el agua. Esta concentración de oxígeno disminuye con el aumento de temperatura.

El pH del medio influye no sólo sobre la velocidad de reacción, sino, además, sobre los tipos de microorganismos susceptibles de sobrevivir. La mayoría de los microorganismos se desarrollan a un pH óptimo de 7,0 aproximadamente y experimentan ligeras variaciones para valores del pH entre 6,5 y 8,5. A ese pH óptimo las bacterias constituyen el grupo principal de microorganismos responsables de la estabilización de la materia orgánica. Debido a desnaturación de las proteínas del protoplasma celular, causada por los iones H^+ y OH^-, muy pocas bacterias pueden sobrevivir a un pH inferior a 4,0 o superior a 9,5.

En lo que respecta al contenido de sales disueltas en las aguas residuales no tóxicas para las bacterias, por regla general, puede afirmarse que los microorganismos se adaptan bien a los medios con concentraciones elevadas de sales, de hasta 3 g/l. Es más, empleando filtros percoladores parece ser que se pueden tratar aguas residuales con hasta un 2% de sales. En el proceso de lodos activos no debe sobrepasarse normalmente una concentración de sales de 8 g/l, ya que en este caso los lodos son difíciles de flocular y, en consecuencia, de decantar.

Los metales pesados (hierro, aluminio, cromo, cobre y cinc) ejercen un efecto perjudicial sobre los procesos biológicos, ya que actúan sobre las enzimas catalizadoras de la síntesis de proteínas, responsables del metabolismo. La microorganismos tan sólo pueden tolerar concentraciones de algunos miligramos por litro.

- Cinética del crecimiento bacteriano

La forma preponderante de reproducción de las bacterias es por mitosis, es decir por división de la célula original en dos nuevos organismos. El tiempo requerido para cada mitosis (tiempo de reproducción) oscila entre 20 min. y varios días. Sin embargo, las bacterias no pueden dividirse infinitamente debido a diversas limitaciones ambientales, tales como concentraciones de sustrato y de nutrientes.

En la figura 3.6.32 se presenta la curva típica de crecimiento de las bacterias.

Pueden observarse cuatro fases :

- Fase de aclimatación. Representa el tiempo requerido por los organismos para adaptarse al nuevo entorno, después de la adición del inoculador al cultivo.

- Fase de crecimiento exponencial. Durante esta fase las bacterias se reproducen a la velocidad a correspondiente a su tiempo de reproducción y a la capacidad de asimilar el sustrato.

- Fase estacionaria. La población permanece estacionaria, por que las células han agotado el sustrato o los nutrientes requeridos para su crecimiento o porque el nacimiento de nuevas células se contrarresta por las que mueren. Esta es la fase de metabolismo endógeno, en el cual las bacterias se ven obligadas a metabolizar su propio protoplasma al faltar el alimento exterior.

- Fase exponencial de defunciones. Durante esta fase el número de células que mueren es superior al de las que nacen.

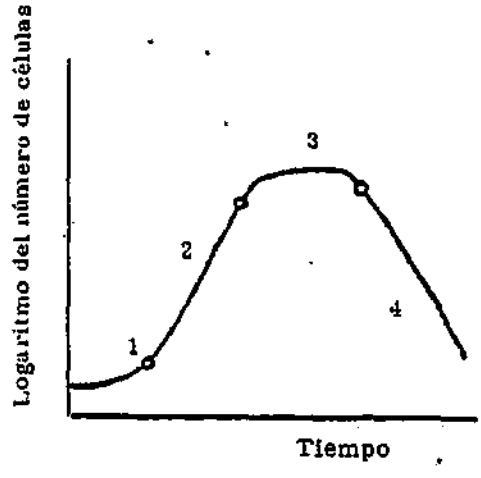


Fig. 3.6.32 Curva típica de crecimiento bacteriado

En el supuesto que las condiciones ambientales sean las óptimas, el rendimiento del tratamiento biológico puede asegurarse mediante el control de la cinética del crecimiento bacteriano.

De acuerdo con Heukelekian se puede establecer la siguiente relación entre crecimiento y asimilación de sustrato.

$$\frac{dX}{dt} = Y\frac{dS}{dt} - k_d X$$

La velocidad de asimilación de sustrato, dS/dt, puede definirse mediante la siguiente ecuación:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{kXS}{K_s + S}$$

Diviendo los dos miembros de la primera ecuación por X se obtiene:

$$\frac{dX/dt}{X} = Y\,\frac{dS/dt}{X} - k_d$$

Aplicando esta última ecuación para un tiempo y masa finitos se llega a la ecuación :

$$\frac{1}{\Theta_c} = YU - k_d = \frac{k\ S}{K_s + S}$$

en que :

$\theta_c = \frac{X}{(\Delta X/\Delta t)}$ = tiempo medio de residencia celular o edad de los lodos.

$U = \frac{(\Delta S/\Delta t)}{X}$ = factor de carga o relación alimento a microorganismos.

X = masa total activa bacteriana en el sistema de tratamiento.

$\frac{\Delta X}{\Delta t}$ = cantidad total de masa bacteriana eliminada diariamente del sistema más la que arrastra el efluente.

Y, k_d = constantes cinéticas a determinar experimentalmente.

De lo anterior, se deduce que la velocidad de crecimiento bacteriano $1/\Theta_c$ y U están relacionadas directamente, con lo que el rendimiento del tratamiento secundario puede controlarse actuando sobre uno de los dos parámetros; θ_c es más fácil de medir que U por lo que es el parámetro que se controla normalmente.

Las reacciones biológicas se llevan a cabo en reactores. De entre los tipos de reactores existentes, los más empleados en el tratamiento secundario de las aguas residuales son los de mezcla completa (con o sin recirculación) y los de flujo pistón.

En los reactores de mezcla completa, las partículas que penetran en el mismo se dispersan completa e inmediatamente, abandonándolo en porción a la población estadística.

En los reactores de flujo pistón todas las partículas que entran permanecen el mismo tiempo y se descargan en la misma secuencia en que penetran.

- Mezcla completa sin recirculación

En la figura 3.6.33 se representa el esquema de funciones de este tipo de reactor:

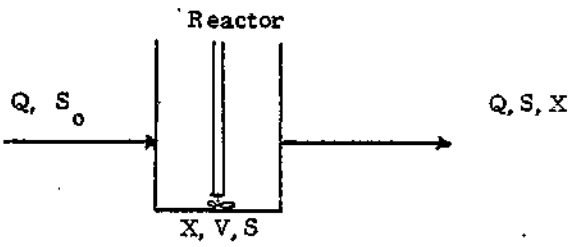


Fig. 3.6.33 Reactor de mezcla completa sin recirculación

En este tipo de reactor la mezcla es completa y no existen microorganismos en la carga de la alimentación al reactor.

El tiempo de residencia hidráulico es :

$$\theta_h = V/Q$$

y

$$\theta_c = \frac{VX}{QX}$$

por lo que

$$\theta_c = \theta_h$$

El tiempo de residencia celular es igual al tiempo de residencia hidráulica, característica que define este proceso.

Efectuando un balnce de masa de los microorganismos en el reactor,

$$V\left(\frac{dX}{dt}\right) = \left(Y\frac{dS}{dt} - k_d\right) V - QX$$

en condiciones de equilibrado, $\frac{dX}{dt} = 0$, con lo que

$$\frac{Q}{V} = Y\ \frac{dS/dt}{X} - k_d$$

o, lo que es lo mismo, teniendo en cuenta la definición de U.

$$\frac{1}{\theta_c} = \frac{1}{\theta_h} = Y\ U - k_d$$

La concentración de microorganismos en el reactor, X, es también función de θ_c. En efecto,

$$\frac{S}{t} = \frac{Q}{V}(S_0 - s)$$

teniendo en cuenta esta ecuación y que $Q/V = 1/\theta_h = 1/\theta_c$, se puede despejar X.

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

En la tabla 3.6.5 se presentan valores típicos de los coeficientes cinéticos y de θ_c. Para expresar la masa de microorganismos en el coeficiente de rendimiento, Y, se utiliza el concepto de sólidos volátiles en suspensión (VSS según la nomenclatura anglosajona). Como se sabe el "volátil" es sinónimo de orgánico; basta considerar el procedimiento analítico para la determinación de VSS.

Composición del agua residual	k, d^{-1}	K_s, mg/l	k_d, d^{-1}	Y, $\frac{mg\ VSS}{mg\ DQO}$	θ_c^n, d	Proceso
Aguas negras	5,6	22	0,07	0,67	0,27	Aerobio
Acido acético	3,6	2130	0,015	0,04	7,8	Anaerobio

Tabla 3.6.5 Coeficientes cinéticos en reactores de mezcla completa

- Mecla completa con recirculación

En la figura 3.6.34 se representa el esquema de funcionamiento de este tipo de reactor.

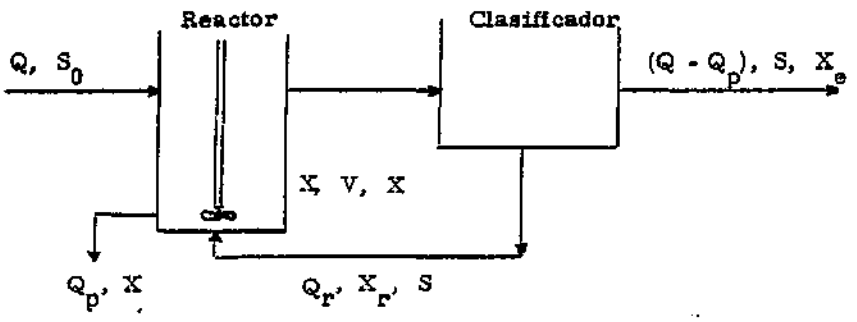


Fig. 3.6.34 Reactor de mezcla completa con recirculación

En este tipo de proceso se observa que detrás del reactor se monta un cirificador, en el que se decanta la masa celular (lodo activo) que posteriormente se recircula a aquél. Para el desarrollo del modelo cinético se supone que la estabilización del residuo orgánico se realiza exclusivamente en el reactor y que el volúmen empleado para calcular θ_c, es sólo el del reactor. Una parte de los lodos activos se purga del sistema con el caudal Q_p.

Para este sistema θ_c se define mediante la ecuación

$$\theta_c = \frac{VX}{Q_p X + (Q - Q_p) X_e}$$

Si el sistema está bien diseñado, X_e debe ser muy pequeño y la ecuación anterior se simplifica

$$\theta_c \simeq \frac{V}{V_p}$$

Teóricamente, por tanto, θ_c es independiente en este caso de θ_h.

Haciendo un balance de masa de microorganismos para el sistema completo, esto es, reactor y clarificador,

$$V\left(\frac{dX}{dt}\right) = \left(Y\frac{dS}{dt} - k_d X\right) V - \left[Q_p X + (Q - Q_p) X_e\right]$$

considerando las condiciones de equilibrio, $\frac{dX}{dt} = 0$, y la definición de θ_c.

$$\frac{1}{\theta_c} = Y \frac{dS/dt}{X} - k_d$$

o para un tiempo finito

$$\frac{1}{\theta_c} = Y U - k_d$$

ecuaciones análogas a las del proceso de mezcla completa sin recirculación.

A partir de las ecuaciones anteriores y teniendo en cuenta que $\theta_h = V/Q$ se puede obtener una expresión de la concentración de microorganismos en el reactor :

$$X = \frac{\theta_c}{\theta_h} \left[\frac{Y (S_0 - S)}{1 + k_d \theta_c} \right]$$

Si se emplea θ_c como parámetro de control, para controlar el crecimiento de las bacterias, basta simplemente purgar cada día un porcentaje dado de la masa celular en el sistema. Por ejemplo, si se determina que el valor de θ_c necesario para un caso dado es 10 d, debe purgarse cada día el 10% de la masa total celular. La purga se realiza del reactor, o de la línea de recirculación; en ese caso la ecuación que da el valor de θ_c queda :

$$\theta_c = \frac{VX}{Q'_p X_r + (Q - Q'_p) X_e}$$

Suponiendo que X_e es despreciable,

$$\theta_c \simeq \frac{VX}{Q'_p X_r}$$

- Flujo de pistón con recirculación

En la figura 3.6.35 se representa el esquema de funcionamiento de este tipo de reactor.

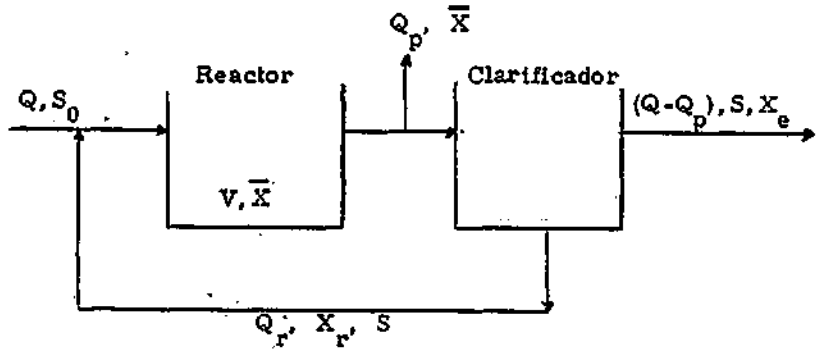


Fig. 3.6.35 Reactor de flujo piston con recirculación

La característica fundamental de este tipo de reactores es que todas las partículas permanecen el mismo tiempo en el reactor.

El modelo cinético es difícil de establecer. Para poder desarrollarlo se supone que :

- La concentración de bacterias en el influente es aproximadamente la misma que la del efluente del reactor, para $\theta_c/\theta_h > 5$.

La concentración resultante media se simboliza por $\overline{X}$.

- La velocidad de asimilación de sustrato conforme el agua residual pasa a través del reactor es igual a :

$$\frac{dS}{dt} = \frac{k\,S\,\overline{X}}{K_s + S}$$

Integrando esta ecuación desde 0 a θ_c y simplificando puede obtenerse:

$$\frac{1}{\theta_c} = \frac{Y\,k\,(S_0 - S)}{(S_0 - S) + K_s \ln \frac{S_0}{S}} - k_d$$

para $r<1$, siendo r la relación de recirculación Q_r/Q. Esta ecuación es similar a la de mezcla completa, pero la diferencia es que ahora θ_c es, además, función de S_0.

Este sistema es teóricamente más eficaz que el de la mezcla completa, como se deduce en la figura 3.6.36. Sin embargo, el régimen de flujo pistón es difícil de conseguir y, por otra parte, los reactores de este tipo son menos resistentes a los cambios bruscos de concentración que los de mezcla completa.

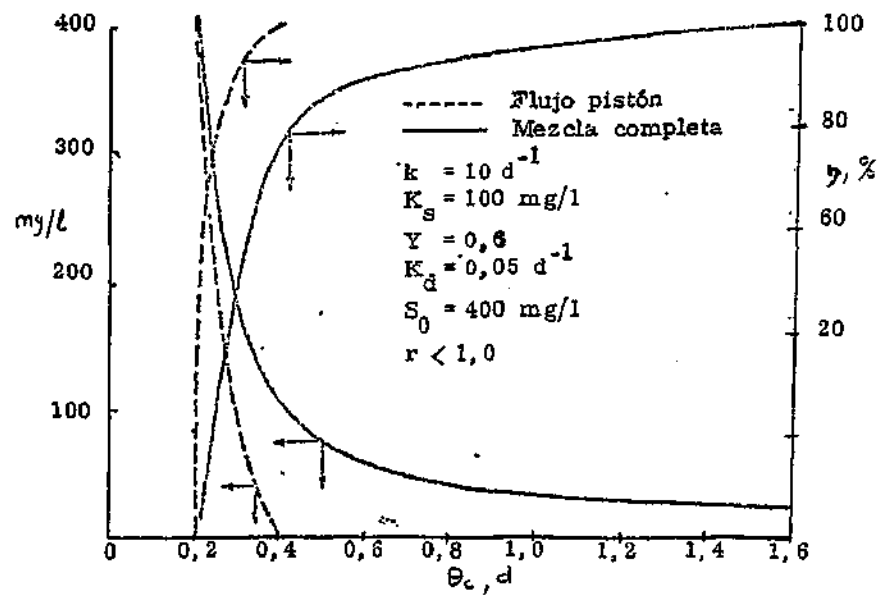


Fig. 3.6.36 Concentración de DBO en el efluente y rendimiento para un reactor de mezcla completa y otro de flujo pistón en función de θ_c.

- Tipos de procesos y diseño de instalaciones

El tratamiento secundario puede llevarse a cabo por diferentes procesos. La elección del proceso más adecuado depende tanto de razones tecnológicas como de imperativos económicos. Ordenados de menor a mayor complejidad, los procesos biológicos pueden clasificarse como se indica a continuación :

- balsas de estabilización
- lagunas aeradas
- filtros percoladores
- lodos activos

a) Balsas de estabilización

Las balsas de estabilización, construídas en el terreno con profundidades de 1 a 2m, constituyen el proceso más sencillo de oxidación biológica en un medio aerobio. Para lograr reducciones considerables de la DBO, las cargas deben ser bajas, normalmente de 25 a 100 kg. de DBO por hectárea y día, lo que requiere grandes extensiones de terreno. Aunque las algas son o fuente principal de oxígeno, la aeración natural superficial puede aportar una cantidad adicional de este elemento. El rendimiento varía considerablemente en función de la estación del año, la temperatura y la insolación.

Las balsas de estabilización pueden dividirse en las tres categorías siguientes :

- Balsas aerobias. Dependen de las algas para el suministro de oxígeno y, por tanto, de la luz solar. Por ello, la profundidad no debe ser superior a 1,5 m.

- Balsas facultativas. Funcionan de forma aerobia en la superficie y anaerobia en el fondo. La capa superficial aerobia presenta una variación diurna, pues el contenido de oxígeno aumenta durante la noche. Los lodos depositados en el fondo sufren una descomposición anaerobia, con desprendimiento de metano y otros gases. Si no se mantiene la capa aerobia se despiden olores desagradables.

- Balsas anaerobias. Son aquellas en las que la carga orgánica es tan elevada que las condiciones anaerobias se mantienen para todo el volumen líquido.

En la tabla 3.6.6 se resumen algunos datos sobre las balsas de estabilización, tomados de Eckenfelder.

De todos los procesos de oxidación biológica, el de las balsas de estabilización es quizás el menos estudiado. Se han propuesto muchos métodos de diseño, pero las correlaciones entre ellos no son tan buenas como sería de desear.

De los distintos procedimientos de diseño, deben destacarse dos. En el primero, se aplica el concepto de reacción de primer orden para calcular la reducción de DBO alcanzable para un tamaño dado de balsa, o, inversamente, el obtenido a partir de las concentraciones de DBO de la alimentación y del efluente.

Parámetro	Aerobias	Facultativas	Anaerobias
Profundidad, m	0,2 - 0,3	0,6 - 1,5	2,4 - 3
Tiempo de retención, d	2 - 6	7 - 30	30 - 50
Carga de DBO, kg ha.d	100 -200	20 - 60	300 -600
Reducción DBO, %	80 - 95	75 - 85	50 - 70
Concentración de algas, mg/l	100	10 - 50	0

Tabla 3.6.4 Datos de Balsas de estabilización

La ecuación aplicable en este caso es la siguiente :

$$\frac{S_e}{S_o} = \frac{1}{1 + Ka\ (Va/Q)}$$

en que Ka es función de la temperatura, de la irradiación solar, de la carga orgánica y de las características de las aguas residuales. Los valores más normales varían entre 0,05 y 1,0.

En el segundo procedimiento, desarrollado por Oswald en la Universidad de California, la producción de oxígeno en la balsa es igual a la carga orgánica aplicada. Como ya se señaló antes, la fuente principal de oxígeno en las balsas de estabilización aerobias es la fotosíntesis que está gobernada por la energía solar. Después de numerosos estudios se ha estimado que la producción de oxígeno puede calcularse mediante la siguiente ecuación:

$$Y_{O_2} = 0,28\ \phi\ I$$

El factor de eficacia de la conversión de luz, ϕ , representa la relación entre el peso de oxígeno producido al de DBO_f que hay reducir en la balsa. Para una reducción del orden del 90%, ϕ es igual a 1,6. Si la balsa se diseña de conformidad con estas condiciones durante el invierno, resultará que en los meses de verano estará sobredimensionada debido a la mayor cantidad de oxígeno producido en esa estación de resultas de la mayor irradiación solar. La insolación depende de la época del año y de la altitud..

En la tabla 3.6.7, se presentan los valores probables de la energía solar visible en función de la latitud y del mes del año.

$$I_{media} = I_{min} + p\ (I_{max} - I_{min})$$

La carga orgánica superficial que se envía a la balsa, en kg/ha.d puede expresarse por la ecuación

$$L_0 = 0,1\ .\ \frac{P'}{t}\ .\ DBO_f$$

Latitud	Valores probables máximo y mínimo de intensidad de luz ($I_{máx}$ e $I_{mín}$) en cal por cm² por día											
	Enero	Febr.	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio	Agosto	Sept.	Oct.	Nov.	Dic.
0° Max	255	266	271	266	249	236	238	252	269	265	256	253
Min	210	219	206	188	182	103	137	167	207	203	202	195
10° Max	223	244	264	271	270	262	265	266	266	248	228	225
Min	179	184	193	183	192	129	158	176	196	181	176	162
20° Max	183	213	246	271	284	284	282	272	252	224	190	182
Min	134	140	168	170	194	148	172	177	176	150	139	120
30° Max	136	176	218	261	290	296	289	271	231	192	148	126
Min	76	96	134	151	184	163	178	166	147	113	90	70
40° Max	80	130	181	241	286	298	288	258	203	152	95	66
Min	30	53	95	125	162	173	172	147	112	72	42	24
50° Max	28	79	141	210	271	297	280	236	166	100	40	26
Min	10	19	58	97	144	176	155	125	73	40	15	7
60° Max	7	32	107	176	249	294	268	205	126	43	10	5
Min	2	4	33	79	132	174	144	100	38	26	3	1

Tabla 3.6.7 Valores probables de la energía solar visible en función de la latitud y del mes del año en el hemisferior norte.

en la que P' se mide en cm, t en días y la DBO_f en mg/l. Como el diseño de la balsa puede realizarse igualando los valores de Y_{O_2} y de L,

$$\frac{P'}{t} = 2,8 \cdot \frac{\Phi I}{DBO_f}$$

Para aumentar la producción de algas, la profundidad de la balsa debe manterse entre 15 y 46 cm.

En la figura 3.6.37 se relacionan las condiciones aerobias o anaerobias de una balsa para distintas profundidades y cargas orgánicas superficiales.

b) lagunas aeradas

Las lagunas aeradas son similares a las balsas de estabilización, excepto en lo que se refiere al suministro de oxígeno, que se realiza mediante aeradores mecánicos superficiales. El permite aumentar el rendimiento y reducir la superficie necesaria hasta 15 veces. Debido al empleo de los aeradores como fuente de oxígeno, las algas no juegan el papel preponderante que desempeñan en las balsas de estabilización. Los aeradores sirven también para mezclar el contenido de la laguna, evitando

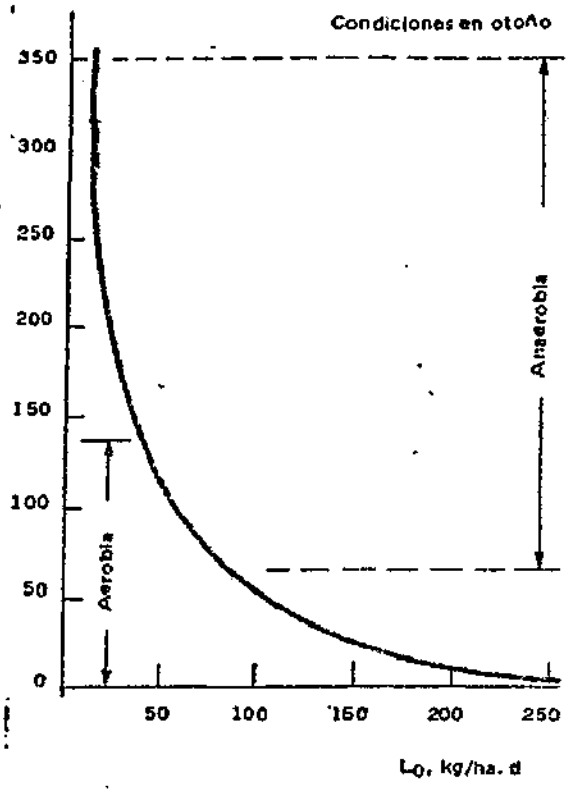


Fig. 3.6.37 Relación entre L_o y P' para la zona aerobia en balsas de estabilización

la sedimentación de los sólidos en suspensión, que, de producirse de la laguna a la formación de una capa anaerobia en el fondo de la laguna.

Las lagunas equivalen a los sistemas de lodos activos sin recirculación.

Para el diseño de las instalaciones puede emplearse el concepto de tiempo de residencia medio celular, θ_c, y la ecuación para estimar la concentración de DBO en el efluente. Sin embargo, este procedimiento tropieza con serias dificultades para su aplicación práctica debido al desconocimiento de los valores de las constantes cinéticas y a la variación de éstas con la temperatura.

Las lagunas aeradas se pueden calcular partiendo del supuesto de que la reducción de la DBO de la alimentación se lleva a cabo de acuerdo con una reacción de primer orden. Por tanto

$$\frac{S_e}{S_0} = \frac{1}{1 + K_a (V_a/Q)}$$

S_e y S_0 corresponden a la DBO_5 en mg/l. V_a está expresado en m^3 y Q en m^3/d. K_a puede variar desde 0,25 a 1,0 y es función del tipo de agua residual y de las características de la laguna.

La temperatura del líquido en la laguna depende del balance de calor resultante de los cambios experimentados por las temperaturas de la alimentación y ambiente. La temperatura del líquido influye en la actividad biológica y, por tanto, en el rendimiento de la operación. Dicha temperatura puede calcularse mediente la siguiente ecuación

$$(T_0 - T_1) = \frac{(T_1 - T_a)\, fA}{Q}$$

El factor f tiene en cuenta los coeficientes de transferencia de calor, el aumento del área superficial debido al empleo de aeradores y los efectos de la humedad del aire y del viento.

Si A se expresa en m^2, Q en m^3/d y las temperaturas en ºC, el valor medio de f para la parte central de los Estados Unidos es de 0,3. Despejando T_1 de la ecuación se obtiene.

$$T_1 = \frac{A\, f\, T_a + Q\, T_0}{Af + Q}$$

El problema de formación de hielo, que se plantea en ciertas condiciones climatológicas, puede minimizarse aumentando la profundidad de la laguna y reduciendo así su superficie. Esta reducción de la superficie supone un aumento de temperatura, y, además, de la actividad biológica, pero tiene la contrapartida de que el aumento de profundidad correspondiente hace que sea más difícil mantener el régimen de mezcla completa.

Otro sistema que puede emplearse para salvar los problemas que se presentan durante el invierno - es modificar las condiciones operativas. Para ello se emplean dos lagunas que, durante el verano, funcionan en paralelo y durante el invierno, en serie.

- Filtros percoladores

El primer filtro percolador (también conocido por filtro biológico o lecho bacteriano) se puso en marcha en Inglaterra en 1.893. Los filtros percoladores están formados por un lecho de piedras de 10 cm. de diámetro, con una profundidad de lecho de 1 a 3 m.

Actualmente los lechos son de material plástico, de formas regulares, con gran porosidad, rígidos y ligeros. Con estos materiales modernos de relleno se han logrado profundidades de lecho de hasta - 15 m. El agua residual se distribuye por la parte superior del lecho mediante un mecanismo rotatorio o mediante boquillas de pulverización fijas. Los filtros están provistos de drenaje en la parte - inferior para recoger el agua depurada y favorecer la aeración.

La materia orgánica del agua residual se degrada con una población de microorganismos unidos al medio filtrante. Como a medida que crece la población, por efecto de la asimilación de la materia orgá

nica de una forma aerobia, aumenta el espesor de una capa activa de limo unida al medio, el oxígeno se consume antes de que pueda penetrar toda la capa, pasando a condiciones anaerobias. En esta situación tampoco puede metabolizarse el sustrato orgánico del agua residual y los microorganismos actúan, además, por metabolismo endógeno, perdiendo su capacidad para adherirse al medio. El nuevo líquido que llega al filtro en esas condiciones arrastra el limo activo que sale con el efluente; por ello, después de los filtros percoladores (al igual que en los sistemas de lodos activos) se monta un clarificador para separar dichos limos.

Los filtros percoladores se clasifican, según la carga hidráulica y orgánica que reciben, en filtros de caudal alto o bajo.

En la tabla 3.6.8 se presentan las características fundamentales de estos dos tipos de filtros.

Parámetro	Tipo de filtro	
	De bajo caudal	De alto caudal
Carga hidráulica, m^3/h	200 - 800	2000 - 8000
Carga orgánica kg DBO_5/ha.m.h	50 - 150	150 - 800
Profundidad, m (*)	2 - 3	1 - 2,5
Recirculación	Ninguna	1:1 4:1

(*) Para lecho de piedras. Como ya se indicó anteriormente para lechos de material plástico la profundidad puede llegar a ser hasta de 15 cm.

Tabla 3.6.8 Características de los filtros percoladores

La carga orgánica elevada que puede aplicarse en los filtros de caudal alto se debe al empleo de la recirculación y de varias etapas. La recirculación puede hacerse desde el efluente del filtro o desde el del clarificador final, y se reúne con la alimentación del filtro o del clarificador primario.

El cálculo de los filtros percoladores se basa en fórmulas empíricas. Las más empleadas son las de Velz y las desarrolladas por el National Research Council (NRC).

- Fórmula de Velz

Según Velz, la concentración de materia orgánica disminuye con la profundidad del lecho

$$\frac{S_p}{S} = 10^{-k_p}$$

en la que S es la DBO_5 en mag/l aplicada al filtro. S_p se mide asímismo como DBO_5 en mg/l. k_p suele tomarse igual a 0,578 y 0,495 m. l para filtros de caudal bajo y alto respectivamente. Cuando se recurre a la recirculación, el valor de S de la ecuación se calcula por la fórmula siguiente

$$S = \frac{S_0 + r S_e}{1 + r}$$

- Fórmula del NRC

Para un sistema de filtros percoladores de una sola etapa, el rendimiento es igual a

$$\eta_1 = \frac{1}{1 + 0,0044\sqrt{W/V_f F}}$$

el factor de recirculación F, o número de pasos a través del filtro se calcula así :

$$F = \frac{1 + r}{(1 + 0,1r)^2}$$

Para el segundo filtro (filtración biológica en dos etapas).

$$\eta_2 = \frac{1}{1 + \frac{0,0044}{1 - \eta_1}\sqrt{W/VF}}$$

d) Lodos activos

El proceso de lodos activos puede desarrollarse en distintas versiones.

En la tabla 3.6.9 se resumen los parámetros de diseño usuales.

A continuación, se describen sumeramente las distintas opciones posibles:

- Proceso convencional

El proceso convencional se lleva a cabo en un depósito rectangular de aeración, seguido de otro de sedimentación. En el depósito de aeración, o reactor (también llamado tanque de licor mezclado), la cinética corresponde a la de flujo pistón, ya explicada anteriormente. El período de aeración suele ser de 6h.

En la figura 3.6.38 se representa el esquema de un proceso convencional de los lodos.

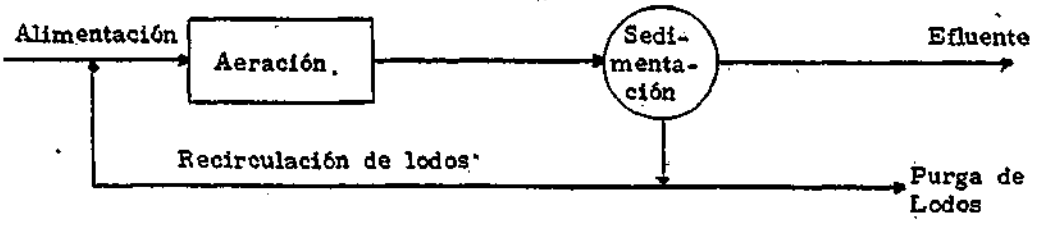


Fig. 3.6.38 Esquema del Proceso Convencional de Lodos Activos

El lodo activo separado del depósito de sedimentación se recircula (a un caudal del 25 al 50% del influente) al deposito de aeración para mantener una concentración elevada del mismo. Como el lodo activo crece contínuamente, es necesario purgar el exceso. En la mayoría de los sistemas de lodos activos, la purga se lleva a cabo de forma contínua a un caudal relativamente pequeño.

Proceso	θ_c, d	U^*	Carga volumétrica $kgDBO_5/m^3$	MLSS, mg/l	θ_h, h	$\frac{Q_r}{Q}$
Convencional	5-15	0,2-0,4	0,32-0,64	1500-3000	4-8	0,25-0,5
Mezcla completa	5-15	0,2-0,6	0,8 -1,92	3000-6000	3-5	0,25-1
Aeración escalonada	0-15	0,2-0,4	0,64-0,96	2000-3500	3-5	0,25-0,75
Aeración graduada	0,2-0,5	1,5-5,0	1,2 -2,4	200-500	1,5-3	0,25-0,75
Estabilización--contacto	5-15	0,2-0,6	0,96-1,2	(**) 1000-3000 (***) 4000-10000	(**) 0,5-1 (***) 3-6	0,25-1
Aeración prolongada	20-30	0,05-0,15	0,16-0,4	3000-6000	18-36	0,75-1,5
Capacidad elevada	5-10	0,4-1,5	1,6 -16	4000-10000	0,5-2	1 -5
Aeración con oxígeno	8-20	0,75-1	1,6 -4	6000-8000	1 -3	0,25-0,5

Tabla 3.6.9 Parámetros de diseño de los procesos de lodos activos

- Mezcla completa

En el proceso de mezcla completa, el contenido total del depósito de aeración se mezcla completa y uniformemente. La alimentación de residuos orgánicos se mezcla con toda la masa microbiana en lugar de hacerlo con sólo una fracción, como en el caso del proceso convencional. Esto trae como consecuencia que el tanque de aeración se emplea entonces como depósito de compensación para reducir las fluctuaciones en las características de la alimentación. El sistema puede funcionar con cualquier grado de síntesis y purga de lodos, desde los sistemas de capacidad elevada a los sistemas de baja capacidad o de aeración prolongada.

El sistema de lodos activos más sencillo consiste en la mezcla completa y purga total de los lodos, formado solamente por un depósito de aeración (es análogo, en definitiva, a las lagunas aeradas). La solución mezclada se descarga del depósito de aeración como efluente sin separación subsiguiente de sólidos ni recirculación al depósito de aeración. Cuando los sólidos en suspensión en el efluente constituyen un problema, a continuación del depósito de aeración pueden montarse pequeñas balsas de retención para permitir la sedimentación de sólidos.

- Aeración escalonada

Mediante la aeración escalonada la carga orgánica se distribuye en varios puntos del depósito de aeración en lugar de hacerlo en uno solo.

En la figura 3.6.39 se representa el esquema de un proceso de lodos activos con aeración escalonada.

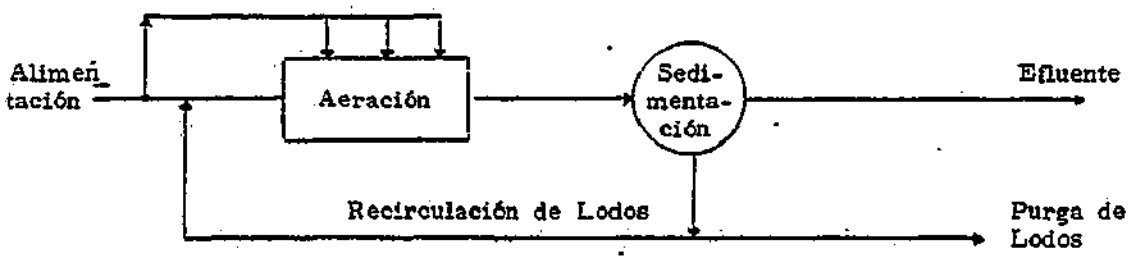


Fig. 3.6.39. Proceso de Lodos Activos con Aeración Escalonada

- Aeración graduada

La demanda de oxígeno en el depósito de aeración no es uniforme en todo el aparato, sino que más bien decrece a lo largo de su longitud. En los sistemas de aeración graduada, se colocan difusores de aire adicionales a la entrada del depósito de aeración, su número disminuye en el extremo de dicho depósito, para equilibrar al suministro con la demanda de oxígeno.

- Estabilización-contacto

En el proceso de estabilización-contacto se aprovecha la capacidad de absorción de los lodos activos. En la figura 3.6.40 se representa esquemáticamente el proceso de reducción de la DBO en dos etapas. La primera es la fase de absorción que requiere de 20 a 40 min y durante la misma la mayor parte de la materia orgánica coloidal y disuelta se absorbe en el lodo activo. En la segunda etapa se produce la oxidación y la materia orgánica absorbida se asimila metabólicamente.

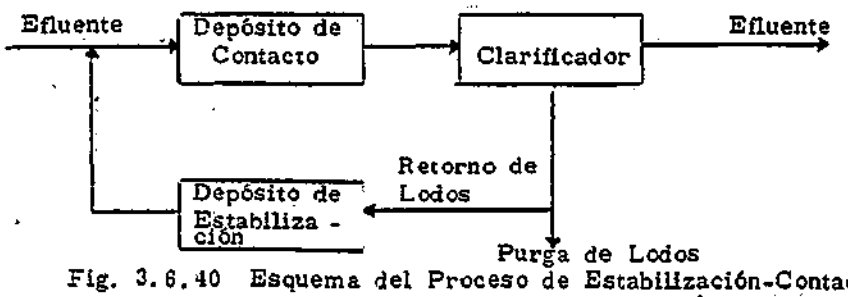


Fig. 3.6.40 Esquema del Proceso de Estabilización-Contacto

Las aguas negras decantadas se mezclan con lodo activo de retorno y se someten a aeración en el depósito de contacto durante 30-90 min; la materia orgánica se absorbe en el flóculo de lodo. A continuación se separa el lodo por sedimentación y se somete a aeración durante 3 a 5 h en el depósito de sedimentación.

- Aeración prolongada

En el proceso de aeración prolongada se trabaja en la zona de metabolismo endógeno de la curva de crecimiento, que requiere una carga orgánica relativamente pequeña y períodos de aeración largos. Se suele utilizar el proceso para plantas pequeñas y existen plantas prefabricadas para comunidades reducidas: escuelas, hoteles, etc.

Una variación del proceso de aeración prolongada lo constituyen los diques de oxidación o Pasveer-Sloot, desarrollados por el Dr. Pasveer, en Holanda, y de uso muy extendido en Europa para el tratamiento de aguas negras de ciudades pequeñas. La aeración se lleva a cabo en un canal circular de 1 a 2 m de profundidad provisto de aeradores tipo cepillo, que provocan la aeración y circulación del líquido.

- Capacidad elevada

Este tipo de proceso satisface la necesidad de un tratamiento parcial. Se ha comprobado que cuando la masa microbiana se mantiene en el depósito de aeración durante un período de tiempo 1/5 a 1/10 más corto que en el proceso convencional, las bacterias estabilizan aproximadamente 2/3 de la materia orgánica en 1/3 aproximadamente del tiempo requerido en aquel proceso.

- Aeración con oxígeno

Recientemente, en 1970, para los procesos de lodos activos se han desarrollado sistemas que utilizan oxígeno (o aire enriquecido) en lugar de aire. Los autores de estos procesos señalan que poseen las siguientes ventajas con respecto a los procesos convencionales:

- menor inmovilizado
- menor consumo de energía
- menor producción de lodos, de mejores características de sedimentación y, por tanto, menores costes de evacuación de los mismos.
- menor tamaño de la instalación

- Suministro de oxígeno

La cantidad teórica de oxígeno necesaria se calcula una vez conocida la DBO del agua residual y la cantidad de microorganismos purgados diariamente del sistema.

Si toda la DBO se convirtiera en productos finales (en el caso de una estabilización completa en CO_2 y H_2O) la demanda de oxígeno se calcularía convirtiendo el valor de DBO_5 en DBO_f, teniendo en cuenta que, al tratarse de una reacción de primer orden, se tendría :

$$DBO_5 = DBO_f \ (1 - 10^{-5k_t})$$

que de DBO_f es la DBO a tiempo cero, o demanda total inicialmente presente, y k_t la constante de velocidad de reacción a la temperatura t (tiempo^{-1}).

Sin embargo, como una porción del agua residual se convierte en nuevas células, que se purgan del sistema, si se conoce la DBO_f de las células purgadas puede calcularse la cantidad de oxígeno que hay que suministrar hallando la diferencia entre la demanda total y la DBO_f correspondiente a las células purgadas.

Dado que la fórmula empírica del protoplasma celular es $C_5H_7O_2N$, se tendrá :

$$C_5H_7O_2N + 5O_2 \rightarrow 5CO_2 + 2H_2O + NH_3$$

$$113 \qquad 160$$

$$\frac{KgO_2}{kg.\ células} = \frac{160}{113} = 1,42.$$

y

$$DBO_f = 1,42 \text{ (concentración celular)}$$

Por tanto, la demanda teórica de oxígeno es igual a

O_2 (kg/d) = (sustrato utilizado diariamente) - 1,42 (organismos purgados diariamente)

o lo que es lo mismo

$$O_2 \text{ (kg/d)} = \frac{dS}{dt} - 1,42\,\frac{dX}{dt}$$

Si se conoce el rendimiento de transferencia de O_2 del sistema de aeración, se puede determinar la cantidad de aire real requerida. El aire suministrado debe ser suficiente para mantener una concentración mínima de oxígeno disuelto en el reactor (o tanque de aeración) de 1 a 2 mg/l.

Los dos sistemas empleados para el suministro de aire están constituídos por aeradores y difusores. El rendimiento de los aeradores suele expresarse en porcentaje del oxígeno transferido con respecto a la cantidad total de este elemento en el aire suministrado.

Los rendimientos se determinan a escala de planta piloto, en condiciones estándar : 20ºC, concentración de oxígeno disuelto 0,01 mg/l y agua dulce clarificada. Para determinar los rendimientos experimentalmente se puede recurrir al método de oxidación de sulfito y al de desoxigenación-reoxigenación.

En el método de oxidación de sulfito se añade un exceso de sulfito sódico al agua del depósito de prueba del sistema de aeración, que provocará la reducción de la concentración de sulfito, que se mide por yodometría. Como catalizador se emplean sales de cobre o cobalto.

El segundo método suele ser más barato y fácil de ejecutar; consiste en la desoxigenación y reoxigenación subsiguiente del agua por la acción del mecanismo de aeración. La desoxigenación se realiza con sulfito (catalizando con sales de cobre o de cobalto) o mediante la inyección de nitrógeno.

Como el rendimiento del sistema de aeración suministrado por el fabricante (que debe comprobarse mediante las pruebas citadas) se refiere a condiciones estándar, es preciso expresar ese rendimiento en función de las condiciones reales de proceso. La conversión puede hacerse aplicando la ecuación siguiente :

$$N = N_0 \left[\alpha \, (1,024)^{T-20} \cdot \frac{\beta \, (C_s - C)}{9,17} \right]$$

Los valores de α y β varían en función del tipo de aguas residual. En la tabla 3.6.10 se dan valores típicos para aguas negras y residuales industriales, según Nogaj. Para mayor garantía, el valor apropiado de α debe determinarse experimentalmente; mientras que a efectos de estimación β puede igualarse a 1.

Tipo de agua residual	α	β
Aguas negras	0,7-0,9	0,9-0,95
Aguas residuales industriales	0,3-2,0	0,9-1,0

Tabla 3.6.10 Valores Tipicos de α y β

C_s es la concentración de saturación de oxígeno disuelto en el agua, que dependerá de la salinidad y de la temperatura. Este coeficiente debe corregirse para la altitud a la que se encuentre la planta depuradora, introduciendo el correspondiente factor de corrección cuyo valor puede encontrarse en numerosos textos especializados.

Como regla generalmente válida para una aeración por difusores, expresando N y No en Kg. de O_2/d para las condiciones reales del proceso y las estándar, respectivamente, y tomando los valores medios de α, β, C_s, C y T se deduce que :

$$No \simeq 1,6N$$

Partiendo de este supuesto y de que la cantidad de O_2 que hay que suministrar es la estequiométrica correspondiente a la DBO de entrada se puede relacionar el rendimiento de los difusores con el volumen requerido de aire en m^3/h que suministran por kg de DBO/d. Estos valores pueden comtemplarse en la tabla 3.6.11

Conocidos la carga diaria en kg de DBO a la planta y el rendimiento de transferencia del difusor elegido, mediante la citada tabla se determina el volumen de aire necesario (en condiciones de proceso medias), expresado en m^3/h. Este dato permite determinar fácilmente la potencia necesaria de la soplante correspondiente.

Rendimiento de transferencia de O_2	Volumenes de aire requerido en m^3/h por DBO/d
4	6,05
6	4,05
8	3,12
10	2,50
12	2,08

Tabla 3.6.11 Relación entre los rendimientos de transferencia de oxígeno por difusores y los volúmenes requeridos de aire.

- Aeradores

La introducción del aire (y, por tanto, oxígeno) necesario para la oxidación biológica aerobia en los reactores de lodos activos, o en las lagunas aeradas, puede realizarse por agitación mecánica de las aguas residuales para provocar la disolución del aire atmosférico. Los aparatos empleados se conocen por el nombre de aeradores.

Los dos tipos de aeradores más empleados son los superficiales y los de turbina.

Las potencias de los aeradores superficiales oscilan entre 1 y 100 HP. Están provistos de impulsores total o parcialmente sumerfidos que agitan las aguas residuales vigorosamente, introduciendo aire y provocando un cambio rápido de la interfase aire-agua para facilitar la disolución del aire. Los impulsores son de acero, hierro fundido, aleaciones resistentes a la corrosión o plásticos armado con fibra de vidrio. Pueden montarse rígidamente, o con flotadores en el caso de las lagunas o balsas en las que la altura de la superficie de líquido fluctúa, o donde un montaje rígido resulta impracticable. El aerador tipo cepillo o Kessener se emplea en los diques de oxidación o Pasveer. Se monta horizontalmente justo encima de la superficie del agua y consta de un cilindro con protuberancias de acero. Se acciona con motor y provoca la circulación de líquido y la introducción de aire.

En la figura 3.6.41 se representa el esquema de un aerador flotante superficial.

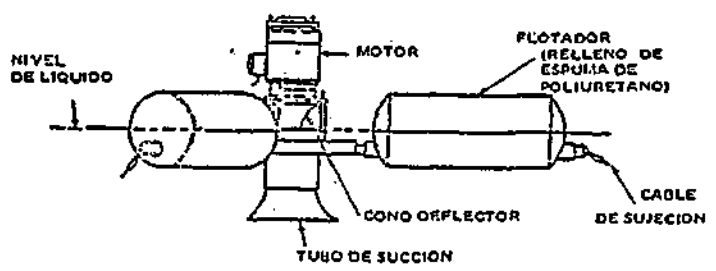


Fig. 3.6.41 Aerador Flotante Superficial

Los aeradores de turbina pueden ser de flujo ascendente o descendente, están provistos de tubos de succión para controlar el tipo de flujo del líquido circulante. El tubo de succión es un cilindro montado concéntricamente con el impulsor. En los aeradores de flujo descendente también puede introducirse aire mediante difusores situados debajo del impulsor. En este caso el aerador sirve para dispersar las burbujas del aire y mezclar el contenido del tanque.

En páginas anteriores se ha estudiado la forma de calcular la potencia necesaria para suministrar el oxígene requerido. Sin embargo, también hay que tener en cuenta que los aeradores deben satisfacer las necesidades de mezcla. La potencia de mezcla requerida suele ser mayor que la que se necesita para el suministro de oxígeno. Se estima que la potencia necesaria para obtener una mezcla completa es de 2 a 4 HP por 100 m^3, y depende del diseño del aerador y de la geometría del tanque o de la laguna.

- Difusores

Los difusores para aportación de oxígeno y mezcla más empleados en la oxidación biológica aerobia pueden dividirse en dos categorías, según que produzcan burbujas de aire pequeñas o relativamente grandes. Los primeros son más eficaces por ser mayor la superficie interfacial aire-agua y, por tanto, la transferencia de oxígeno al agua. Sin embargo, como se obturan con mayor facilidad, los gastos de mantenimiento y de operación son mayores, pues se requiere una mayor presión para el suministro de aire al difusor para evitar la deposición de lodos y un mayor grado de limpieza de aquél.

Los difusores pueden ser de material poroso o de tubos perforados..

Los difusores porosos pueden proporcionar de 5 a 25 m^3/h de aire por unidad. Para la mezcla se necesitan de 1 a 2 m^3/h de aire en condiciones normales por cada m^3 de volumen del tanque de aeración.

NOMENCLATURA EMPLEADA EN EL APARTADO 6.2.3

A	Area supericial, m^2
C	concentración de oxígeno disuelto mantenida en la aeración, mg/l
C_s	concentración de saturación de oxígeno disuelto para la salinidad y temperatura de las aguas residuales, teniendo en cuenta la corrección por altitud, mg/l
d	diámetro, m
F	factor de recirculación adimenstonal
f	factor de proporcionalidad para el cálculo de la temperatura en lagunas aeradas
I'	Intensidad de la radiación solar, $cal/cm^2 . d$
I_{max}	intensidad máxima de la radiación solar
I_{media}	intensidad media de la radiación solar
I_{min}	intensidad mínima de la radiación solar
K	constante de la ecuación de Velz para filtros percoladores, m^{-1}
k	velocidad máxima de asimilación del sustrato (agua residual) por unidad de peso de microorganismos, $tiempo^{-1}$
K_a	constante de la velocidad de reacción en lagunas aeradas, d^{-1}

k_d coeficiente de desaparición de microorganismos, tiempo $^{-1}$

K_S concentración de agua residual para la cual la velocidad de asimilación es k/2, masa/volumen

K_T constante de la velocidad de reacción del proceso biológico a la temperatura T ºC, d^{-1}

L_0 carga orgánica superficial en balsas de estabilización, kg/ha.d

MLSS sólidos en suspensión en el reactor de aeración

MLVSS sólidos volátiles en suspensión en el reactor de aeración

N rendimiento de aeración para las condiciones reales del proceso, Kg O_2/HP.h

P profundidad en filtros percoladores, m

P' profundidad en balsas de estabilización, cm

p cociente entre las horas reales y posibles de insolación

Q caudal de alimentación, volumen/tiempo

Q_P caudal purgado directamente del reactor de aeración, volumen/tiempo

Q'_P caudal purgado de la línea de recirculación, volumen/tiempo

Q_r caudal de recirculación, volumen/tiempo

r relación volumétrica de recirculación, Q_r/Q

S concentración de sustrato en el agua residual, masa/volumen

S_0 concentración de sustrato en la alimentación de agua residual, masa/volumen

S_e concentración de sustrato en el efluente del proceso de oxidación biológica, masa/volumen

S_p concentración de sustrato a la profundidad P en el filtro percolador, masa/volumen

SS sólidos en suspensión

s masa finita de sustrato

T temperatura, ºC

T_a temperatura del aire, ºC

T_e temperatura en lagunas aeradas, ºC

t tiempo

U relación alimento a microorganismos

V_a volumen de la laguna aerada, m^3

V_f volumen del filtro percolador, ha.m

VSS sólidos volátiles en suspensión

W carga de DBO en kg/d

X concentración de microorganismos, masa/volumen

$\overline{X}$ concentración media de microorganismos

x masa finita de microorganismos

X_e concentración de microorganismos en el efluente del proceso de oxidación biológica

X_r concentración de microorganismos en la recirculación

Y coeficiente de rendimiento en la producción de microorganismos: masa de microorganismos/masa de sustrato asimilado

Y_{O_2} producción de oxígeno en las balsas de estabilización, kg/ha.d

α factor de corrección de la velociad de transferencia de oxígeno en las aguas residuales, adimensional

β factor de corrección de la velocidad de transferencia de oxígeno por tensión superficial y salinidad, adimensional

ε coeficiente de temperatura

η rendimiento de separación

θ_c tiempo de residencia medio celular

θ_c^M tiempo de residencia celular mínimo
θ_h tiempo de residencia hidráulico
ϕ factor de eficacia de la conversión de luz solar

6.2.4 Tratamiento terciario

Dentro de este apartado se van a incluir un conjunto de tratamientos físico/químicos generalmente clasificados dentro de los tratamientos terciario y diversos. Excepto el proceso de adsorción en carbón activo, el resto no tienen prácticamente aplicación en el campo de las aguas residuales - y sí en el de potabilización, razón por la que se reseñan brevemente.

- Adsorción

Este proceso no se ha utilizado demasiado hasta ahora en tratamiento de aguas residuales, salvo en aquellos casos en que sea preciso la eliminación de restos de materia orgánica del tratamiento secundario o contaminantes muy específicos.

El proceso de adsorción se basa en la retención por la superficie de un sólido de las moléculas en disolución, por la acción de fuerzas químicas o físicas. Las moléculas adsorbidas reciben - el nombre de adsorbato y adsorbente, el material sólido que retiene el adsorbato.

Cuando la unión adsorbente - adsorbato se realiza químicamente el proceso es irreversible, siendo prácticamente imposible la regeneración. En el caso de adsorción por fuerzas físicas, el proceso es reversible y en consecuencia factible la regeneración.

Los adsorbentes pueden ser productos naturales como la bentonita o artificiales como el carbón - activo, geles inorgánicos o adsorbentes sintéticos.

Los estudios de los fenómenos de adsorción a temperatura constante fueron desarrollados por -- Freundlich y Langmuir.

A partir de consideraciones empíricas Freundlich llegó a la ecuación

$$\frac{X}{M} = K \cdot C^{1/n}$$

y Langmuir a :

$$\frac{X}{M} = \frac{a \cdot b \cdot C}{1 + b \cdot C}$$

En las que

X/M = cantidad adsorbida por paso unitario de adsorbente
a, b, K, n = constantes empíricas
C = concentración de equilibrio del a sorbato en solución después de la adsorción

La forma de determinar las constantes empíricas, es mediante experimentación de laboratorio en

cada caso concreto.

Dentro de los factores que favorecen la adsorción el más importante es la concentración y el más desfavorable la temperatura, siendo muy importante la estructura de la molécula a adsorber. Por otra parte cabe señalar la selectividad de cada adsorbente por ciertos adsorbatos, habiendo dado origen a la aparición en el mercado de adsorbentes específicos para determinados compuestos.

De entre todos los adsorbentes posibles, el carbon activo es, con mucho, el más utilizado en el caso de aguas residuales, presentándose en forma granular o en polvo.

El carbón activo granular, de tamaño de partícula superior a 0,1 mm se utiliza en lecho fijo columna, siendo relativamente fácil su regeneración, sobre todo térmicamente, siendo preciso el disponer una columna en servicio y otra en reserva.

El carbón activo en polvo, con tamaño inferior a 200 mallas, se mezcla intimamente en un reactor - agitado y separado postriormente por floculación o filtración, siendo en este caso mucho más difícil su manipulación y manejo.

En las figuras 3.6.42 y 3.6.43 se representan esquemáticamente los procesos de tratamiento con carbón granular y en polvo respectivamente.

La economía del proceso depende fundamentalmente, en la mayor parte de los casos, de la capacidad de regeneración, debiéndose tener en cuenta que en cada regeneración hay una pérdida entre el 5 y el 10% del carbón, así como de su capacidad de adsorción.

Las principales aplicaciones del carbón activo son la eliminación de color en aguas residuales de fábricas textiles y de papeleras, así como de ciertos compuestos, por ejemplo fenoles, en plantas petroquímicas y refinerías.

Recientemente, están apareciendo en la bibliografía, trabajos de adsorción, realizados con adsorbentes sintéticos, por ejemplo en aguas residuales de fabricación de explosivos, con la ventaja de más fácil regeneración (mediante reactivos o disolventes) y sin pérdidas apreciables.

- Intercambio iónico

El proceso de intercambio iónico consiste en la sustitución de uno o varios iones presentes en el agua a tratar por otros que forman parte de una fase sólida finamente dividida, denominada cambiador, sin alterar su estructura física, pudiendo posteriormente regenerarlo, devolviéndolo a su estado primitivo. Si los iones cedidos por el agente cambiador son H^+ y OH^-, tiene lugar una desionización del agua. - En tratamiento de aguas residuales los procesos de intercambio iónico se utilizan preferentemente en la eliminación de la disolución de iones muy específicos generalmente metales pesados.

Los primeros cambiadores utilizados fueron agentes naturales (tierras sílico - aluminatos), pero en la actualidad se emplean exclusivamente resinas orgánicas sintéticas, de diferentes composiciones (fenólicas, sulfonados, poliestirenos sulfonados, poliaminas alifáticas con grupos amonio cuaternario, etc.) que forman retículos tridimensionales, donde se fijan los grupos activos.

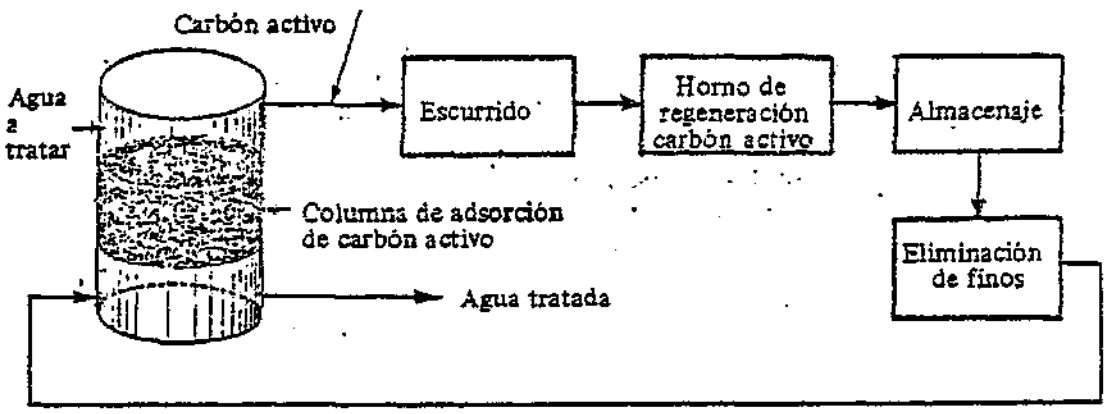


Fig. 3.6.42 Proceso de adsorción con carbón activo granular.

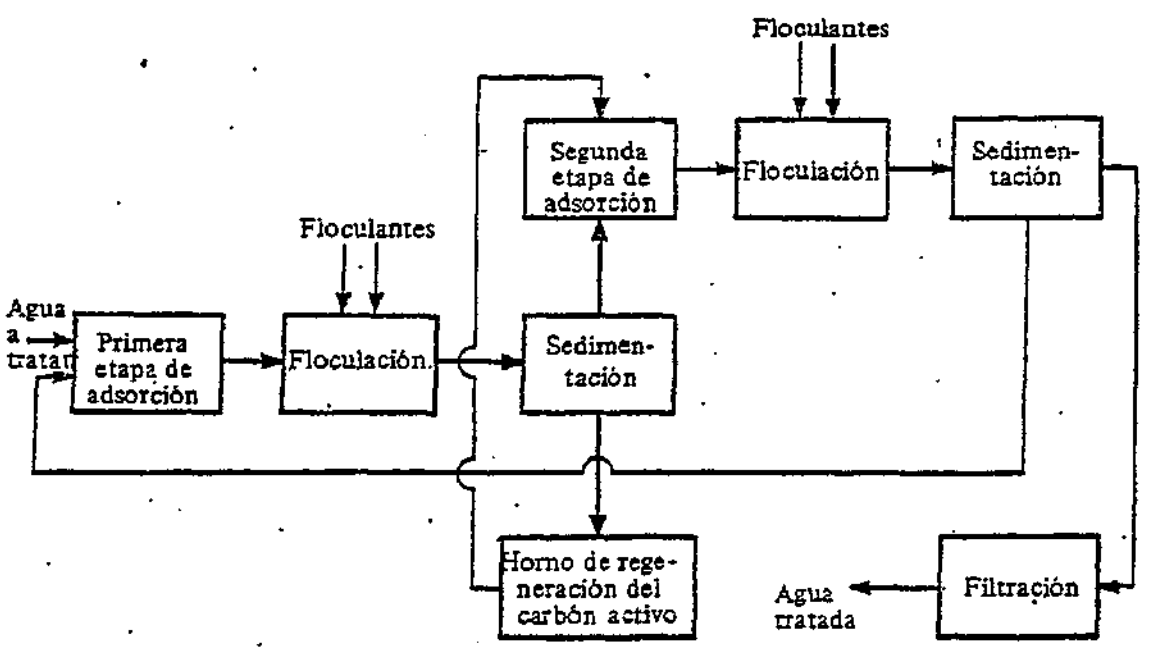


Fig. 3.6.43 Proceso de adsorción con carbón activo en polvo.

La capacidad de una resina viene definida por la cantidad de iones (aniones o cationes) que puede retener por unidad de peso o volumen y se expresa generalmente por meq/ml o meq/g, dependiendo dicha capacidad según su naturaleza, cantidad y tipo de regenerante utilizado. Por otra parte debe tenerse en cuenta la selectividad de las resinas, hacia determinados iones. La selectividad variará de acuerdo con la naturaleza, así como su concentración absoluta y relativa, tipo y composición de la resina y su grado de saturación y regeneración.

Debido al alto precio de las resinas, sobre todo de las específicas y a pesar de su regeneración, el proceso de intercambio iónico se utiliza solamente en aquellos casos en que la eliminación del contaminante haga posible su recuperación, o bien como se ha indicado anteriormente cuando por la toxicidad de un elemento sea preciso su eliminación selectiva. Algunas de esas aplicaciones son las siguientes:

- Eliminación de isotopos radioactivos, como puede ser el Cs-137 y el Sr-90.
- Descontaminación de aguas de mercurio.
- Recuperación de cromatos en las purgas de circuitos de refrigeración, hasta concentraciones menores de 0,05 ppm.
- Recuperación de oro.
- Eliminación y recuperación de antibióticos en industrias farmaceúticas.
- Eliminación y recuperación de cromatos y cianuros.

En la figura 3.6.44 se representa una columna de intercambio con lecho mixto.

- Osmosis inversa

Si se dispone de dos disoluciones de diferente concentración, separadas por una membrana, habrá un paso de disolvente, por efecto de la presión osmótica, de la disolución más diluida a la más concentrada, hasta que ambas adquieren la misma concentración.

Ahora bien, si se aplica a la disolución concentrada una supresión superior a la osmótica, se producirá un paso de disolvente desde la disolución más concentrada a la más diluida, hasta alcanzar un nuevo equilibrio; este fenómeno se denomina ósmosis inversa. En la figura 3.6.45 se representan los procesos de ósmosis inversa.

Este proceso, desarrollado en principio para desalación de aguas salobres, ha encontrado aplicación en la concentración de productos industriales así como en procesos farmaceúticos y más recientemente en el tratamiento terciario de aguas residuales.

La mayor dificultad que presenta este proceso es la obtención de membranas suficientemente estables y de una vida aceptable.

El proceso de ósmosis inversa, al igual que el de intercambio iónico, sólo es rentable en función de la recuperación de los elementos contaminantes, y en el valor de esos elementos. En la tabla 3.6.12 se incluyen una serie de aplicaciones de la ósmosis inversa en el tratamiento de aguas residuales, con recuperación de productos.

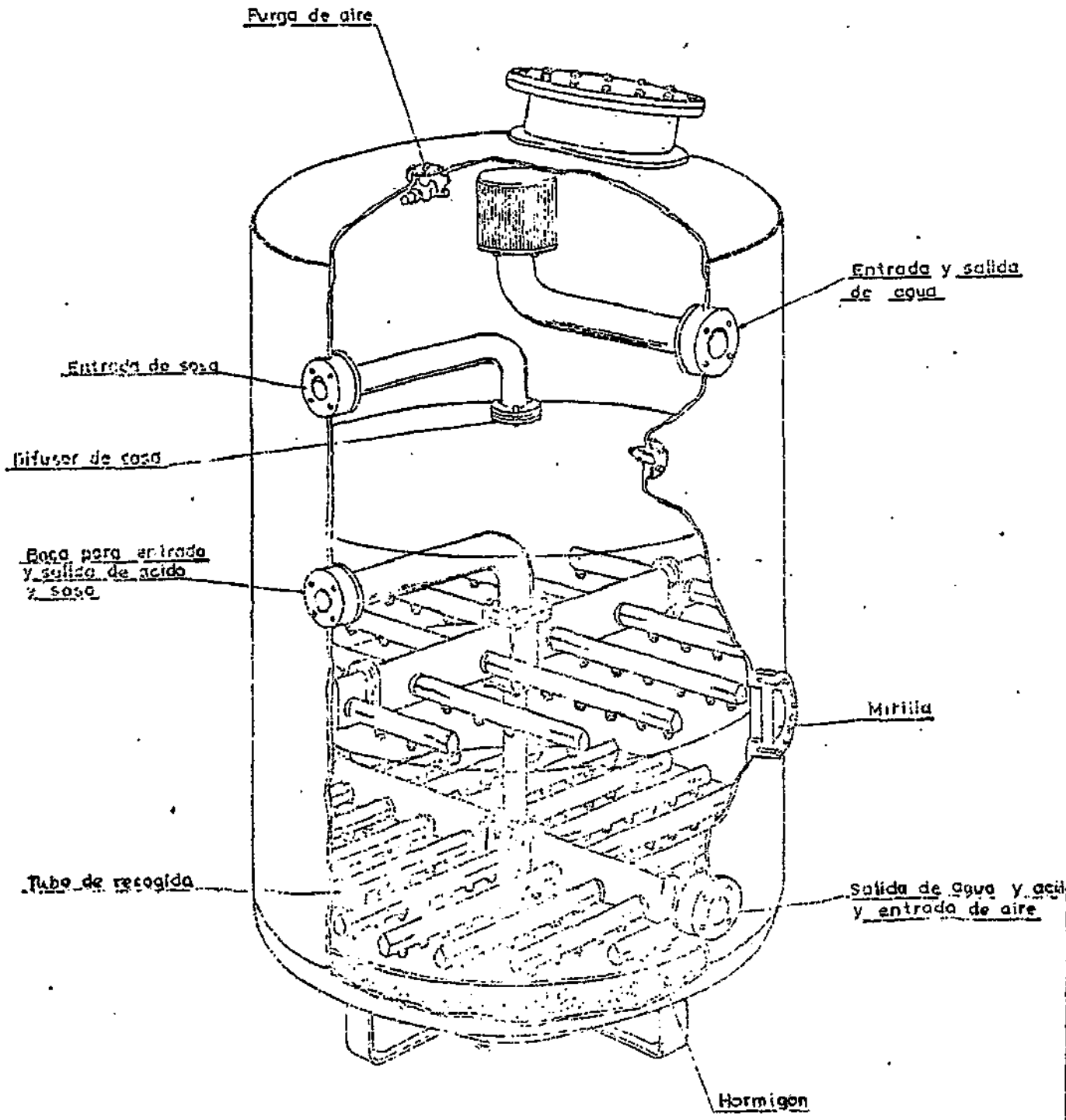
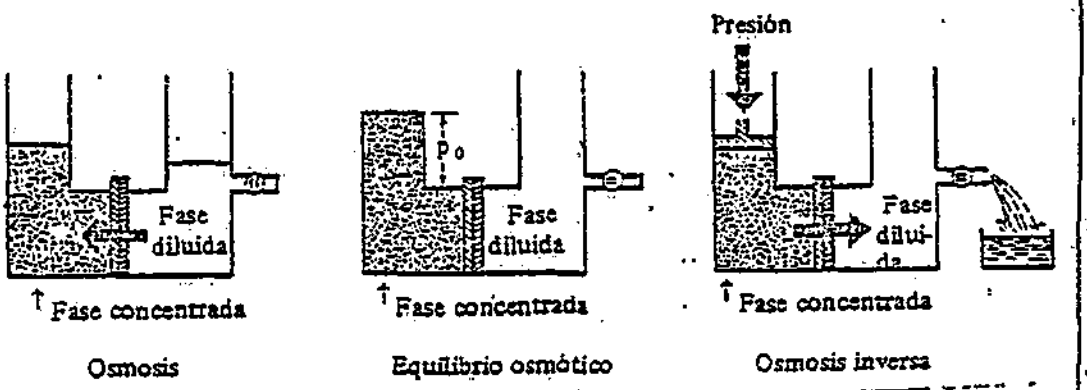


Fig. 3.6.44 Columna de intercambio con lecho mixto



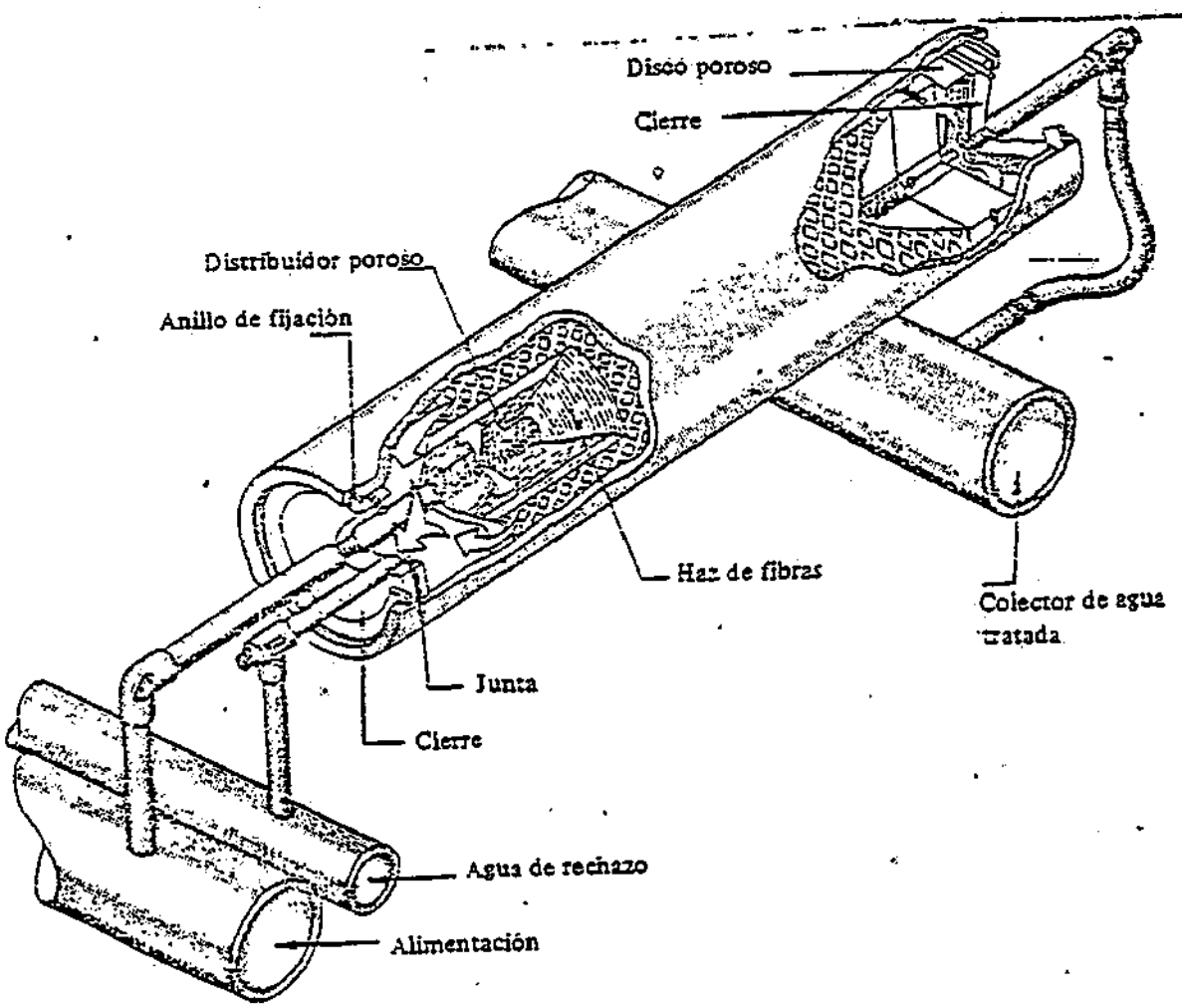


Fig. 3.6.45 Osmosis inversa

Industria	Productos recuperados
Láctea	Lactosa, proteínas, vitaminas, sales minerales
Pastero-papelera	Derivados ligno-celulósicos
Producción de fenol	Carbonato sódico, formiato sódico, sulfato sódico
Producción de poliestireno	Peróxido de benzoilo, fosfato tricálcico, alcohil -y-aril- - sulfonato cálcico
Nuclear	Isótopos radiactivos
Decapado	Sales de hierro
Química (en general)	Sales y catalizadores

Tabla 3.6.12 Aplicaciones de la osmosis inversa en el tratamiento de aguas residuales con recuperación de subproductos.

- Electrodialisis

El empleo de membranas es la base del proceso de electrodialisis cuyo fundamento es el transporte selectivo de iones a través de las mencionadas membranas, siendo la fuerza responsable un potencial eléctrico, dependiendo la cantidad de iones emigrados de la intensidad de corriente aplicada; - aunque por encima de un cierto valor aparecen fenómenos de polarización, diálisis, ósmosis y electro-ósmosis, que se oponen a la electrodiálisis reduciendo la eficacia del proceso.

Como puede verse en la figura 3.6.46 el agua a tratar se dispone en numerosos compartimientos, separados alternativamente por membranas anión-selectivas y catión-selectivas. Debido al paso de la corriente eléctrica contínua, unos compartimentos se enriquecen en iones mientras que los vecinos se empobrecen en los mismos.

Las características que deben poseer las membranas utilizadas en este proceso son :

- Alta capacidad de cambio y grado de hidratación.
- Inerte a reacciones de tipo redox, o precipitación.
- Resistencia mecánica y a la temperatura.

Aunque el proceso de electrodiálisis es bien conocido y de amplia utilización industrial en el campo de potabilización de aguas salobres (con rendimientos de calidad de producto/consumo energético muy interesantes) su aplicación al campo de tratamientos de aguas residuales no ha pasado de ser, excepto en contados casos muy particulares, de ensayos en planta piloto.

Un factor determinante en este proceso es la vida útil de las membranas, debido a la importancia - de costo sobre el total de la planta, siendo similar a la vida de las resinas de intercambio iónico, puesto que en la gran mayoría de los casos tienen la misma composición, estimándose que en condiciones de trabajo medio, su tiempo de utilización es del orden de cinco años.

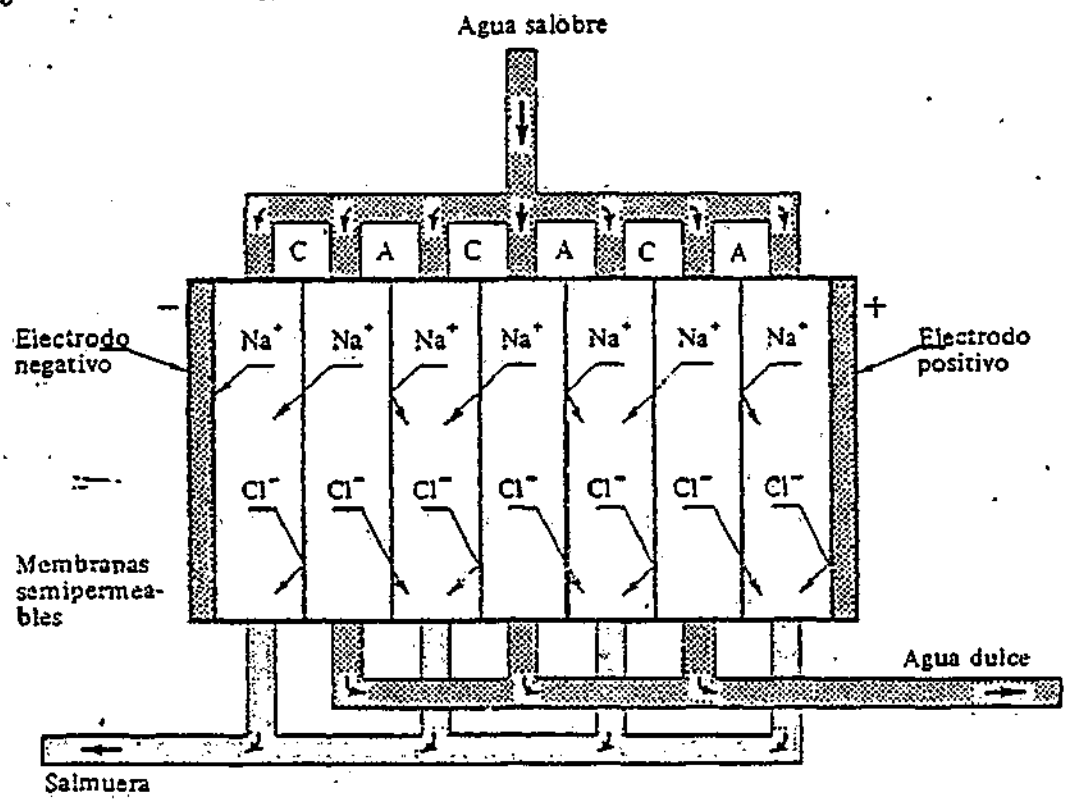


Fig. 3.6.46 Fundamento de la Electrodialisis

6.2.5 Tratamiento químico

Dentro de la clasificación clásica de los tratamientos de aguas residuales, las reacciones químicas, se pueden incluir dentro de los tratamientos diversos, (aunque el proceso de neutralización, típicamente químico se incluye en los tratamientos primarios y la eliminación de fosfatos por precipitación en los denominados terciarios), debido fundamentalmente a que no eliminan, por regla general, grupos o familias de compuestos como ocurría con los tratamientos primarios y secundarios, sino determinados iones o compuestos muy específicos, como pueden ser cromatos, cianuros, mercurio, plomo, fluoruros, etc.

A continuación se examinan detenidamente cada una de ellos, estudiando en cada caso las aplicaciones más comunes.

- Oxidación - reducción

Los procesos redox se caracterizan por la transferencia de electrones entre los compuestos que intervienen en la reacción, de tal forma que un compuesto los cede y otro los capta.

La aplicación de reacciones de oxidación - reducción en el campo del tratamiento de las aguas residuales a la eliminación de compuestos tóxicos, concretamente de cianuros y cromo hexavalente.

El control de estos procesos se realiza por la medida del potencial redox del sistema, o lo que es lo mismo su capacidad de transferencia de electrones con respecto a un sistema patrón de referencia. El Potencial de oxidación - reducción viene dado por la ecuación de Nernst.

$$E = E_o + \frac{0,0591}{n} \log \frac{[Ox]}{[Red]}$$

Siendo Eo una constante, denominada potencial normal, que depende del sistema de referencia y que es el valor del potencial cuando (Ox) = (Red). El valor de E se expresa en voltios o milivoltios.

• Eliminación de cianuros

La destrucción de cianuros es la aplicación práctica más importante de los procesos de oxidación en el tratamiento de aguas residuales. La reacción tiene lugar en dos fases, que son el paso de cianuro a cianato y de éste a anhídrido carbónico (debido al pH de la operación a bicarbonato sódico) y nitrógeno.

La primera fase de la reacción que tiene lugar es :

$$CN\,Na + 2\,Na\,(OH) + Cl_2 \rightarrow CNO\,Na + 2\,ClNa + H_2O$$

El pH de la reacción debe mantenerse a nueve con el fin de evitar la formación de gases tóxicos como Cl CO y CN H.

El potencial normal de la reacción es de -1,169 voltios, siendo en este caso la ecuación de Nerst de

la forma siguiente :

$$E = -1,169 + \frac{0,0591}{2} \log \frac{[CNO^-]}{[CN^-][OH^-]^2}$$

Ahora bien, de acuerdo con

$$[H^+][OH^-] = 10^{-14}$$

se obtiene

$$E = -1,169 + \frac{0,0591}{2} \log \frac{[CNO^-]}{[CN^-]} + 0,059\,[14 - pH]$$

donde se puede comprobar la gran importancia del pH en la reacción.

El segundo paso de la reacción consiste en

$$2\ CNO\ Na + 4\ Na\ (OH) + 3\ Cl_2 \rightarrow 6\ ClNa + 2\ CO_2 + N_2 + 2\ H_2O$$

Esta reacción se lleva a cabo a pH comprendido entre 8 y 9,5 y en estas condiciones el tiempo de reacción puede establecerse en 30 min.

Al igual que en el primer paso de la reacción se puede comprobar la influencia del valor del pH, llegando a

$$E = 0,201 + \frac{0,0591}{6} \log \frac{[Ox]}{[Red]^2} + 4\,(14 - pH) - \frac{0,0591}{6}$$

Las reacciones completas que tienen lugar son :

$$Cl_2 + 2Na\ (OH) = ClONa + ClNa + H_2O$$
$$ClONa + CNNa + H_2O = ClCNa + 2Na\ (OH)$$
$$ClCN + 2Na\ (OH) = CNONa + ClNa + H_2O$$

$$Cl_2 + CNNa + 2Na\ (OH) = CNONa + 2ClNa + H_2O$$

y el segundo paso

$$3\ Cl_2 + 6Na\ (OH) = 3\ ClO\ Na + 3\ ClNa + 3H_2O$$
$$3\ ClONa + 2\ CNONa + H_2O = 2\ CO_3HNa + N_2 + 3\ ClNa$$

$$3\ Cl_2 + 2CNONa + 6\ Na\ OH = 2\ CO_3HNa + N_2 + 2H_2O + 6ClNa$$

Además del cloro pueden emplearse otros oxidantes como ClOH, ClONa, ó Cl_2NH_2, siendo el cloro el más utilizado por su precio, suministro y fundamentalmente por existir en el mercado equipos de cloración de todas las capacidades, perfectamente desarrollados.

Por cada parte de cianuro se precisan 2,73 partes de cloro en la primera reacción y 6,83 en la segunda. Por cada parte de cloro utilizado se precisan 1,125 partes de sosa. Los valores indicados anteriormente se refieren al consumo debido al proceso redox, siendo el consumo de cloro dos o tres veces superior al teórico, debido fundamentalmente a la presencia de compuestos orgánicos.

• Eliminación de cromo

Dentro de los procesos de reducción el más conocido es la eliminación de cromo, de forma hexavalente a forma trivalente, cuya toxicidad es del orden de cien veces menor y la posterior precipitación del hidróxido insolubre, eliminando en forma de lodo. Los agentes reductores utilizados son el sulfato ferroso, metabisulfito sódico o anhídrido sulfuroso, llevándose a cabo la reacción en medio ácido.

El sulfato ferroso es el compuesto más utilizado, pasando el ión ferroso o férrico, llevándose a cabo la reacción a gran velocidad, a pH inferior a tres. La reacción que tiene lugar es :

$$2\ Cr\ O_4H_2 + 6\ SO_4\ Fe + 7\ SO_4\ H_2 \rightarrow (SO_4)_3\ Cr_2 + (SO_4)_3\ Fe_2 + 8H_2O$$

y con el dicromato, la reacción será :

$$Cr_2O_7\ Na_2 + 6SO_4\ Fe + 7\ SO_4\ H_2 \rightarrow (SO_4)_3\ Cr_2 + 3\ (SO_4)_3\ Fe_2 + 7\ H_2O + SO_4Na$$

Por posterior neutralización con cal

$$(SO_4)_3\ Cr_2 + 3\ Ca\ (OH)_2 \rightarrow Cr\ (OH)_3 + 3SO_4\ Ca$$

$$(SO_4)_3\ Fe_2 + 3\ Ca\ (OH)_2 \rightarrow 2\ Fe\ (OH)_3 + 3SO_4Ca$$

La semirreacción del discromato es :

$$Cr_2O_7^{=} + 14H^{+} + 6\ e \rightarrow 2\ Cr^{3+} + 7\ H_2O$$

de donde el potencial redox viene dado por :

$$E = 0{,}902 + \frac{0{,}0591}{6}\ \log\ \frac{\left[Cr_2O_7^{=}\right]\left[H^{+}\right]^{14}}{\left[C^{+++}\right]^2}$$

Si se aplica el concepto de pH, se obtendrá :

$$E = 0{,}902 + \frac{0{,}0591}{6}\ \log\ \frac{\left[Cr_2O_7^{=}\right]}{\left[Cr^{+++}\right]} - 0{,}14\ pH$$

comprobándose la gran importancia del pH en este proceso.

La cantidad teórica de reactivos para la eliminación de una parte de cromo hexavalente es de 16 partes de sulfato ferroso ($SO_4Fe.7H_2O$), seis partes de ácido sulfúrico y nueve partes y media de cal del noventa por ciento. Los lodos producidos son por cada parte de $SO_4Fe..7H_2O$, cal y cromo 0,38 partes de hidróxido férrico, 1,84 de sulfato cálcico de 1,98 de hidróxido de cromo respectivamente. Con el fin de conseguir una reacción completa, la cantidad de sulfato ferroso es dos veces y media la teórica.

Las reacciones que tienen lugar en la reducción del cromo con metabisulfito sódico y anhídrido sulfuroso son

$S_2O_5Na + H_2O \rightarrow 2\ SO_3H\ Na$

$2\ Cr\ O_4H_2 + 3\ SO_3\ HNa + 3\ SO_4H_2 \rightarrow (SO_4)_3\ Cr_2 + 3\ SO_4H\ Na + 5\ H_2O$

$SO_2 + H_2O \rightarrow SO_3H_2$

$2\ Cr\ O_4H_2 + 3\ SO_3H_2 \rightarrow (SO_4H)_3\ Cr_2 + 5\ H_2O$

De los tres reactivos empleados, excepto el anhídrido sulfuroso, requieren la utilización de ácido, siendo los pH normales de trabajo los siguientes:

SO_4Fe	2,0
$S_2O_5Na_2$	2,5
SO_2	2,9

El ácido sulfuroso formado en la hidrólisis, es suficiente para mantener el pH de la reacción.

Las reacciones de precipitación del hidróxido crómico son idénticas en los tres procesos, siendo el valor del pH idóneo, lo más próximo a nueve, utilizándose como agente neutralizante sosa o cal.

- Tratamiento con ozono y permanganato

Los compuestos orgánicos no biodegradables presentes en las aguas residuales deben ser eliminados en aquellos casos en que el agua vaya a ser reutilizada. El método clásico de depuración es por adsorción sobre carbón activo, aunque también puede realizarse su eliminación mediante oxidación, fundamentalmente con ozono o permanganato.

Como se sabe, el ozono es un gas azulado con un elevado potencial de oxidación, muy inestable y debido a esta característica es precisa su obtención "in situ" por medio de generadores de ozono eléctricos en los cuales parte del oxígeno del aire que pasa a través del generador se transforma en ozono según la reacción

$$3\ O_2 + 68,2\ Kcal \rightarrow 2\ O_3$$

La utilización de ozono a continuación de los tratamientos biológicos, además de una desinfección más enérgica y rápida que con el cloro, elimina gran parte de detergentes, color, olor y sólidos en suspensión, en gran parte por flotación, siendo preciso una dosificación entre quince y treinta ppm.

En procesos industriales el ozono es capaz de oxidar compuestos como fenoles, sulfuros, detergentes, etc. La destrucción de cianuros tiene lugar a un pH comprendido entre nueve y diez, siendo el paso de cianuro a cianato muy rápido. El paso de cianato a CO_2, es un proceso mucho más lento, aunque puede acelerarse utilizando cobre como catalizador. La reacción que tiene lugar es

$$CN^- + O_3 \rightarrow CNO^- + O_2$$

La concentración de utilización de ozono varía del agua a tratar, entre seis y cien ppm (quince ppm son suficientes para desinfección) incrementándose notablemente la eficiencia del proceso con la concentración del reactivo. La velocidad de reacción del ozono, generalmente es muy alta, por lo que

son suficientes bajos tiempos de residencia. (En los procesos de desinfección es suficiente con un tiempo de cinco a diez minutos). La concentración normal obtenida de los generadores de ozono, está comprendida entre el uno y el dos por ciento, debiendo tomar las precauciones precisas ya que una exposición a una concentración de diez ppm, puede producir la muerte de animales y plantas. En concentraciones muy bajas, es perfectamente detectable por irritación de las fosas nasales.

El permanganato se utiliza para la eliminación de hierro, manganeso y materia orgánica no biodegradable, debido a un proceso de oxidación, precipitación y adsorción. La reacción de oxidación se ve favorecida por el incremento de la temperatura, la agitación y el empleo de catalizadores. Las sales de manganeso formadas precipitan formando un flóculo fácilmente sedimentable y que adsorbe sobre su superficie productos coloidales del medio.

La concentración de utilización del permanganato suele ser del uno al dos por ciento, aunque en aquellos casos en que sea preciso una dosificación elevada, puede realizarse directamente el producto sólido. Los tanques de reacción generalmente se construyen de hormigón, con unos tiempos de retención elevados, siendo preciso el efectuar ensayos de laboratorio para determinar exactamente su valor, soliendo variar entre treinta minutos y varias horas. Como al realizar la dosificación del permanganato, el agua toma una coloración rosada, que va desapareciendo a medida que se efectúa la reacción, hasta su decoloración, puede utilizarse esta variación de color como un indicador de la marcha del proceso. La concentración de permanganato en el reactor oscila entre nueve y diez ppm, utilizándose a veces cal, con el fin de acelerar la velocidad de reacción. Unos de los inconvenientes de este proceso es la formación de gran cantidad de lodos.

- Reacciones de precipitación

El proceso de precipitación, consiste en la dosificación al agua residual a tratar, de determinados productos químicos, con el fin de llevar a cabo una reacción con un contaminante o grupo de ellos, obteniéndose unos compuestos insolubles, que por posterior sedimentación o filtración son eliminados del medio.

Las principales aplicaciones de las reacciones de precipitación en el campo de tratamiento de aguas residuales son la eliminación de fosfatos, de metales pesados, y de ciertos aniones como fluoruros y sulfuros, fundamentalmente.

- Eliminación de fosfatos y fluoruros

Los compuestos de fósforo proceden fundamentalmente de la orina y heces humanas, de los detergentes, y, en menor escala, de origen industrial y de los compuestos utilizados en prevención de corrosión e incrustación en circuitos de agua, encontrándose en diferentes formas químicas, como polifosfatos, ortofosfatos, compuestos orgánicos de fósforo, etc.

La precipitación de fosfatos puede llevarse a cabo con una gran variedad de iones, aunque desde el punto de vista práctico, los únicos utilizados son ciertas sales de aluminio y hierro (tanto en forma ferrosa como férrica) y cal, dependiendo en grado de eliminación de los siguientes factores :

- concentración inicial de fosfatos
- concentración y tipo de catión precipitante

- concentración de otros aniones que precipiten igualmente con el agente precipitante.
- pH del agua a tratar.

La reacción del fosfato con sales de aluminio viene dada de una forma simplificada por :

$$Al^{3+} + Hn\,PO_4^{-(3-n)} \longrightarrow PO_4Al + n\,H^+$$

normalmente la sal de aluminio utilizada es el sulfato, siendo la reacción :

$$(SO_4)_3\,Al_2 \cdot 14\,H_2O + 2\,PO_4^{3-} \longrightarrow 2\,PO_4Al + 3SO_4^{=} + 14\,H_2O$$

La segunda parte del proceso sería la eliminación de los sólidos formados que se llevará a cabo mediante filtración o floculación - decantación.

Las reacciones con sales de hierro, tanto ferrosas como férricas son :

$$PO_4^{3-} + Fe^{3+} \rightarrow PO_4Fe$$

y

$$PO_4^{3-} + Fe^{2+} \rightarrow (PO_4)_2Fe_3$$

Las sales normalmente utilizadas son los sulfatos y cloruros tanto ferrosos como férricos. Debido a la acidez de algunas de estas sales, la dosificación de cal o sosa puede ser necesaria para obtener un buen rendimiento de la operación.

Cuando el ión precipitante es cal, el producto final de la reacción es hidroxiapatito de acuerdo con la siguiente reacción :

$$6PO_4^{3-} + 10\,Ca\,(OH)_2 \longrightarrow (PO_4)_6\,(OH)_2\,Ca_{10}$$

Al añadir cal al agua los iones calcio reaccionarán con la alcalinidad del agua debido a los bicarbonatos, para precipitar carbonato cálcico según la reacción :

$$(CO_3H)_2\,Ca + Ca\,(OH)_2 \longrightarrow 2CO_3\,Ca + 2H_2O$$

Una vez agotada la precipitación del bicarbonato, los iones calcio en exceso reaccionarán con el fosfato, por lo tanto la cantidad de cal precisa dependerá de la alcalinidad del agua y de los fosfatos presentes. En aguas residuales urbanas, debido a la baja concentración de fosfatos, el consumo más importante de cal vendrá dado por la alcalinidad, siendo en consecuencia el consumo de reactivos y los lodos formados, muy superiores a los esperados.

En la tabla que se incluye a continuación, se incluyen los valores óptimos de pH de la reacción y los consumos previstos para una concentración final igual o menor de 1 ppm de fosfatos.

Precipitante	pH	Moles precipitados / Moles fosfato
Al^{+++}	4 - 6	1,6 - 2,6
Fe^{++}	4,5 - 5	1,8 - 2,6
Fe^{+++}	7 - 8	1,8 - 2,2
Ca^{++}	10 - 11	- -

En ciertas aguas industriales debe ser eliminada la presencia de fluoruros, siendo el método más utilizado la precipitación con cal o bien la adsorción sobre alúmina activada.

La adición de cal a un agua residual da lugar a la precipitación de fluoruro cálcico de acuerdo con la reacción :

$$F_2H_2 + Ca(OH)_2 \rightarrow F_2Ca + 2\,H_2O$$

El fluoruro cálcico precipitado puede ser separado por filtración a vacío o centrifugación. El límite de este proceso viene dado por la solubilidad del fluoruro cálcico, del orden de 7,8 ppm, siendo preciso una dilución posterior con otras aguas de fabricación. La utilización de cal de alto contenido en magnesio reduce la solubilidad de los fluoruros y en consecuencia mejora el proceso.

El sulfato de aluminio no se ha mostrado muy eficaz en la eliminación de fluoruros, sobre todo en presencia de otras sales; en cambio, la utilización de alúmina activada puede llegar a reducir la concentración de fluoruros entre 1 y 2 ppm. La alúmina gastada puede ser activida con sosa cáustica, sulfato de aluminio o ácido sulfúrico, perdiendo en cada regeneración parte de su actividad.

- Precipitación de metales pesados

Dentro de las reacciones de precipitación tienen una gran importancia las de eliminación de metales pesados, debido a su carácter tóxico y en consecuencia las bajas concentraciones a que deben encontrarse en los vertidos, por lo que es preciso utilizar como compuestos precipitantes aquellos que posean muy bajo producto de solubilidad, entre los que se encuentran los sulfuros e hidróxidos. La solubilidad de los sulfuros es mucho menor que los hidróxidos, en cambio dan lugar a malos olores. Los hidróxidos tienen un producto de solubilidad más elevado, precisandose llevar a cabo la reacción en un rango de pH muy ajustado, ya que un exceso de alcalinidad puede dar origen a una redisolución del precipitado por el carácter anfótero de ciertos compuestos. Una vez concluída la precipitación es preciso un proceso de sedimentación, o floculación - flotación, con el fin de eliminar los sólidos en suspensión formados, y un reajuste posterior del pH. A continuación se indican los pH de operación para la precipitación con cal de una serie de metales :

Metal	pH operación	Concentración en el efluente, ppm
Aluminio	7 - 8	6 - 5
Cadmio	11	< 0,1
Cromo (hexavalente)	8	< 0,1
Cromo (trivalente)	11	< 0,1
Hierro (trivalente)	> 8	< 0,1
Plomo	10	< 0,5
Manganeso	11	< 0,1
Niquel	11	< 0,1
Plata	11	0,4
Zinc	10	0,15

Debe tenerse muy especial cuidado en el destino final de los lodos formados para evitar su redisolución y contaminación de terreno.

Debido a las concentraciones sumamente bajas que es preciso alcanzar en los vertidos y las dificultades del tratamiento, en este tipo de proceso es totalmente imprescindible la segregación de las corrientes contaminadas con metales para su tratamiento independiente y su dilución posterior con el resto de aguas de fabricación. De no llevarse a cabo la operación de esta forma, el consumo de reactivos para alcanzar un pH elevado y posterior neutralización será mucho mayor, los equipos serán muchos más grandes y además la cantidad global de elemento contaminante vertido al cauce receptor será más elevada, pues aunque la concentración a la salida del tratamiento sea la misma, la cantidad vertida será mucha más alta.

En todos los casos debe procurarse realizar la precipitación de forma que el sólido obtenido sea recuperable, como la precipitación de plomo mediante carbonato sódico, para la obtención de un carbonato de plomo insoluble. Una vez separado y lavado el precipitado y por ataque con un ácido apropiado se recuperá una sal de plomo que puede volver a introducirse en el proceso.

6.2.6 Desinfección

El agua puede desinfectarse recurriendo a diversos medios. Los procesos que se emplean son físicos y químicos.

- Procedimientos físicos

Son dos fundamentalmente, las ondas de frecuencia ultrasónica y la luz ultravioleta.

En 1951 Hordwood y col. lograba demostrar en Estados Unidos los efectos letales de la energía ultrasónica de 400 Kc/s, sobre suspensiones de "E.coli". Posteriormente los trabajos de Horton y col. en U.S.A., los de la University College de Londres, en 1952 y los realizados por la Academia de Economía Comunal de la U.R.S.S., de 1954 a 1956, pusieron de manifiesto que, independientemente de su importantes efectos bactericidas, el método no era práctico y económico debido al gran consumo de energía.

La luz ultravioleta fue empleada por primera vez en Marsella por Courmont y Nogier, en el año - 1909 demostrando que en un agua limpia, y hasta una distancia de 30 cm. del foco luminoso, los microbios morían aún en el caso de aguas contaminadas experimentalmente con 'E. Coli" o "S. Typhi".

La luz apropiada se produce por una lámpara de cuarzo. El agua circula alrededor de la lámpara. La radiación más letal se obtiene a una longitud de onda de 265 mm. que corresponde al espectro - de absorción delos ácidos nucléicos, lo que sugiere que la radiación ultravioleta inicia una reacción foto-química o foto-bioquímica que conduce a la destrucción de las células.

En el mundo occidental el empleo de la luz ultravioleta se limita a pequeños suministros industriales y algunas piscinas. Sin embargo en la URSS este tratamiento se encuentran muy extendido, aunque parece ser que se limita a sistemas individuales o comunales pequeños, pues su aplicación práctica a grandes depósitos de agua todavía no ha encontrado una solución satisfactoria. Los sistemas propuestos por la Academia de Economía Comunal para los grandes depósitos de agua implican la disposición de varias lámparas en serie alojadas en un conducto, a través del cual el agua filtrada - fluye hacia un depósito de almacenamiento.

Este método, para ser eficaz, necesita que el agua esté complemente clara e incolora. El color o turbiedad producen resultados inseguros. Además, se requieren gastos elevados de energía eléctrica y el equipo es caro.

- Procedimientos químicos

Existen muchas sustancias químicas con propiedades antisépticas, pero en el caso de las aguas de bebida sólo pueden emplearse aquellas que, además de ser bactericidas energicos, no comuniquen al agua olor, sabor o aspectos desagradable y produzcan un agua purificada inocua para el organismo. Sólo tres métodos, de los muchos que se han ideado, responden a estas normas, el ozono, - el cloro y la plata.

• Ozonización

La acción bactericida del ozono se debe a que fácilmente se transforma en oxígeno molecular y en un átomo de oxígeno naciente:

$$O_3 \rightarrow O_2 + O$$

El oxígeno atómico es el oxidante más enérgico que se conoce. Actúa sobre el protoplasma de las bacterias y las destruye.

El ozono se han empleado en Europa durante muchos años como desinfectante y es además eficiente para eliminar los olores y sabores del agua.

El inconveniente de la ozonización es su alto precio. Ha de obtenerse a medida que se necesita pasar aire totalmente desecado y filtrado (para evitar la formación de compuestos nitrogenados del oxígeno) por tubos, o entre placas, donde se producen descargas eléctricas de alto voltaje que transforman - una parte del aire en ozono.

Una instalación de ozonización tipo está formada por :

1. Filtros
2. Sopladores y secadores de aire
3. Generadores de ozono.
4. Dispositivos para la absorción del ozono

Pueden emplearse tres procedimientos para añadir al agua la mezcla de aire y ozono (absorción):

1. La pulverización del agua en el espacio cerrado donde está la mezcla.
2. La inducción de la mezcla de aire y ozono en el fondo de unas lavadoras donde entre el agua a contracorriente.
3. La inducción de la mezcla a través de difusores colocados en el fondo de depósitos profundos.

La dosificación del ozono se regula modificando el voltaje de los generadores dentro de los límites en que el equipo lo permita. A los treinta minutos de aplicación, el ozono se vuelve a convertir en oxígeno y desaparece del agua tratada, de manera que la ozonización no deja olores ni sabores secundarios y tiene, además, la ventaja de que su acción decolorante reduce, aproximadamente, en un 50% el color natural del agua. Presenta el inconveniente de no proporcionar una acción residual desinfectante duradera, por esta razón las aguas ozonizadas suelen someterse a un proceso de postcloración a dosis mínimas.

En resumen, la ozonización es un método muy interesante de desinfección pero, desgraciadamente, el coste del equipo es muy superior al de los cloradores de la misma capacidad y el precio de la energía eléctrica empleada en obtener el ozono no es más elevada que el de las dosis equivalentes de cloro. El equipo, y sobre todo los filtros y secadores de aire, necesitan cuidados especiales en su manjeo y conservación y la instalación precisa de técnicos de electricidad muy competentes, pues las altas tensiones a que deben funcionar los generadores los hacen peligrosos.

- Acción oligodinámica : plata

Desde los tiempos más antiguos el hombre ha usado el efecto bactericida de los metales aunque, naturalmente, sin conocer racionalmente su fundamento. El empleo de la plata para la construcción de utensilios y vasos se pierde en la noche de los tiempos. Alejandro el Magno hacía transportar durante sus campañas el agua de bebida en recipientes de plata y los soldados macedónicos cubrían sus heridas con láminas de plata con el fin de evitar su infección.

En 1893 Nageli estudió el efecto que producían cantidades mínimas de plata y de sales de plata sobre los microorganismos y encontró que sucumbían las bacterias más patógenas a lo que llamó "efecto oligodinámico de los metales". Basta indicar que "E. Coli" muere por la acción de 0,04 mg de plata por litro de agua, lo que corresponde a $2,4 \cdot 10^{17}$ iones de plata.

Esto explica la acción de las vasijas de cobre y plata. Estos metales se disuelven en forma iónica en el agua, en cantidades pequeñísimas, pero suficientes para esterilizar el agua. Las cantidades son inferiores a las que descubren los reactivos más sensibles. Estas mínimas cantidades de iones metálicos son completamente inofensivas para el organismo humano.

Fundándose en ello Krause patentó, en 1929, un sistema de plata activa con el nombre de "Catadín". Diversas substancias porosas, arena, arenilla, sílice, etc., se recubren con plata metálica. De esta manera, con poca cantidad de plata se recubre una gran superficie. Los trabajos de Krause demostraron que en un agua destilada, artificialmente contaminada, cantidades mínimas de plata, del orden de 0,01 mg/l eran un eficaz bactericida.

El procedimiento descrito da buenos resultados en principio, pero enseguida las acciones de oxidación transforman la superficie metálica en otra de óxido de plata, no ionógeno. Lo mismo sucede con el sulfuro de hidrógeno que forma sulfuro de plata. Estas acciones, unidas a otras no bien conocidas de polarización, hacen que la cantidad de plata baje poco a poco hasta que es nula la que se disuelve.

Para eliminar las dificultades de la catadinización por contacto, Krause y Tredre, en 1955, investigaron los procesos de electrolisis. La plata se ioniza fácilmente por electrolisis y esta propiedad consitutye la base del sistema. En este procedimiento, llamado "Electrocatadinización", la corriente eléctrica actúa de activador en las superficies de plata y evita la polarización de las mismas. - La velocidad de ionización de la plata está directamente relacionada con la cantidad de corriente - aplicada. Las dosificaciones pueden aumentarse o disminuirse aumentando el flujo de corriente, - aunque las concentraciones empleadas en el tratamiento se encuentran entre 0,025 y 0,075 mg/l.

Las instalaciones varían, según se trata de la esterilización del agua contenida en un vaso, de una piscina o del abastecimiento de una población. Los sistemas propuestos trabajan con una corriente continúa de una tensión que no suba de 1,6 V para evitar la electrolisis del agua. En las instalaciones domésticas basta un acumulador de dos voltios. El gasto de energía es pequeño, ya que es proporcional a la plata que se disuelve y a la conductibilidad del agua, generalmente pequeña.

Aparte de su aplicación en forma metálica por descomposición electrolítica, la plata puede aplicarse como solución de sus sales, como el "Mikros-por", que es un complejo de cloruro sódico - plata y el nitrato de plata.

El nitrato de plata es muy caústico para la piel húmeda y las membranas mucosas y sus soluciones acuosas también son muy irritantes, por lo que hay que manejarlos con muchas prudencia.

La aplicación de la plata como desinfectante del agua no se ha generalizado demasiado. Parece ser que en Austria y Bélgica se emplea en casos aislados para instalaciones de suministros privados de agua. En Francia su empleo se limita, casi exclusivamente, a las industrias de alimentación y bebidas carbonatadas y en la URSS parace ser que el Laboratorio de Química y Tecnología del Agua de la Academia de Ciencias de la República de Ucrania ha desarrollado aparatos fijos y portátiles para la producción de plata y sus concentrados en la desinfección de los abastecimientos de aguas rurales. En el Canal de Isabel II y para el abastecimiento en casos de emergencia se dispone de una instalación de envasado del agua, con un procedimiento de esterilización con electrocatadín.

- Acción bactericida del cloro y sus compuestos

Numerosas teorías se han desarrollado para explicar la muerte de la célula bacteri-na por la acción

del cloro. Exactamente, el cómo se produce ésto, es todavía un rompecabezas académico. Lo que sí parece haber caido en desuso son las teorías basadas en que el cloro reacciona directamente con el agua para producir oxígeno naciente, que destruye la célula bacteriana o que directamente el cloro, por oxidación, produce el mismo efecto. Hoy parece ser que la acción bactericida del cloro es físico-química con todos los interrogantes, como las variaciones de resistencias de las bacterias, esporas, quistes y virus, la aparición de mutantes, etc., si bien hay general acuerdo en que la relativa eficacia de distintos compuestos desinfectantes es función de la velocidad de difusión del agente activo a través de la pared celular. Se presume que, después de traspasada la pared celular, el compuesto desinfectante tiene capacidad para atacar el grupo enzimático, cuya destrucción provoca la muerte del organismo.

Los factores que afectan la eficacia de la destrucción son:

1. Naturaleza del desinfectante
2. Concentración del desinfectante
3. Tiempo de contacto con el desinfectante
4. Temperatura
5. Tipos y concentración de organismos
6. pH.

- Acido hipocloroso

El HOCl producto de la hidrólisis del cloro en el agua, es el más efectivo compuesto de todas las acciones de cloro residual. La eficacia germicida del HOCl es debida a la relativa facilidad con que puede penetrar a través de la pared celular. Esta penetración es comparable a la del agua y puede ser atribuída tanto a su bajo peso molecular como a su neutralidad eléctrica.

- Ión hipoclorito

El ión OCl^-, que resulta del fenómeno de disociación del ácido hipocloroso, es un desinfectante poco efectivo, debido a su carga eléctrica negativa, que obstaculiza su difusión a través de la pared celular.

- Monocloramina

La potencia bactericidad de la monocloramina es función de la hidrólisis, a su vez del tiempo de contacto y de su potencial redox, o de su lenta velocidad de penetración a través de la pared celular. Hay que tener en cuenta que en las condiciones normales de una desinfección por cloraminas, el cloro combinado residual con el agua será del orden de 1 a 2h, para obtener los mismos resultados bacteriológicos que la misma dosis a cloro residual libre.

- Dicloramina

Es un bactericida más eficaz que la monocloramina, unas dos veces más, pero debe evitarse su producción en el tratamiento de aguas potables por proporcionar problemas de sabores y olores.

• Tricloruro de nitrógeno

Mucho más enérgico oxidante y desinfectante que las otras cloraminas, pero con serios problemas de sabores si llega a formarse, por un exceso de cloro residual libre que reacciona con la dicloramina, por ejemplo.

• Dióxido de cloro

El dióxido de cloro es un agente oxidante y desinfectante muy activo, que por otro lado puede destruir los fenoles y otras sustancias que producen sabor en las contaminaciones por aguas residuales de origen industrial y por los productos de descomposición de algas. El dióxido de cloro en concentración equivalente es un desinfectante más enérgico que el cloro libre en aguas alcalinas, con un pH superior a 7,5 y oxida los compuestos mangánicos más rápidamente que el cloro y en aguas con gran contenido de amonio puede ser más ventajoso que el cloro pese a su alto coste, debido a que no reacciona con el amonio para formar cloraminas.

Es un gas inestable por ello es preciso prepararlo in situ, lo que afortunadamente no es complicado. El procedimiento más general es obtenerlo mediante la reacción:

$$2Na\,ClO_2 + Cl_2 \rightarrow 2\,ClO_2 + 2\,Na\,Cl$$

Teniendo en cuenta que en la reacción cloro + clorito de sodio se produce 1 mol de dióxido de cloro por mol de clorito, es preciso utilizar en la práctica un exceso de 200 a 300% de Cl_2, estequiométricamente necesario, con lo que se difuminan de golpe las preciosas ventajas de la desinfección con ClO_2 y se introduce los inconvenientes de la desinfección con cloro.

Tiene por otro lado, el inconveniente de que el clorito de sodio empleado para obtener dióxido de cloro es caro.

Su justificación de empleo se apunta para aguas con fenoles, gran contenido de manganeso, amonio, o en el tratamiento de vertidos de aguas residuales industriales.

- Sistemas de cloración y puntos de aplicación

La cloración corriente o sencilla involucra la aplicación del cloro al agua que no se somete a ningún otro tratamiento.

Cuando se trate de aguas reguladas por embalses o depósitos, el cloro suele aplicarse en las condiciones de salida de dichos sistemas. Si son aguas bombeadas, procedentes de captaciones subterráneas o fluviales, el cloro suele añadirse en la fase de aspiración de la bomba, utilizando la presión de ésta para accionar los alimentadores de cloro.

La precloración implica la aplicación de cloro al agua antes de someterla a cualquier otro proceso de tratamiento unitario. Entre las ventajas que se logran con este proceso, hoy cuestionadas por la formación de los haloformos, son una mejora de la filtración mejora de la cuagulación, reducción de los com

puestos que producen sabores, olores y color, la introducción de un factor de seguridad en la desinfección de las aguas muy contaminadas, mientras que el cloro residual en el sistema de distribución se reduce al mínimo, merced también al mayor tiempo de contacto del cloro con el agua bruta a través de todo el proceso de tratamiento, cuestión hoy también con los interrogantes de los haloformos. Generalmente la dosificación se orientaba a conseguir cloro residual libre más que combinado, o sea dosis de punto de ruptura mínimo de la curva cloro - amoniaco, a partir del cual, al añadir cloro al agua, el cloro residual libre empieza a aumentar, por no consumirse más en la formación de cloraminas y éstas se han descompuesto formando nitrógeno y ácido clorhídrico :

$$2NH_2Cl + HOCl \longrightarrow N_2 + H_2O + 3HCl$$

La postcloración se define como la aplicación del cloro al agua después de que ésta se haya sometido a cualquier otro proceso de tratamiento unitario. Si el tiempo de contacto de desinfectante con el agua tratada es menor de 1 a 2 h. y se temen recrudecimientos bacterianos, por la presencia de otros organismos que puedan degradar la calidad del agua, es preferible la postcloración a dosis de punto de ruptura y aun de supercloración, máxime que la preocupación hoy de la formación de los halógenos, queda disminuida al haber eliminado por el tratamiento previo gran parte de los "precursores orgánicos".

Al emplearse dosis elevadas de cloro que pueden provocar una degradación organoléptica del agua, posiblemente en atmósferas húmedas, el ataque a elementos metálicos, etc., se puede imponer la decloración, o sea la reducción parcial o completa del cloro residual en el agua mediante cualquier tratamiento químico o físico.

Ente los agentes declorantes pueden citarse como más importantes el dióxido de azufre SO_2, de aplicación sencilla y precisa como el gas cloro, el carbón activo, sobre todo de tipo granular y la areación del agua clorada.

El tipo y cantidad de cloro residual necesario para una aplicación determinada, están relacionados con los objetivos del tratamiento y varían en función del tiempo y lugar. Cuando el objetivo es la desinfección, son factores muy importantes el pH, la temperatura, la demanda de cloro y la vulnerabilidad o resistencia de los organismos a la acción de éste.

Así pues, el control efectivo de la cloración requiere reajuste en la alimentación del cloro, no sólo en lo que respecta a la variación del caudal de agua, sino también en compensación de las variaciones de su composición.

El control de los procesos de cloración se basa en alcanzar un residual determinado, que una vez establecido el contacto, se determinada por experimentación para logarar la finalidad propuesta. Un mínimo será la demanda de cloro, o sea la diferencia existente entre la cantidad de cloro aplicada al agua y la de cloro disponible libre, combinada o total, que permanece en dicha agua al final del período de contacto especificado siempre que se compruebe la destrucción bacteriana (o de otros organismos), único índice positivo para determinar la eficacia de la desinfección con cloro. Sin embargo, el cloro residual determinado manual o automáticamente, ofrece la única posibilidad práctica de relacionar esta eficacia con la rapidez suficiente, con el control operativo de la planta.

Los métodos convencionales de determinación de las concentraciones residuales de cloro son función del poder oxidante de este elemento y se basan en sus reacciones con los agentes oxidantes. Fundamentalmente se emplean tres tipos de ensayos: yodimetría con almidón, valoración colorimétrica modificada con ortolidina y valoración amperométrica.

El método amperométrico de determinación del cloro residual libre y combinado, tiene la máxima ventaja para lograr el cloro residual apetecido en cada momento. Es evidente que esto no puede conseguirse con ensayos de muestras en el laboratorio que indiquen la modificación que puede tener el cloro residual sin una dedicación, casi exclusiva, del operador de la instalación, sobre todo si existen variaciones de la calidad del agua y de las pérdidas del cloro por cambiar la temperatura, pH o simplemente la luz solar.

El procedimiento más seguro para conseguir la cloración apropiada es disponer de un analizador y registrador amperométrico del cloro residual. Este aparato puede ser calibrado para registrar solamente el cloro residual, y no solamente registrar minuto a minuto la concentración, sino arrancar o parar o aumentar el caudal del clorador.

El funcionamiento es simplemente tener una célula de medida que recibe una muestra constante del agua, en la cual están introducidos dos electrodos que producen una corriente eléctrica, que es proporcional al cloro residual libre o combinado existente en el agua y que es convertida y amplificada en una señal 0-10 mA, la cual se envía al registrador que la señala en partes por millón. La señal 0-10 mA puede ser transmitida a distancia para registro o control.

La alimentación del cloro gas se realiza mediante cloradores. Se pueden distinguir dos tipos de cloradores, los de rangos hasta 10 kg/h y los de rango superior. Los primeros suelen aplicarse directamente sobre el contenedor, botella o bidón, o en la pared. Los segundos van alojados en cabinas, disponiéndose en unidades aisladas o formando baterías en espacios contiguos a los de almacenamiento.

El principio de funcionamiento está logrado por el vacío creado por un eyector, que se desplaza a la válvula de admisión de cloro provocando la entrada del gas que se diluye en el agua a presión que entre en el eyector, enviando la solución concentrada del cloro en el agua al punto de aplicación.

La regulación del flujo de gas y del vacío producido por el eyector puede hacerse en cloradores pequeños, basándose en la velocidad que adquiere el cloro gas a través de la válvula de regulación del mismo, pues cuando un gas atraviesa la válvula reguladora, el flujo del mismo se ve afectado por las presiones antes y después de dicha válvula. Solamente hasta que la velocidad del gas sea igual a la del sonido, a partir de ese momento, el flujo está afectado únicamente por las presiones antes de la válvula.

Una vez posicionada la válvula de regulación, el caudal queda constante mientras que en el eyector se consigue el vacío necesario.

En los cloradores de cabina la constancia del caudal se consigue colocando un regulador de vacío antes del rotámetro, y un regulador de presión en la válvula reguladora del caudal, de forma que la diferencia de presiones a ambos lados de la válvula reguladora sea constante o bien un regulador de vacío antes del rotámetro y otro después de la válvula reguladora.

Los cloradores pequeños, son alimentados directamente de las botellas o contenedores. A efectos de elección del número de botellas o contenedores que hay que utilizar en una determinada instalación, hay que considerar que, a 20ºC y con una contrapresión de 2 kg/cm^2, las posibilidades de vaporización de una botella son el 1,5% y por hora de su contenido de cloro. Es decir, que una botella o contenedor de 100 kilos vaporiza 1,5 kg. de cloro por hora.

Para consumos superiores, es necesario suplir el calor de vaporización con los evaporadores, que no son otra cosa que un suministrador del calor necesario para mantener la evaporización del cloro líquido del contenedor.

6.2.7. Tratamiento de lodos

Las plantas de tratamiento de aguas residuales urbanas e industriales concentran los contaminantes separados en forma de lodos, que es obligado eliminar.

En un principio, el sistema generalizado de eliminación de lodos de plantas de depuración de aguas residuales urbanas fue la digestión y deshidratación en eras de secado, y luego en los casos posibles, utilizar la tora para relleno o como fertilizante.

Actualmente se viene utilizando juntamente con los lechos de secado, otros muchos procedimientos tales como los filtros de vacío, filtros prensa, incineración, oxidación en vía húmeda, etc.

En las plantas de depuración de aguas residuales industriales el sistema típico de eliminación de lodos es similar al que se utiliza con lodos urbanos.

En la tabla 3.6.13 se resumen los procesos y las operaciones unitarias empleadas en el tratamiento de los lodos.

Objetivo	Operación
Concentración	Espesamiento Flotación Centrifugación Elutriación
Acondicionamiento	Adición de reactivos Elutriación Solidificación por quelación
Deshidratación	Eras de secado Filtros de vacío Filtros prensa Centrifugación
Destrucción de materia orgánica	Digestión { - Anaerobia - Aerobia Incineración { - Hornos de pisos - Lecho fluidizado - Atomización - Hornos rotativos Oxidación por vía húmeda

Tabla 3.6.13 Métodos de tratamiento de lodos

- Utilización de los lodos como fertilizante

La eliminación de los lodos utilizándolos como fertilizantes ha sido una de las primeras soluciones que se ha practicado y sigue practicándose. El valor fertilizante del lodo reside en su contenido en fósforo, nitrógeno y potasio. Por otra parte, el lodo contiene materia orgánica, que no llevan los abonos minerales y es conveniente para el enriquecimiento en humus de las tierras, con lo que se favorece su capacidad de retención de humedad. Los lodos procedentes de plantas con tratamiento secundario son los de mayor poder fertilizante.

En general, los lodos a utilizar son digeridos, para evitar problemas de olores y porque, además, sanitariamente son mucho menos peligrosos. Debido al costo del transporte de los lodos con la humedad que salen del digestor (del 88 al 93%), se utilizan una vez deshidratos, e incluso secados. Sin embargo, tienen mayor poder fertilizante en forma húmeda, ya que, si bien las materias sólidas de los lodos son ricas en nitrógeno y fósforo, no es así en potasio. Este se encuentran en gran proporción disuelto en el líquido que acompaña a los lodos. Además en la deshidratación de los lodos se pierde parte del nitrógeno. Por esta razón cuando es factible, se tiende a la utilización de los lodos húmedos, ya sea transportándolos en cisternas o impulsándolos por tuberías hasta el lugar de utilización.

- Concentración.

• Espesamiento

En este caso la concentración se realiza en decantadores de rasquetas similares a los utilizados para la sedimentación. El grupo de accionamiento de las rasquetas es central y va situado en un puente fijo. Las rasquetas llevan solidarias a ellas unos brazos verticales, que con el suave movimiento (1 a 3 revoluciones por hora) favorecen la separación del agua y gases ocluídos en los lodos. Los lodos espesados sedimentan y son arrastrados mediante las rasquetas a una poceta central desde la que se efectúa la extracción. El líquido separado rebosa por el vertedero periférico a un canal. Como este líquido contiene aún sólidos en suspensión se recircula a los decantadores primarios.

El dimensionamiento de estos aparatos se realiza a partir de la carga de sólidos a admitir unidad de superficie de decantación y día. Dentro del campo de aplicación a lodos urbanos, según el tipo (primario, secundario o mezcla de ambos), se fijan valores ente 30 y 100 kg/m^2d. Son los fangos secundarios procedentes de procesos de lodos activos, los que por su carácter coloidal resultan más difíciles de esperar. Para lodos de hidróxidos metálicos ligeros se adopta un valor de alrededor de 50 $kg/m^2.d$.

Las velocidades ascensionales se fijan entre 0,2 y 1 m/h por m^2 de superficie de decantación; lo que representa, que con las cargas antes indicadas, en algunos casos los lodos entran al espesador muy diluídos.

La altura cilíndrica de los decantadores se fija alrededor de 3m. Con este valor y los antes señalados resulta que el tiempo medio de permanencia de los lodos en el espesador está entre 6 y 24 h. De aquí que sea preciso prever en el caso de lodos orgánicos los medios para evitar que en ese tiempo entren en putrefacción.

La concentración que cabe esperar en los lodos espesos es :

- Para lodos primarios digeridos de 10 a 15%
- Para lodos mezclados digeridos de 8 a 10%
- Para lodos primarios brutos de 7 a 9%
- Para lodos mezclados sin digerir de 5 a 7,5%
- Para lodos secundarios de 2 a 3%
- Lodos de hidróxidos metálicos de 5 a 15%

• Flotación

Para algunos tipos de aguas y lodos, resulta más ventajoso realizar su clarificación o espesamiento mediante un proceso de flotación. Este procedimiento consiste en inyectar aire a presión al líquido a tratar y seguidamente pasar la mezcla al aparato de flotación. Este es similar a un espesador.

Al entrar la mezcla en el decantador pasa previamente por una válvula que reduce la presión de la mezcla, con lo que el aire que se había disuelto a presión, se libera en forma de pequeñas burbujas, que se adhieren a las partículas en suspensión, elevándolas a la superficie. Sobre la superficie se forma un manto de lodo que mediante una rasqueta superficial se barre hacia una arqueta. Las partículas más densas no consiguen flotar sedimentando en la solera del decantador. Las rasquetas de fondo las barren, de igual manera que un espesador, hacia la pocèta central de evacuación. El agua libre de sólidos en suspensión se recoge a un nivel intermedio próximo a la superficie superior. Hay pues dos puntos de evacuación de lodos concentrados, uno superior y otros inferior.

Este tipo de espesamiento se utiliza para lodos muy ligeros, como resultan ser los secundarios de un proceso de lodos activos, o entre aguas residuales industriales, las originadas en las papeleras que contienen fibrillas muy ligeras, o las que contienen aceites en emulsión, etc. Con este procedimiento es posible recoger los lodos superficiales con concentraciones de más del 7% en sólidos. Las cargas de trabajo y velocidades ascensionales son superiores a las utilizadas en el espesamiento por sedimentación, siendo normales valores de 70 kg de sólidos/m^2, y velocidades de 2 a 3 m/h. En contrapartida este proceso requiere equipos más complejos y costosos que el simple espesamiento.

• Centrifugación

Este procedimiento se utiliza tanto para las operaciones de concentración como para las de deshidratación, si bien más con este último fin. Cuando se aplica a lodos muy diluidos (1 a 2% de sólidos), se consiguie concentralos, y cuando se aplica a lodos con 5 a 10% sólidos, entonces se pretende su deshidratación.

El procedimiento está basado en la separación de las partículas del líquido mediante la fuerza centrífuga. El tipo de centrífuga más utilizado es el denominado "contínua de cesta no perforada". Este tipo de centrífuga tiene una cesta no perforada que gira a gran velocidad, dispuesta en el interior de una carcasa de protección. En el interior de la cesta gira un rascador helicoidal en el mismo sentido que el tambor, pero a menor velocidad que él. La misión de este rascador es ir barriendo contínuamente la capa de sólidos que se deposita en la cesta, para sacarlos por un extremo del tambor. El líquido clarificado sale por unos registros situados en el otro extremo de la cesta, cuya posición es regulable. Este líquido contiene aún una gran proporción de sólidos en suspensión y en el caso -

de lodos digeridos tiene una elevada DBO, que hace difícil su eliminación. El rendimiento de la centrífuga viene definido por el cociente entre las materias sólidas que salen en el lodo centrifugado y las que había en el lodo de alimentación. Normalmente con lodos urbanos se consiguen bajos rendimientos, entre 75 y 80%. Actualmente mediante el acondicionamiento previo de los lodos con agentes de coagulación, se consigue mejorar el rendimiento reduciendo el contenido en sólidos del líquido que rebosa de la centrífuga. El contenido en materia seca de la torta, suele ser menor al que se obtiene cuando se utilizan filtros de vacío, no siendo normal que la torta salga con más del 25%.

• Elutriación

El fin principal de la elutriación es reducir la demanda en coagulante de los lodos a acondicionar para su posterior deshidratación, por cuya razón se describe este proceso en el apartado de "Acondicionamiento". Ahora bien, con éste procedimiento se consigue a la vez espesar los lodos, razón por la cual debe citarse también dentro de los procedimientos de concentración.

- Deshidratación

• Eras de secado

Este es el primer sistema que se utilizó y aún se sigue utilizando para la deshidratación de lodos, por su simplicidad y bajo costo. No obstante, se está desplazando, cada vez más, por otros procedimientos mecánicos.

El procedimiento consiste en la disposición de los lodos a secar sobre una superficie al aire libre dotada de un buen drenaje. La altura de la capa extendida varía según las características del lodo. Para los lodos urbanos digeridos se disponen capas de 20 a 30 cm. En este caso, la superficie precisa de las eras, para los lodos digeridos, oscial según el clima de la zona, entre 10 y 25 habitantes por cada m^2. En ocasiones, en zonas húmedas, se ha construído cubiertas con el fin de proteger los lechos de la lluvia, si bien así se reduce la evaporación por aireación. La torta de lodos se suele sacar cuando la humedad de la misma desciende por debajo del 65%.

Para pequeñas superficies, la extracción de la torta es manual, ahora bien, para grandes superficies, esta operación se realiza de forma mecánica, mediante un puente rascador que se traslada sobre unos carriles que van por los muretes de separación de las eras. Esta misma máquina sirve para la igualación de la arena en el lecho.

Algunas firmas construyen un tipo de malla metálica para sustituir el clásico de grava y arena para soporte y drenaje del lodo. Con este tipo de soporte se emplean mayores alturas de capa de lodo, consiguiéndose reducir de forma notable la superficie precisa.

• Filtración al vacío

Los filtros rotativos de vacío, de tambor y de hojas, vienen empleándose desde hace más de cuarenta años, tanto para lodos primarios brutos, digeridos, mezcla de lodos primarios y secundarios y lodos industriales. La velocidad de filtración a través de 1 m^2 de superficie filtrante es unas 2.000 veces superior a la que se obtiene en las eras de secado.

El rendimiento de estos filtros se mide en kilogramos de materia seca que es posible retener por hora y metro cuadrado de superficie filtrante. Para conseguir rendimientos aceptables se requiere que los lodos tengan una concentración en materia seca de al menos 4%. Por otra parte, los lodos urbanos son de tipo compresible por su estructura coloidal, lo que obliga a realizar previamente a su filtración, un tratamiento de acondicionamiento, con objeto de reducir la resistencia específica del lodo a la filtración por debajo de 40×10^7 s^2/g. En estas condiciones los rendimientos normales de la filtración al vacío con lodos de diferentes características, son los siguientes :

	kg./m^2h
- Lodos primarios brutos	20 - 60
- Lodos primarios digeridos	20 - 65
- Lodos mezclados brutos	10 - 50
- Lodos mezclados digeridos	10 - 50
- Lodos de hidróxidos metálicos	75
- Lodos minerales de óxidos de hierro	150

La torta de lodo deshidratado contiene aún una humedad del 35 al 75%. Sin embargo el lodo ya es manejable a pala, pudiéndose transportar con facilidad.

La instalación completa de filtración comprende, además del filtro propiamente dicho, la bomba de vacío, la bomba de filtrado, la botella de filtrado y los equipos de acondicionamiento del lodo, mediante la dosificación de reactivos.

- Filtros prensa

La filtración a presión ha tenido la desventaja de que las instalaciones trabajaban en discontínuo. Hay en día se está desarrollando la filtración a presión en contínuo superando así la desventaja de los filtros clásicos de placas, aún muy utilizados.

El filtro de placas y marcos es muy utilizado dentro del campo de la industria química e incluso para la deshidratación de lodos residuales industriales; sin embargo, se emplean menos en el campo de los lodos urbanos.

Siempre que haya que tratar pequeñas cantidades de lodos que se oxigenen de forma discontínua es interesante su aplicación. De lo contrario, el coste de la mano de obra para montar y desmontar las placas, lavar las telas, etc., los hace desaconsejables. En contrapartida, tienen la ventaja de un menor coste de primera instalación y que en la torta es posible reducir su humedad por debajo de la conseguida con los filtros de vacío. Así con lodos urbanos se puede alcanzar el 50% de humedad.

La capacidad de los filtros prensa es del orden del 30 al 60% de la de los filtros de vacío, expresada en peso de materia seca por unidad de superficie filtrante.

Los filtros prensa contínuos están formados por dos bandas entre las que se alimenta el lodo. La presión que ejercen las bandas produce la deshidratación del lodo. El líquido pasa a través de las telas y la torta sale por el extremo de la banda. La sequedad de la torta es inferior a la que se consigue en un filtro de placas, pero mayor que con un filtro de vacío.

- Acondicionamiento

• Adición de reactivos

Los lodos urbanos y muchos industriales, tienen una estructura coloidal que los hace compresibles, de forma que son poco filtrantes, cegando rápidamente el medio filtrante, y, en consecuencia, el sistema de filtración consigue un bajo rendimiento. Para evitar este inconveniente se añaden a los lodos reactivos floculantes, que rompen la estructura coloidal, y le confieren otra de carácter granular de mayor filtrabilidad, bajando por tanto su resistencia específica a la filtración. Como norma se recomienda que los lodos acondicionados tengan una resistencia específica a la filtración por debajo de 40×10^7 s^2/g. En ocasiones se consigue la floculación sin adición de reactivos, simplemente mediante un suave movimiento con un agitador de paletas.

Los reactivos más utilizados hasta ahora para el acondicionamiento, son las sales de hierro, en especial el cloruro férrico, y la cal, si bien es la sal de hierro la que actúa de coagulante y la cal de ajuste de pH. Las cantidades varían según las características del lodo, siendo necesario realizar ensayos al objeto de definir las dosis convenientes. La tabla siguiente señala unos valores medios para lodos urbanos, expresados en tanto por ciento sobre el peso de materia seca de los lodos:

- Lodos primarios brutos	Cl_3Fe	1,5%	al 4%
	CaO	7%	al 12%
- Lodos primarios digeridos	Cl_3Fe	3%	al 7%
	CaO	5%	al 10%
- Lodos mezcla brutos	Cl_3Fe	2%	al 6%
	CaO	5%	al 10%
- Lodos mezcla digeridos	Cl_3Fe	2%	al 5%
	CaO	5%	al 15%

El acondicionamiento también se utiliza previamente a la centrifugación de los lodos, consiguiendo aumentar su rendimiento, reduciendo el contenido de sólidos del líquido de rebose.

• Elutriación

El fin de la elutración es reducir la demanda en coagulante y en consecuencia de cal, para el acondicionamiento químico de los lodos urbanos. Los lodos digeridos contienen una gran alcalinidad, principalmente en forma de bicarbonato amónico. Esta alcalinidad provoca el consumo de una parte del cloruro férrico que se añade como coagulante.

La elutriación consiste en un lavado de los lodos con agua de baja alcalinidad. La operación se realiza mezclando los lodos con agua y pasando la mezcla a un decantador de rasquetas, del tipo espesador ya descrito. Esta operación se puede realizar en una única etapa o en varias en serie a contra-corriente, consiguéndose entonces un menor consumo de agua y una mayor eliminación de la alcalinidad.

- Destrucción de la materia orgánica

• Digestión

Es un procedimiento principalmente biológico, en el que mediante la acción de enzimas segregadas por las colonias bacterianas, contenidas en los propios lodos, se produce una degradación de compuestos complejos en sencillos, su solubilización o sea licuación, y posterior gasificación. Sometiendo a la digestión los lodos residuales urbanos se consiguen las siguientes ventajas :

- Conseguir lodos residuales no putrescibles para su más fácil eliminación. Alrededor del 50% de la materia orgánica contenida en los lodos se destruye en este proceso.

- Reducir el volumen de los lodos a eliminar por la destrucción de la materia orgánica señalada y porque además se consigue espesarlos.

- Obtener en los lodos unas características que facilitan su deshidratación, mejorando el rendimiento de los filtros de vacío y prensa.

El proceso de digestión se realiza en tres etapas. En la primera, las enzimas realizan una descomposición de las sustancias con formación de ácidos orgánicos; en ella el pH de los lodos desciende, de aquí que esta etapa se denomine etapa ácida. Seguidamente los compuestos ácidos son atacados y descompuestos en formas más sencillas solubles, esta fase se denomina de licuación. En la tercera etapa, se produce una descomposición de los compuestos anteriores en CO_2, CH_4 y H_2O, elevándose el pH, por lo que se denomina fase alcalina. En un proceso bien llevado, se desarrollan simultáneamente las tres etapas, consiguéndose un lodo con pH neutro o ligeramente alcalino. Tan sólo en el caso de que las condiciones del proceso no sean las apropiadas, se puede producir un desequilibrio, con predominio de la primera etapa y retardo o inhibición de las posteriores. En este caso el volumen de gases desprendidos se reduce y los lodos salen mal digeridos.

Para conseguir las condiciones apropiadas se requiere un control cuidadoso de numerosas variables, como :

- Homogenización de la mezcla de lodos, para conseguir una adecuada siembra de las diferentes familias de colonias biológicas que desarrollan el proceso.

- Periódica adición de lodos brutos a digerir.

- Periódica extracción de líquido separado.

- Periódica extracción de lodos digeridos.

El tiempo para conseguir una adecuada digestión depende de la temperatura a que se mantenga en los lodos, su concentración y otras variables. Hoy en día, se consigue reducir a menos de la mitad el tiempo de permanencia de los lodos en el digestor con relación al que se mantenía hace diez -- años. Con un sistema de digestión acelerada en una o dos etapas separadas, con calentamiento - de los lodos de la primera etapa a unos 30 ºC, el tiempo de permanencia de los lodos es a menudo

inferior a 20 días. Se ha conseguido, por tanto, una notable reducción del volumen de los digestores, gracias a un especial cuidado en su diseño.

- Digestión aerobia

Este procedimiento se basa en la destrucción de la materia orgánica contenida en los lodos por su asimilación por células biológicas, en presencia de oxígeno libre molecular. Este proceso es sencillo y de bajo coste de instalación, pero debido al coste de la energía precisa para mantener en aeración el lodo, la utilización de este procedimiento se restringe a pequeñas plantas. Por otra parte, en la digestión anaerobia, se tiene la ventaja de producir unos gases combustibles que pueden aprovecharse. El tiempo de retención de los lodos en aeración y por tanto el volumen de los aparatos, cuando se utiliza la digestión aerobia, es menor que en la anaerobia, cuando ésta no es calentada y no se utiliza el proceso de digestión acelerada ya expuesto. De lo contrario, ambos procedimientos precisan un tiempo de retención similar.

El volumen de los lodos digeridos de forma aerobia, es del mismo orden que en el caso que se utilice la digestión anaerobia, si bien los primeros son de mejores características. Los lodos aerobios, debido a su menor resistencia específica a la filtración, se deshidratan más fácilmente. En consecuencia, se reduce la superficie que se requiere para las eras de secado.

- Incineración

Los lodos deshidratados en lechos de secado se retiran con una humedad del orden del 65% y cuando se utilizan filtros de vació o centrífugas, salen con 75 al 80%. Tan sólo cuando se utilizan filtros prensa u otros equipos especiales, con secado por calor, es posible obtener lodos con menos del 50% de humedad.

La forma de eliminación de estas tortas de lodo deshidratado suele ser el utilizarlas como relleno o en algún caso se emplean para formar fertilizante orgánico ("compost"). No obstante, no es fácil contar con esta segunda solución, y la primera acarrea una serie de problemas, como su transporte, terreno disponible y peligrosidad, por ser un posible foco que atenta a la salubridad de los alrededores.

Por las razones expuestas existe una marcada tendencia a utilizar la incineración como sistema de eliminación de los lodos deshidratados. Con la incineración se obtiene un producto residual estéril, que tiene aplicación para rellenos, producción de cemento y como coadyuvante de los lodos a deshidratar.

El peso de las cenizas a eliminar es una fracción del orden de un octavo o menos del peso de los lodos deshidratados.

Sin embargo, no son sólo estas razones las que han empujado el desarrollo de la incineración, sino además, por la posibilidad de eliminar la digestión de los lodos, operación frecuentemente incómoda. Hasta hace unos años la incineración se realizaba sobre lodos digeridos, pero en la actualidad se incineran sin digerir. Con la eliminación de la digestión se simplifica notablmente la línea de tratamiento de lodos y a la vez los lodos a incinerar tienen un mayor poder calorífico, pues contiene una mayor fracción de materia orgánica que no ha sido destruída en la digestión. Esta ventaja es espe-

cialmente reconocida en las plantas que reciben además de las aguas residuales urbanas, vertidos industriales que a menudo contiene compuestos que reducen e incluso inhiben el complejo proceso biológico de la digestión. En muchas plantas tan sólo por el efecto de la elevada concentración en detergentes no biodegradables, que se acumulan en los lodos, se producen serias dificultades en la digestión.

Las materias secas de los lodos residuales urbanos está formada de una fracción orgánica (compuestos de C, H y S) y otra mineral. La primera fracción es por tanto combustible y es la que se trata de eliminar en la incineración. El calor de la combustión se aprovecha para desecar los lodos deshidratados y llevarlos a la temperatura de combustión.

El valor de la fracción orgánica del lodo varía según que sea primario, secundario, mezcla de ambos, digerido o no digerido, tipo de tratamiento secundario (lodos activos o filtro biológico), red de saneamiento unitario o separativa, etc.

Por estas razones varía ampliamente el contenido de materia orgánica y la humedad de lodo a incinerar, y, por tanto, su poder calorífico, del que depende la necesidad de combustible de aporte para conseguir una perfecta combustión. En el cuadro siguiente se indican algunos valores comparativos correspondientes a los lodos de una línea de tratamiento primario y secundario, (lodos activos), con digestión y deshidratación en filtro de vacío, suponiendo una red de saneamiento separativa. En las materias sólidas de los lodos deshidratados se ha tenido en cuenta un 10% de incremento, por la adición de los reactivos de acondicionamiento de los lodos.

	Residuo seco (g/hab./d)	% de humedad	Peso kg/hab. d.	Fracción volátil
Fangos frescos mezclados (primarios + secundarios)	85	95, 5	1, 89	0, 6 a 0, 75
Fangos digeridos	55	93	0, 79	0, 4 a 0, 6
Fagos deshidratos	60, 5	70	0, 202	0, 4 a 0, 6
Cenizas de incineración	28	0	0, 028	0, 01

Se observa que la relación entre el peso de lodos a eliminar con un tratamiento de digestión y deshidratación en filtros de vacío y el peso cuando se aplica la incineración es $\frac{0,202}{0,028} = 7,2$. En el caso de que no se realice la digestión de los lodos esta relación alcanza el valor de 10.

La incineración de los lodos puede llevarse a cabo en instalaciones de diseño muy diferentes. Los tipos más utilizados son los denominados: hornos de pisos, hornos de lecho fluidizado, hornos de atomización y hornos rotativos. Los dos primeros tipos, que son los más utilizados, se desarrollaron y siguen utilizándose para la tostación de pirita en las fábricas de producción de ácido sulfúrico. Los otros dos también se fundan en modelos ya utilizados en otras aplicaciones.

La alimentación del lodo en los modelos primero, segundo y cuarto se realiza en forma de un torta con un contenido de sólidos del 20 al 30%, en cambio, en los de atomización en forma de lodo con un 10 al 15% de sólidos. En todos los casos interesa que los lodos tengan un alto poder calorífico , pues de ello depende que se precise en su incineración el aporte de calorías suplementarias mediante un combustible auxiliar, (gas, fuel-oil, etc.), o no. Por ello es interesante deshidratar los lodos al máximo y eliminarles las areas antes de pesar a la incineración.

La puesta en marcha de los hornos se realiza calentándolos con un combustible auxiliar, y cuando el horno ha alcanzado la temperatura de régimen, se alimenta los lodos, a la vez que se van suprimiendo los mecheros auxiliares, hasta quedar con el mínimo para mantener las temperaturas necesarias - para una buena combustión. Con lodos cuyo poder calorífico inferior es del orden de 3.600 a 3.800 kcal/kg, con humedades entre 70 y 75%, no se precisa en funcionamiento normal el consumo de combustible auxiliar. Desgraciadamente en la mayoría de los casos la torta de lodos urbanos tiene un poder calorífico inferior entre 2.300 y 3.600 kcal/kg, lo que obliga a la utilización del combustible auxiliar.

Los puntos delicados de las instalaciones de incineración son la eliminación de cenizas y la depuración de los humos. En las instalaciones del tipo segundo y tercero, estos problemas se convierten casi en uno solo, ya que el total de las cenizas salen arrastradas por los humos de la combustión. Estos humos antes de salir a la atmosfera deben depurarse para eliminar los sólidos en suspensión. Lo normal es utilizar ciclones seguidos de torres de lavado por una lluvia de agua a contracorriente con los humos.

Las cenizas debido al pequeño tamaño de las partículas (del orden de 50 micras) normalmente se eliminan en forma hidráulica, bombeándolas a una balsa. Debido a sus características sedimentan rápidamente. De la balsa pueden extraerse para utilizarlas en rellenos, para los que son apropiadas por su drenabilidad.

- Oxidación de los lodos por vía húmeda

De entre los diferentes procesos de destrucción por vía húmeda de la materia orgánica que contienen los lodos, entre los cuales están la digestión anaerobia y la digestión aerobia, hay uno en el que se lleva a cabo la oxidación de la materia orgánica a elevada presión y temperatura con aporte de oxígeno (en forma de aire). En la reacción se consigue pasar las materias orgánicas a CO_2, N_2 y SO_2 quedando un residuo mineral estéril en suspensión en un líquido claro que decanta con facilidad. Es un proceso de oxidación puramente químico que se desarrolla con gran rapidez, a diferencia de los procesos de oxidación bioquímica que resultan muy lentos.

El grado de oxidación que se consigue depende de la temperatura y presión a que se somete la mezcla de lodos y aire en el reactor, pudiéndose alcanzar una reducción de la materia orgánica, expresada - en demanda química de oxígeno, hasta del 88%.

La instalación zimfro comprende los siguiente equipos principales :

- Una bomba que impulsa los lodos a presión a través de la instalación.

- Un compresor que introduce el aire a presión junto con los lodos para su oxidación.

- Uno o varios cambiadores de calor en los que los lodos y el aire de oxidación se calientan hasta temperaturas de 150 a 200 ºC, a la que entran en el reactor. A contracorriente pasan por el cambiador la mezcla de gases y líquido con los lodos oxidados que salen del reactor a unos 260 ºC, cediendo su calor.

- Un reactor donde tiene lugar la reacción de oxidación de los lodos a una presión entre 10 y 200 - kg/cm^2. En el caso normal de que el poder calorífico de los lodos no sea muy alto, se requiere - el aporte de calor para mantener la reacción. Este aporte se realiza mediante vapor que se introduce por la base del reactor, por lo que se precisa una caldera para la producción del vapor, que al menos será imprescindible en la puesta en marcha de la instalación.

- Un separador de los productos de la reacción. Por una parte se separan los gases formados CO_2, N_2 y SO_2, y, por otra, el líquido con los sólidos oxidados.

Los gases, si es que la operación se realiza a gran presión, se hacen pasar por una turbina para recuperar su energía, aprovechándola para el movimiento de las soplantes de aire de oxidación.

La separación del líquido claro de las materias residuales de la oxidación se realiza fácilmente por decantación. Las materias residuales tienen una estructura que confiere a los lodos una buena drenabilidad y lo que es similar, filtrabilidad. Por este motivo, la deshidratación de estos lodos oxidados no presenta ningún problema, pueden utilizarse filtros de vacío o simples lechos de secado. La torta residual no desprende ningún olor, siendo además estéril.

Este procedimiento puede aplicarse también acoplado con la digestión previa de los lodos, utilizando un reactor de funcionamiento a baja presión. En este caso, los gases combustibles de la digestión, se aprovechan para la generación del vapor auxiliar a introducir en el reactor.

6.2.8 Situación actual de la tecnología

La tendencia actual de la tecnología de la depuración de aguas residuales no es solamente cumplir - los requisitos legales (cada vez más estrictos) para el vertido de efluente al entorno, sino conseguir el vertido cero con reciclado total de las aguas depuradas. Puede afirmarse que desde el punto de vista técnica puede cumplirse dicho objetivo y que su implantación generalizada está solo condicionada por razones de tipo económico. En Estados Unidos, existen un buen número de industrias (químicas, metalúrgias, petroleoquímicas y energéticas) que utilizan para sus procesos las aguas residuales depuradas con caudales de hasta 700 m^3/h.

En la tabla 3.6.14 se reflejan los rendimientos aproximados conseguidos en la eliminación de algunos contaminantes mediante diferentes operaciones o procesos y el estado actual de la tecnología para cada uno de ellos. En la tabla se denomina proceso convencional al de empleo generalizado, tecnología establecida a la correspondiente a procesos técnicamente factibles y de economía definida y tecnología en desarrollo para aquellos otros que técnica o económicamente no están aún completamente definidos. - No debe olvidarse el carácter meramente orientativo que hay que dar a las cifras de rendimiento de la tabla, ya que este depende de una amplia gama de factores que van desde el tipo de agua residual hasta la forma de operar la planta.

TABLA 3.6.14

RENDIMIENTOS APROXIMADOS DE ALGUNOS PROCESOS DE DEPURACION DE AGUAS RESIDUALES Y ESTADO ACTUAL DE SU TECNOLOGIA

Contaminante	Operación o proceso	Rendimiento en la eliminación %	Estado de la tecnología		
			PC	TE	TD
Sólidos gruesos	Cribado	90	x		
	Dilaceración	–	x		
SS	Sedimentación	60	x		
	Flotación	80	x		
	Floculación	80		x	
SS muy finos	Floculación	70		x	
	Filtración	70		x	
DBO	Balsas de estabilización	50	x		
	Lodos activos	60	x		
	Filtros percoladores	60	x		
	Lagunas aeradas	50	x		
	Digestión anaerobia	50		x	
	Adsorción en carbón activo	70		x	
Aceites y grasas	Sedimentación	95	x		
	Flotación	90	x		
	Absorción	30-80	x		
Acidos y bases	Neutralización	99	x		
Amoníaco	Nitrificación	90		x	
	Cloración	99		x	
	Intercambio iónico	90			x
	Stripping	80			x
Compuestos nitrogenados	Desnitrificación	85			x
	Intercambio iónico	90			x
	Cultivo de algas	50-80			x
Compuestos de fósforo	Precipitación	95		x	
	Intercambio iónico	90			x
	Tratamiento biológico	30			x
Trazas de materia orgánica	Adsorción en carbón activo	95		x	
Compuestos inorgánicos	Precipitación	20-95	x		
	Electrodiálisis	90		x	
	Intercambio iónico	90		x	
	Destilación	95		x	
	Osmosis inversa	90		x	
	Congelación	90			x
	Extracción líquido-líquido	80			x
Gérmenes patógenos	Cloración	99	x		
	Ozonización	99			x
	Irradiación	99			x

PC = Proceso convencional TE = Tecnología establecida TD = Tecnología en desarrollo
SS = Sólidos en suspensión.

Un estudio detenido de la tabla 3.6.14 muestra que los rendimientos que se obtienen en los diferentes procesos son generalmente elevados. De todas formas continuamente se están perfeccionando y desarrollando no sólo los procesos conocidos, sino otros nuevos que hacen presaciar en un futuro no muy lejano, la eliminación de la contaminación a través de unos métodos cada vez más competitivos desde el punto de vista económico.

6.3 REDES DE RECOGIDA Y VERTIDO

6.3.1 Definiciones

- Red de saneamiento o red de alcantarillado

Se entiende por red de alcantarillado el conjunto de conductos o instalaciones que en el subsuelo de la población sirven para la evacuación de las aguas residuales y pluviales.

Alcantarrilla pública es todo conducto subterráneo construído o aceptado por el Ayuntamiento para servicio general de la población o de una parte de la misma y cuya limpieza y conservación realiza la administración municipal.

- Sistema unitario

Es aquel en que la red de saneamiento se dimensiona con capacidad para absorber en un mismo conducto las aguas residuales y las pluviales de la cuenca o zona objeto del proyecto.

- Sistema separativo

Es aquel en que la red de saneamiento se dimensiona con capacidad suficiente para absober solamente las aguas residuales o las pluviales de la cuenca o zona objeto del proyecto. Es decir, las aguas pluviales y las aguas residuales discurren por conductos diferentes.

- Sistema seudoseparativo

Es aquel en que la red separativa de saneamiento de aguas residuales se dimensiona con capacidad suficiente para absorber, además de las aguas residuales de la cuenca o zona objeto del proyecto, las aguas pluviales de los tejados, patios y zonas impermeables de las edificaciones, pero no las aguas pluviales de los viales, ni de las zonas no viales libres de edificación.

- Sistema doblemente separativo

Es aquel sistema separativo o seudoseparativo en que las aguas residuales urbanas y las aguas residuales industriales discurren por redes independientes.

- Sistema mixto

Es aquel sistema en el que se admiten aguas residuales urbanas e industriales.

- Sistema por gravedad

Es aquel en que las aguas discurren a lo largo de la red gracias a la pendiente del conducto.

- Sistema por elevación

Es aquel en que las aguas que fluyen por gravedad, en un cierto punto de la red sufren una elevación por medios mecánicos, para de nuevo fluir por gravedad.

- Sistema por impulsión

Es aquel en que las aguas en cierto punto de la red sufren una elevación por medio mecánicos por - impulsión a través de una red a presión.

- Período de retorno

Es la frecuencia con que se producen estadísticamente lluvias de la misma intensidad.

- Escorrentía

Es el porcentaje de aguas de lluvia que no se infiltra ni se evapora y que por tanto fluye por la superficie del terreno.

- Alcantarilla

Es aquel conducto que transporta las aguas residuales o pluviales por el subsuelo de una población.

- Colector

Es aquella alcantarilla o conducto más importante capaz de conducir grandes caudales y que recoge las aguas de un conjunto de alcantarillas o de un torrente.

- Alcantarilla visitable

Es aquella alcantarilla con altura interior suficiente para permitir el paso de una persona andando.

- Rasante de una alcantarilla

Es la cota de la parte más inferior del conducto, por donde discurre el agua.

- Imbornal o suministro

Es aquella obra que sirve para recogida y conducción a la alcantarilla de las aguas de escorrentía de una calle.

- Acometida de edificación

las aguas residuales o pluviales desde un edificio o finca a una alcantarilla pública.

- Acometida longitudinal

Es aquel conducto subterráneo que sirve para transportar las aguas residuales o pluviales desde un edificio o finca a una alcantarilla pública, con la particularidad de que su trazado discurre en todo o en parte a lo largo de la vía pública, lo que le permite admitir otras acometidas de las fincas del recorrido.

- Aliviadero de tormentas

Es una obra que se intercala en un colector de un sistema unitario que tiene por misión el desviar los caudales superiores a un determinado valor, directamente al cauce receptor más próximo. El objeto de estas obras es doble, por una parte se reducen las dimensiones de los colectores principales que deben llegar a un determinado punto y por otra se reducen el caudal de agua a recibir y tratar en la planta depuradora.

- Cámara de descarga

Consiste en una arqueta dispuesta en la cabecera de alcantarillas que tienen escasa pendiente, en la que se dipone un sifón automático que descarga perfódicamente produciendo una ola que limpia los sedimentos que se han producido en la conducción.

6.3.2 Redes unitarias y separativas

En la elección de un tipo u otro de red, aparte de las consideraciones con respecto a la topografía del terreno, pendientes disponibles, longitud de la red, cauces próximos, y otras, es preciso tener en cuenta las ventajas e inconvenientes que cada tipo presenta con relación al control de la contaminación del cauce receptor.

Como principios generales se puede considerar que la red separativa tiene dos claras ventajas.

- Reducir los volumenes de agua y caudales punta a admitir en la planta depuradora.

- Evitar la carga contaminante doméstica que se vierte a través del rebose de los vertederos de tormentas.

Teniendo por el contrario la red separativa el inconveniente de no tratar las primeras aguas de lluvia si no se disponen instalaciones depuradoras en el desagüe de pluviales, además de su mayor coste de ejecución y de explotación, con relación a la red unitaria.

- En algunos casos se simplifica la red al desaguarse las aguas de lluvia, por las cunetas, directamente al cauce.

Ahora bien, estos principios generales no se mantienen en todo los casos, la segunda ventaja señala-

da es cada vez más discutida. Por ello para reducir la carga contaminante que recibe un cauce en período de lluvia, en la actualidad se tiende a :

- Diseñar las redes unitarias de forma que los aliviaderos de tomentas comiencen a verter con mayores diluciones, disponiendo además rejillas, de paso más o menos fino, y deflectores que impidan el arrastre de cuerpos sólidos con el rebose. Estas mejoras obligan a disponer en las plantas depuradoras, de estanques de tormentas y a aumentar las dimensiones de aquéllas.

- En las redes separativas será necesario disponer tanques de sedimentación de las aguas de los colectores de pluviales antes de su incorporación al cauce.

En estas condiciones se reduce la segunda ventaja señalada.

Por otra parte, hay otros aspectos a tener en cuenta, tales como :

- Numerosas referencias señalan que en zonas con redes separativas existen frecuentes confusiones en las conexciones de los saneamientos, de forma que muchos drenajes de pluviales se conectan en la red de pluviales. Este hecho plantea un riesgo cuando se pretende cambiar, en un núcleo que tenga red unitaria, ésta por una red separativa y en consecuencia la red puramente separativa es difícil de conseguir.

- En los terrenos en los que el nivel freático es alto, las infiltraciones de aguas pluviales, en las redes separativas, provocan que lleguen a depurar caudales superiores a los de diseño de la planta.

- En zonas industriales son de temer frecuentes derrames por averías, reboses, accidentes, etc., que en una red separativa, desaguarán directamente al cauce y en cambio en una red unitaria pasarán previamente por la planta depuradora.

Estos hechos ponen de manifiesto que cuando se sanean zonas industriales densamente pobladas, la red unitaria puede resultar más interesante que la separativa. En zonas urbanas y rurales es recomendable la disposición de redes separativas siempre y cuando económicamente sea factible. En consecuencia, en las zonas urbanas e industriales resultará como más aconsejable un sistema mixto, con tramos separativos y unitarios.

En consecuencia la red puramente separativa no es fácil de conseguir.

6.3.3 Vertidos industriales en las redes urbanas

Los vertidos de aguas residuales industriales se pueden clasificar en dos grupos :

a) Aquellos cuya contaminación es de carácter principalmente orgánico, y, por tanto, el proceso de depuración es similar al de las aguas residuales urbanas.

b) Los que su contaminación es principalmente de carácter orgánico y, por tanto, su depuración poco tiene que ver con el proceso de depuración de las aguas residuales urbanas.

En principio cabe pensar que lo lógico es admitir los vertidos del apartado a) en las redes de saneamiento urbano, y excluir los del apartado b). Para estos últimos vertidos parece razonable admitir que sean depurados separadamente.

La experiencia actual recomienda admitir en las redes de sanamiento urbano todos los vertidos del tipo a) y todos aquellos del tipo b) que con un pretratamiento no afecten ni a la red de saneamiento ni a la explotación de la planta depuradora. De esta forma se reduce el número de vertidos a los cauces y por tanto el número de puntos a controlar. Con este sistema se consiguen, además, las siguientes ventajas:

a) Compensar en la planta comunal las posibles deficiencias de numerosas pequeñas plantas depuradoras.
b) Disminuir el coste de construcción de la planta.
c) Disminuir el coste de mantenimiento y explotación.
d) Poder utilizar procesos de depuración más ventajosos. Con pequeñas plantas a veces no se puede recurrir a ciertos procedimientos más avanzados.
e) Tener posibilidad de explotar la planta con menos personal y que éste sea de mayor preparación. Esta ventaja se traduce en una mayor seguridad de funcionamiento de la planta.

Algunos vertidos industriales son deficitarios de nutrientes y siembra biológica, siendo necesario aportarlos para su depuración. Este complemento puede reducirse, o anularse, cuando se mezclan varios vertidos entre los cuales se consigue aportar los elementos señalados.

Para evitar inconvenientes con la explotación de la red de saneamiento y con la planta depuradora se requiere que los vertidos industriales cumplan unos requisitos mínimos.

Por el contrario, existen también inconvenientes en los saneamientos mixtos, tales como :

- Muchos vertidos industriales existen solo durante las jornadas de trabajo de cinco días y en consecuencia el caudal y características de la mezcla de las aguas residuales es variable, lo cual plantea problemas de explotación de la depuradora.

- La admisión de vertidos industriales acarrea el problema de poder recibir, por accidente en la industria o mal funcionamiento de su planta de pretratamiento, un vertido nocivo que altere el funcionamiento de los procesos biológicos de la planta.

6.3.4 Diseño de redes

Las conducciones de las redes de saneamiento son circulares o tienen forma ovoide. Las pequeñas secciones hasta un diámetro al menos de 0,8 m suelen ser circulares, por encima se adoptan las secciones en forma de ovoide.

Según la importancia de la red de saneamiento cuando se requieren grandes secciones, éstas se suelen diseñar de forma que sean visitables, disponiendo una bancada lateral junto a la cuneta de paso de los caudales de tiempo seco.

El dimensionamiento de las secciones de paso se realiza de acuerdo con las fórmulas de hidráulica, definiendo los caudales a desaguar, la pendiente de la canalización, la rugosidad de la superficie mojada y la forma de la sección de paso.

La velocidad de circulación de las aguas debe estar entre un mínimo (de 0,4 a 0,6 m/s) para evitar que se sedimenten las materias sólidas que las aguas arrastran fermentando y produciendo malos olores y un máximo para evitar una erosión excesiva del colector. Esta velocidad depende del material de la conducción, si bien los valores usuales son inferiores a 3 m/s.

Se adjuntan las normas que estableció el Ministerio de la Vivienda en Marzo de 1.973 para el diseño y dimensionamiento de las redes de alcantarillado.

1 Instalaciones de Salubridad 2

NTE **Alcantarillado** ISA

Cálculo *Sewerage Calculation* 1973

1. Dimensionado de canalizaciones

ISA-8 Canalización de hormigón - A·P

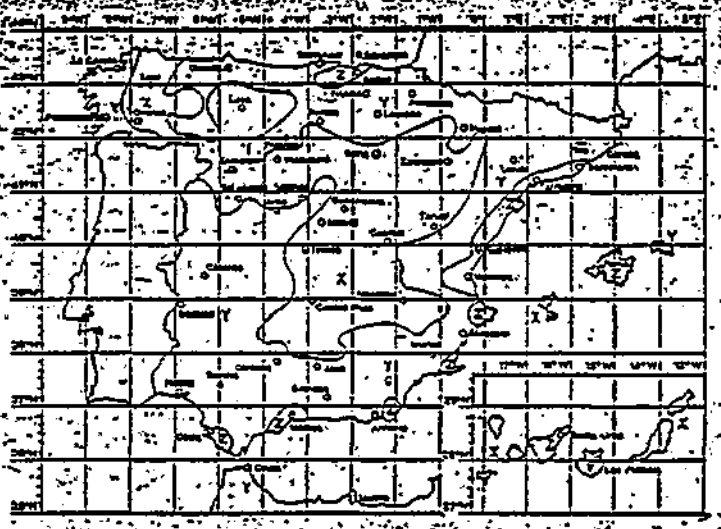
ISA-3 Canalización de fibrocemento - A·P

Coeficiente K

La altura A de los conductos se determina a partir de su pendiente en milímetros por metro según los criterios de diseño y de la superficie S en hectáreas, que evacua a cada tramo, multiplicada por el coeficiente K.

Se determina por las coordenadas geográficas del emplazamiento según las zonas del mapa adjunto.

Zona	X	Y	Z
Coeficiente K	1	1,5	2



Altura del conducto - A: Sistema unitario

Pendiente del conducto → K - Superficie evacuada

Altura del conducto

Tabla 1 K - Superficie evacuada en ha

Pendiente °/₀₀													
1	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	↓	9,97	13,06	26,40
2	↓	↓	↓	↓	↓	2,85	4,27	6,08	7,25	10,31	14,05	18,54	37,39
3	↓	↓	↓	↓	2,16	3,50	5,25	7,47	8,89	12,63	17,22	22,72	45,82
4	↓	↓	1,39	1,88	2,50	4,04	6,06	8,62	10,26	15,15	20,89	26,24	52,93
5	0,72	1,08	1,55	2,09	2,79	4,52	6,78	9,65	11,48	16,82	22,24	29,35	59,20
6	0,79	1,18	1,69	2,28	3,06	4,96	7,44	10,59	12,58	17,89	24,38	34,65	67,10
7	0,87	1,30	1,84	2,48	3,31	5,36	8,04	11,44	13,60	19,32	26,33	40,15	74,80
8	0,91	1,36	1,96	2,65	3,54	5,73	8,59	12,23	14,53	20,66	28,16	46,43	↑
9	0,97	1,45	2,08	2,81	3,75	6,08	9,12	12,98	15,42	21,91	29,87	↑	↑
10	1,02	1,53	2,19	2,95	3,96	6,40	9,60	13,66	16,15	23,10	31,48	↑	↑
15	1,25	1,87	2,68	3,62	4,85	7,84	11,76	↑	↑	↑	↑	↑	↑
20	1,45	2,18	3,10	4,18	5,60	9,06	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
25	1,62	2,43	3,48	4,70	6,27	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
30	1,77	2,66	3,81	5,14	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
35	1,91	2,86	4,11	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
40	2,05	3,08	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
50	2,29	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑	↑
A en cm	30	35	40	45	50	60	70	80	105	120	135	150	180
	Circular								Ovoide				

↓ Velocidad escasa, peligro de sedimentación: Aumentar pendiente

↑ Velocidad excesiva, peligro de erosiones: Disminuir pendiente

Altura del conducto A:
Sistema separativo:

La red de aguas pluviales se calculará en la tabla 1 como si se tratase de un sistema unitario.
La red de aguas fecales se calculará en las tablas siguientes a partir de la pendiente del conducto fijada en diseño en milímetros por metro, y del número de viviendas que evacuan en cada tramo.
En edificios que no sean viviendas se considerarán para el cálculo las siguientes equivalencias:

Hoteles	1 vivienda cada dormitorio
Hospitales	1 vivienda cada 2 enfermos
Escuelas	1 vivienda cada 50 alumnos
Cuarteles	1 vivienda cada 10 soldados
Piscinas públicas	1 vivienda cada 25 m³ de vaso de piscina
Mercados	1 vivienda cada 200 m²
Mataderos	1 vivienda por cabeza

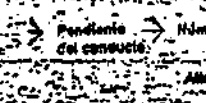


Tabla 2 | Número de viviendas evacuadas

Pendiente ‰										
2	∨	∨	∨	∨	∨	∨	8.224	11.620	13.305	19.482
3	∨	∨	∨	3.032	4.150	6.550	10.295	14.557	16.610	24.181
4	∨	1.020	2.406	3.572	4.856	7.705	12.023	17.028	19.386	28.146
5	∨	1.854	2.847	4.051	5.495	8.729	13.555	19.204	21.859	∧
6	1.298	2.066	3.162	4.482	6.066	9.651	14.466	21.173	24.084	∧
7	1.574	2.290	3.453	4.879	6.495	10.500	15.758	22.961	25.125	∧
8	1.500	2.481	3.725	5.249	6.901	11.285	16.963	24.656	28.025	∧
9	1.618	2.660	3.978	5.595	7.272	12.025	18.066	25.248	29.818	∧
10	1.728	2.828	4.217	5.924	7.647	12.506	19.112	27.744	∧	∧
15	2.225	3.572	5.271	7.140	9.424	15.358	23.730	∧	∧	∧
20	2.635	4.190	6.060	8.129	11.024	17.540	∧	∧	∧	∧
25	3.002	4.740	6.700	9.195	12.435	∧	∧	∧	∧	∧
30	3.332	5.236	7.306	∧	∧	∧	∧	∧	∧	∧
35	3.633	5.692	7.951	∧	∧	∧	∧	∧	∧	∧
40	3.915	∧	∧	∧	∧	∧	∧	∧	∧	∧
50	4.451	∧	∧	∧	∧	∧	∧	∧	∧	∧
A	30	35	40	45	50	60	70	80	105	120
en cm	Circular								Ovoide	

∨ Velocidad escasa, peligro de sedimentación: Aumentar pendiente
∧ Velocidad excesiva, peligro de erosiones: Disminuir pendiente

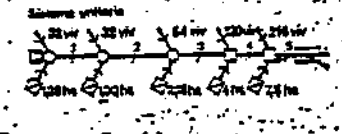
2. Dimensionado del aliviadero:

ISA-18 Aliviadero-H-P

Altura del conducto de entrada A en cm	Circular								Ovoide				
	30	35	40	45	50	60	70	80	105	120	135	150	160
Altura de creata H en cm	8	9	10	11	13	15	18	21	30	35	39	48	63
Altura del conducto de salida a la depuradora en cm	30	30	30	30	30	40	40	50	50	60	60	70	105
Altura del conducto de salida al cauce receptor	El conducto de salida al cauce receptor se dimensionará entrando en la tabla 1 con la pendiente fijada en diseño y la superficie mayorada, K·S que evacua el conducto de entrada.												

3. Ejemplo

Cálculo de conductos y aliviadero de crecida de un alcantarillado en Vich (coordenadas 41° 55' N, 2° 15' E, Zona Y).

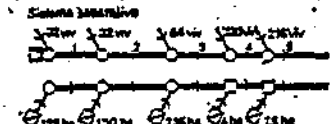


ISA-4 Canalización de hormigón - A·P

Tramo	S. por tramo en ha	S. acumulada en ha	K·S	Pendiente ‰	Altura A en cm
1	1,28	1,28	1,92	6	30
2	1,23	2,56	3,87	6	30
3	2,15	4,73	7,10	6	30
4	4,60	9,33	14,10	10	30
5	7,50	16,83	24,14	6	105

ISA-18 Aliviadero-H-P

Pendiente de las canalizaciones 6 ‰
Altura del conducto de entrada, en cm: 105
Altura del conducto de salida a la depuradora, en cm: 60
Altura del conducto de salida al cauce receptor, en cm: 135
H, en cm: 39



ISA-6 Canalización de hormigón - A·P

Tramo	N.° de viviendas por tramo	N.° de viviendas acumuladas	Pendiente ‰	Altura A en cm
1	32	32	6	30
2	32	64	6	30
3	64	128	6	30
4	128	256	10	30
5	210	466	6	105

La canalización de aguas pluviales se dimensionará igual que la obtenida en el sistema unitario.

Instalaciones de Salubridad

NTE — **Alcantarillado** — ISA

3 4

Construcción

Sewerage. Construction.

1973

1. Especificaciones

ISA-1 Conducto de hormigón – A

Será estanco. Sin grietas ni roturas. Superficie interior lisa.

Circular:
A en cm 30 35 40 45 50 60 70 80

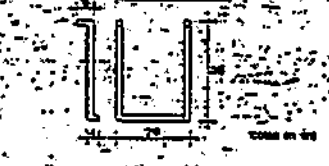
Ovoide:
A en cm 105 120 135 150 180
B en cm 70 80 90 100 120

ISA-2 Conducto de fibrocemento – A

Será estanco. Sin grietas ni roturas. Con manguito de fibrocemento y junta de caucho. Superficie interior lisa.

Circular:
A en cm 30 35 40 45 50 60 70 80

ISA-3 Pate

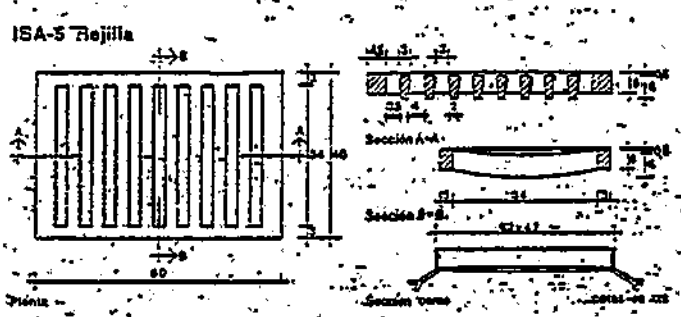


De acero galvanizado. Redondo Ø 16 mm. Sin bordes cortantes.

ISA-4 Sifón de descarga

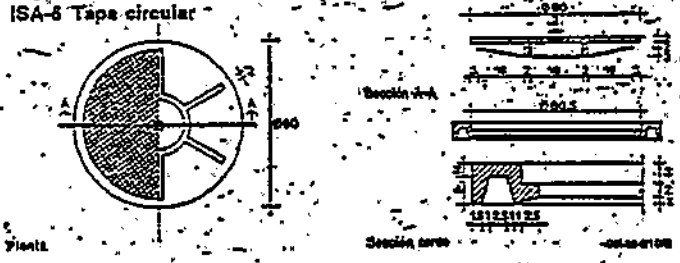
De material inoxidable.

ISA-5 Rejilla



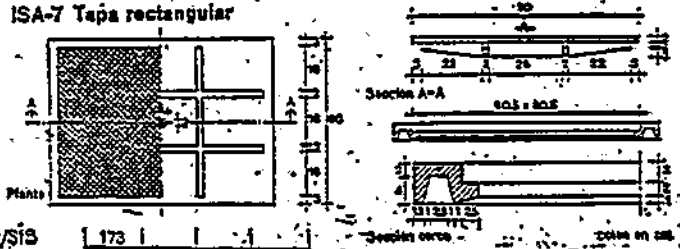
De fundición. Cerco de perfil laminado L 50×5 mm provisto de patillas de anclaje en cada uno de sus ángulos.

ISA-6 Tapa circular



De fundición. Superficie exterior con dibujo de profundidad 4 mm, provista de taladros para levantamiento de la tapa.

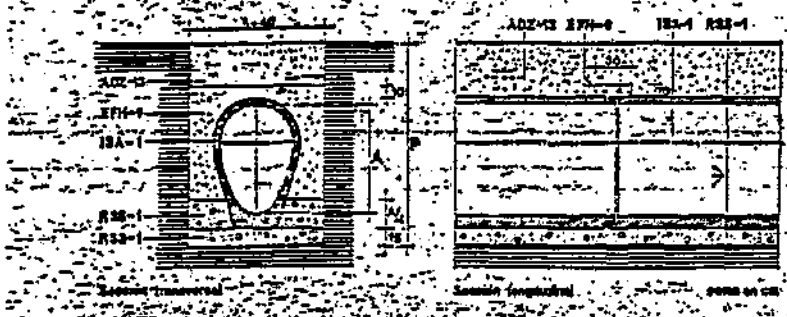
ISA-7 Tapa rectangular



De fundición. Superficie exterior con dibujo de profundidad 4 mm, provista de taladros para levantamiento de la tapa.

Ministerio de la Vivienda - España

ISA- 8 Canalización de hormigón - A-P



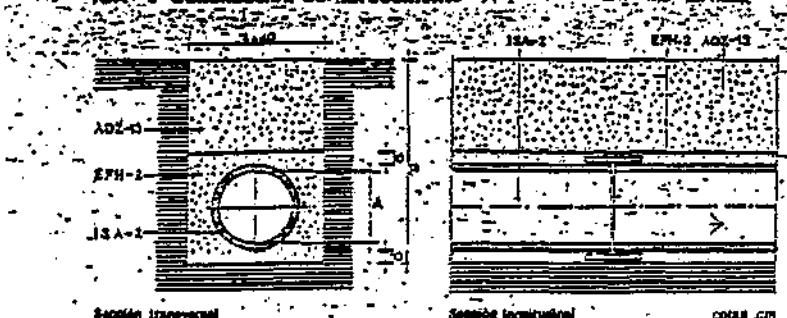
ADZ-13 Relleno de la zanja, por tongadas de 20 cm, con tierra exenta de áridos mayores de 8 cm y apisonada. En los 50 cm superiores se alcanzará una densidad seca del 100 % de la obtenida en el ensayo Próctor Normal y del 95 % en el resto del relleno.

EFH- 9 Corchete de hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm² en las juntas.

ISA- 1 Conducto circular u ovoide.

RSS- 1 Solera y recalce de hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm².

ISA- 9 Canalización de fibrocemento - A-P

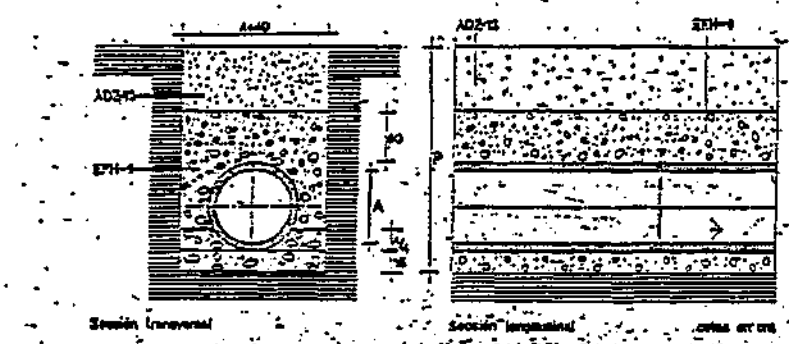


ADZ-13 Relleno de la zanja, por tongadas de 20 cm, con tierra exenta de áridos mayores de 8 cm y apisonada. En los 50 cm superiores se alcanzará una densidad seca del 100 % de la obtenida en el ensayo Próctor Normal y del 95 % en el resto del relleno.

EFH- 2 Relleno de arena de río.

ISA- 2 Conducto de fibrocemento con manguito y juntas de caucho.

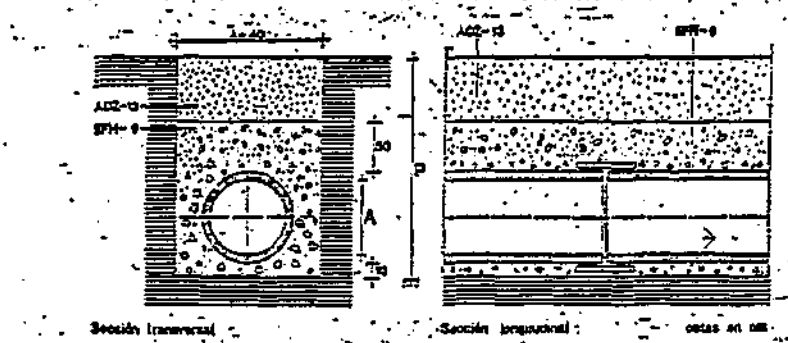
ISA-10 Refuerzo de la canalización de hormigón - A-P



ADZ-13 Relleno de la zanja, por tongadas de 20 cm, con tierra exenta de áridos mayores de 8 cm y apisonada. En los 50 cm superiores se alcanzará una densidad seca del 100 % de la obtenida en el ensayo Próctor Normal y del 95 % en el resto del relleno.

EFH- 9 Hormigón en masa de resistencia características 100 kg/cm².

ISA-11 Refuerzo de la canalización de fibrocemento - A-P



ADZ-13 Relleno de la zanja, por tongadas de 20 cm, con tierra exenta de áridos mayores de 8 cm y apisonada. En los 50 cm superiores se alcanzará una densidad seca del 100 % de la obtenida en el ensayo Próctor Normal y del 95 % en el resto del relleno.

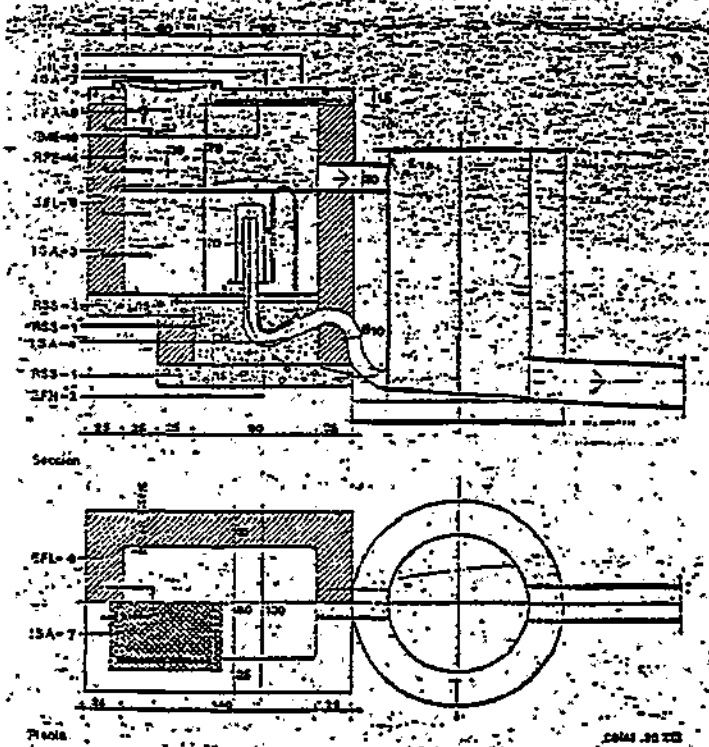
EFH- 9 Hormigón en masa de resistencia características 100 kg/cm².

Instalaciones de Salubridad

NTE **Alcantarillado** ISA

Construcción *Sewerage. Construction.* 1973

ISA-12 Cámara de descarga



EFH- 2 Relleno de arena de río.

EFL- 6 Muro aparejado de 25 cm de espesor, de ladrillo macizo R-100 kg/cm², con juntas de mortero M-40 de espesor 1 cm.

EHL- 1 Malla de 125x100 cm, formada por redondos Ø 10 mm AE-42 cada 10 cm.

EHL- 3 Losa sustentada en sus tres bordes de hormigón de resistencia característica 175 kg/cm².

EME-18 Encofrado de la losa.

ITA- 9 Grifo de alimentación de Ø 25 mm conectado a la red de abastecimiento de agua.

ISA- 3 Patas empotradas 15 cm. Separación 30 cm. Se colocarán a la vez que se levanta la fábrica.

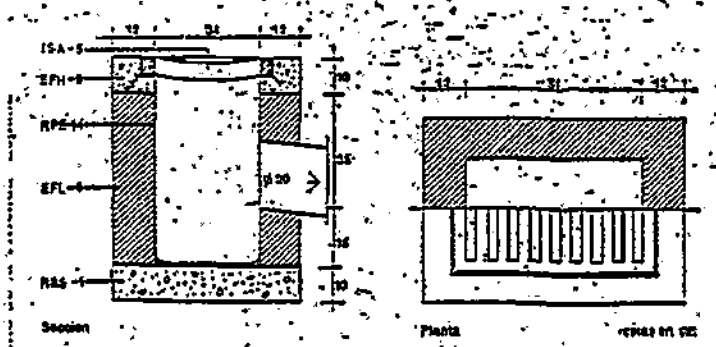
ISA- 4 Sifón de descarga. Descarga: 20 l/s.

ISA- 7 Tapa rectangular y cerco enrasados con el pavimento.

RPE-14 Enfoscado con mortero 1:3 y bruñido. Angulos redondeados.

RSS- 1 Solera de hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm².

ISA-13 Sumidero



EFH- 2 Hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm².

EFL- 6 Muro aparejado de 12 cm de espesor, de ladrillo macizo R-100 kg/cm², con juntas de mortero M-40 de espesor 1 cm.

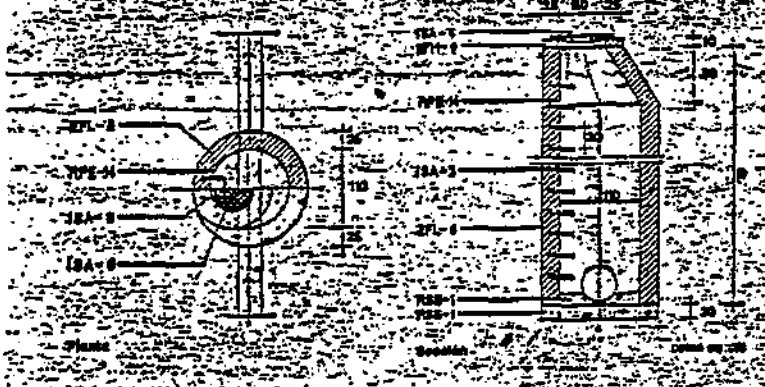
ISA- 5 Rejilla enrasada con el pavimento. Cerco formado por perfiles L 50x5 mm provisto de patilla de anclaje en cada uno de los ángulos.

RPE-14 Enfoscado con mortero 1:3 y bruñido. Angulos redondeados.

RSS- 1 Solera de hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm².

CI/SfB (173) CDU 628.2

ISA-14 Pozo de registro circular - P



EFH- 9 Hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm².

EFL- 6 Muro aparejado de 25 cm de espesor, de ladrillo macizo R-100 kg/cm², con juntas de mortero M-40 de espesor 1 cm.

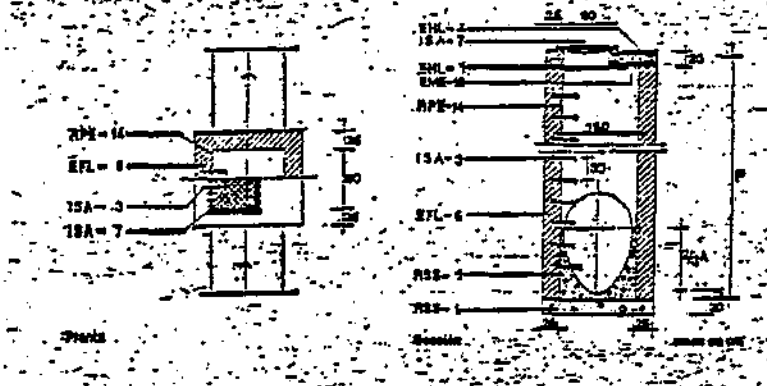
ISA- 3 Patas empotrados 15 cm. Separación 30 cm. Se colocarán a la vez que se levanta la fábrica.

ISA- 6 Tapa circular y cerco enrasados con el pavimento.

RPE-14 Enfoscado con mortero 1:3 y bruñido. Angulos redondeados.

RSS- 1 Solera y formación de pendientes de hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm².

ISA-15 Pozo de registro rectangular - A - P



EFL- 6 Muro aparejado de 25 cm de espesor, de ladrillo macizo R-100 kg/cm², con juntas de mortero M-40 de espesor 1 cm.

EHL- 1 Malla formada por redondos ∅ 10 mm AE 42 cada 10 cm.

EHL- 4 Losa de hormigón de resistencia característica 175 kg/cm².

EME-18 Encofrado de la losa.

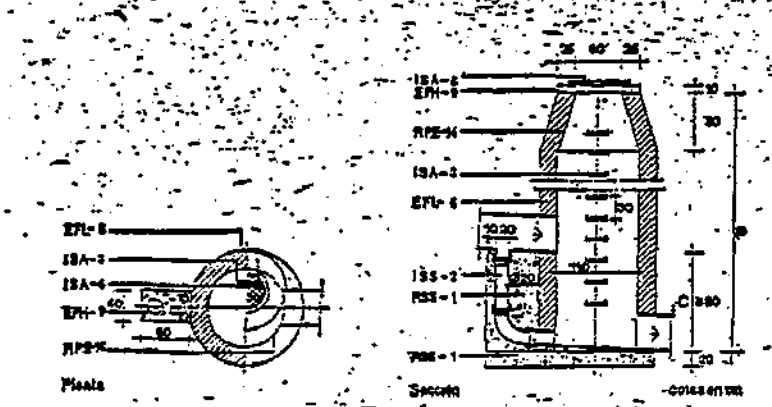
ISA- 3 Patas empotrados 15 cm. Separación 30 cm. Se colocarán a la vez que se levanta la fábrica.

ISA- 7 Tapa rectangular y cerco enrasados con el pavimento.

RPE-14 Enfoscado con mortero 1:3 y bruñido. Angulos redondeados.

RSS- 1 Solera y formación de pendientes de hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm².

ISA-16 Pozo de resalto circular - C - P



EFH- 9 Hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm².

EFL- 6 Muro aparejado de 25 cm de espesor, de ladrillo macizo R-100 kg/cm², con juntas de mortero M-40 de espesor 1 cm.

ISA- 3 Patas empotrados 15 cm. Separación 30 cm. Se colocarán a la vez que se levanta la fábrica.

ISA- 6 Tapa circular y cerco enrasados con el pavimento.

ISS- 2 Tubo de fibrocemento de ∅ 20 cm.

RPE-14 Enfoscado con mortero 1:3 y bruñido. Angulos redondeados.

RSS- 1 Solera y formación de pendientes de hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm².

3 Instalaciones de Salubridad

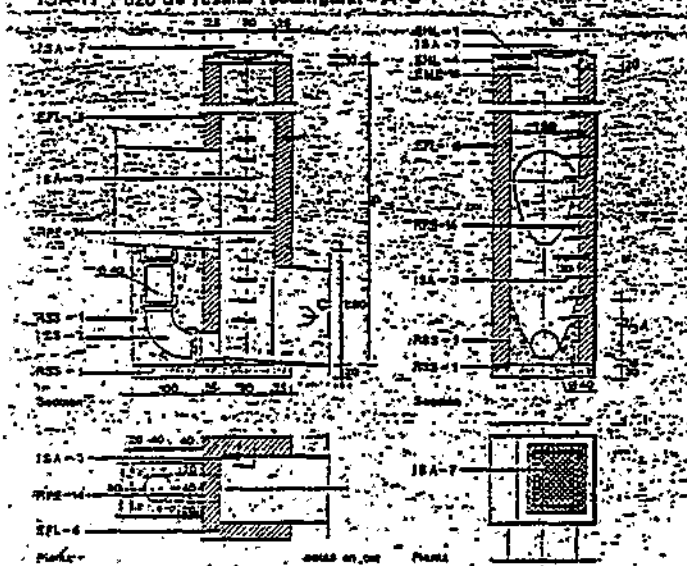
NTE Construcción

Alcantarillado

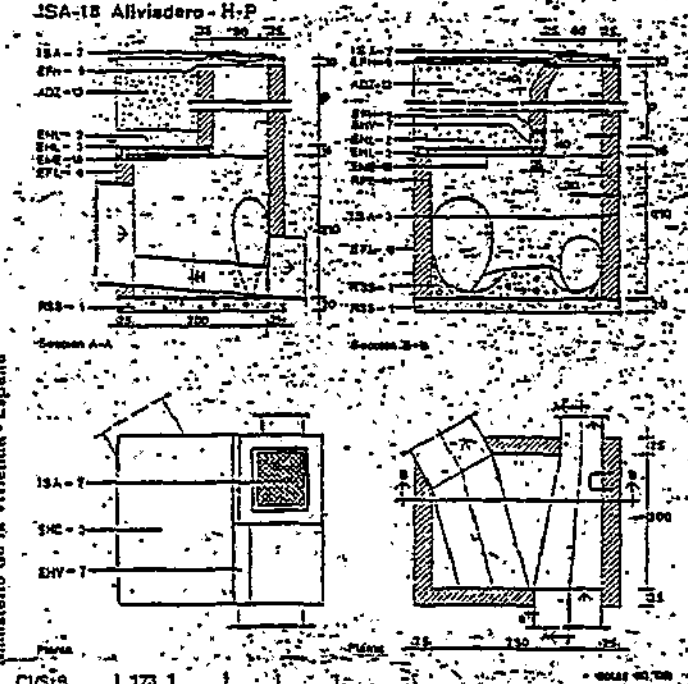
Sewerage Construction

ISA 1973

ISA-17 Pozo de resalto rectangular - A-C-P



ISA-18 Aliviadero - H-P



EFL-6 Muro aparejado de 25 cm de espesor, de ladrillo macizo R-100 kg/cm², con juntas de mortero M-40 de espesor 1 cm.

EHL-1 Malla formada por redondos Ø 10 mm AE 42 cada 10 cm.

EHL-4 Losa de hormigón de resistencia característica 175 kg/cm².

EME-18 Encofrado de la losa.

ISA-3 Patas empotrados 15 cm. Separación 30 cm. Se colocarán a la vez que se levanta la fábrica.

ISA-7 Tapa rectangular y cerco enrasados con el pavimento.

ISS-2 Tubo de fibrocemento de Ø 40 cm.

RPE-14 Enfoscado con mortero 1:3 y bruñido. Angulos redondeados.

RSS-1 Solera y formación de pendientes de hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm².

ADZ-13 Relleno de la zanja, por tongadas de 20 cm, con tierra exenta de áridos mayores de 8 cm y apisonada.

EFH-5 Armaduras de la viga: Superior 2 redondos Ø 16 mm AE 42. Inferior 3 redondos Ø 20 Ilimmetros AE 42. Estribos redondos Ø 8 mm AE 42 cada 12,5 cm

EFH-9 Hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm².

EFL-6 Muro aparejado de 25 cm de espesor, de ladrillo macizo R-100 kg/cm², con juntas de mortero M-40 de espesor 1 cm.

EHL-2 Armaduras superior e inferior de las losas formadas cada una, por una parrilla de redondos Ø 12 mm AE 42 cada 20 cm.

EHL-3 Losa sustentada en sus tres bordes de hormigón de resistencia característica 175 kg/cm².

EHV-7 Viga de hormigón de resistencia característica 175 kg/cm².

EME-18 Encofrado de la losa y viga.

ISA-3 Patas empotrados 15 cm. Separación 30 cm. Se colocarán a la vez que se levanta la fábrica.

ISA-7 Tapa rectangular y cerco enrasados con el pavimento o terreno.

RPE-14 Enfoscado con mortero 1:3 y bruñido. Angulos redondeados.

RSS-1 Solera y formación de pendientes de hormigón en masa de resistencia característica 100 kg/cm².

Ministerio de la Vivienda - España

CI/SIS 173 1

CDU 628.2

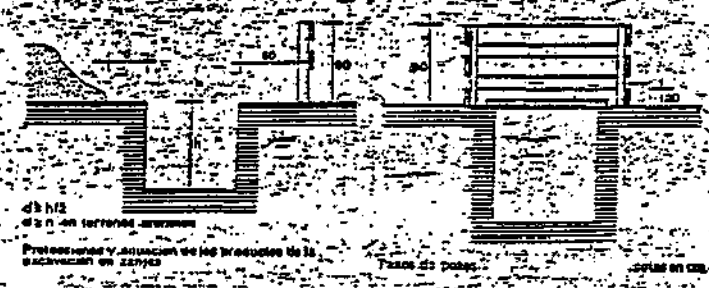
2. Condiciones de seguridad en el trabajo

ISA-8 Canalización de hormigón A.P.

Siempre que se prevea el paso de personas o vehículos ajenos a la obra, se dispondrán a todo lo largo de la zanja, en el borde contrario al que se acopian los productos de la excavación, o a ambos lados si se vetirán vallas que se iluminarán cada 25m con luz roja. Igualmente se colocarán sobre las zanjas pasos a distancia no superior a 50 m.

La iluminación portátil será de material antideflagrante.

Se dispondrán en obra de los medios adecuados de bombeo para achicar rápidamente cualquier inundación que pueda producirse.



Protecciones y apuntalamientos de los productos de la excavación en zanjas

Pasos de peatones

Cuando se prevea la existencia de canalizaciones en servicio en la zona de excavación, se determinará su trazado y se solicitará, si fuera necesario, el corte del fluido o el desvío, paralizándose los trabajos hasta que se haya adoptado una de las dos alternativas, o por la Dirección Técnica se ordenen las condiciones de trabajo.

Al comenzar la jornada se revisarán las entibaciones. En zanjas y pozos se comprobará la ausencia de gases y vapores. De existir se ventilará la zanja o pozo, antes de comenzar los trabajos hasta eliminarlos.

Se cumplirán además todas las disposiciones generales, que sean de aplicación, de la Ordenanza General de Seguridad e Higiene en el Trabajo.

Las especificaciones ISA-9, ISA-10, ISA-11, ISA-12, ISA-13, ISA-14, ISA-15, ISA-16, ISA-17, ISA-18, cumplirán iguales condiciones de seguridad que la ISA-8.

6.4 REUTILIZACION DE AGUA EN LA INDUSTRIA

Reutilizar el agua significa pasar el mismo agua dos o más veces por el mismo u otro proceso industrial. No habría problema de reutilización de aguas si el paso de la misma a través de un determinado proceso la dejase inalterada, es decir, no modificara alguna de las características originales tales como :

- Temperatura
- pH
- Contenido de sales inorgánicas
- Contenido de compuestos orgánicos
- Presencia de tóxicos
- Olor, color
- Contenido de impurezas.

La reutilización se hace problemática cuando tras una serie de pasos, la alteración producida la hace inservible para intercambiar calor, arrastrar componentes inorgánicos indeseables por difusión, para el consumo humano o animal, etc.

Un agua que vaya a utilizarse en un proceso industrial debe reunir una serie de características que la hagan adecuada para la función que debe desempeñar. Dichas características son muchas y diversas, sin embargo en un intento de síntesis pueden quedar reducidas básicamente a unas pocas.

El agua en galvanotecnia y tratamientos superficiales tendrá que lavar las soluciones de baños depositadas en las superficies metálicas, para lo cual la propia concentración de sales no podrá superar unos valores determinados. Tampoco podrá contener elementos que puedan atacar o depositarse sobre estas superficies.

El agua reciclada en un proceso papelero deberá cuidar aspectos tales como no superar una concentración determinada de sólidos en suspensión que puedan causar atascos en los regadíos, evitar la presencia de nutrientes (N y P) que den orígen a un crecimiento fuerte de bacterias filamentosas, no contener elementos en suspensión o solución que den orígen a manchas en el papel.

En la fabricación de bebidas refrescantes los límites a la recirculación de agua vendrán impuestos por conceptos de tipo sanitario, en primer lugar, no pudiéndose tolerar ningún tipo de germen patógeno en el agua de lavado de recipientes. En segundo lugar habrá de cuidarse la posibilidad de formar depósitos por precipitación de sales en los recipientes vacíos, la ausencia de detergentes en concentraciones residuales para permitir un enjuague correcto, etc.

La recirculación de aguas para lavados de gases en siderurgia (Hornos altos, de colada contínua, sinterización, etc.) no será tan exigente como en otros procesos y vendrá fundalmente limitada por los exigencias de vertido impuestas a la purga.

La planificación de la reutilización de aguas usadas en la industria debe partir de los dos principios básicos siguientes :

1. Diseño de la planta de depuración que con efectividad y garantía elimina todos aquellos elementos o compuestos perjudiciales hasta niveles inferiores a los admisibles.

2. Control de las purgas del circuito y de las aportaciones de agua fresca de modo que se compensen los incrementos en las concentraciones de los compuestos contenidos en el agua debido a las pérdidas de agua por evaporación.

El primer punto ha sido desarrollado anteriormente al describir los métodos de depuración más idóneos para el tratamiento de los vertidos.

El segundo aspecto puede plantearse a través de un sencillo modelo partiendo del esquema de la figura 3.6.47

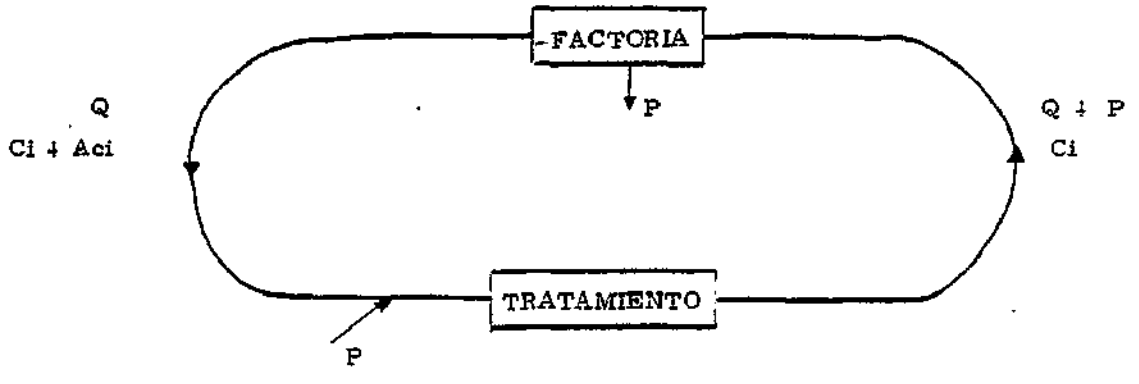


Fig. 3.6.47 Esquema de reutilización del agua

La factoría, o un proceso particular de la misma, produce un vertido Q m^3 d^{-1} con una concentración en un compuesto i de $C_i + AC_i$, es decir ACi es la concentración añadida al agua por el proceso productivo. El proceso en cuestión purga (vierte al colector) un caudal Pm^3 d^{-1} por lo que el caudal suministrado a la factoría deberá ser P + Q m^3 d^{-1}. Para poder mantener el suministro a la fábrica, el caudal efluente del proceso deberá ser suplementado con otro de valor P m^3 d^{-1} que puede añadirse antes o después del tratamiento.

La concentración del componente i, Ci, deberá ser tal que quede por debajo de los límites especificados por las exigencias que el proceso industrial pone al agua. Cada paso de agua por el proceso hace incrementar en ACi la concentración del compuesto Ci por lo que parte de esta cantidad deberá ser eliminada por el tratamiento de forma que la concentración del citado componente en P + Q sea Ci.

En este modelo simplificado de reciclaje se han hecho los siguientes supuestos:

1. El modelo es un sistema en equilibrio estático.
2. El componente i no está en el suministro suplementario P.
3. No hay ninguna pérdida de agua en el tratamiento.

La eficacia de la planta de tratamiento en la eliminación de compuesto específico i puede quedar descrita por el factor de separación Si para este contaminante :

$$Si = \frac{\text{concentración de i en el efluente a la planta}}{\text{concentración de i en el efluente de la planta}} \qquad (1)$$

Se supone asímismo que el factor de separación es independiente de la concentración del componente i en el efluente.

A partir de la figura 3.6.47 puede deducirse :

$$Si = \frac{\frac{Q}{Q + P}\,(Ci + ACi)}{Ci} \qquad (2) \text{ ó } \qquad \frac{Q + P}{Q}\,Si = \frac{Ci + ACi}{Ci} \qquad (3)$$

Se define a continuación dos nuevos factores :

1. El factor de acumulación Ai:

$$Ai = \frac{Ci}{ACi} \qquad (4)$$

que describe el deterioro que sufre el agua en cada paso a través del proceso.

2. El factor de reutilización R :

$$R = \frac{Q}{P} \qquad (5)$$

que representa el número medio de veces que un elemento de volumen se recicla al proceso de fabricación.

La sustitución de éstos dos factores en la ecuación (3) conduce a la ecuación (6)

$$1 + \frac{1}{Ai} = Si\,(1 + \frac{1}{R}) \qquad (6)$$

Esta ecuación define el sistema esquematizado en la figura 3.6.47, y se representa gráficamente en la figura 3.6.48.

De inmediato puede expresar una serie de conclusiones :

1. Si no existe ningún tratamiento Si = 1 y Ai = R, lo cual significa que la concentración del componente i crece a un ritmo proporcional al número de veces que el agua se reutiliza.

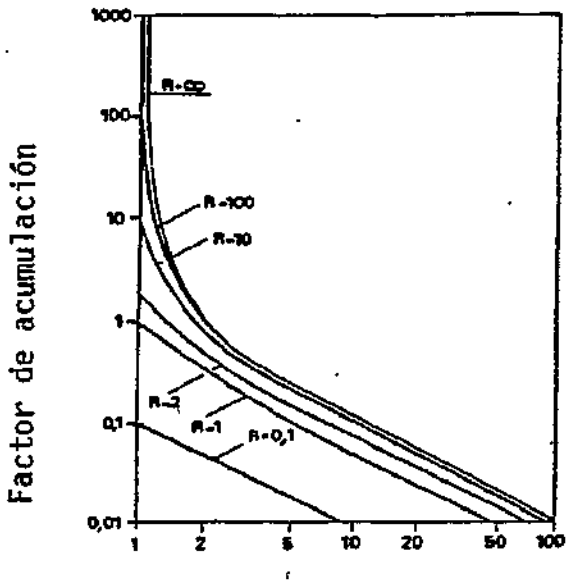


Fig. 3.6.18 Factor de separación

2. Incluso ante una eliminación muy limitada del componente i p.e. $1 < Si < 2$, el valor del factor de acumulación baja muy rápidamente, sobre todo para valores grandes del factor de reutilización R.

3. Cuando $Si > 2$, Ai es entonces siempre inferior a la unidad, lo cual significa que si el sistema de tratamiento elimina más del 50% del componente i, jamás se dará una acumulación de i; más aún, para valores constantes de Ai el factor de separación que sería necesario para una neutralización infinita ($R = \infty$) debe ser solamente el doble del Si correspondiente a R = 1.

A título de ejemplo, supóngase que el límite máximo de cloruros admisible en un proceso sea de 100 mg/l ($C_{Cl^-} = 100$ mg/l) y que la concentración añadida por ese proceso sea de $AC_{Cl^-} = 125$ mg/l. En un sistema de reciclaje, el factor de acumulación máximo admisible, ecuación (4), sería :

$$A_{Cl^-} = 0,8$$

Si se desea operar con un factor de reutilización R = 5, la ecuación (6) da para el factor de separación un valor de :

$$S_{Cl^-} = 1,9$$

Esto indica que el tratamiento debe incluir una somera etapa de desmineralización. Por otro lado si no se utilizará ninguna etapa de desmineralización y R fuera igual a 5 se obtendría un factor de acumulación $A_{Cl^-} = 5$, al que le corresponde una concentración de cloruros de 625 mg/l. Con esto

se demuestra que pequeños valores en el factor de separación influyen grandemente en la acumulación.

El sistema considerado en la figura 3.6.47 está muy simplificado, de hecho hay que contar con una cierta pérdida de agua en la planta de tratamiento y con que el agua de aportación presenta una cierta concentración de elementos que se desean controlar.

Se considera, por tanto, un modelo más complicado tal y como se presenta en la figura 3.6.49.

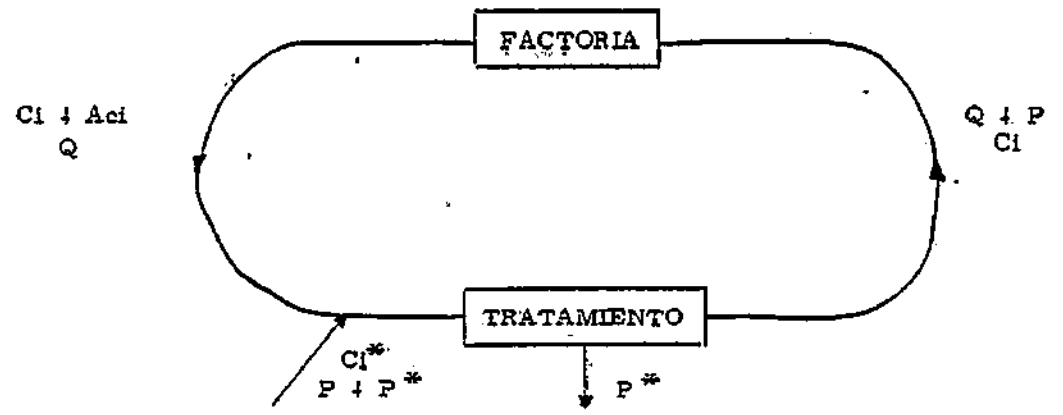


Fig. 3.6.49

El factor de separación para este sistema quedaría definido como sigue :

$$Si^{*} = \frac{Q\,(Ci + ACi) + (P + P)_{i}}{Q + P + P^{*}} \cdot \frac{1}{Ci} \qquad (7)$$

La respuesta del factor de separación a la introducción de P^{*} y Ci^{*} se puede ver por comparación con Si haciendo $P^{*} = 0$ y $Ci^{*} = 0$

$$\frac{Si^{*}}{Si} = \frac{Q + P}{Q}\left(\frac{Q}{Q + P + P^{*}} + \frac{(P + P^{*})\,Ci}{(Ci + ACi)\,(Q + P + P^{*})}\right) \qquad (8)$$

Dando diferentes valores a Ci^{*} y a P^{*} en función del orígen y calidad de las aguas de alimentación se pueden resolver los diferentes problemas que pudieran presentarse en la práctica.

6.5 BIBLIOGRAFIA

1. General

- de LORA, F., MIRO, J., Editores; "Técnicas de defensa del medio ambiente", Labor, Madrid, 1978.

- BESSELIEVERE E.B.; Industrial Waste Treatment, Mc Graw - Hill, New York, 1952

- CATALAN, J.G.; Química del Àgua, Blume, Madrid, 1969

- ECKENFELDER, W.W.Jr.; Industrial Water Pollution Control, Mc Graw - Hill, New York, 1966

- ECKENFELDER, W.W.Jr,; Water Quality Engineering for Practicing Engineers, Barnes and Noble, Inc,. New York, 1970

- FAIR, G.M., GEYER, J.C. y OKUM, D.A.; Water and Waste Water Engineering, Vol. I, Water Supply and Wastewater Removal, John Wiley and Sons, New York, 1966

- FAIR, G.M. GEYER, J.C. y OKUM, D.A.; Water and Waste Water Engineering, Vol. II, Water Purification and Wastewater Treatment an Disposal, John Wiley and Sons, New York, 1968. Existe traducción al castellano, realizada en Méjico, de estos dos últimos libros.

- LUND, H.F.; Industrial Pollution Control Handbook, Mc. Graw - Hill, New York, 1971

- MEINCK, F., STOOFF, H. y KOHLSCHUTTER, H.; Industrie Abwässer. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 1968. Existe traducción al francés bajo el título Les Faux Residuaires Industrielles, Masson et Cia, París, 1970.

2. Análisis

- American Public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation; Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 13th ed., Washington, D.C., 1971. Existe traducción al castellano, realizada en Méjico, de la 12ª edición.

- American Petroleum Institute; Manual on Disposal of Refinery Waste, Vol. IV, Sampling and Analysis of Waste Water, New York, 1957.

3. Aguas negras

- BABBITT, H.E., y BAUMANN, E.R.; Sewerage and Sewage Treatment, 8th ed., John Wiley and Sons, New York, 1958.

- IMHOFF, K. y FAIR, G.H.; Sewage Treatment, 2nd ed., John Wiley and Sons, New York, 1956.

- New York State Departmente of Health; Manual of Instruction for Sewage Treatment Plant Operators, Albany, 1962. Existe traducción al castellano, realizada en Méjico, bajo el título Manual de Tratamiento de aguas negras.

4. Aguas residuales de refinerías y plantas petroleoquímicas.

- American Petroleum Institute; Manual on Disposal of Refinerey Wastes, Volumen on Liquid Wates, 1 st ed., New York, 1959.

- BEYCHOK, M.R.; Aqueous Wastes from Petroleum and Petrochemical Plants, John Wiley and Sons, London 1967.

5. Oxidación biológica

- ECKENFELDER, W.W. y McCABE, B.J.; Advances in Biological Waste Treatment, Macmillan, New York 1963.

- ECKENFLELIER, W.W. y O'CONNOR, D.J.; Biological Waste Treatment, Pergamon Press, New York, 1961.

- GLOYNA, E.F. y ECKENFELDER, W.W.; Advances in Water Quality Improvement, Vol. I, University of Texas Press, Austin, 1968.

6. Evacuación

- KLEIN, L.; River Pollution, Vol. 1, Chemical Analysis, Butterworth, London, 1959.

- KLEIN, L.; River Pollurion Vol 2, Causes and Effects, Butterworth, London, 1962.

- KLEIN, L.; River Pollution, Vol. 3, Control, Butterworth, London 1966

7. Aguas residuales radiactivas

- AMPHLETT, C.B.; Treatment and Disposal of Radioactive Wastes, Pergamen Prees, New York, 1961.

7.1. INTRODUCCION.

Todas las actividades contaminadoras de las aguas necesitan cuantificarse por dos razones fundamentales:

- para establecer si la situación del vertido es acorde con la legislación vigente,
- para obtener los datos necesarios para el diseño de la estación de depuración necesaria para conseguir el objetivo anterior.

La legislación española respecto a la autorización de vertidos de aguas residuales a cursos de agua, impone dos condiciones a las industrias:

- Las aguas residuales deberán mantener unas concentraciones inferiores a los límites impuestos para algunos parámetros.
- Estas aguas residuales no deben añadir al río cantidades de contaminantes, tales que eleven su composición por encima de los límites fijados según sea un río, protegido, vigilado o normal.

El conocimiento de estos extremos exige como mínimo, la obtención de los siguientes datos (por otra parte previstos en la legislación):

- concentración media en las aguas residuales de parámetros contaminantes,
- caudal medio del vertido,
- concentraciones en el cauce receptor aguas abajo del punto de vertido,
- caudal medio anual y estacional en estiaje de la corriente receptora.

En el supuesto de que las aguas residuales no cumplan las regulaciones legales, el estudio deberá ampliarse hasta obtener todos los datos necesarios para el correcto diseño de la estación de tratamiento.

En este caso, es importante conocer, no sólo las concentraciones y caudales medios sino también la variación de éstos con el fin de determinar con exactitud la evolución en el tiempo de la carga contaminante.

Las fases de trabajo necesarias para la correcta obtención de los datos señalados, es la siguiente:

- Elección de los puntos de muestreo
- Medición de caudales
- Tomas de muestras
- Conservación de las muestras
- Análisis de las muestras

Las cuatro primeras, que se incluyen en el concepto general de toma de muestras, son de suma importancia porque, generalmente, los mayores errores que se cometen en los análisis de laboratorio tienen su origen en una toma de muestras incorrecta.

7.2. MUESTREO

Elección de los puntos de muestreo en la industria.

Los puntos de muestreo en las industrias, deberán ser los suficientes y convenientemente elegidos para que cumplan las tres condiciones siguientes:

a- Posibilidad de evaluación de las cargas contaminantes de distinta naturaleza originados en los diferentes procesos de fabricación.

b- Permitir la obtención de muestras representativas del efluente.

c- Fácil accesibilidad y posibilidad de instalación de los aparatos precisos para medición de caudal y toma de muestras.

Desde el punto de vista de los perjuicios ocasionados al cauce receptor, basta con la elección de un sólo punto de muestreo instalado en el colector general donde confluyen todos los residuos industriales de la planta. Las mediciones realizadas en este punto determinarán tanto el balance global de la contaminación, como los caudales totales emitidos.

Sin embargo, para la obtención de los datos necesarios para el diseño de la planta de tratamiento, se hace necesario realizar mediciones en las diferentes aguas residuales con contenidos contaminantes de diferente naturaleza y que previsiblemente necesitarán un tratamiento de depuración distinto. En este sentido se pueden distinguir:

- Aguas residuales conteniendo materia orgánica.
- Aguas residuales con alto contenido en sustancias tóxicas.
- Aguas residuales cargadas de materias grasas y aceites.
- Aguas residuales con alto contenido salino y pH ácido o alcalino.

Igualmente la toma de muestras de estos residuos industriales se realizará antes de su dilución con aguas poco o nada contaminadas como por ejemplo: pluviales y agua de refrigeración.

Los resultados de los análisis realizados en los diferentes vertidos, permitirán decidir sobre el sistema de depuración más adecuado para cada uno de ellos, su clasificación en grupos, así como la posibilidad de recirculación de aguas no contaminadas, mediante la segregación de los diferentes caudales.

Se entiende por muestra representativa, aquella que conserva las mismas características que el efluente de que ha sido tomada.

La obtención de una muestra representativa depende en gran manera de la elección del punto de muestreo. Debe seleccionarse un lugar donde la mezcla sea completa y la calidad del agua residual uniforme. Asímismo la pendiente del colector debe ser suficiente para que la velocidad de flujo sea tal, que evite la deposición de los sólidos en suspensión más gruesos, así como la ascensión a la superficie de los flotantes.

En el cauce.

La realización de mediciones de las aguas receptoras sirve para determinar el efecto ocasionado por la descarga de aguas residuales.

Las condiciones que debe reunir el punto de muestreo son las ya apuntadas en el caso de las industrias de accesibilidad y posibilidad de instalación de aparatos y principalmente que permita la obtención de muestras representativas.

Para la obtención de muestras representativas el punto de muestreo tiene que estar lo suficientemente lejos aguas abajo, para que el vertido se haya mezclado totalmente con las aguas del río.

La distancia necesaria depende de muchos factores: relación de caudales de vertido y río, pendiente del cauce, velocidad de la corriente, profundidad del agua, etc. Esta distancia, según los casos, puede variar desde unos pocos metros, hasta más de un kilómetro. Asímismo, habrá que asegurarse que no existen vertidos intermedios, ni obstáculos (presas) que provoquen la deposición de los sólidos en suspensión.

En cierto modo, la existencia o no de mezcla completa puede comprobarse mediante la obtención de muestras en diferentes puntos de la sección transversal del cauce. En este sentido, pueden emplearse trazadores coloreadores, simulando las condiciones de vertido.

Tipos de muestras en la industria

Existen dos tipos de muestras que pueden tomarse y que dependen del tipo de parámetro a determinar y de la información que se requiera.

A una se le llama muestra "instantánea" y consiste en una porción de aguas residuales que se toma de una vez. La otra es una muestra "integrada o compuesta"y, consiste en porciones de aguas residuales que se toman a intervalos regulares, siendo proporcional el volumen de cada porción al flujo de aguas residuales en el momento de recolección. Todas las porciones se mezclan para formar una muestra final representativa.

- Muestras instantáneas. No son representativas de las aguas residuales de composición media puesto que reflejan únicamente las condiciones en el momento del muestreo. A pesar de ésto, en muchas plantas el tiempo disponible para el muestreo es tan corto, que se tienen que usar muestras instantáneas. Las muestras deben recogerse a determinada hora del día, cuando la planta esté operando a su máxima capacidad. Cuando se usen las muestras instantáneas para determinar la eficiencia de un proceso de tratamiento, la muestra de efluente debe recolectarse después de un lapso que corresponda al período de retención total, de manera que resulte representativa.

Para algunos análisis, tienen que usarse muestras instantáneas. Así, para determinar el cloro residual o el pH.

- Muestras integradas o compuestas. Indican las características de las aguas residuales durante un

cierto periodo de tiempo. Quedan eliminados los efectos de los cambios intermitentes. La porción que se use debe recogerse con la frecuencia suficiente para lograr resultados promedio. Si la concentración y el caudal no fluctuan repentinamente, hasta con tomar porciones cada hora durante periodos de 12 horas. Si las fluctuaciones son repentinas, pueden requerirse muestras cada media hora o cada cuarto de hora. El periodo de muestreo puede variar para que cubra cuatro, ocho o doce horas, según el personal disponible y el uso que se dé a los resultados. Por regla general, las muestras integradas se usan para determinar las características de las aguas residuales que se van a tratar y la eficiencia de las unidades de tratamiento.

Todo muestreo debe ser adaptado al fin que se persigue. Por ejemplo, en general puede decirse que es más interesante conocer el "estado medio" de un curso de agua, manantial o pozo, que sus "estados extremos". Pero es conveniente saber la confianza que se puede tener en las medias calculadas y poder averiguar las "tendencias" o "ciclos" en las variables estudiadas.

Los principales tipos de muestreo son:

- Muestreo aleatorio simple, o toma al azar de muestras independientes. El momento de cada toma está determinado a partir de tablas de números aleatorios.
- Muestreo estratificado. Se divide el curso de agua en distintos tramos y se aplica a cada uno de ellos un muestreo aleatorio simple.
- Muestreo sistemático. Este programa es el más frecuente para la exploración de series temporales: se sitúan los puntos en el espacio y se toman las muestras a intervalos regulares; se adopta una cadencia de tiempo única para la toma de muestras.
- Muestreo sistemático estratificado. Es una combinación de los dos métodos anteriores.

Un conocimiento de todo el proceso de análisis, circunstancias impuestas por la naturaleza y el uso que se va a hacer del agua, permite establecer el método de muestreo más idóneo.

Toma de las muestras.

Elegido el punto de muestreo adecuado es necesario tomar una serie de precauciones en la toma de muestras, para que la muestra obtenida sea representativa. Igualmente en función del resultado del estudio de caudales y del proceso de fabricación habrá que decidir sobre la frecuencia y tipo de las muestras necesarias.

Precauciones.

Los frascos utilizados para la toma de muestras serán nuevos, en vidrio blanco, con tapón esmerilado o con tapón de corcho nuevo.

Deben mantenerse dichos frascos una hora en ebullición con agua, y secados posteriormente.

Estos frascos deberán ser tratados por 2 cm^3 de solución saturada de permanganato potásico, y escurridos; después se dejarán 10 min en contacto con 10 cm^3 de ácido sulfúrico, y enjuagados abundante

mente con agua corriente hasta que desaparezca toda acidez, valorada con papel tornasol. Después serán enjuagados varias veces con agua destilada fresca.

En el momento de la toma de muestras, los frascos serán enjuagados tres veces con el agua que se ha de analizar, y después se llenan hasta el borde.

En el caso de toma de muestras de un río, de un depósito, de una cisterna, el frasco será sumergido a una cierta distancia del fondo y de la superficie, bastante lejos de las orillas o bordes, evitándose poner en suspensión materias del fondo. Si se usa un vaso intermedio, éste será lavado y enjuagado cuidadosamente.

La mezcla de varias tomas recogidas así puede dar la toma media.

En el caso de una bomba, las tomas se efectuarán al final de una prueba de bombeo ininterrumpido, de una duración de 30h, o al fin de la última jornada de una serie consecutiva de tres días de bombeo durante 10 h. de bombeo.

En el caso de una toma de agua que sale de un grifo, es indispensable dejar correr el agua durante un tiempo mínimo de 10 min.

El volumen necesario para un análisis completo de agua es aproximadamente de 5 l.

Asímismo, en el momento de la toma de muestras, debe evitarse una turbulencia excesiva en contacto con el aire, ya que pueden alterarse las concentraciones en gases disueltos.

Las muestras para análisis bacteriológicos deben tomarse en frascos esterilizados, conservarse a baja temperatura y analizarse lo antes posible.

Preservación.

Las concentraciones de parámetros contaminantes existentes en la muestra pueden variar sensiblemente en el tiempo transcurrido entre su toma y análisis. Estas transformaciones se deben a diferentes procesos producidos en la muestra como por ejemplo, oxidación biológica de la materia orgánica, fenómenos de precipitación, reacciones de oxidación-reducción, etc. Igualmente la agitación de la muestra en su transporte al laboratorio de análisis, ocasiona pérdidas en los gases disueltos.

Algunos constituyentes son especialmente inestables (O_2 disuelto, amonio, pH), por lo que interesa analizar estos parámetros en el momento de la toma.

Para otros constituyentes conviene tomar muestras separadas y preservarlas mediante la adición de ciertos reactivos que las estabilizan durante algún tiempo. Como regla general, deben realizarse los análisis inmediatamente después de tomada la muestra y evitando largos desplazamientos. Siempre que sea posible se conservarán las muestras a baja temperatura (4º C).

En la tabla 3.7.1 se presentan técnicas de preservación para algunos parámetros.

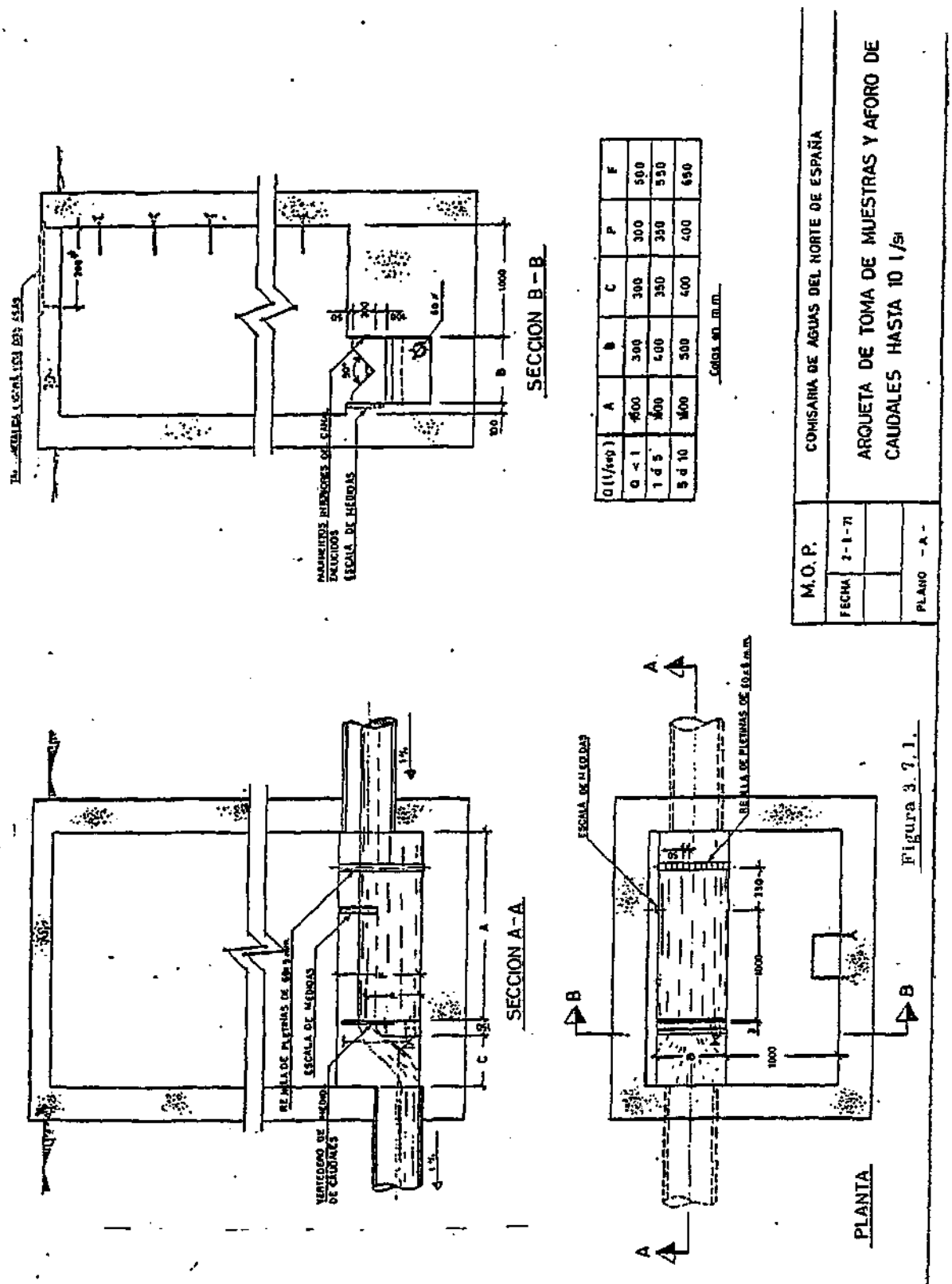
TABLA 3.7.1 PRESERVACION DE MUESTRAS

Parámetro	Medio de preservación	Período máximo de retención.
Alcalinidad-acidez	Refrigeración a 4º C	24 horas
D B O	Refrigeración a 4º C	6 horas
Calcio	No se requiere	
D Q O	2 ml H_2SO_4/l.	7 días
Cloruros	No se requiere	
Color	Refrigeración a 4º C	24 horas
Cianuros	NaOH a pH10	24 horas
Oxígeno disuelto	A determinar in situ	No hay retención
Fluoruros	No se requiere	
Dureza	No se requiere	
Metales totales	3 ml HNO_3/ l.	6 meses
Metales disueltos	Filtrado: 3 ml HNO_3 1:1	6 meses
Nitrógeno amoniacal	40 mg $HgCl_2$/ l. 4º C.	7 días
Nitrógeno Kjeldahl	40 mg $HgCl_2$/ l. 4º C.	Inestable
Nitrógeno, nitrato-nitrito	40 mg $HgCl_2$/ l. 4º C.	7 días
Aceites y grasas	2 ml H_2SO_4/ l. 4º C.	24 horas
Dioxido de carbono	2 ml H_2SO_4/ l. pH2	7 días
pH	Ninguno útil	
Fenoles	1,0 g $CuSO_4$ + H_3PO_4 a pH 4,0 y 4º C	24 horas
Fósforo	40 mg $HgCl_2$	7 días
Sólidos	Ninguno útil	
Conductancia específica	No se requiere	
Sulfatos	Refrigeración a 4º C.	7 días
Sulfuros	2 ml acetato de Zn/ l.	7 días
Umbral de olor	Refrigeración a 4º C.	24 horas
Turbiedad	Ninguno útil	

7.3. DETERMINACION DE CAUDALES DE AGUAS RESIDUALES.

Los vertidos de aguas residuales, tanto si descargan a una red de saneamiento como a un cauce, suelen efectuarse por gravedad en su tramo final, por lo que la conducción utilizada se encuentra siempre a presión atmosférica, salvo diseño inadecuado.

Los efluentes de aguas residuales que deben circular por conducción separativa respecto a las aguas pluviales, una vez que han sufrido los eventuales tratamientos, deberán disponer de una arqueta de toma de muestras, dotada de un adecuado sistema de aforo del caudal vertido (figuras 3.7.1, 3.7.2, y 3.7.3).



Q (l/seg)	A	B	C	P	F
Q < 1	1500	300	300	300	500
1 á 5	1500	400	350	350	550
5 á 10	1500	500	400	400	650

Cotas en m.m.

Figura 3.7.1.

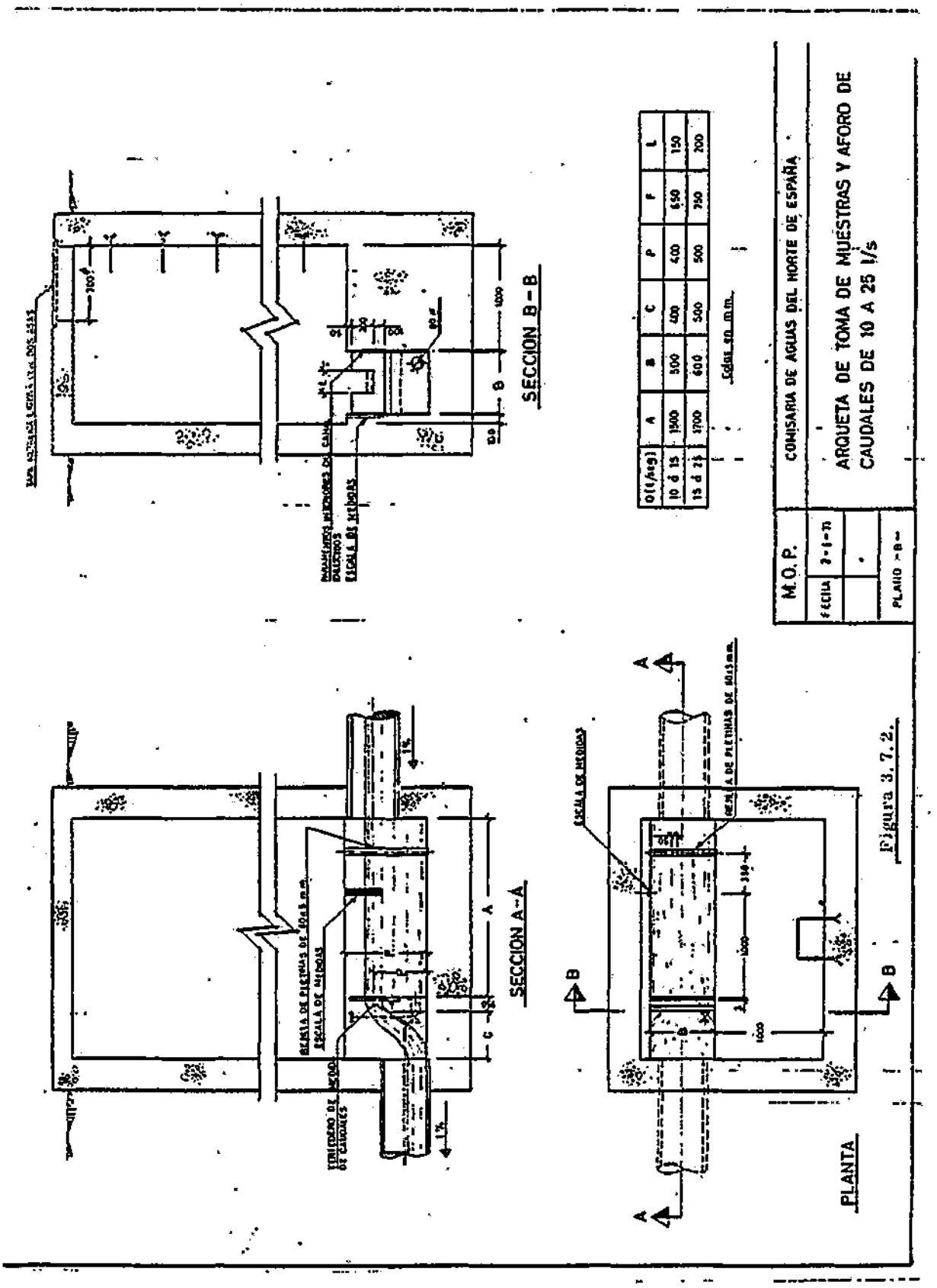
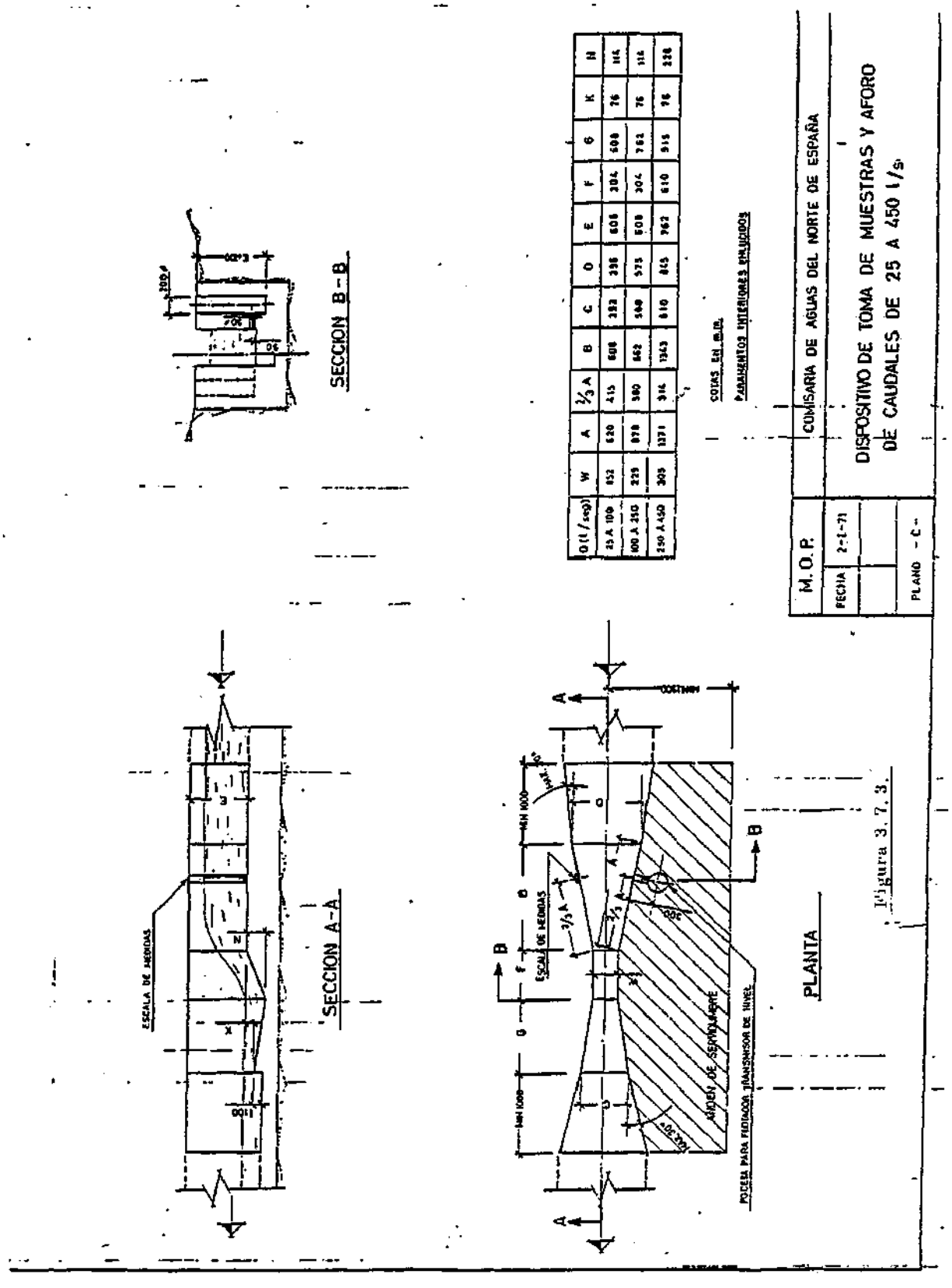

SECCION B-B
SECCION A-A
PLANTA
M.O.P.
COMISARIA DE AGUAS DEL NORTE DE ESPAÑA
ARQUETA DE TOMA DE MUESTRAS Y AFORO DE CAUDALES DE 10 A 25 l/s
FECHA
PLANO - 8 -

Figura 3.7.2.



Q (l/seg)	W	A	2/3 A	B	C	D	E	F	G	K	N
25 A 100	152	620	415	608	292	396	608	304	608	76	114
100 A 250	229	878	580	662	540	575	608	304	762	76	114
250 A 450	305	1371	914	1343	610	845	762	610	915	76	228

Figura 3.7.3.

Para el aforo en conducciones abiertas existen multitud de sistemas, muchos de los cuales son inviables fuera de un laboratorio hidráulico.

- Vertederos de pared delgada
- Canal Pashall
- Vertederos modulares.

Vertedero de pared delgada.

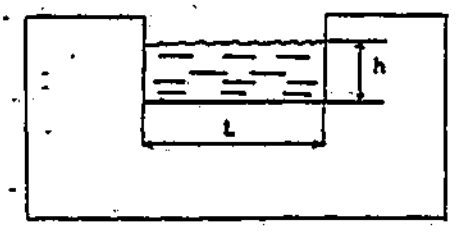
Este vertedero tradicional, sigue siendo utilizado con profusión por su sencillez de construcción.

Los inconvenientes que presenta la utilización de un vertedero de este tipo en la industria son:

- La exigencia de una conservación cuidadosa frente a la erosión y corrosión dado que el material tradicional del vertedero propiamente dicho es chapa de 2 a 3 mm.
- La acumulación de sólidos sedimentables o de materias grasas en el pequeño embalse producido, por lo cual en aguas residuales cargadas no resulta aconsejable.
- La pérdida de carga que ocasiona, que puede limitar su empleo en desagües con escasa pendiente.

Los caudales se calculan según las formulas que se indican en la figura 3.7.4.

a) Vertedero rectangular de pared delgada con contracción.



Fórmula de Francis

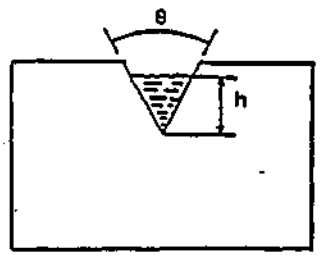
$$Q = 1830\ (L - 0,2\ h).h^{3/2}$$

Q = Caudal en l/s

L = apertura rectangular en m

h = lámina de agua en m

b) Vertedero triangular de pared delgada.



Fórmula de Gourley

$$Q = 1320\ h^{2,47}$$

Q = caudal en l/s

h= lámina de agua en m

θ = 90º.

FIGURA 3.7.4 FORMULAS PARA CALCULO DE CAUDALES

Canal Parshall.

Este dispositivo, creado inicialmente para el aforo de acequias en Asia, se basa en una contracción de la vena líquida que ocasiona una variación en el régimen hidráulico y permite establecer una relación unívoca entre el nivel del agua en un punto situado en el cono de entrada al estrangulamiento y el caudal circulante (figura 3.7.5.).

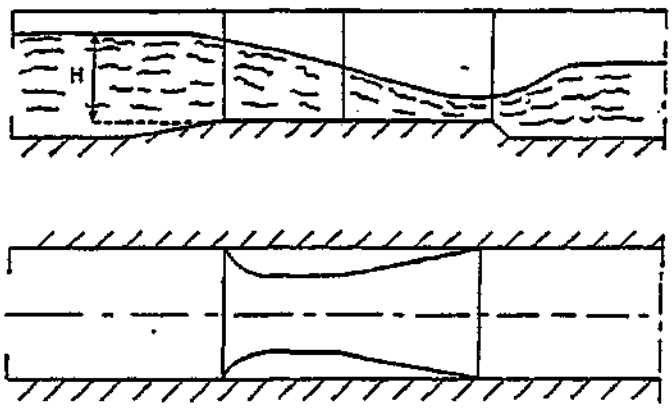


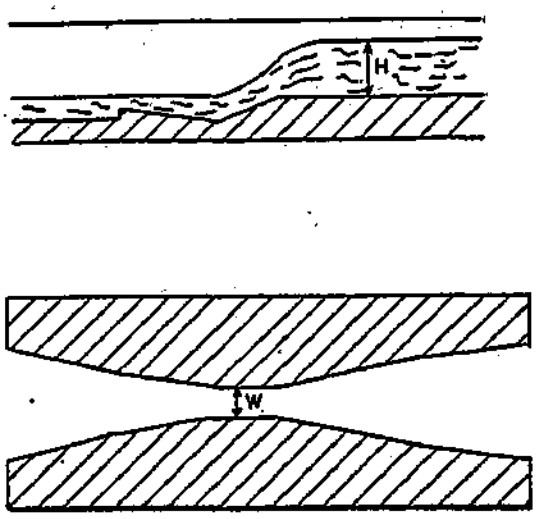
FIGURA 3.7.5. CANAL PARSHALL

Sin embargo en determinadas condiciones el nivel aguas abajo influye en la altura de la medición, es decir el canal funciona anegado, siendo preciso efectuar dos medidas del nivel para determinar el caudal, considerándose el aforo menos exacto que en el caso precedente. En general una cuidadosa elección del canal y de su emplazamiento permite evitar un funcionamiento anegado.

Los canales Parshall vienen caracterizados por la anchura W de su garganta, siendo las capacidades de los modelos pequeños:

W (mm)	Carga (mm)	Caudal (l/s)
75	40	1,25
75	460	53
150	40	2,35
150	460	100
225	40	3,9
225	600	250
300	40	5
300	750	450

El caudal se obtiene a través de fórmulas empíricas o más usualmente por gráficas y ábacos que simplifican el cálculo (figura 3.7.6.).



Para ancho de garganta W = 15,2 cm.

$Q = 0,262\ H^{1,58}$, en l/seg.

Para ancho de garganta W = 22,9 cm.

$Q = 0,466\ H^{1,53}$, en l/seg.

Para ancho de garganta W = 30,5 cm.

$Q = 0,629\ H^{1,52}$, en l/seg.

estado H en las tres fórmulas en cm.

FIGURA 3.7.6. CALCULO DE CAUDAL EN CANALES PARSHALL

Actualmente se encuentran prefabricados en plástico una gama muy amplia de canales Parshall, pudiéndose alcanzar con los tamaños superiores caudales cercanos a 1000 l/s.

Estos sistemas de aforo resultan muy adecuados en aquellos casos en que se requieren bajas pérdidas de carga, presentando asímismo la ventaja de su solidez y de no permitir la sedimentación de los diversos cuerpos en suspensión.

Vertederos modulares.

Este tipo de vertederos (figura 3.7.7.) constituye un dispositivo intermedio en cuanto a ventajas e inconvenientes entre el vertedero de pared delgada clásico y el canal Parshall.

Su principio hidráulico es asímismo la contracción de la vena líquida y determinación de la curva altura-caudal.

Pueden estar constituídos por modulos, que adoptan diversas formas trapezoidales o triangulares y permiten su utilización en canales de muy diferentes anchuras con un mínimo de obras de acondicionamiento.

Se encuentran prefabricados en plástico para caudales desde unos 2 l/s hasta 150 l/s y se suministran planos para su ejecución en hormigón hasta 2.000 l/s por metro lineal de anchura de vertedero.

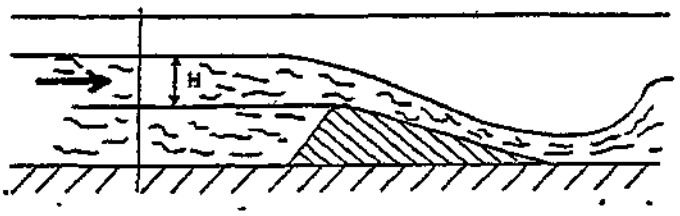


FIGURA 3.7.7. VERTEDERO MODULAR

Aforos de aguas en cauces.

La determinación de aforos en el cauce receptor del vertido puede ser un valioso elemento para, mediante el cálculo de la carga contaminante circulante en el río, una vez determinados unos criterios de calidad deseable en los diferentes tramos, conocer la capacidad receptora del medio. La capacidad receptora será factor fundamental a la hora de realizar una planificación industrial o marcar los límites de depuración de las industrias existentes.

Los procedimientos más sencillos son:

- Varilla hidrotimétrica, constituída por una varilla lastrada que se mantiene vertical en el agua y alcanza el 90% de la profundidad del cauce. Resulta satisfactorio para indicar la velocidad media en canales o en tramos de cauce que posean sección, perfil transversal y velocidad regular.

- Dilución de un compuesto químico. Es un procedimiento muy exacto en aguas rápidas.

Se basa en la introducción de una disolución de un colorante o sal inorgánica, con caudal constante, en la corriente que se trata de aforar. Siendo :

Q : caudal del cauce, a determinar
q : caudal del vertido químico, constante
d : concentración de la disolución vertida
d_1: concentración natural del compuesto en el cauce
d_2: concentración hallada aguas abajo del vertido

se puede considerar:

$$Q\ d_1 + q\ (d_1 + d) = (Q + q)\ d_2$$

de donde:

$$Q = q \left(\frac{d}{d_2 - d_1} - 1 \right)$$

Si se utiliza un compuesto no presente en el cauce,

$d_1 = 0$

Queda:

$$Q = q \left\{ \frac{d}{d_1} - 1 \right\}$$

Finalmente si q es muy pequeño en comparación con Q, aproximadamente:

$$Q = q \cdot \frac{d}{d_2}$$

- Molinetes. Si no fuera posible la utilización de alguno de los procedimientos anteriores, se afora con la ayuda de molinetes. Para ello se determina un retículo de puntos, horizontalmente y en profundidad y con ayuda del molinete se miden las velocidades en dichos puntos. A continuación y mediante mediciones de anchura y profundidades se obtiene el perfil transversal del cauce.

- Vertederos. En determinadas condiciones puede acudirse a abrir vertederos de pared gruesa en presas en desuso o incluso a instalar vertederos modulares con la ayuda de presas provisionales.

Los dispositivos de aforo de tipo estático permiten medir el caudal mediante comprobación instantánea del nivel de las aguas. Ahora bien, dado que el caudal del vertido puede tener importantes variaciones a lo largo del tiempo, se precisa disponer de algún sistema que registre los sucesivos valores, para su posterior integración y cálculo del caudal medio.

Los sistemas de registro más usuales son los limnígrafos.

Limnígrafo mecánico. Es el sistema más extendido y clasico. Su principio de funcionamiento es un flotador que transmite las variaciones de nivel mecánicamente a un papel milimetrado dispuesto en un tambor girando a velocidad constante. (Figura 3.7.8.).

Las variantes de limnígrafos mecánicos son innumerables, diferenciándose unos de otros según el posicionamiento del tambor, mecanismo de giro, velocidades de giro, etc.

En ocasiones no resulta adecuado la colocación del flotador del limnígrafo directamente en la corriente de agua y en estos casos se transmite el nivel mediante pozos de tranquilización, basados en el principio de los vasos comunicantes, especialmente en algunos tipos de canales Parshall y en cauces naturales.

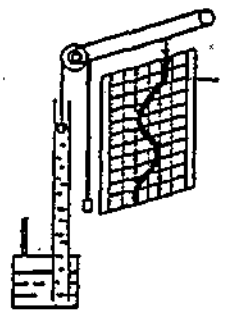


FIGURA 3.7.8. LIMNIGRAFO MECANICO

Limnígrafo neumático (Figura 3.7.9.). Los limnígrafoas neumáticos se basan en la inyección de un gas, burbuja a burbuja, en el seno del líquido. Las variaciones del nivel implican cambios proporcionales a la presión de gas necesario para la expulsión de burbujas. En el esquema adjunto las variaciones de presión se transforman en variación de columna de mercurio y a partir de este punto puede instalarse un limnígrafo mecánico.

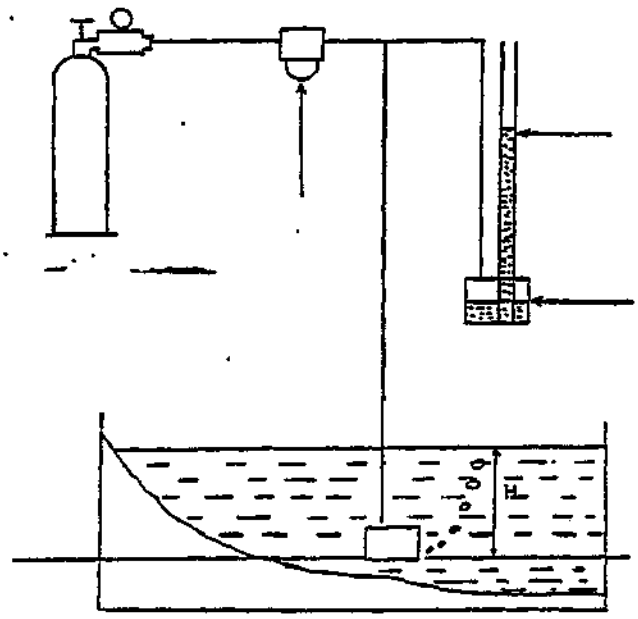


FIGURA 3.7.9. LIMNIGRAFO NEUMATICO

Un limnígrafo neumático permite que el sistema de registro pueda estar situado hasta a 300 m del punto de medida del nivel, compensándose las pérdidas de carga de la conducción.

El gas a presión es normalmente aire comprimido, utilizándose como fuente una botella, comprensor o red de aire comprimido.

El limnígrafo neumático presenta la ventaja de que permite la colocación del inyector de aire en lugares de difícil acceso y por el contrario colocar el registro en lugares accesibles.

7.4. TECNICAS ANALITICAS.

Antes de describir los diversos métods químicos o físico-químicos de análisis de aguas, conviene recordar que es imprescindible que el laboratorio esté equipado convenientemente. Dificilmente se obtendrán buenos resultados, si fiados en el aparato, se descuidan factores tan importantes, como la calidad del agua destilada, la pureza de los reactivos, la garantía de los patrones, etc., o sencillamente, si no se ha seleccionado el método analítico adecuado a cada caso.

La determinación analítica de una sustancia. se basa en la medición de una propiedad física o química de la sustancia cuyo valor es función de la cantidad presente.

En el sentido más estricto, todos los métodos de análisis son físicos, puesto que el paso final consiste en una determinación de alguna propiedad física. Sin embargo con un criterio más amplio, se pueden dividir los métodos de análisis en dos grandes categorías:

Métodos químicos: Como su nombre indica, los métodos de esta clase dependen de la aplicación de una reacción química en la que interviene el constituyente que se quiere determinar. Difiere de los otros métodos en el hecho de que están basados en una reacción estequiométrica.

Cuando la cantidad del producto de la reacción total se obtiene por pesada, se trata de un análisis gravimétrico.

Cuando la cantidad buscada del constituyente se halla a partir de la cantidad necesaria de reactivo -- para producir la reacción total, se trata de un análisis volumétrico.

Métodos físico-químicos: Si en el procedimiento analítico, no está incluida ninguna reacción química el método en cuestión es sencillamente físico. Pero si formando parte esencial del método mismo existe una reacción química, pero la medición final es puramente física, se trata entonces de un método físico-químico de análisis.

Y es precisamente para la medición de la propiedad física, para la que se requiere el instrumento adecuado, y que hace de estos métodos los más caros desde un punto de vista meramente económico.

La descripción detallada de los distintos métodos analíticos puede encontrarse en excelentes obras especializadas, por lo que no parece oportuno incluirlos en este Manual. De entre tales obras se recomienda especialmente "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater", preparada por las organizaciones norteamericanas APHA, AWWA y WPCF.

Los métodos físico-químicos se basan en una medida meramente física, si bien existe una reacción química formando parte esencial del mismo método. Según sea esa medida física, aparecen distintos métodos físico-químicos. Las técnicas más utilizadas son:

Conductimetría
Potenciometría
Espectrofotometría de absorción. Colorimetría
Turbidimetría
Espectrofotometría de emisión
Espectrofotometría de absorción atómica
Cromatografía gaseosa
Polarografía

Conductimetría.

La resistividad de un agua es la resistencia que se mide entre dos electrodos separados 1 cm y con un área de 1 cm^2, para conducir la corriente eléctrica. Esta propiedad está relacionada con la concentración total de sustancias ionizadas en un agua, y con la temperatura a que se hace la medición.

La resistencia específica de un agua se mide en:

$$\frac{\text{Ohmios} \times \text{cm}^2}{\text{cm}} = \text{Ohmios} \quad \text{cm}$$

La conductividad es la inversa de la resistividad y se mide por tanto en

$$\frac{1}{\frac{\text{Ohm}}{\text{cm}}} = \text{Mho/cm}$$

En la práctica, la conductividad se expresa en micromho/cm.

Para efectuar las medidas, se utilizan disoluciones de ClK, cuya resistencia específica se conoce.

Hay una relación entre la resistencia específica y la mineralización, y esto puede calcularse empíricamente por la fórmula de Doroschewski:

$$\text{Mineralización (mg/l)} = \frac{688000}{\text{Resistividad a } 20º \text{ (ohm x cm)}}$$

Potenciometría.

La medición física, consiste en este caso, en la evaluación de la diferencia de potencial existente entre dos electrodos.

Según sean los electrodos seleccionados, se pueden medir distintos parámetros.

pH.- La diferencia de potencial existente entre un electrodo de vidrio y un electrodo de referencia (saturado de calomelanos), introducido en una disolución, es una función lineal del pH de la disolución es decir, de la actividad de los iones H^+, presentes en la disolución.

Hoy en día todos los aparatos vienen calibrados directamente en unidades de pH, existiendo inclusive un compensador de temperatura.

El calibrado de los aparatos se realiza por medio de mezclas reguladoras de pH conocido, debiendo calibrarse con dos mezclas cuyos pH difieran por lo menos en 4 unidades, como mínimo.

Es tal la diversidad de aparatos de este tipo, así como de los electrodos existentes, que en todo caso hay que seguir el manual de instrucciones, y no se puede generalizar.

Tanto la acidez como la alcalinidad, se pueden efectuar determinando el punto final, en vez de con indicadores, con el uso del potenciómetro, midiendo la cantidad de reactivo necesaria para alcanzar un determinado pH.

Electrodos selectivos. Existen en el comercio este tipo de electrodos, los cuales, si bien en su construcción son distintos de los de vidrio, su funcionamiento es el mismo. El principal inconveniente resulta ser la capacidad para admitir interferencias de otros iones. Debido a estas interferencias, este tipo de electrodos deberán usarse principalmente para la determinación de cianuros, fluoruros y sodio.

Espectrofotometría de absorción. Colorimetría. Cuando se hace pasar luz monocromática a través de algunas sustancias homogéneas, una parte de la misma se absorbe, otra se refleja, y otra se transmite.

Puede escribirse:

$$I_o = I_r + I_a + I_t$$

El efecto de la reflexión es compensado por la circunstancia de compararse las intensidades transmitidas a través de la solución y del solvente contenidos en la misma cubeta o en cubeta similares.

Al trabajar con soluciones diluidas, el índice de refracción del solvente y la solución es el mismo, por lo que la compensación es exacta. Según esto:

$$I_o = I_a + I_t$$

La fracción de luz original que ha pasado a través de la solución se llama transmisión, $T = I_t/I_o$

El fenómeno está regido por la ley de Beer-Lambert

$$- \log T = a.\ l.\ c. = \text{absorbancia}$$

siendo a una constante, l la longitud de paso de la luz y c la concentración.

Si se hace $I_o = 100$, entonces la transmisión se convierte en el % T. Por lo que,

$$\text{Densidad Optica} = \text{Absorbancia} = - \log \frac{\%T}{100} = 2 - \log \%T$$

La absorbancia o densidad óptica es proporcional a la concentración cuando se mantiene constante el paso de luz, es decir, si se representa la absorbancia frente a la concentración en un sistema de ejes coordenados, se obtiene una recta que pasa por el origen.

En muchas técnicas se obtiene una representación que es lineal para concentraciones bajas pero sigue una curva al ir aumentando la concentración. En tales casos, es lógico, hay que recurrir a la construcción de la curva de calibración.

Los aparatos suelen llevar una escala calibrada de 0 a 100, y es importante saber que es lo que mide a saber;

Tanto por ciento de transmisión = %T
" " " " absorción = 100 - %T
Densidades ópticas=Absorbancia = 2 - log %T

El aparato consta en esencia de las siguientes partes:

Fuente de luz
Monocromador
Celula óptica
Detector

Como fuente luminosa se emplea la luz blanca (espectro continuo entre el rojo y el ultravioleta).

En los fotocolorímetros más sencillos la selección de la longitud de onda, dentro siempre del espectro visible, es a base de filtros interferenciales, con lo que se consigue luz de un color definido, que presenta un estrecho ámbito de longitudes de onda.

En los más modernos la longitud de onda se puede selecionar de forma continua, mediante el uso de redes de difracción, y se reserva para ellos la palabra espectrofotómetro.

En espectrofotometría de absorción, las lecturas suelen hacerse a longitudes de onda en que se obtiene un máximo de absorción respecto a un blanco reactivo, que no es necesariamente la longitud de onda de máxima absorción respecto a un blanco de solventes.

Se puede demostrar matemáticamente, que la sensibilidad del método depende de la lectura: según sea ésta, se tendrá mayor o menor sensibilidad.

Afortunadamente, el cambio en la sensibilidad no es grande, en tanto las soluciones se leen entre el 15 y 75 %T o entre 0,1 y 0,8 de absorbancia. Para conseguir que las determinaciones entren dentro de ese margen de escala, se cuenta con dos variables que son la concentración de la solución y la longitud de la cubeta o paso de luz que puede variar en algunos espectrofotómetros de 1 a 10 cm.

Turbidimetría.- La luz que atraviesa un medio turbio, es menos intensa que la luz incidente.

La concentración de una suspensión se puede medir de dos modos:

- Midiendo la cantidad de luz transmitida
- Midiendo la intensidad de la luz difusa.

Lo primero se puede hacer con un espectrofotómetro.

Lo segundo se realiza con un turbidímetro o un nefelómetro.

Es claro que este aparato sirve para medir la turbiedad de suspensiones acuosas.

Se utiliza como patrón una suspensión de formacina, obtenida a partir de sulfato de hidracina y hexametilentetramina. La suspensión estándar de formacina tiene una turbiedad de 40 NTU que corresponde a una turbiedad de 40 JTU cuando se mide con los clásicos turbidímetros de bujía.

Espectrofotometría de absorción atómica.- Hoy se requieren ensayos en los que hace tan sólo algunos años ni se pensaba. Es el caso de los espectrofotómetros de absorción atómica, con los que se pueden detectar metales tóxicos presentes en el agua en cantidades del orden de las décimas, centésimas y milésimas de microgramo por litro. Este aparato resulta imprescindible si hay que determinar por ejemplo, mercurio en agua.

La técnica en sí se puede considerar la inversa de la espectrografía de emisión.

En la emisión, por la energía suministrada, el átomo se excita, un electrón sale de su órbita, y cuando vuelve a su estado normal emite una radiación de longitud de onda característica del elemento en cuestión, lo que permite su identificación.

En la absorción atómica, los átomos excitados son un estorbo en lugar de una ventaja, puesto que los átomos empleados en esta técnica son los que se encuentran en estado normal.

Un átomo en estado normal puede absorber la radiación correspondiente a la frecuencia que emitiría si fuese excitado. Puesto que hay más átomos en estado normal que excitados, es lógico pensar que la sensibilidad del método es mucho mayor.

Las fuentes principales son:

Fuente de luz.- Se consigue por medio de una lámpara construida a base del elemento que va a ser determinado. Las más corrientemente usadas son las llamadas de cátodo hueco. Por consiguiente cada metal que va a ser analizado requiere su lámpara, sí bien hay algunas que sirven a la vez para varios metales. Son las llamadas lámparas multielemento.

Monocromador.- Para seleccionar la longitud de onda.

Nebulizador.- Para introducir la muestra en el mechero, donde a su vez se enciende la llama para atomizar la muestra.

Llama.- Las más corrientemente usadas son aire-acetileno y N_2O - acetileno.

Detector.- Mide la absorción o transmisión de la luz.

Es difícil relacionar la lectura del aparato con la concentración que se desea medir. Esto es debido a las interferencias, que en absorción atómica son fundamentalmente de cinco tipos: Químicas, de ionización, de matriz, de espectro y de fondo.

Interferencias químicas.- Ocurren cuando el elemento de interés se cambia con algún otro catión o anión presente en la muestra, formando un compuesto que influye en el grado de atomización del elemento y por consiguiente cambia la sensibilidad. Como esta interferencia no está presente en los patrones utilizados para comparación, los resultados pueden ser erróneos.

La interferencia puede ser evitada, bien con más alta temperatura de llama, o introduciendo el catión o anión interferente en los patrones.

Interferencias iónicas.- Si la temperatura de la llama es lo suficientemente alta, para desprender un electrón de un átomo normal, se produce un ion cargado positivamente. Si bien el ion es capaz de absorber radiación, lo hace a diferente longitud de onda que el átomo normal, con lo que decrece la sensibilidad. Esta interferencia puede ser controlada, agregando a la muestra y a los patrones un exceso de un elemento más fácilmente ionizable, utilizándose para este propósito comunmente los metales alcalinos.

Interferencias de matriz.- Esta interferencia aparece cuando las propiedades físicas de la muestra y de los patrones difieren considerablemente, bien sea porque contienen diferentes sales, diferentes ácidos o por diferente temperatura.

La interferencia puede ser eliminada diluyendo convenientemente la muestra, y si esto no es posible poniendo en los patrones aproximadamente la misma cantidad de sales o ácidos que en las muestras. Si no hay manera de igualar los constituyentes, entonces debe realizarse el análisis por el método de las adiciones.

Interferencias de espectro.- Ocurren generalmente cuando un elemento que no va a ser determinado absorbe a la misma longitud de onda que el elemento de interés, con lo que se obtienen resultados demasiado altos. De ahi que cuando se usan lámparas multielemento, debe ponerse especial cuidado en este tipo de interferencias.

Interferencias de fondo .- Es un término empleado para describir una serie de interferencias, como son: de la llama misma, de absorción de moléculas no atomizadas y por humos.

La interferencia puede ser evitada de diversas maneras: cambiando a una llama que no interfiera, cambiando a una temperatura de llama mayor, o con el uso de un corrector de deuterio, que compensa automaticamente este tipo de interferencias.

Patrones.- Es evidente que el uso de patrones correctos será imprescindible para el análisis con este tipo de aparatos.

Generalmente se usan unos patrones de concentración definida, 1000 ppm, como patrón primario, preparándose los patrones diluidos en el momento del análisis.

Polarografía.- En esta técnica se aplica un voltaje a una célula en la que existe un cátodo de goteo de mercurio y un electrodo de referencia como ánodo. Los cationes reducibles u oxidables dan origen a corrientes de voltajes característicos, con intensidades del orden de microamperios e inferiores que se miden en el instrumento correspondiente.

Las limitaciones del método están en las llamadas corrientes de fondo, problema que eliminan los polarógrafos de rayos catódicos diferenciales.

La polarografía es infinitamente superior a la absorción atómica, en términos de versatilidad, ya que determina también una gran variedad de metales, en rangos similares y aun menores de concentración sin tratamientos de dilución o concentración, dando además información sobre los estados de valencia, formación de compuestos complejos y constantes de estabilidad. Se puede determinar oxígeno disuelto, muchos aniones y algunos compuestos orgánicos.

A pesar de ello debe hacerse notar que la polarografía presenta a veces dificultades en la distinción entre dos metales mientras que en la absorción atómica resulta prácticamente imposible confundirse. El manejo del aparato de absorción atómica, es sencillo debido al número de controles y a la casi imposibilidad de obtener resultados falsos. El personal que lo maneja no necesita una especialización muy profunda una vez fijado el método de análisis.

La polarografía no goza de estas ventajas y requiere personal con una fuerte formación química.

Carbono orgánico total (TOC).

Van Hall, desarrolla a partir de 1963, un método para la determinación de sustancias orgánicas en solución acuosa.

Habiendose desarrollado relaciones empíricas entre el TOC y la DBO, o entre el TOC y la DQO, el carbono orgánico total es un camino mucho más rápido y conveniente que cualquiera de los otros dos parámetros para cuantificar el grado de contaminación orgánica.

Así pues, el carbono orgánico total se esta extendiendo en el estudio del tratamiento de residuos contaminados por compuestos orgánicos, independientemente de su estado de oxidación y además puede medirse a bajos niveles de concentración.

El análisis de este tipo es ya indispensable en el estudio, por ejemplo, de la contaminación orgánica de agua de mar.

Las diferencias entre los distintos analizadores comerciales, hace que no se puedan dar detalles de forma de manejo, aunque si parece conveniente describir en qué forma funcionan dichos aparatos.

La muestra de agua, una vez inyectada en el aparato, por medio de una jeringa hipodérmica, en cantidades de 0 a 300 mℓ se vaporiza y la materia orgánica se oxida a CO_2, el cual se mide en un analizador de infrarrojos. El analizador de carbono mide todo el carbóno de la muestra, una vez inyectada ésta en el tubo de combustión, por lo que se obtiene tanto el carbono orgánico como el carbono inorgánico. Los carbonatos y bicarbonatos pueden ser descompuestos con un ácido y eliminados antes de proceder a la inyección de la muestra.

Como patrones pueden usarse disoluciones de oxalato de sodio anhidro.

Cromatografía de gases.-

La cromatografía es una técnica separativa, cuya finalidad es separar y detectar, indistintamente, los componentes de una mezcla.

La base de la separación consiste, en la distribución o reparto de una muestra entre dos fases: una un lecho estacionario de gran área superficial, otra, un flufdo inerte que atraviesa el lecho estacionario. Se denominan corrientemente fase estacionaria y fase móvil.

Según sea la fase estacionaria, sólida o líquida, y según sea la fase móvil, líquida o gaseosa, aparecen los distintos tipos de técnicas cromatográficas, como se muestra en la figura 3.7.10.

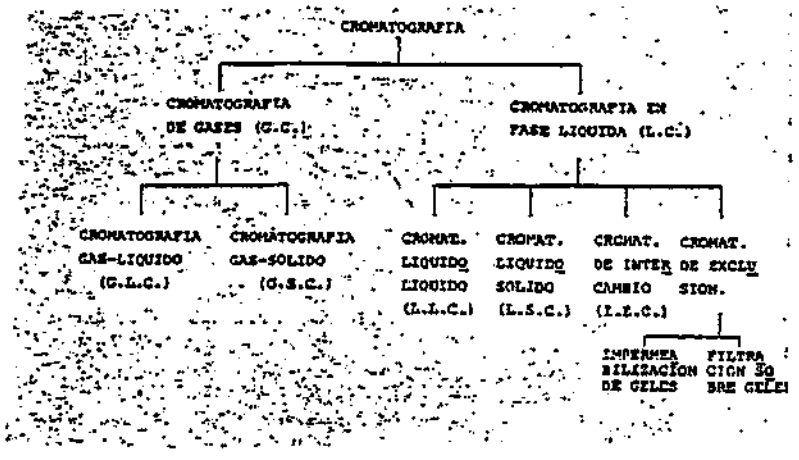


FIGURA 3.7.10. TECNICAS CROMATOGRAFICAS

Cuando la fase estacionaria es un líquido, y la fase móvil es un gas, se tiene entonces la cromatografía GAS-LIQUIDO, (GLC), generalmente la más utilizada, y a la que se hace referencia a continuación.

En este caso la fase estacionaria se dispone en forma de una película finísima que recubre un soporte sólido inactivo de gran área superficial.

Las partes fundamentales de las que consta un cromatógrafo, se muestran en la figura 3.7.11.

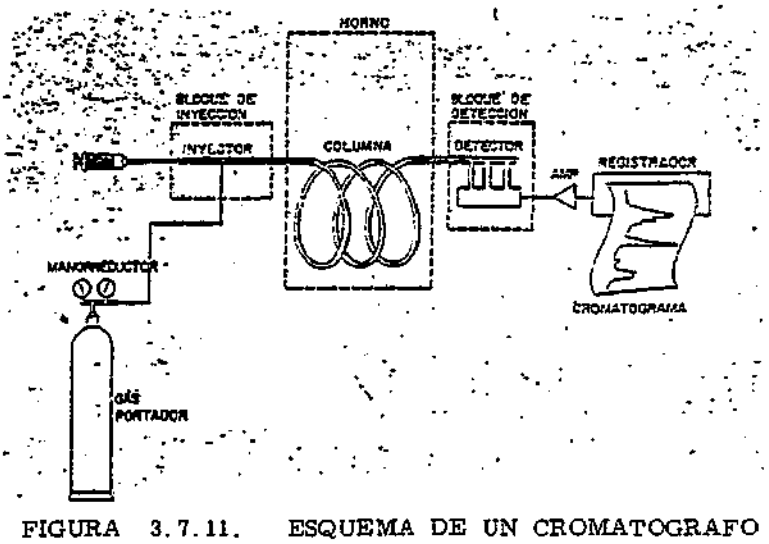


FIGURA 3.7.11. ESQUEMA DE UN CROMATOGRAFO

La muestra se inyecta en el bloque de inyección, de donde es arrastrada por el gas portador, hacia el interior de la columna, en forma de vapor. En la columna, aprovechando la diferente interacción que sobre ella ejerce la fase estacionaria, se separa en sus diferentes componentes.

El sistema de detección, colocado a la salida de la columna, es un dispositivo que mide de modo continuo alguna propiedad del gas portador, propiedad que será de distinta magnitud, cuando junto con el gas salga alguna sustancia separada.

La señal; debidamente amplificada, es visualizada en un sistema de registro, en el que aparecerá un pico. El cromatograma, tendrá un número de picos, que corresponderán a los diferentes componentes separados en la columna.

El tiempo de retención es indicativo del componente separado, y la altura del pico , o mejor su área, es proporcional a su concentración.

Con esta técnica, se pueden hacer determinaciones cuantitativas de Pesticidas, usando un detector de captura de electrones, muy sensible a compuestos clorados.

7.5. ANALISIS BACTERIOLOGICO.

A la hora de definir la potabilidad de un agua hay que tener en cuenta no sólo sus características físico-químicas, sino también sus características bacteriológicas.

El intestino del hombre y de los animales superiores contiene innumerables bacterias, que se conocen con el nombre de "coliformes" y que en su mayoría pertenecen a la familia Enterobacteriaceas. La más conocida de las bacterias entéricas es Escherichiacoli, que vive a costa de los restos de alimentos que no han sido aprovechados. Cada persona evacua de 100.000 a 400.000 millones de organismos coliformes por día, además de otras clases de bacterias. Son organismos parásitos que no causan daño al hombre.

Pero también existen organismos patógenos que producen enfermedades infecciosas. Los seres humanos que estén afectados o que sean portadores de alguna enfermedad excretan los organismos patógenos causantes de la misma con sus heces, o son arrastrados en la práctica del aseo personal. Estos patógenos pueden permanecer viables en el agua durante largos períodos de tiempo.

Agentes patógenos.

Actualmente se sabe que el agua residual urbana arrastra generalmente, el espectro completo de bacterias patógenas, virus, protozoos y gusanos helmintos, asociados a las enfermedades entéricas endémicas en la comunidad y que son excretados por los individuos enfermos ó portadores. Durante períodos de epidemias de enfermedades entéricas la concentración puede aumentar en muchos órdenes de magnitud.

Entre los agentes productores de enfermedades, que pueden ser transmitidos de forma directa o indirecta por el agua, están los siguientes:

a) Bacterias:
- Salmonella s.p. (Fiebre tifoidea y paratífica)
- Shigella disenteriae (Disentería bacilar)
- Vibro Cholarae (Cólera)
- Brucella s.p. (Fiebre de Malta)
- Bacilus anthracis (Carbunco)

b) Virus:

- Virus A de la hepatitis epidémica (Hepatitis epidémica)
- Coxsackie (Afecciones gastrointestinales)
- Adenovirus (Conjuntivitis de las piscinas)
- Echovirus (Afecciones diversas)
- Poliomielíticos (Parálisis)

c) Protozoos:

- Entamoeba histolytica. Disentería

d) Gusanos:

- Schistosomas (Shistosomiasis en países tropicales)
- Ascaris (Ascaridiasis)
- Taenia echinococcus (Hidatidosis)

Los individuos portadores de una enfermedad, aunque no presenten los síntomas clínicos de la misma pueden excretar los gérmenes patógenos en altas concentraciones, y así es posible llegar a detectar los agentes patógenos de una enfermedad de la cual no se conocía su existencia dentro de una comunidad.

Se puede concluir, por lo tanto, que el agua residual urbana sin tratar debe ser considerada como una importante fuente potencial de una amplia variedad de patógenos entéricos, tanto en el caso de que existan enfermedades entéricas epidémicas dentro de la comunidad, como cuando no existan.

Estos agentes patógenos se podrían aislar, identificar y cuantificar, pero las técnicas son difíciles, complicadas y de resultados lentos. Sin embargo, el hecho de que estos gérmenes vayan siempre acompañados de otros que son mucho más numerosos y fáciles de aislar (los ya citados coliformes fecales) ha hecho surgir el concepto de INDICADOR DE CONTAMINACION FECAL.

Indicadores de contaminación fecal.

La elección de gérmenes "indicadores de contaminación fecal" es esencial para la interpretación de la calidad de las aguas. Por eso son objeto de debate y de revisión periódica en función de las nuevas técnicas analíticas y del mejor conocimiento epidemiológico para dar a cada indicador el crédito de confianza que real y verdaderamente merece.

Según la ORGANIZACION MUNDIAL DE LA SALUD (1969), los requisitos que tienen que cumplir estos "indicadores de contaminación", son los siguientes:

- Deben estar presentes siempre que lo estén los gérmenes patógenos.
- Su número tiene que ser muy superior al de las bacterias patógenas.
- Deben de reaccionar de la misma forma y en igual grado frente a las condiciones del medio hídrico.
- Tienen que ser más resistentes que las bacterias patógenas a procesos de depuración y esterilización
- Tienen que ser determinables mediante análisis relativamente sencillos, rápidos y económicos, tanto cuanti, como cualitativamente.

- Deben ser capaces de crecer en medios de cultivo artificiales, sin ser interferidos por la presencia de otras especies.

Con caracter general se utilizan los índices "coliformes" y "coliformes fecales".

La O.M.S. (1964), define "coliformes" como aquellos bacilos aerobios y anaerobios facultativos, gram negativos, no esporulados, que fermentan la lactosa con producción de ácido y de gas a 35 - 37º C en menos de 48 h.

El grupo "coliformes fecales" comprende bacilos, gram negativos, no esporulados que fermentan la lactosa con producción de ácido y de gas a 44º C en menos de 24 h.

También otras bacterias podrían ser utilizadas como indicadores de contaminación fecal, por eje. Streptococcus fecalis, aunque no existe uniformidad de criterio en cuanto a su valor como tal. Según la O.M.S. su presencia, aún en ausencia de E. coli, implica una contaminación fecal de origen reciente.

Otro caso es el de Clostridium welchii, que también es indicador de contaminación fecal, y en ausencia de coliformes indica que la contaminación es antigua.

En muestras con más de 12 h o cloradas o con sustancias tóxicas, la existencia de Clostridium perfringens indica contaminación fecal.

Determinación de coliformes y coliformes fecales.

La determinación de coliformes se realiza utilizando un medio de cultivo que contenga lactosa.

Si existen coliformes, la lactosa del medio de cultivo será fermentada produciéndose acidez y gas, que pueden ser fácilmente detectados.

Los resultados se expresan en términos del "número más probable" (NMP), es decir, el número de bacterias coliformes que tiene mayor probabilidad de conducir a los resultados obtenidos en el laboratorio. No es el número real de bacterias coliformes existentes en un volumen determinado de muestra

Con este exámen bacteriológico previo no es posible distinguir si se trata de E. coli (fecal) o de Aerobacter aerogenes (bacteria muy común en el suelo).

Es preciso, pues, realizar un exámen confirmativo que puede hacerse en un medio de cultivo sólido (E. coli y A. aerogenes muestran diferencias morfológicas) ó líquido (crecen a distintas temperaturas).

Otro método para demostrar la existencia de coliformes es la filtración por membrana. Presenta las ventajas de una mayor rapidez y mayor grado de precisión. Los resultados se expresan como número de colonias coliformes por 100 ml.

Para una diferenciación satisfactoria de los organismos del grupo coliforme es necesario realizar cuatro pruebas (IMVIC) que al final permiten identificar E. coli, A. aerogenes y la variedad intermedia E. freudi.

El recuento de coliformes en el control de la bacteriología del agua no proporciona la suficiente garantía de potabilidad puesto que también hay que considerar la presencia probable de virus, esporas bacterianas y quistes protozoarios.

Un problema difícil se plantea con los enterovirus, pues todos los estudios realizados con ellos indican que son mucho más resistentes a la inactivación, tanto por procesos de tratamiento como mediante autodepuración natural, que los coliformes.

Esto significa en muchos casos, que la ausencia de coliformes o un número bajo de ellos en un efluente destinado a reutilización, no proporciona la seguridad clara y total de que el efluente esté libre de virus entéricos infecciosos, pues pueden haber sobrevivido a los procesos de depuración, incluída la cloración.

Surge, pues, la necesidad de un nuevo índice biológico relacionado con la inactivación de los virus, que reemplace o suplemente al índice de coliformes y que pueda aplicarse de forma rutinaria, especialmente en el caso de aguas residuales tratadas destinadas a ser reutilizadas.

Diversos métodos para la detección de virus en el agua.

Entre los virus entéricos encontrados en las aguas residuales pueden distinguirse más de 60 tipos patógenos para el hombre.

Clarke y Kabler, calculan un promedio teórico de 500 virus por cada 100 ml de agua residual doméstica. Shuval señala un contenido entre 10 y 100 virus por 100 ml. de agua residual en comunidades de Israel.

Los virus sólo pueden multiplicarse sobre células vivas y por lo tanto, para aislarles será preciso -- hacerlas crecer sobre animales, embriones de pollo o cultivo de células animales.

El cultivo de virus en embriones de pollo se ha convertido en un importante instrumento en la investigación de los virus capa de agar, con lo cual el crecimiento de los virus se hace más lento y se concentra en una zona pequeña que aparece como un agujero en la capa monocelular y que se conoce como "placa" o "calva".

Se admite que una placa está originada generalmente por una sóla célula infectada que puede serlo a causa de una sóla unidad de virus infectivo. A partir de esto es posible realizar la cuantificación de los virus.

Virus diferentes causan efectos citofágicos diferentes morfológicamente. También las calvas pueden ser de distintos tamaños y formas. Sin embargo, esto no puede utilizarse para la identificación de los virus aislados, pues algunos virus de diferentes grupos causan idéntico efecto citofágico.

La identificación final sólo puede hacerse con antisueros específicos, basándose en el hecho de que cada antisuero específico sólo neutraliza el efecto del virus para el cual estaba preparado.

El aislamiento de virus del agua es fundamentalmente igual al de otra fuente. Sin embargo, la principal dificultad es su baja concentración.

Por lo tanto, la historia de la detección de virus en el agua es por consiguiente la historia del desarrollo de métodos para concentración de virus. Entre estos se pueden citar:

a) Tapón de gasa.

Se colocan en el agua durante varios días y en ellos se van absorbiendo virus. Se pueden concentrar los virus del agua entre 10 y 50 veces.

b) Incorporación de la muestra.

Se basa en que el medio de cultivo convencional es tan concentrado que permite incorporar en él 10 ó 20 veces más muestras que la que normalmente puede ser inoculada.

c) Ultracentrifugación.

La muestra se centrifuga a velocidad relativamente baja para reducir el número de partículas más grandes incluídas bacterias. El sobrenadante se centrifuga a alta velocidad (del orden de 60.000 x g durante una hora). El sedimento obtenido contiene los virus y se resuspenden con un medio de cultivo de células. Se puede llegar a detectar unas pocas unidades víricas en un litro de agua.

d) Adsorción por membrana filtrante.

Los virus son adsorbidos sobre la matriz filtrante de la membrana aún cuando el tamaño de poro sea 10-20 veces superior al del virus. Se recuperan con suero, gelatina o sulfato sódico.

e) Ultrafiltros solubles.

El agua pasa a través de un filtro (por ejemplo gel de alginato alumínico), luego éste se disuelve (por ejemplo con una solución al 3% de citrato sódico) y se obtiene una suspensión de virus.

f) Hidroextracción.

La muestra se coloca en una bolsa de acetato de celulosa que luego se introduce en un agente hidrofílico (polietilenglicol). El agua es absorbida y los virus y otras moléculas de alto peso molecular quedan dentro.

g) Separación de fases.

Al añadir dos polímeros (sulfato dextrano y polietilenglicol) sobre una solución acuosa que contenga virus, se forman dos capas. Los virus se colocan en una zona determinada de una de las fases y se pueden aislar.

h) Electroforesis.

Los virus tienen generalmente carga negativa a pH neutro y se moverán dentro de un campo magnético. Con ello se consigue llevar los virus hasta una membrana donde son adsorbidos.

i) Adsorción en material particulado.

Los virus pueden ser adsorbidos del agua sobre un material particulado, por ejemplo fosfato cálcico, cloruro de cobalto, sulfato amónico, polielectrolitos insolubles, resinas, etc. Luego se resuspenden en un pequeño volúmen.

Toda esta variedad de métodos tiene un mismo objetivo: llegar a detectar un pequeño número de virus en un gran volúmen de agua.

Sin embargo, esta variedad pone de relieve la falta de un método general de eficiencia probada y bajo costo como para ser aceptado universalmente.

El mejor método debería permitir la detección cuantitativa de un número muy pequeño de virus. Esto sólo será posible si el método sirve para grandes cantidades de agua, tiene un alto valor de concentración y una eficiencia máxima de recuperación para tantos tipos de virus como sea posible.

Por lo tanto, se puede concluir que este método debería:

- ser capaz de detectar un número pequeño de virus en un amplio volúmen de agua.
- ser capaz de analizar al menos una muestra de 100 l. con alto grado de confianza, tanto si hay muchos virus presentes como si no.
- tener un factor de concentración de virus de 1.00 a 100.000 con una alta eficiencia de recupración.
- tener la capacidad de concentrar y detectar todos los tipos de enterovirus con igual alta eficiencia.
- ser relativamente barato como para poder ser adquirido por un laboratorio para análisis rutinarios de agua.

De entre todos los métodos desarrollados hasta el momento, no hay ninguno que cumpla todas las propiedades citadas, aunque hay algunos que se acercan bastante, por ejemplo, separación de fases, membranas filtrantes y adsorción sobre material particulado. La posible combinación de métodos puede resultar muy atractiva en el futuro.

BIBLIOGRAFIA

- APHA, AWWA, WPCF
"Standard Methods for the examination of water and wastewater"
Washington D.C., 1976.

- ASOCIACION FRANCESA DE NORMALIZACION
" Normas francesas AFNOR ".

- BARNARD W.M.
Evaluation of the use the heated graphite atomizer for the routine determination of trace metals in water
Atomic Absorption Newsletter 12, 118, 1973

- BROCK, T.D.
"Biología de los Microorganismos",
Editorial Omega, S.A. Barcelona 1973.

- CABO, R.J., DE LA PUENTE, CATALAN, L.J.
"Bacteriología y Potabilidad del Agua".
Aportación al Año Internacional del Libro. Madrid 1972.

- CLARKE, N.A. KABLER, P.W.
Health Lab. Sci. 1, 44, 1864.

- COETZEE, O.J.
"Coliform Index". Its use. Limitations.
Publ. Hlth., 16-25, Agosto, Johannesburg, 1962.

- EDIGER R.D.,
"A Review of water analysis by atomic absorption"
Atomic absorption newsletter 12, 151, 1973.

- EDIGER R.D.
Application of the graphite furnace to saline water analysis.
Atomic Absorption Newsletter 13, 61, .1974.

- HITCHMAN M.L.,
Measurement of dissolved oxygen, 1978.

- INSTITUTO DE HIDROLOGIA. CENTRO DE ESTUDIOS HIDROGRAFICOS.
Análisis de aguas naturales. Madrid 1975.

- KOLTHOFF I.M. y col.
Análisis químicos cuantitativos"
Edt. Nigar S.R.L. Buenos Aires, 1972.

- KUNSELMAN, G.C.,
Atomic Absorption Newsletter 15, 29, 1976.

- KABLER, P.W.,
"Reduction of Pathogenic Microorganism by Sewage Treatment",
Environ Hlth, 4, 258 - 268, 1962.

BIBLIOGRAFIA (continuación)

- LONGMAN G.F.,
The analysis of detergents and detergent products.
1975.

- McKINNEY, R.E.
"Microbiology for Sanitary Engineer"
Mc Graw Hill Book Company, Inc., New York, 1962.

- MANCY K.H.,
Instrumental Analysis for water pollution control, 1977.

- METCALF, L., EDDY, H.P.
"Tratamiento y Depuración de las Aguas Residuales",
Editorial Labor, S.A., Barcelona 1977.

- MERCK E., DARMSTADT.,
"The Testing of Water". Federal Republic of Germany

- MORROW R.W.,
"Determination of chromiun in industrial effluent water by flameless atomic absorption Spectroscopy".
Atomic Absorpuon Newsletter 13, 45, 1974.

- OLSEN R.D.
"A Techniques for extraction and storage of water samples for Mn, Cd and Pb determination by atomic absorption spectroscopy".
Atomic absorption newletter 12, 165, 1973.

- O.M.S.
"Normas Internacionales para el agua potable".

- RODIER J.
"L'analyse de l'eau". Dunod 1975.

- SOCIETE DEGREMONT.
"Memento Technique de l'eau". France 1978.

- STRICKLAND J.D.H.
"A practical handbook of seawater analysis".
Fisheries Research Board of Canadá.

- SHUVAL, H.I.
"Developments in Water Quality Research". Ann Arbor Humphrey.
Science Publishers, Ann, Arbor, 1970.

- SHUVAL, H.I., KATZENELSON, E.
"The Detection of Enteric Viruses in the Water Enviroment".
Water Pollution Microbiology. Editado por R.Mitchell, New York 1972.

- SHUVAL, H.I.
"Public Health Aspects of the Treatment and Disposal of Wastewater for Reuse in Agriculture". I.A.W.P.R. Post Conference Continuing Education Courses. Course A (Treatment and Disposal of Watewater by Low Cost Methods), Melbourne 1976.

BIBLIOGRAFIA (continuación)

- TAYLOR, E.W.
"The Examination of Water and Water Suplies"
7ª Ed. Little Brown and Company, Boston, 1958.

- WIESMANN, E.
"Microbiología médica".
Editorial Salvat, Barcelona, 1974.

- WOLF, H.W.
"The Coliform Count as Measure of Water Quality"
Water Pollution Microbiology.
Editado por R. Mitchell, New York, 1972.

8.1 ORGANISMOS QUE ACTUAN SOBRE EL MEDIO AMBIENTE

El control de la contaminación se viene ejerciendo a través de varios organismos independientes pertenecientes a diversos ministerios. No hay duda alguna que no siempre es posible una acción coordinada de las actuaciones y esfuerzos procedentes de estos organismos, y en consecuencia, en ocasiones, el resultado es una reducción del rendimiento de la Administración.

Si bien son las Comisarías de Aguas los organismos en los que la Administración ha relegado principalmente su representatividad para entender en los problemas de contaminación de los ríos, y a través de ellas encauzar las actuaciones de los organismos pertenecientes a otros ministerios, resulta que hay circunstancias en las que es posible la actuación directa, ante al administrado, de otros organismos. Este es el caso del Instituto para la conservación de la Naturaleza (I.C.O.N.A.) que actúa directamente en los casos en que la contaminación ocasiona daños a la pesca. También los Servicios Técnicos Provinciales, actúan de forma independiente a incluso puede imponer a una industria las condiciones de vertido que se derivan del "Reglamento de Actividades Molestas, Insalubles, Nocivas y Peligrosas", que en esencia, difiere de la reglamentación con que actúan las Comisarías de Aguas.

Este mismo problema se plantea en las zonas marinas donde la competencia para el otorgamiento de autorizaciones de vertidos sigue correspondiendo al Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, ya sea a través de las Jefaturas de Costas, Juntas de Obras del Puerto, o Jefaturas de Grupo de Puertos. En el trámite administrativo informan preceptivamente el Ministerio de Comercio así como el Ayuntamiento donde radica el vertido.

Con el propósito de establecer una coordinación más estrecha de las actuaciones de los Ministerios interesados en el problema de la contaminación, la Dirección General de Acción Territorial y Medio Ambiente, integrada hasta la reforma de 4 de Julio en la Subsecretaría de Planificación de la Presidencia del Gobierno, es por ahora (Noviembre 1.977) la única Dirección General de Medio Ambiente existente en nuestra Administración. Se constituye a principios de 1.976 y ejerce la Secretaría General de la Comisión Interministerial de Medio Ambiente (CIMA). Dicha Dirección General es ahora sólo del Medio Ambiente.

La Dirección General de Medio Ambiente ha venido a recoger y a potenciar las actividades que en este campo inició en su día la Comisaría del Plan del Desarrollo, y continúo la Dirección General de Planificación Social del Ministerio de Planificación del Desarrollo.

La Dirección General de Medio Ambiente, como Secretaría Adjunta de la Comisión Interministerial de Medio Ambiente (CIMA) está al servicio de las Direcciones Generales que integran la CIMA en calidad de asesor y gestor de las acciones comunes.

La Dirección General de Medio Ambiente se encarga también de las labores de promoción y propaganda de temas ambientales, y de las publicaciones en este sector. Cabe destacar entre sus actividades la edición del "Boletín Informativo del Medio Ambiente", primera revista científica en temas ambientales del país; la celebración del Día Mundial del Medio Ambiente, la difusión y relaciones con el exterior, etc.

La Comisión Interministerial de Medio Ambiente (CIMA) se establece en el Decreto de 13 de Abril -

de 1.972, en el que se creaba la Comisión Delegada, como órgano de trabajo de ésta. Ha pasado desde su creación hasta hoy por la Comisaría del Plan de Desarrollo, donde inicialmente se ubicó, los Ministerios de Planificación y Presidencia, siendo presidida actualmente por el Ministro de Obras Públicas y correspondiendo su Secretaría al Director General del Medio Ambiente.

La regulación en vigor de la CIMA se establece en el Rial Decreto de 23 de abril de 1979. Este Decreto vino á actualizar la organización de la Comisión y a dotar por vez primera de unas normas internas de funcionamiento a este órgano. La CIMA se constituye como el máximo órgano director y coordinador de la política ambiental de la Administración española.

La Comisión actúa a través de un triple mecanismo: a nivel general, a través del Pleno y en su caso el Comité Permanente. A nivel sectorial, a través de los Comités Especializados (Medio Urbano, Contaminación Atmosférica, Aguas continentales, Defensa de la Naturaleza, Sanidad, Acción Local, Turismo y Medio Ambiente, Relaciones Internacionales). Por último, para acciones localizadas en el tiempo o el espacio, a través de los Grupos Especiales.

La limitación de los medios coercitivos disponibles

Las sanciones que actualmente pueden aplicar las Comisarias de Aguas por incumplimiento, faltas, etc, derivadas del vertido de aguas residuales a cauces públicos, se rigen de acuerdo con el Reglamento de Policía de Aguas y sus cauces, del 2/12/58 y su modificación del 25/5/72.

En él se establecen dos graduaciones en las contravenciones, las graves y las menos graves. Las sanciones para las contravenciones graves se castigan con multas de, tan solo, 10.000 ptas que pueden duplicarse en el caso de reincidencia, cuando existe una resolución firme condenatoria. Aún contando con la pequeña cuantía de estas penalizaciones, la tramitación del expediente de denuncia es tan larga o más que la incoada por una simple falta de circulación por la carretera.

A menudo el administrado recurre presentando un pliego de descargo, lo que alarga el papeléo y la pérdida de tiempo.

Por otra parte, la legislación establece otros medios coercitivos como la posibilidad de caducar la concesión del aprovechamiento de las aguas originadoras del vertido. Sin embargo, la puesta en práctica de tales acciones, acarrea dificultades de orden económico y social, que a menudo superan las facultades de los Comisarios Jefes de Cuenca, e incluso las de la propia Dirección General de Obras Hidraúlicas.

En consecuencia, la utilización práctica de estas armas es prácticamente nula.

8.2 MARCO LEGISLATIVO DEL CONTROL DE LA CONTAMINACION

En España no están claramente definidos los cauces de actuación en materia de control de la contaminación.

En este arduo problema, el Gobierno ha relegado su actuación, principalmente en el Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Junto con este Ministerio, intervienen de forma directa los Ministerios de Agricultura e Interior y de forma indirecta el Ministerio de Industria.

A través de los tres Ministerios que actúan de forma directa, se han promulgado leyes, decretos, órdenes y reglamentos, en los que se definen los procedimientos de actuación de la Administración en este complejo problema.

Filosofía de la Reglamentación sobre protección de las Aguas Públicas.

El principio fundamental que informa la legislación española en materia de vertido de aguas a los cauces públicos es que el agua debe ser devuelta a su cauce en condiciones de calidad no inferiores a las que poseía cuando fue derivada. Este principio, sin embargo, resulta imposible de respetar en la práctica.

La legislación española es muy dispersa ya que afecta a un gran número de departamentos ministeriales, siendo la tendencia actual lograr una mayor coordinación entre los mismos.

En las disposiciones vigentes del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo se regula la necesaria autorización de vertidos para cuantas aguas residuales afluyan a un cauce público. La autorización será concedida una vez garantizada la inocuidad del efluente.

Está establecido que el incumplimiento de las condiciones de la autorización de vertido lleva consigo la caducidad de la concesión de aprovechamiento de las aguas, además de las penalidades y responsabilidades a que hubiera lugar por los daños que se ocasionan.

Los cauces públicos están clasificados en cuatro categorías: protegidos, vigilados, normales e industriales, de acuerdo con las características reales de sus aguas y los usos a que se destinan.

Existe un censo de vertidos residuales, clasificándoles en inocuos, sospechosos y nocivos.

Finalmente, están definidas las características que deberán controlarse y mantenerse en las aguas de las diferentes categorías de ríos establecidas, así como los límites máximos que pueden alcanzar, según la categoría del curso.

Organismos encargados de la lucha contra la contaminación

La vigilancia de la contaminación de las aguas públicas está confiada a las Comisarías de Aguas de las cuencas, salvo en lo que afecta a la salud pública, en cuyo caso la responsabilidad es de la Dirección General de Sanidad.

Las Comisarías, son los órganos regionales de la Dirección General de Obras Hidraúlicas, dependientes del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo para la administración de las aguas y cauces públicos. A ellas compete el otorgamiento o propuesta de toda clase de concesiones y autorizaciones de -- aprovechamientos de aguas y los cauces públicos, la aplicación del Reglamento de Policía de Aguas y restantes disposiciones sobre vertidos del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Su ámbito territorial se extiende a cuencas hidrográficas completas. o grupos de cuencas, cuando éstas son de extensión más reducida. Son trece en total; de ellas, diez corresponden a la España peninsular y tres a - las provincias insulares.

Por otra parte, las Jefaturas de I.C.O.N.A., dependientes del Ministerio de Agricultura, actúan asímismo, a través de guardería fluvial, en la represión de los vertidos que pueden afectar a la riqueza piscícola, de acuerdo con las responsabilidades que la legislación le confiere.

Por su parte, el Ministerio de Industria y Energía, de conformidad con la legislación vigente, no puede conceder la autorización de funcionamiento total o pacial de ninguna instalación industrial que pueda verter aguas residuales de naturaleza contaminante, si previamente no ha comprobado el eficaz - funcionamiento de los elementos correctores para su depuración.

Por último el Reglamento de Actividades Molestas, Insalubres, Nocivas y Peligrosas atribuye la competencia a los Alcaldes para la concesión de licencias para el ejercicio de las actividades reguladas por el mismo, así como la vigilancia para el mejor cumplimiento de sus disposiciones, y confiere la competencia a la Comisión Provincial de Servicios Técnicas para proponer a los Alcaldes las medidas que estime pertinentes en aquellos casos en que, sin que exista petición de parte interesada, considere oportuno la implantación de determinadas medidas correctoras en actividades ejercitadas en los respectivos términos municipales.

La citada Comisión de Servicios Técnicos está presidida por el Gobernador Civil de la provincia y -- constituida por representantes provinciales de diversos Departamentos Ministeriales.

Los informes que para la calificación de actividades emita la Comisión serán vinculantes para la Autoridad Municipal en caso de que impliquen la denegación de licencias o la imposición de medidas correctoras de las molestias o peligros de cada actividad.

Resumen de las disposiciones de lucha contra la contaminación

La fecha, carácter y resumen de las disposiciones fundamentales son:

1. La Ley de Aguas de 13 de junio de 1.897, confiere a los Gobernadores civiles la atribución de cerrar las industrias que comuniquen a las aguas sustancias y propiedades nocivas a la salubridad y a - la vegetación, y dispone la caducidad de aquellas concesiones de aprovechamiento de aguas en que no se aporte el oportuno remedio a vertidos como los mencionados.

2. El Real Decreto de 16 de Noviembre de 1.900, sobre enturbamiento e infección de aguas públicas prohíbe, de modo explícito, los vertidos a cauces públicos de aguas sin tratar, procedentes de las - explotaciones mineras.

3. El Decreto del Ministerio de la Gobernación de 12 de Enero de 1.904, establece que las industrias - que viertan aguas o residuos que impurifiquen corrientes de aguas públicas deberán pedir una autoriza-- ción especial al Inspector Municipal de Sanidad.

4. La Real Orden del Ministerio de la Gobernación de 3 de Enero de 1.923, prohíbe el vertido de aguas residuales directamente en los cursos de agua, salvo en los casos en que el volumen de estas aguas impuras sea como mínimo veinte veces inferior al que en época de estiaje llevan dichos cursos de agua.

5. El Reglamento de Obras, Servicios y Bienes Municipales, de julio de 1.924, impone a los Ayunta-- mientos la construcción de estaciones depuradoras y regula algunas condiciones de vertidos de aguas industriales a las redes de alcantarillado.

6. El Decreto de Ministerio de la Gobernación de 9 de febrero de 1.925, sobre reglamento de Sanidad - Municipal, prescribe que los Ayuntamientos prohibirán el vertido de las aguas residuales en la red del alcantarillado, cuando estas puedan elevar la temperatura de las aguas de albañal por encima de 37º C, den a las mismas una reacción fuertemente ácida o añadan grasas, hidratos de carbono, materias albuminoideas en exceso, colorantes permanentes, o sustancias tóxicas.

7. El Decreto del Ministerio de Industria de 23 de agosto de 1.934, por el que se aprueba el Reglamento de Policia Minera y Metalúrgica, establece que, al objeto de evitar perjuicios a los aprovechamientos - posteriores, abastecimientos de poblaciones, riegos o usos industriales, las aguas turbias o sucias procedentes de la concentración de minerales se depurarán por sedimentación o por otros medios que se detallarán en el proyecto que deberán presentar en el Gobierno Civil para su aprobación, previo informe - de la Jefatura de Minas, que señalará las condiciones que deban imponerse en la autorización gubernativa para que las aguas salgan lo más límpias que sea posible.

8. La ley de Pesca Fluvial de 20 de 20 de febrero de 1.942, prohíbe la alteración arbitraria de la condición de las aguas con residuos de industrias o el vertido en ellas de materiales o sustancias nocivas a la población fluvial, quedando obligados los dueños de las instalaciones industriales a montar los dispositivos necesarios para anular o aminorar los daños que a la riqueza piscícola pudiera causarle. La citada disposición prevé que si no hubiera posibilidad de armonizar los intereses agrícolas con los industriales, y éstos por su importancia en la riqueza nacional debieran ser preferidos, quedarán obligados los - dueños de estas industrias al pago de un canon anual, en concepto de resarcimiento de daños.

9. Por Decreto de 13 de mayo de 1.953, se establece que el Consejo de Ministros determinará aquellas masas de aguas continentales en las que por la importancia de su riqueza piscícola no podrá autorizarse en las mismas o en sus márgenes, sin previo acuerdo del Ministerio de Agicultura, la instalación de industrias que pueda afectar al estado físico, químico, biológico o dinámico de las aguas. Dos decretos - del Ministerio de Agricultura dictados en el mismo año de 1.953, relacionan las masas de aguas continentales sujetas a la protección especial que establece el Decreto de 13 de mayo.

10. El Decreto de la Presidencia del Gobierno de 25 de junio de 1.954, establece que las autorizaciones que se soliciten para establecer o ampliar cualquier industria cuyas aguas residuales no sean efectivas y eficazmente depuradas antes de ser vertidas, directamente o indirectamente, a los cauces públicos, serán denegadas por los Ministerios interesados.

11. El Reglamento de Policía de aguas y sus Cauces, del 14 de noviembre de 1.958, con las modificaciones del 6 de junio de 1.972, establece que toda la industria en funcionamiento o que se proyecte establecer, en la que se originen vertidos residuales, está obligada a presentar ante las Comisarías de Aguas un proyecto de depuración de sus aguas, a fin de conseguir la autorización de vertido. Este proyecto se someterá, además, a información pública y a la de los organismos competentes en la materia. Las Ordenes Ministeriales de Obras Públicas de 4 de septiembre de 1.959 y 9 de Octubre de 1.962, complementan y desarrollan con mayor amplitud las disposiciones precedentes en cuanto al problema de la contaminación de las aguas. En esta disposición se establecen las sanciones para las contravenciones, pudiéndose además exigir el pago de la reparación de los daños causados.

12. El Reglamento de Actividades Molestas, Insalubres, Nocivas y Peligrosas, aprobado por Decreto de Presidencia del Gobierno de 30 de noviembre de 1.961, constituye el paso más importante para la resolución del problema de la contaminación de las aguas, ya que es el primer intento de coordinación de los diversos departamentos ministeriales, a través de sus delegaciones provinciales. Este Reglamento confiere la autoridad de saneamiento y seguridad a las Comisiones Provinciales de Servicios Técnicos que preside el Gobernador Civil. El reglamento establece que las actividades que produzcan vertidos de aguas residuales como industrias de papel, celulosas, azucareras, curtidos, colas potásicas, talleres de flotación para el beneficio y concentración de minerales, fábricas de gas y productos secundarios de la industria del coque, de sosa , textiles y anexas, etc., deberán estar dotadas de dispositivos de depuración mecánico-químicos o físico-químicos para eliminar de sus aguas residuales los elementos nocivos que puedan ser perjudiciales para las industrias situadas aguas abajo y en la proximidad del lugar en que se efectúe el vertido, o para las riquezas piscícolas, pecuarias, agrícolas o forestales. No podrá autorizarse la instalación de nuevas actividades insalubres o nocivas por su vertido de aguas residuales que supongan un riesgo de contaminación o alteración de las condiciones de potabilidad de aguas destinadas al abastecimiento público o privado si no se han cumplido las condiciones señaladas en el Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces y demás disposiciones aplicables.

En la actualidad (junio 1980) están elaboradas y pendientes de pasar por las Cortes tres disposiciones:

a) "Proyecto de Ley sobre Lucha contra la contaminación de las Aguas Públicas". Esta disposición ha sido elaborada fundamentalmente en el Ministerio de Obras Públicas y viene discutiéndose desde 1.972 entre el M.O.P.U y los Ministerios de Industria, Agricultura y Gobernación.

b) "Proyecto de Real Decreto sobre Tecnología Básicas Aplicables para Reducir la Emisión de Contaminantes de Efluentes Líquidos de Procesos Industriales".
Esta disposición ha sido preparada fundamentalmente por el Ministerio de Industria y Energía.

c) "Ley General Básica del Medio Ambiente", preparada por la Dirección General del Medio Ambiente, dependiente del M.O.P.U.

En el Anexo I se incluye una relación completa (hasta 1972) de las distintas disposiciones legales publicadas y en los Anexos II, III, IV, V, VI, VII y VIII se reproducen del B.O.E. las más importantes.

8.3 DIRECTRICES Y CRITERIOS ACTUALES EN LA LUCHA CONTRA LA CONTAMINACION EN OTROS PAISES.

La legislaciòn en materia de lucha contra la contaminación de aguas es bastante diferente de un país a otro, si bien los objetivos que se persiguen son similares.

Directrices Generales

Para reducir la profusión de disposiciones existentes así como de organismos que intervienen, la tendencia actual en la creación de un Ministerio encargado de los problemas del Medio Ambiente. La organización de este nuevo Ministerio supone la superación de grandes problemas administrativos por lo que al principio puede funcionar con una organización muy simple que se complemente con los otros departamentos ministeriales que intervienen en el problema del agua.

Juntamente con la unificación administrativa competente en materia de contaminación es preciso la unificación de la legislación, y demás disposiciones complementarias por las que se regula. Como se comprende, el conseguir las reestructuraciones señaladas supone superar numerosas dificultades de todo tipo.

Se tiende a la creación de una autoridad única de cuenca en la que estén concentradas todas las decisiones en materia de aguas, abastecimiento público, drenaje de zonas bajas, pesca, depueraciòn de aguas residuales comunales, vertidos al mar, etc., todos estos temas tanto en lo referente a las autorizaciones, construcción y explotación de obras.

Se tiende a establecer una ordenación del territorio para evitar desperdigar la contaminación protegiendo ciertas áreas de la implantación de industrias que entrañan riesgos para el medio ambiente. Un caso concreto, es establecer un perímetro de protección en la cuenca vertiente a un embalse de abastecimiento público.

Se clasifican los cursos de agua según el uso a que se destinan las mismas. Un mismo curso se puede distribuir en tramos en los que se establecen diferentes condicionantes, tanto para toma de agua, como para vertido.

Cuando se inicia un plan de lucha contra la contaminación se hace distinción entre las actividades industriales existentes y las nuevas. A las primeras se les da un plazo amplio para que vayan construyendo las instlaciones correctoras hasta alcanzar los niveles que se exigen para las industrias nuevas.

La autoridad de cuenca establece un canon de toma de agua de los cauces públicos. Con este canon, la autoridad lleva a cabo la regulación de caudales y obras generales en el cauce.

En mucho países, especialmente de la C.E.E. se practica el principio "quien contamina paga", es decir los costes de depuración los debe pagar el causante de la contaminación, sin esperar que la Administración le ayude. No obstante, especialmente cuando se inicia un plan de lucha contra la contaminación, que obliga a que la Administración ayude a las industrias con créditos de bajo interés a largo plazo y otras medidas fiscales, especialmente con relación a la amortización de las instalaciones. Por supuesto, en cualquier caso, los costes de la depuración, directos e indirectos, los industriales los car

gan en el precio de coste de los productos y por tanto es la sociedad la que en definitiva los paga.

En algunos países se establecen límites de contaminación de los efluentes industriales que se desaguan directamente a los cauces públicos, expresado a veces en unidades de concentración (mg/l), aunque cada vez más se tiende a imponer limitaciones referidas a unidad de producción.

Se procura el seaneamiento mixto recogiendo en la red comunal los vertidos industriales debidamente pretratados debiendo cumplir unos límites mínimos tolerables para evitar problemas de explotación en la red de saneamiento y en la planta depuradora, especialmente en los procesos biológicos.

Los industriales que desaguan sus vertidos a una red comunal abonan al municipio o autoridad de cuenca una cantidad por el servicio recibido. El servicio es el de alcantarillado y depuración. El cargo de la depuración se realiza según una fórmula en la que entran el caudal o volumen tratado, la carga orgánica del vertido, la carga en materias en suspensión y otro parámetro que define el grado de toxicidad o biodegradabilidad del vertido.

Comunidades de cuenca

Existen buenos ejemplos de estas organizaciones en Alemania, en las cuencas industriales del Rhur y próximas. Las primeras comunidades que se crearon datan de comienzos del siglo, organizándose exclusivamente para resolver el problema de la depuración de las aguas residuales de la zona. Las que posteriormente se crearon administran los recursos hidráulicos además de encargarse de la depuración de las aguas residuales.

En estas Comunidades son miembros o asociados los municipios, las industrias en general, y en particular, las minas.

Estos organismos se autofinancian los gastos de administración y de ejecución y mantenimiento de las obras e instalaciones mediante cuotas que cada asociado paga según los beneficios que recibe o los daños que ocasiona. En el caso de acometer grandes obras pueden conseguir del Estado alguna subvención o la autorización para cobrar un recargo especial.

La valoración de la cuota a pagar por cada asociado por la evacuación (los colectores generales, ya que la red de saneamiento normal corre a cargo del municipio) y depuración de las aguas residuales, a través de las obras de la Asociación, se basa en fórmulas o acuerdos que se adoptan an la Asamblea General Anual. No existe un único criterio para las diferentes cuencas.

Las Asociaciones tienen autonomía propia para llevar a cabo su misión en la cuenca, sin intervención del Estado, el cual se limita a vigilar el cumplimiento de los estatutos. En el estado de Westphalia es el Ministerio de la Alimentación, Agricultura y Montes, el encargado de esta misión.

Canon de toma y de vertido

El simple criterio de "quien contamina paga" comenzó a ponerse en práctica en Francia con la creación de las "Agencias Financieras de Cuenca".

Las Agencias Financieras son organismos del Estado, de carácter administrativo, que se crearon en cada una de las seis cuencas en que se subdividió Francia. La Ley de 1.964 las faculta a establecer y cobrar, de todos aquellos que utilicen agua de un cauce público, o la viertan a él, un canon proporcional al caudal de toma y carga contaminante que viertan. Estas percepciones las destina la Agencia a contribuir a la realización de estudios, investigaciones y obras de interés común dentro de la cuenca y préstamos a los industriales.

La introducción del canon por vertido es una novedad relativa; las Asociaciones de las cuencas de Rhur, Emscher, Lippe, etc, en Alemania, vienen aplicando desde hace muchos años un sistema similar.

El fundamento del canon de vertido es el siguiente:

Las Agencias Financieras valoran la contaminación que aporta cada actividad mediante dos unidades, que son:

- Materias oxidables = $\frac{DQO + 2DBO_5}{3}$

- Materias en suspensión.

Después estima:

a) Las cantidades que de estas dos unidades vierte cada actividad.
b) Unos coeficientes de reducción para los que dispongan de una instalación de depuración.

Multiplicando los kilogramos de las dos unidades, que vierte cada actividad, por los coeficientes de reducción correspondientes, se determina carga contaminante total a cotizar por cada actividad.

Se definen varias zonas de vertido, en cada una de las cuales se fija la tarifa, a pagar por kilogramo de contaminación total vertida. Multiplicando la carga contaminante toal por la tarifa correspondiente, se determina el canon a satisfacer. Por ejemplo, la tarifa de la cuenca del Sena es de:

- Seg de materias oxidable/d.....	96	NF/a
- Seg de materias en suspensión/d.....	48	NF/a
- Sólidos disueltos ($\frac{mho}{cm}$/d x m^3).....	13,50	NF/a
- Por habitante	10	NF/a
- Equitox.....	1,0	NF/a

Como el sistema se basa en unos índices estimados de la carga contaminante que aporta cada actividad, en el caso que una entidad se considere perjudicada por la aplicación de estos índices, se admite que pueda solicitar que se le practique, a sus expensas, una medición directa de la carga contaminante que verdaderamente aporta. También se prevé que, si la Agencia considera que alguna entidad aporta una contaminación mayor que la que resulta de aplicar los índices establecidos, pueda recurrir a una medición directa. Si existe diferencia entre la valoración estimada y la medida, se modifica el canon que debe pagar dicha entidad.

Las redes de saneamiento municipales, o similares, deben satisfacer el canon correspondiente a todos los vertidos que a través de la red desaguan al curso de agua.

ANEXO I

(Tomado de la revista "Contaminación y Prevención")

Recopilación de las disposiciones adoptadas sobre «el medio ambiente»

INTRODUCCION

El decreto 888/1972, de 13 de abril, por el que se crearon la Comisión Delegada del Gobierno para el Medio Ambiente y la Comisión Interministerial de igual denominación, indicaba en su artículo cuarto las funciones específicas de esta última. De entre ellas se encontraba la de "preparar compilaciones de las disposiciones vigentes, proponer su refundición y actualización y promover las reformas orgánicas que se estimen precisas para una mayor eficacia de la política de acondicionamiento del medio ambiente".

El presente documento pretende cumplir con la primera de estas misiones. Ha sido elaborado por la Secretaría de la C.I.M.A. sobre la base de la recopilación realizada bajo la dirección de M. A. Arroyo Gómez, de la Escuela Nacional de Administración Pública y con su colaboración.

Madrid, 31 de diciembre de 1972

CONTAMINACION DE LAS AGUAS

I. AGUAS CONTINENTALES

PRECEDENTES LEGISLATIVOS

1 **Ley de Aguas de 13 de junio de 1879.**
(Gaceta del 19)

Constituye el texto básico en la materia; de la bondad de su contenido es buena prueba su vigencia actual. Se ocupa fundamentalmente de las cuestiones relativas al "dominio y propiedad de las aguas", "servidumbre y "aprovechamiento".

Desde el punto de vista medioambiental han de tenerse en cuenta los siguientes preceptos:

Capítulo VII, art. 62: Sobre la obligación de los dueños de lagunas y terrenos pantanosos de desecarlos cuando sean declarados insalubres.

Art. 219: Confiere a los gobernadores la facultad de suspender aquellos trabajos industriales que afecten a la salubridad de las aguas o a la vegetación si sus dueños no adoptan el oportuno remedio, previendo en el art. 220 la caducidad de las concesiones en los casos en que no se adopten las medidas pertinentes.

Art 277: La Administración está facultada para ejercer la vigilancia necesaria en las aguas de dominio privado, a fin de que no afecten a la salubridad publica.

2. Real Decreto de 21 de marzo de 1895

Defensa de las aguas contra toda clase de contaminaciones.

3. Real Decreto de 16 de noviembre de 1900
(Gaceta del 18)

Aprueba el Reglamento sobre enturbiamiento e infección de aguas publicas y sobre aterramiento y ocupación de sus cauces con los liquidos procedentes del lavado de minerales o con los residuos de las fábricas.

La estructura del real decreto es la siguiente:

— Capitulo primero: Enturbiamiento e infección de aguas públicas.
— Capitulo II: Aterramiento y ocupación de cauces publicos.
— Capitulo III: Disposiciones generales.

Este importante texto legal no se limita a establecer prohibiciones, sino que preve también diversas fórmulas de depuración. Es curioso destacar el contenido de su artículo 12, que dice expresamente: "Se preferira que se arrojen las aguas turbias y sucias en el mar a verterlas en los cauces publicos..."

En términos generales se atribuye la competencia al gobernador civil de la Provincia, que recabara la información de las Jefaturas de Minas y de Obras Publicas y oirá al Consejo Provincial de Sanidad.

En el capitulo III del Real Decreto se establece el regimen de sanciones que, en caso de reincidencia, permite prohibir e impedir evacuaciones. Igualmente ofrece una interesante fórmula de indemnizaciones, segun la cual los causantes podran concertar con los propietarios afectados fijando su cuantía, o con el Ayuntamiento respectivo, construyendo a su costa fuentes, lavaderos y abrevaderos.

4. Decreto de 12 de enero de 1904
(Gacera del 22 y 23)

Da instrucciones generales de Sanidad.

Se ocupa de la impurificacion de las aguas por talleres y fábricas en sus articulos 140 a 145. Diferencia dos tipos de establecimientos: aquellos cuyo funcionamiento condicionado pueda consentirse en las proximidades de una población sin verter sus productos en las aguas publicas, y aquellos otros cuyas aguas residuales puedan impurificar las públicas. En ambos casos precisarán de autorización, que será otorgada, en el primero, por el inspector municipal de Sanidad, y en el segundo, por el inspector provincial, previo informe de la Junta Provincial.

5. Real Decreto de 12 de mayo de 1905
(Gaceta del 13)

Procedimiento para la exploración y beneficio de minerales cobrizos.

En su artículo único se refiere a procedimientos técnicos que "dejen las aguas procedentes de esa operación en el grado de inocuidad necesario para que no contaminen las de los cauces públicos".

6. Orden de 16 de octubre de 1906
(Gaceta del 20)

Ministerio de Fomento. Limpieza de cauces con sedimentos minerales.

Dedica fundamentalmente su atención al aprovechamiento de los sedimentos minerales que se extraigan, aunque hace también referencia a la limpieza propiamente dicha de ríos y arroyos, para dejar expedito y encauzado el curso de las aguas.

7. Real Decreto e Instrucción de 22 de diciembre de 1908

Persecución de fraudes alimenticios

Se ocupa de las condiciones higiénicas del agua para consumo en sus epígrafes "agua" y "hielo".

8. Real Orden de 12 de octubre de 1910
(Gacera de 9 de diciembre)

Establece las bases para la redacción de los reglamentos municipales de Higiene.

9. Real Orden de 14 de agosto de 1911

Infección de aguas potables.

10. Real Orden de 5 de marzo de 1912
(Gaceta del 10)

Purificación y esterilización de aguas potables.

Esta Real Orden se completó con las Ordenes de 9 de septiembre de 1926, 14 de octubre de 1937 y 30 de agosto de 1940, entre otras.

11. Real Decreto de 17 de septiembre de 1920

Aprueba disposiciones técnicas establecidas el 14 de ese mes sobre condiciones del agua para alimentación. Completado por circular de 11 de enero de 1922.

12. Real Orden de 22 de abril de 1922
(Gaceta del 16)

Instrucciones para la redacción de reglamentos municipales sobre instalación de fosas sépticas.

Su artículo 4.º prohíbe el vertido directo de las aguas residuales y exige su previa depuración.

13. Real Orden de 3 de enero de 1923
(Gaceta del 10)

Instrucciones técnico-sanitarias para los pequeños municipios.

Los artículos 37 y 38 se ocupan de la evacuación de aguas sucias y del establecimiento de redes de conducto y cloacales.

A la "depuración de las aguas residuales" dedica sus artículos 39 (negras e industriales), 40 a 42 (pequeños núcleos de población) y 43 a 60 (establecimientos colectivos o fincas aisladas).

14. Reglamento de Obras, Servicios y Bienes Municipales de julio de 1924

Impone a los Ayuntamientos la construcción de estaciones depuradoras.

15. Reglamento de Obras Municipales de julio de 1924

Que impone a los Ayuntamientos la construcción de estaciones depuradoras y regula algunas condiciones de vertidos de aguas industriales a las redes de alcantarillado.

16. Real Decreto de 9 de febrero de 1925
(Gaceta del 17)

Reglamento de Sanidad Municipal.

Su sección 2.ª está dedicada a la "Eliminación y tratamiento de excretas y aguas residuales", estableciendo las obligaciones y facultades de los Ayuntamientos al respecto.

17. Reglamento de 20 de octubre de 1925
(Gaceta del 24)

De Sanidad Provincial.

Su título II está dedicado al tema de las condiciones higiénicas de las aguas.

18. Real Orden de 9 de septiembre de 1926
(Gaceta del 10)

Proyectos de instalaciones y análisis periódicos de aguas.

19. Real Decreto de 7 de enero de 1927
(Gaceta del 8)

Normas sobre tramitación y otorgamiento de concesiones de aprovechamiento de aguas públicas.

20. Ley de 11 de julio de 1934
(Gaceta del 15)

De Bases de Coordinación Sanitaria y Reglamentos para su aplicación de 29 de septiembre de 1934 y 14 de junio de 1935.

Habida cuenta de la vigencia de la Ley de Aguas, señalada anteriormente, y los precedentes históricos reseñados, se recogen a continuación algunos de los textos legales de mayor interés.

21. *Real Decreto* de 7 de enero de 1927
(Gaceta del 8)

Establece normas sobre tratamiento y otorgamiento de concesiones de aprovechamiento de aguas públicas.

La legislación complementaria de esta disposición es la siguiente:

- Orden de 26 de abril de 1952.
- Orden de 3 de diciembre de 1954.
- Decreto de 5 de febrero de 1954.
- Orden de 24 de septiembre de 1954.
- Orden de 24 de octubre de 1955.
- Decreto de 10 de agosto de 1963.

22. Decreto de 23 de agosto de 1934
(Gaceta del 29, rectificado el 16 de septiembre)

Reglamento de Policía Minera.

Puede considerarse vigente la instrucción de 10 de marzo de 1898 ("Gaceta" del 17) dictada en ejecución del anterior Reglamento de 15 de julio de 1897 ("Gaceta" del 18) en cuanto no se oponga a la Ley de Minas de 19 de julio de 1944 y su Reglamento de 9 de agosto de 1946.

Los artículos 226 a 228 se ocupan del vertido de

aguas turbias o sucias procedentes de los trabajos mineros y establecen normas sobre su depuración previa. El gobernador civil aprobará los proyectos de instalaciones depuradoras, previo informe técnico de la Jefatura de Minas y, en su caso, de la de Obras Públicas.

23. Ley de 18 de octubre de 1941
(B.O.E. del 16 de diciembre)

Repoblacion forestal de las riberas de ríos y arroyos.

Entre los objetivos de la Ley se encuentra el de consolidar los alveos fluviales y, consiguientemente, la ordenación de los ríos, destacando igualmente la repercusión que la restauración de los cauces tendrá en la conservación y fomento de la riqueza piscícola.

La ejecución de los trabajos de repoblación se atribuye al Patrimonio Forestal del Estado, que actuará por delegación a través de la División Hidrológica-Forestal o Distrito Forestal correspondiente. La competencia esta atribuida en la actualidad al Instituto Nacional de Conservacion de la Naturaleza (ICONA) (Decreto-Ley 17/71).

24. Decreto de 23 de octubre de 1941
(B.O.E. del 25)

Presidencia del Gobierno. Delimita competencias en materia de alumbramiento y conducción de aguas subterraneas para abastecimiento a poblaciones y obras de riego.

Corresponderá a los Servicios del Instituto Geologico y Minero la tramitación de todos los expedientes en la materia, y al Ministerio de Obras Públicas las obras de conducción, depuración y almacenaje de tales aguas.

25. Orden de 11 de febrero de 1942
(B.O.E. del 12)

Normas para la venta de aparatos depuradores de agua.

Con objeto de higienizar en lo posible el abastecimiento de aguas a la poblacion civil, el Ministerio de la Gobernación, a través de la Dirección General de Sanidad, es competente para determinar los ensayos y visar la propaganda de los aparatos depuradores de agua potable.

26. Ley de 20 de febrero de 1942
(B.O.E. del 8 de marzo)

Regula el fomento y conservación de la pesca fluvial.

La protección de las aguas contra todo tipo de contaminaciones constituye, desde la optica de esta Ley, un medio para lograr su fin primordial, que es la defensa de las especies piscicolas.

El Reglamento de la presente Ley se estableció por decreto de 6 de abril de 1943, y posteriormente se han dictado diversas normas complementarias.

27. Reglamento de 6 de abril de 1943

Sobre riqueza piscícola.

28. Orden de 29 de febrero de 1944
(B.O.E. del 1 de marzo, rectificado el 3)

Determina las condiciones higiénicas mínimas que han de reunir las viviendas.

El órgano competente para conocer en la materia es la Fiscalía de la Vivienda, que, dependiente en un principio del Ministerio de la Gobernación, radica en la actualidad en el Ministerio de la Vivienda.

Entre las condiciones higiénicas mínimas exigibles, se encuentra el adecuado tratamiento de las aguas negras y su depuración antes de ser evacuadas al exterior.

29. Ley de 19 de julio de 1944
(B.O.E. del 22)

Regulacoin de las minas.

Su artículo 39 somete a autorización previa, que habrá de ser solicitada por los concesionarios de explotaciones mineras:

- El vertido a cauces públicos de los sobrantes de aguas subterráneas que alumbren en sus trabajos.
- El proyecto de labores que puedan afectar al régimen de manantiales comunes importantes, de caracter minero-medicinal.

Las autorizaciones serán concedidas por el Gobernador Civil, previo informe de la Jefatura del Distrito de Minas correspondiente.

30. Ley de 25 de noviembre de 1944
(B.O.E. del 26)

Se fijan las Bases para la Organización de la Sanidad.

La Base 24 fija, entre las obligaciones sanitarias mínimas de los Ayuntamientos:

Proporcionar aguas potables de pureza bacteriológica garantizada o por lo menos sanitariamente tolerable.

Evacuacion de aguas negras y residuales e instalación de red de alcantarillado.

De acuerdo con las Bases 27 y 28, compete al Ministerio de la Gobernación, a través de la Dirección General de Sanidad, la aprobación y posterior vigilancia del funcionamiento de las obras y servicios que afecten al saneamiento, así como dictar las normas sanitarias correspondientes.

La Base 27 prevé la posibilidad de explotar económicamente los residuos urbanos e industriales en coordinación con los Servicios del Ministerio de Agricultura.

31. Decreto de 23 de diciembre de 1944
(B.O.E. del 11 de enero de 1954)

Reglamento de Vías Pecuarias.

Se establece que las Vías Pecuarias son bienes de dominio público destinado al tránsito de ganado. Corresponde a la Administración del Estado la conservación, administración, explotación, mejora, custodia, clasificación, deslindes, amojonamiento y, en general, cuantas funciones se relacionan con las mismas.

32. Decreto de 26 de enero de 1946
(B.O.E. de 14 de noviembre de 1946)

Modifica el Decreto del 6 de abril de 1943.

33. Decreto de 9 de agosto de 1946
(B.O.E. de 8 de septiembre)

Reglamento General para el Régimen de la Minería.

Su artículo 129 somete el vertido a cauces públicos y otras labores mineras a las prescripciones del R. D. de 16 de noviembre de 1900 sobre enturbiamiento e infección de aguas públicas y sobre aterramiento y ocupación de cauces públicos.

La competencia en la materia es atribuida a los órganos del Ministerio de Obras Públicas.

34. Ley de 4 de mayo de 1948
(B.O.E. de 5 de mayo de 1948)

Modificación de la Ley del 20 de febrero de 1942.

35. Ley de 16 de julio de 1949
(B.O.E. de 18 de julio de 1949)

Modificación de la Ley del 20 de febrero de 1942.

36. Decreto de 16 de junio de 1950
(B.O.E. de 13 de agosto de 1950)

Modifica el Decreto de 6 de abril de 1943

37. Ley de 19 de diciembre de 1951
(B.O.E. del 22)

Repoblación forestal y ordenamiento de cultivos agrícolas de los terrenos integrados en las cuencas alimentadoras de los embalses de regulación.

La finalidad de la Ley es evitar la denudación de las laderas en las cuencas alimentadoras de embalses, a fin de que no se produzcan arrastres de tierras que reduzcan la capacidad de aquéllos.

La acción administrativa es encomendada al Ministerio de Agricultura, a través de la Dirección General del Patrimonio Forestal del Estado y del Instituto Nacional de Colonización, interviniendo, además, las Divisiones Hidrológicas-Forestales en la reconstrucción y restauración de las cabeceras de los ríos (actualmente ICONA e IRIDA).

Por su parte, el Ministerio de Obras Públicas es el Departamento directamente interesado en la realización de estos trabajos protectores.

38. Ley de 5 de julio de 1952
(B.O.E. del 16)

Somete a la Dirección General del Patrimonio Forestal del Estado el Servicio Nacional Hidrológico-Forestal.

Las Divisiones Hidrológico-Forestales conservarán, no obstante, sus finalidades específicas que constituyen acciones de defensa de la riqueza natural: extinguir torrentes, consolidar suelos inestables, defensa contra las inundaciones, etc.

Competencia actual, ICONA

39. Decreto de 13 de mayo de 1953.
(B.O.E. del 2 de julio)

Normas para la protección de la riqueza piscícola en aguas continentales.

Esta disposición determina en el artículo [illegible]

Consejo de Ministros, a propuesta del de Agricultura, determinará aquellas masas de aguas continentales en las que por la importancia de su riqueza piscícola y demás circunstancias que en ellas concurren no podrá autorizarse en las mismas o en sus márgenes, sin previo acuerdo del Ministerio de Agricultura o de sus organismos o Servicios, la instalación de artes, industrias o aprovechamiento alguno.

Las nuevas explotaciones mineras o instalaciones industriales de cualquier naturaleza que hayan de verter aguas residuales en masas de aguas continentales no comprendidas dentro del artículo 1.° de este Decreto habrán de cumplir, para ser autorizadas, además de las condiciones exigidas por sus legislaciones específicas en cuanto a enturbiamiento o alteraciones químicas de las aguas fluviales, lo que, en relación con la protección de la riqueza piscícola establece la Ley de Pesca, de 20 de febrero de 1942.

40. Decreto de 23 de mayo de 1953

Normas a fin de coordinar los intereses de otras producciones que merezcan tenerse en cuenta por su cuantía económica con las exigencias que aseguren la subsistencia y normal desarrollo de las especies piscícolas en aguas continentales.

El artículo 1.° del presente Decreto establece que el Consejo de Ministros, a propuesta del de Agricultura, determinará las masas de aguas protegidas y prescribe el previo acuerdo del Ministerio de Agricultura para la instalación de industrias o aprovechamientos que puedan afectar al estado de las aguas.

41. Decreto de 3 de julio de 1953
(B.O.E. del 14)

Sobre masas de aguas protegidas.

En cumplimiento de lo dispuesto en el artículo 1.° del Decreto de 13 de mayo de 1953 se declaran una serie de masas de aguas continentales sujetas a régimen de protección especial.

42. Decreto de 11 de agosto de 1953
(B.O.E. del 18 de septiembre)

Reorganiza el Consejo Superior de Caza y Pesca Fluvial.

43. Decreto de 11 de septiembre de 1953
(B.O.E. del 27)

Nueva relación de masas de aguas protegidas.

44. Decreto de 15 de enero de 1954
(B.O.E. del 3 de febrero)

Creación de cotos nacionales de pesca.

Se autoriza al Ministerio de Agricultura para que, con arreglo al artículo 13 de la Ley de Pesca Fluvial de 20 de febrero de 1942, constituya en las aguas continentales sujetas a protección especial a que se refiere el artículo 1.° del decreto de 13 de mayo de 1953, zonas o tramos sometidos a un particular régimen de aprovechamiento.

45. Decreto de 25 de junio de 1954
(B.O.E. del 5 de julio)

Normas para conceder autorizaciones destinadas a ampliar industrias cuyas aguas residuales no sean depuradas antes de ser vertidas a los cauces públicos.

Los proyectos de depuración de aguas residuales, cuya existencia es requisito objetivo para que se autorice el establecimiento o ampliación de la industria, serán remitidos a informe de las Jefaturas Provinciales de Sanidad, Servicios delegados del Ministerio de Agricultura y Confederaciones Hidrográficas o Servicios Hidráulicos de la respectiva cuenca. En caso de discrepancia, la autorización corresponderá a la Presidencia del Gobierno, mediante decreto aprobado en Consejo de Ministros.

46. Decreto de la Presidencia de 5 de julio de 1954

Prohibiendo los vertidos sin depurar a cauces públicos, y la autorización de ampliación de aquellas industrias cuyas aguas residuales no sean efectiva y eficazmente depuradas.

47. Ley de 24 de junio de 1955
(B.O.E. del 1 de abril de 1956)

De Régimen Local.

Establece entre las obligaciones mínimas de los Ayuntamientos el abastecimiento de aguas a poblaciones y el adecuado tratamiento de las residuales.

48. Orden de 4 de julio de 1958
(B.O.E. del 24)

Sobre instalaciones de almazaras, para neutralizar y eliminar alpechines en las aguas residuales que viertan a los ríos.

La Orden establece un plazo, que se extingue el 30 de junio de 1959, para que se realicen las instalaciones necesarias de neutralización y filtrado. Si en dicho término no se realizaran las obras se obligará a las empresas al pago del canon a que se refiere la Ley de 20 de febrero de 1942 (de Pesca Fluvial, B.O.E. de 8 de marzo).

49. Decreto de 14 de noviembre de 1958
(B.O.E. del 2 de diciembre)

Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces.

Su artículo 11, al referirse a las "aguas residuales" reitera las prohibiciones contenidas en los Reales Decretos de 21 de marzo de 1895 y 16 de noviembre de 1900.

La competencia es atribuida, sin perjuicio de lo establecido en la Ley de Pesca Fluvial de 20 de febrero de 1942, y su Reglamento de 6 de abril de 1943, a las Confederaciones o Servicios Hidráulicos. Los proyectos de depuración serán sometidos a informe de las Jefaturas Provinciales de Sanidad.

El establecimiento de industrias o instalaciones susceptibles de contaminar será informado previamente por la Jefatura Provincial de Sanidad, Jefe del Servicio Piscícola y del Servicio Hidráulico correspondiente.

50. Decreto de 18 de agosto de 1959
(B.O.E. del 27 de agosto de 1959)

Modifica el Decreto del 6 de abril de 1943.

51. Orden de 4 de septiembre de 1959
(B.O.E. del 10)

Reglamentando el vertido de aguas residuales.

Dictada para completar el artículo 11 del Reglamento de Policía de Aguas y de sus Cauces de 14 de noviembre de 1958, especialmente en lo que se refiere a las aguas residuales de los distintos aprovechamientos hidráulicos.

Su artículo 6.º establece una clasificación sistemática de sus cauces públicos: cursos de agua protegidos, vigilados, normales e industriales.

Se estructura el sistema de autorizaciones de vertidos ya existente y se crea a tal fin el Censo de Aguas Residuales, a cargo de los Servicios Hidráulicos correspondientes, que permitirá conocer en todo momento el grado de impurificaciones y las posibilidades de explotación que un determinado curso de agua ofrece.

El artículo 8.º establece, a efectos del Censo, la siguiente clasificación: entidades o particulares que producen vertidos inocuos, sospechosos y nocivos.

52. Orden del Ministerio de Obras Públicas del 4 de octubre de 1959

Clasificación de cauces.

53. Decreto de 8 de octubre de 1959.

Por el que se crea la Comisaría de Aguas para luchar contra la contaminación de las aguas públicas.

54. Orden de 22 de diciembre de 1959
(B.O.E. del 28)

Protección contra radiaciones ionizantes.

Establece, entre otras medidas preventivas, las concentraciones máximas admitidas en el agua potable.

55. Orden de 23 de marzo de 1960
(B.O.E. del 2 de abril)

Vertido de aguas residuales.

Dicta normas complementarias a la Orden de 4 de septiembre de 1959, que reglamentaba la aplicación del artículo 11 del Decreto de 14 de noviembre de 1958 (Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces).

Atribuye la competencia en todos los asuntos referentes a esta materia a las Comisarías de Aguas, que podrán obligar a ejecutar las obras y llevar a cabo el tratamiento complementario necesario para que las aguas reúnan las condiciones idóneas.

El artículo 5.º establece expresamente que "todo aquel que realice vertido de aguas residuales está obligado a mantener las aguas del cauce que lo recibe en el grado de pureza que se señala en la autorización otorgada".

Las infracciones se someterán a lo dispuesto en el Reglamento de Policía de Aguas, extremándose el rigor con los reincidentes y pasándose, si procede, el tanto de culpa a los tribunales.

Se señala, finalmente, la vigencia del Reglamento establecido por Real Decreto de 16 de noviembre de 1900 y en especial la aplicación del artículo 5.º de su capítulo primero.

56. Orden de 31 de mayo de 1960
(B.O.E. del 13 de junio)

Régimen de las piscinas públicas, completada por la Orden de 12 de julio de 1961.

57. Orden de 12 de julio de 1961
(B.O.E. del 2 de agosto)

Que extiende su aplicación a todas las piscinas que no sean de carácter exclusivamente familiar.

Las solicitudes de autorización habrán de estar acompañadas por una exposición de las características del agua, método de depuración y sistema de evacuación.

La Orden contiene normas relativas a condiciones y tratamiento del agua, así como para evitar la acumulación de impurezas en la misma.

Son órganos competentes en la materia la Dirección General de Sanidad y la de Seguridad, la Junta Consultiva e Inspectora de Espectáculos, la Jefatura Provincial de Sanidad y los Gobernadores Civiles en la esfera provincial.

58. Decreto de 2 de junio de 1960
(B.O.E. del 14)

Modifica el Decreto de 6 de abril de 1943.

59. Circular de 21 de junio de 1960

Dirección General de Obras Hidráulicas. Instrucciones y valoración de las diversas características que corresponden a las aguas de los cauces públicos, según la clasificación establecida por la Orden Ministerial de 4 de septiembre de 1959.

Se inicia con una serie de instrucciones generales de tipo práctico para la toma y comprobación de muestras, y establece luego una "valoración de las diversas características del agua": organolépticas, físico-químicas, químicas, sustancias tóxicas e indeseables y biológicas, para finalizar con algunas "instrucciones particulares".

60. Orden del Ministerio de Agricultura de 8 de agosto de 1960
(B.O.E. del 13)

Alteración de las condiciones biológicas, físicas o químicas de las aguas.

Las medidas incluidas en la presente orden se dirigen a evitar perjuicios a las especies animales que son objeto de protección de los preceptos contenidos en la Ley de Pesca Fluvial.

61. Decreto de 22 de diciembre de 1960
(B.O.E. del 18 de enero de 1961)

Reforma y complementa el Reglamento de Policía Minera y Metalúrgica (Decreto de 23 de agosto de 1934).

Su artículo 38 alude a los perjuicios y peligros que las aguas residuales de talleres o fábricas puedan ocasionar en los cauces y aguas públicas, prescribiendo la adopción de las medidas oportunas para evitarlos.

La competencia está atribuida a las Jefaturas de Minas correspondientes, interviniendo los Gobernadores Civiles en el régimen sancionador.

62. Decreto de 30 de noviembre de 1961
(B.O.E. del 7 de diciembre)

Reglamento de Actividades Molestas, Nocivas, Insalubres y Peligrosas.

63. Orden de 20 de marzo de 1962

Vertido de aguas residuales.

64. Orden de 9 de octubre de 1962
(B.O.E. del 23 y del 31 de diciembre)

Aprueba normas complementarias que regulan la aplicación de la Orden de 4 de septiembre de 1959, reglamentando el vertido de aguas residuales.

La competencia específica corresponde a las Comisarías de Aguas del Ministerio de Obras Públicas, que resolverán, previo informe de las Jefaturas del Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza, de las Jefaturas Provinciales de Sanidad y de las Delegaciones del Ministerio de Industria.

Su régimen sancionador establece la posibilidad de pasar el tanto de culpa a los Tribunales de Justicia, cuando pudieren derivarse daños para la salud pública o para los usuarios de aprovechamientos inferiores. Por otra parte, el incumplimiento de las condiciones impuestas será causa de caducidad de las autorizaciones de vertido.

65. Orden de 15 de marzo de 1963, complemento del Decreto de 30 de noviembre de 1961
(B.O.E. del 2 de abril)

Sobre actividades molestas, insalubres, nocivas y peligrosas.

66. Decreto de 5 de junio de 1963
(B.O.E. del 10)

Crea la Comisión Central de Saneamiento. Entre sus funciones está lo relativo a abastecimientos de agua potable, depuraciones y aprovechamiento de residuales y alcantarillado.

67. Orden de 22 de agosto de 1963

Aprueba el pliego general de Condiciones facultativas para las tuberías de abastecimiento de aguas.

Posteriormente, la Orden de 31 de diciembre de 1965 prorrogó su vigencia hasta el 30 de junio de 1966.

68. El Reglamento de Policía Minera y Metalúrgica, aprobado por Decreto de 23 de agosto de 1964, cuyo artículo 266 señala las prescripciones a que ha de ajustarse el vertido a ríos y arroyos de aguas turbias o sucias.

69. Orden de 31 de octubre de 1964
(B.O.E. del 11 de noviembre)

Aprovechamiento de áridos en determinados tramos de ríos.

La presente Orden viene a completar la de 17 de octubre de 1939, que rige las autorizaciones de extracción de áridos en los cauces públicos, a la vista de la creciente demanda en los tramos contiguos a zonas de interés urbano y turístico.

Las Comisarías de Aguas podrán redactar proyectos de limpieza y conservación de determinados tramos de cauce.

70. Decreto de 17 de diciembre de 1964
(B.O.E. del 11 de enero de 1965)

Modifica el Decreto de 6 de abril de 1943.

71. Resolución de la Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial de 1 de febrero de 1966
(B.O.E. del 12 de febrero)

Dispone períodos hábiles de pesca y normas relacionadas con la misma.

72. Decreto de 1 de julio de 1965
(B.O.E. del 6 de octubre de 1965)

Modifica el Decreto del 18 de agosto de 1959.

73. Decreto de 10 de febrero de 1966
(B.O.E. del 1 de marzo)

Modifica el Decreto de 6 de abril de 1943.

74. Resolución de la Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial de 27 de abril de 1966
(B.O.E. del 3 de mayo)

Sobre períodos hábiles de pesca.
Modifica la resolución de 1 de febrero.

75. Ley de 31 de mayo de 1966
(B.O.E. del 2 de junio)

Que modifica la Ley del 20 de febrero de 1942.

76. Decreto de 14 de julio de 1966
(B.O.E. del 12 de agosto)

Modifica el Decreto de 6 de abril de 1943.

77. Resolución del Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza de 15 de julio de 1966

Sobre la pesca del cangrejo en los cauces de derivación.

78. Decreto de 13 de agosto de 1966
(B.O.E. del 10 de septiembre)

Modifica el Decreto de 6 de abril de 1943.

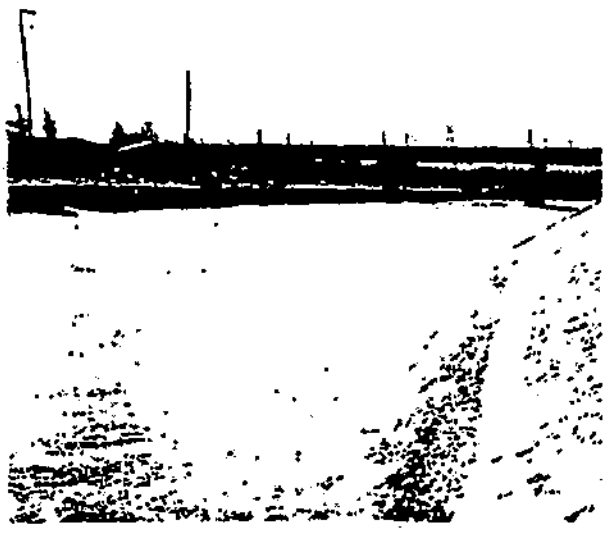
79. Decreto de 10 de septiembre de 1966
(B.O.E. del 10 de octubre)

Ordenación de embalses.

Trata de compatibilizar los aprovechamientos principales de las aguas públicas (según orden prioritario establecido por el art. 160 de la Ley de Aguas de 1879) con otras utilizaciones secundarias para fines recreativos que no perjudiquen los esenciales.

Los embalses serán clasificados en el plazo de seis meses, oído el Ministerio de Información y Turismo, según sus distintas posibilidades de aprovechamiento secundario recreativo, y se determinarán las actividades compatibles. El Ministerio de Obras Públicas ejercerá las funciones de policía y vigilancia, tanto en los embalses como en sus zonas adyacentes (500 metros de la línea de máximo embalse).

En los planes de promoción turística de zonas limítrofes a los embalses que tramite el Ministerio de Información y Turismo habrá de constar la correspondiente autorización del Ministerio de Obras Públicas. Igualmente se requerirá dicha autorización, sin perjuicio de la



competencia municipal, para cualquier tipo de instalaciones de las zonas adyacentes.

Se prevé la posibilidad de crear "perímetros de protección en torno a los embalses destinados a abastecimientos de poblaciones, con las consiguientes limitaciones a cualquier tipo de instalación".

80. Orden del Ministerio de Obras Públicas de 11 de julio de 1967

Sobre protección de embalses.

81. Orden de 19 de julio de 1967
(B.O.E. del 5 de agosto)

Navegación particular en embalses.

Completa el Reglamento de Policía de Aguas de 14 de noviembre de 1958, dictando normas relativas a la autorización, títulos requeridos para el manejo de las embarcaciones y exigencia del seguro contra daños a terceros en los casos de navegación en los embalses.

La competencia es atribuida a las Comisarías de Aguas.

82. Decreto de 22 de julio de 1967
(B.O.E. del 25)

Régimen de instalación de industrias: vertido de aguas o gases contaminantes.

Su artículo 10, apartado 9, establece la necesaria aprobación del funcionamiento de los elementos previstos para la depuración de residuos contaminantes.

83. Decreto de 18 de enero de 1968
(B.O.E. del 29)

Prohibición del uso de detergentes no biodegradables.

Está dirigido a reutilizar, en condiciones de salubridad, las aguas residuales vertidas en los cauces públicos, a causa de la creciente demanda de consumo y de la insuficiencia de las estaciones depuradoras ante los detergentes llamados "duros" o "no biodegradables".

En consecuencia, prohíbe el uso, tanto doméstico como industrial, de preparados tensioactivos de base aniónica cuya biodegradabilidad sea inferior a la establecida en el presente decreto.

Para aplicar este régimen son competentes los Ministerios: de Industria, en toda clase de pruebas y ensayos, así como para la clausura de las industrias que utilicen tales generos; de Hacienda, para aplicar las sanciones pertinentes de la Ley de Contrabando y Defraudacion de 16 de julio de 1964, por la importación, producción, circulación y venta de los géneros prohibidos; de Comercio, para clausurar los almacenes en que se encuentren depositados dichos generos y los Alcaldes y Gobernadores para imponer las sanciones o retirar las licencias correspondientes en la forma que dispone el Reglamento de Actividades Molestas, Insalubres, Nocivas y Peligrosas de 30 de septiembre de 1961.

84. Orden de 29 de febrero de 1968
(B.O.E. del 7 de marzo)

Amplia la composición de la Subcomisión Técnica de Industria y Actividades Clasificadas de la Comisión Central de Saneamiento.

Entre las ponencias de trabajo en que se divide la Subcomisión, la tercera está dedicada al estudio de las Contaminaciones Hídricas (vertidos diversos).

85. Orden del Ministerio de Obras Públicas del 28 de junio de 1968.

Por la que se clasifican los embalses según sus posibilidades de aprovechamiento recreativo.

86. Orden de la Presidencia del Gobierno de 9 de noviembre de 1968
(B.O.E. del 12 de noviembre)

Regula la colaboración entre el Servicio de Pesca Continental, Caza y Parques Nacionales y la Administración Turística Española.

Disposición ya citada al tratar de la caza.

87. Decreto de la Presidencia de 25 de noviembre de 1968.

Sobre la prohibición de importación, fabricación y uso de los detergentes biodegradables.

88. Decreto de 26 de diciembre de 1968
(B.O.E. del 30)

Modifica el decreto de 18 de enero de 1968 sobre prohibición del uso de detergentes no biodegradables.

Su promulgación responde a una doble finalidad: reducir al mínimo los trastornos o dificultades que pudiera ocasionar a determinados sectores de la economía nacional la aplicación del Decreto de 18 de enero de 1968 y aclarar algunos aspectos fundamentalmente técnicos del citado Decreto, para lograr su mejor y más fácil aplicación.

89. Orden de 24 de febrero de 1969

Dicta normas complementarias de los Decretos de 18 de enero y 26 de diciembre de 1968 sobre prohibición del uso de detergentes no biodegradables.

Su contenido es fundamentalmente técnico y la competencia para su aplicación es atribuida al Ministerio de Industria a través de sus órganos pertinentes.

90. Norma de 23 de abril de 1969

Fija los límites y condiciones de los vertidos al litoral.

91. Ley 28/1969, de 26 de abril, sobre costas

Título II. Competencias administrativas en relación con el dominio público.

Artículo diez, punto cuatro, dice: "Corresponde al Ministerio de Obras Públicas otorgar, previo informe de los Ministerios de Marina, Comercio e Información y Turismo y de los Ayuntamientos interesados las concesiones para tomas de agua o para desagüe de las residuales. Si se trata de desagües que contengan hidrocarburos y derrames de fábricas o restos de toda clase, el informe del Ministerio de Comercio habrá de ser favorable."

Artículo once, punto tres, dice: "Corresponde al Ministerio de Comercio, a través de la Subsecretaría de la Marina Mercante, la limpieza del mar territorial, evitando su contaminación por hidrocarburos y otras sustancias y residuos, y aplicar en su caso las sanciones correspondientes."

92. Ley de 29 de abril de 1969
(B.O.E. del 4 de mayo)

De Energía Nuclear.

Actualiza y completa todas las disposiciones anteriores sobre protección contra las radiaciones ionizantes.

93. Resolución de la Dirección General de Puertos y Señales Marítimas por la que se aprueban los "normas provisionales para el proyecto y ejecución depuradora y de vertido de aguas residuales al mar en las costas españolas"
(B.O.E. num. 17, de 20 de junio de 1969).

En esta resolución se acepta que se puede elegir entre verter al mar las aguas residuales despues de ser convenientemente depuradas o a través de un emisario submarino de características adecuadas, siendo obligatorio un tratamiento previo de eliminación de sólidos.

Si transcurrido cierto tiempo de funcionamiento de la instalación autorizada se comprobara la insuficiencia de la misma desde el punto de vista sanitario, podrá exigirse al concesionario una sedimentación previa o incluso una depuración completa, posibilidad que en todos los casos deberá tenerse en cuenta en el momento de construir la instalación.

94. Ley 59/1959, de 30 de junio, de Ordenación Marisquera

Artículo decimosexto. En las zonas declaradas de interés marisquero los núcleos de población o las industrias que evacuen o hayan de evacuar al mar, directa o indirectamente, agua o residuos que puedan producir contaminación o enturbiamiento de las aguas deberán estar dotadas de los sistemas de depuración adecuados para que aquéllos resulten inofensivos para los peces, crustáceos y moluscos. Estas industrias o servicios precisarán para su autorización por los Ministerios a quienes corresponda otorgarla, el informe favorable de la Subsecretaría de la Marina Mercante y Comisión Nacional para evitar la contaminación de las aguas del mar por los hidrocarburos.

En las restantes zonas productoras de mariscos será preceptivo el informe de la Dirección General de Pesca Marítima en todos los proyectos de evacuación al mar de aguas fecales o residuales de núcleos de población o de industrias. Todos los sistemas existentes actualmente de evacuación al mar de las aguas a que se refiere el inciso anterior deberán adaptarse en el plazo que técnicamente sea viable a juicio de la Dirección General de Pesca Marítima, de tal forma que la evacuación no perturbe o contamine las aguas en perjuicio de peces, crustaceos o moluscos.

Las condiciones de construcción o funcionamiento de los sistemas de eliminación y depuración de los residuos excretas estarán bajo la vigilancia de los servicios correspondientes de la Dirección General de Sanidad.

95. Decreto de 25 de septiembre de 1969
(B.O.E. del 27)

Regula el ejercicio de actividades subacuáticas.

Si bien está dirigido fundamentalmente a regular el ejercicio de tales actividades, en las zonas marítimas, también prevé la posibilidad de que se realicen en embalses, ríos y cursos de agua del interior, correspondiendo, en estos casos su vigilancia y control a los gobernadores civiles y a las Confederaciones Hidrográficas y Comisarías de Aguas.

Si tales actividades se produjeran en zonas o centros declarados de interés turístico nacional se estará a lo dispuesto en el artículo 7.º del Reglamento de Centros y Zonas de Interés Turístico Nacional, de 23 de diciembre de 1964.

96. Orden ministerial de 26 de diciembre de 1969.

Prohibiendo la importación, fabricación y uso de los detergentes no biodegradables.

97. Resolución de la Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial de 15 de enero de 1970
(B.O.E. del 24)

Sobre períodos hábiles de pesca.

Modifica la resolución de la Dirección General de Montes, Caza y Pesca Fluvial de 1 de febrero de 1966 en lo relativo a períodos hábiles y normas para la pesca del cangrejo.

98. Orden del Ministerio de Agricultura de 22 de octubre de 1970
(B.O.E. del 2 de noviembre)

Relaciona, a efectos de lo dispuesto en el artículo 18 de la Ley de 20 de febrero de 1942, "los cursos de agua habitados por la trucha", modificando la orden de 25 de noviembre de 1959 ("B.O.E." de 1 de diciembre).

99. Decreto 3787/1970, de 19 de diciembre, sobre requisitos de infraestructura en los alojamientos turísticos
(B.O.E. núm. 15, del 18 de enero de 1971)

En su artículo cuarto, "Tratamiento y evacuación de aguas residuales", dice:

"Uno. La evacuación de aguas residuales deberá realizarse en las debidas condiciones técnicas a través de la red de alcantarillado.

Dos. De no existir dichos alcantarillados o resultar insuficiente para absorber las aguas residuales procedentes de nuevas construcciones, el tratamiento y evacuación de dichas aguas se efectuará mediante estación depuradora particular o colectiva de las del tipo de oxidación total, con una capacidad de depuración proporcionada al número de plazas del establecimiento o alojamiento de donde aquellas proceda.

Tres. No eximirá del tratamiento depurador a que se refiere el número anterior el que se empleen emisarios submarinos para la evacuación de las aguas residuales.

Cuatro. En cualquier supuesto, el vertido de aguas residuales, tanto en el mar como en aguas continentales, en parajes, áreas o zonas de utilización turística, no podrá efectuarse sin su previa depuración.

100. Orden del Ministerio de Comercio de 11 de octubre de 1971
(B.O.E. del 23)

Prohibición de captura, circulación y venta de la trucha de mar o "reo".

Se prohíbe la pesca de la trucha marina o "reo", así como su circulación y venta en todo el territorio nacional, durante el período de veda de pesca fluvial de la indicada especie, con objeto de proteger y conservar esta última.

101. Decreto de 4 de noviembre de 1971

Se reorganiza el Ministerio de Obras Públicas, estableciéndose en la Dirección General de Obras Hidráulicas dos unidades:

a) Con nivel orgánico de Subdirección General, la Comisaría General de Aguas y de Lucha contra la Contaminación (art. 23 del decreto).

b) Con nivel orgánico de Servicios: Servicio de Lucha contra la Contaminación y Tratamiento de Aguas.

102. Decreto de 23 de diciembre de 1971
(B.O.E. de 11 de enero de 1972)

Regula la lucha contra la contaminación de los ríos guipuzcoanos.

Por acuerdo del Consejo de Ministros de 11 de septiembre de 1970 se constituyó un grupo de trabajo para redactar un plan de actuación urgente. Como resultado inmediato de sus actividades se ha confeccionado el presente plan parcial para eliminar los vertidos más nocivos, entre tanto se elabora un plan a largo plazo.

En consecuencia, y sin perjuicio de lo dispuesto en el Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces, se concede un plazo de dos meses a los responsables o infractores que no limpien de residuos los márgenes de los ríos, para que les sea aplicada esta norma.

A las personas y entidades que viertan líquidos residuales de gran concentración se les concede un plazo de seis meses para que presenten los oportunos proyectos de depuración. La Comisaría de Aguas del Norte de España, previo informe del Ministerio de Industria o del de Agricultura, según el tipo de actividad de que se trate, aprobará los proyectos o concederá un nuevo plazo de tres meses para su reforma o sustitución concediéndose posteriormente un plazo de un año, ampliable a juicio de la Comisión Provincial de Servicios Técnicos, para la ejecución de las obras.

El Gobernador Civil podrá incluir bajo esta disposición otros vertidos distintos que considere igualmente nocivos.

El artículo 6.º prevé la colaboración de los Municipios en conexión directa con la Comisaría de Aguas.

El régimen de sanciones viene establecido en los artículos 7.º y 8.º, que disponen que, con independencia de la responsabilidad civil y administrativa por daños causados al bien público (según Reglamento de Policía de Aguas y Ley y Reglamento de Pesca Fluvial), el gobernádir civil, a propuesta de la Comisaría de Aguas, y previa conformidad de la Comisión Provincial de Servicios Técnicos, podrá imponer multas hasta 100.000 pesetas y adoptar las medidas de orden público que estime necesarias.

103. Orden de 22 de marzo de 1971
(B.O.E. del 30)

Empleo de insecticidas agrícolas que contengan D.D.T.

Esta orden, dictada por el Ministerio de Agricultura, trata de evitar la contaminación del medio ambiente y, en forma expresa, la del agua provocada por el uso de tales productos, cuya utilización viene a reglamentar.

104. Decreto 2573. 1972, de 15 de septiembre
(B.O.E. de 30 de septiembre)

Rectifica el decreto 3239 1971, de 23 de diciembre, que regula la lucha contra la contaminación de los ríos guipuzcoanos.

105. Art. 243 de la Ley de Régimen Local

Por el que es competencia de las Diputaciones Provinciales, entre otros, el abastecimiento de las aguas, construcción de pantanos y canales de riego, desecación de terrenos pantanosos, saneamiento, etc.

106. Decreto 1375 1972, de 25 de mayo
(B.O.E. del 6 de junio)

Por el que se modifican los capítulos IV y V del Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces, de 14 de noviembre de 1958.

107. Orden de 28 de junio de 1972
(B.O.E. del 6 de julio)

Por la que se dictan normas para la emisión de los informes a que se refieren los apartados b) y c) del párrafo segundo del artículo 11 del decreto 3787 1970, de 19 de diciembre, sobre requisitos mínimos de infraestructura en los alojamientos turísticos.

108. Decreto 2753/1972, de 15 de septiembre
(B.O.E. del 30)

Por el que se rectifica el 3239/1971, de 23 de diciembre, que regula la lucha contra la contaminación de los ríos guipuzcoanos.

II. AGUAS MARITIMAS

La legislación en esta materia es muy reciente, aunque, no obstante, pueden encontrarse algunos precedentes históricos, tales como:

109. Real Decreto de 16 de noviembre de 1900
(Gaceta del 18)

Reglamento sobre enturbiamiento e infección de aguas públicas y sobre aterramiento y ocupación de sus cauces con los líquidos procedentes del lavado de minerales o con los residuos de las fábricas.

Atribuye competencias a las Jefaturas de Obras Públicas para fijar los parajes marítimos en que han de realizarse, en su caso, los vertidos de residuales.

110. Circular de 27 de julio de 1925
(Gaceta del 9 de septiembre)

Ministerio de Marina. Prohíbe el derrame de los residuos de aceites y petróleos.

Contempla dos supuestos de contaminación del mar por hidrocarburos:

a) La ocasionada por los residuos que viertan los buques que empleen petróleo como combustible; y

b) La procedente del vaciado de los tanques de lastre de agua cuando hayan contenido petróleo.

Son zonas prohibidas las aguas fiscales o jurisdiccionales.

La competencia en la materia corresponde a las autoridades de Marina. Posteriormente, la circular de la Dirección General de Navegación de 4 de octubre de 1963 derogaría la presente y también la Orden complementaria a la circular.

111. Orden de 24 de marzo de 1933
(Gaceta del 29)

Nota complementaria a la circular de 27 de julio de 1925.

Amplía la aplicación de la circular a los puertos, radas y rías y añade algunos detalles complementarios.

Es de destacar la redacción de su artículo primero, que empieza diciendo: "Queda terminantemente prohibida la polución de las aguas del mar..."

Tras este sucinto examen de los precedentes se recogen a continuación las normas fundamentales que existen en la actualidad.

112. Convenio Internacional 1954

Para prevenir la contaminación de las aguas del mar por hidrocarburos.

En la conferencia de 1962 se adoptaron algunas enmiendas del anterior convenio.

113. Decreto de 30 de noviembre de 1961
(B.O.E. del 7 de diciembre)

Reglamento de Actividades Molestas, Insalubres, Nocivas y Peligrosas.

El párrafo segundo de su art. 16 se ocupa de los desagües que hayan de realizarse directamente al mar, a los que será de aplicación lo dispuesto "en la Ley de Puertos de 19 de enero de 1928, su reglamento de 21 de enero de 1928 y demás disposiciones complementarias".

114. Conferencia de 1962

Se adoptaron algunas enmiendas del Convenio Internacional 1954.

115. Orden de 13 de junio de 1962
(B.O.E. del 19)

Presidencia del Gobierno. Crea la Comisión Nacional para evitar la contaminación de las aguas del mar por hidrocarburos.

Posteriormente se han dictado una serie de normas complementarias:

- Orden ministerial. Presidencia del Gobierno, de 2 de abril de 1963, por la que se modifica la constitución de la Comisión Nacional.
- Orden de 11 de julio de 1963 *(B.O.E. del 19)*: Amplía funciones de la Comisión.
- Orden de 8 de febrero de 1969 *(B.O.E. número 38,69)*: Modifica su constitución.
- Orden de 27 de mayo de 1971 *(B.O.E. del 2 de junio)*: Modifica su denominación.

Todas ellas han sido objeto de comentario al tratar de los aspectos organizativos de la lucha contra la contaminación de las aguas del mar.

116. Orden de 1 de junio de 1963
(B.O.E. del 6)

Contaminación de las aguas del mar por hidrocarburos.

Con objeto de evitar los graves daños que se siguen por la evacuación al mar de productos petrolíferos procedentes de la limpieza de tanques de combustible de los buques, prescribe la obligatoriedad de establecer dispositivos fijos en los puertos, astilleros y factorías nacionales de reparación de buques petroleros para la recogida de aquellos residuos.

Por el Ministerio de Hacienda se dictarán las disposiciones necesarias para la recogida y aprovechamiento de los residuos citados.

La presente orden es dictada por la Presidencia del Gobierno a propuesta y previo informe de la Comisión Nacional para evitar la contaminación de las aguas del mar por los hidrocarburos.

117. Orden de 1 de junio de 1963
(B.O.E. del 6)

Establece normas que han de seguirse en la construcción de nuevos buques para evitar la contaminación de las aguas del mar por hidrocarburos.

1) Todos los buques petroleros de arqueo bruto igual o superior a 20.000 toneladas cuyo contrato de construcción se firme a partir de 1 de enero de 1964 deberán estar dotados de un tanque de la capacidad necesaria para recoger los residuos de la limpieza de sus tanques de carga, así como de aparatos de descarga a las instalaciones receptoras sitas en los puertos.
2) Todos los buques, petroleros o no, de arqueo bruto igual o superior a 20.000 toneladas cuyo contrato de construcción se firme a partir de 1 de enero de 1964 deberán estar dotados de un tanque de capacidad necesaria para recoger los residuos y las aguas contaminadas de los residuos de los tanques de combustible.
3) Todos los buques de arqueo bruto igual o superior a 500 toneladas cuyo contrato de construcción se firme a partir de 1 de enero de 1964 deberán estar dotados de un dispositivo separador de aguas y aceite.

(Posteriormente, la **orden de 23 de enero de 1968** modificó este tercer apartado en el sentido de admitir el uso de separadores de agua de sentina y lastre no automáticos.)

La competencia en la materia viene atribuida a la Subsecretaría de la Marina Mercante.

118. Orden de 24 de septiembre de 1963, del Ministerio de Comercio
(B.O.E. del 3 de octubre)

Prohibe a los buques españoles la descarga al mar de residuos de los tanques de combustible

La zona de prohibición se extiende a 100 millas a lo largo del perímetro peninsular.

Se establece con carácter obligatorio un Libro-Registro de Hidrocarburos, controlado por las Comandancias de Marina, para que en él se anoten las distintas operaciones susceptibles de contaminar que realicen los buques.

Posteriormente, la **orden de 30 de diciembre de 1963** (B.O.E. núm. 22 1964) extendió el límite de prohibición de 100 millas a las costas de las islas del archipiélago Canario y de las islas Baleares.

119. Circular de 4 de octubre de 1963

Dirección General de Navegación (num. 17 1963). Sobre Libro-Registro de Hidrocarburos.

Deroga las disposiciones anteriores en la materia y establece que las Comandancias de Marina habrán de solicitar a la Subsecretaría de la Marina Mercante los Libros-Registro de Hidrocarburos editados por ella.

120. Orden del Ministerio de Comercio de 30 de diciembre de 1963

Por la que se amplía la zona de prohibición fijada en la orden ministerial del 24 de septiembre de 1963 ("B.O.E." núm. 22, de 1964).

121. Circular de 14 de marzo de 1964

Dirección General de Navegación (núm. 1 1964). Sanciones por infracciones del Convenio Internacional para evitar la contaminación de las aguas del mar por hidrocarburos.

Para la determinación de las sanciones se remite la circular a las establecidas en la Ley de 23 de diciembre de 1961 ("B.O.E." del 30), que determina las imponibles en materia de navegación y pesca. Las infracciones que no supongan derrames o deslastres podrán ser sancionadas hasta 10.000 pesetas, pudiendo llegarse a las 25.000 en los demas casos.

Las denuncias podrán ser efectuadas por los capitanes de buques de la Armada que patrullen la zona, y la tramitación del expediente sancionador corresponderá a las Comandancias de Marina y a la Subsecretaría de la Marina Mercante.

122. Decreto de 23 de julio de 1964
(B.O.E. del 18 de agosto)

Reglamento para el reconocimiento de la calidad y salubridad de los moluscos susceptibles de ser consumidos en crudo.

A tal efecto clasifica las zonas del litoral aptas para el cultivo de moluscos en salubres, temporalmente salubres o no salubres.

La competencia en la materia es atribuida a la Dirección General de Sanidad y a la de Pesca Marítima, que podrá delegar sus funciones en el Instituto Español de Oceanografía.

Normas complementarias de este decreto son:

- **Decreto de 20 de agosto de 1970** (B.O.E. de 28 de septiembre): Modifica algunos preceptos del Reglamento.
- **Resolución de 19 de enero de 1970** (B.O.E. de 3 de febrero). Dirección General de Sanidad. Extiende exigencias de salubridad a determinadas especies.

123. Circular de 17 de julio de 1965

Dirección General de Navegación (núm. 8 1965). Comprobación e inspección de Libros-Registro de Hidrocarburos.

Recomienda a las Comandancias de Marina que extremen sus medidas de vigilancia al respecto.

124. Orden de 16 de junio de 1966
(B.O.E. núm. 155, 1966)

Ministerio de Comercio.

Dicta normas a que han de ajustarse los separadores de agua y aceite en los buques mercantes españoles para su homologación.

Dictada como complemento de la orden de 6 de junio de 1963, establece la obligatoriedad de que los separadores que se utilicen sean previamente homologados por la Subsecretaría de la Marina Mercante, correspondiendo a la Dirección General de Buques la aprobación de los correspondientes proyectos.

125. Orden de 27 de mayo de 1967
(B.O.E. del 1 de junio)

Presidencia del Gobierno.

Prohibición de vertidos al mar de productos petrolíferos o residuos contaminados procedentes de fábricas o industrias de todas clases.

Constituye una disposición complementaria de la orden de 24 de septiembre de 1963, que prohibía a los buques españoles la descarga al mar del contenido de sus tanques de lastre o de los residuos de su limpieza cuando contengan productos petrolíferos. Se justifica también por la orden de 11 de junio de 1963, que amplió las funciones de la Comisión Nacional para Prevenir la Contaminación de las Aguas del Mar por Hidrocarburos, al serle encomendado el estudio de los problemas ocasionados por la contaminación derivada de los derrames de fábricas e industrias de todas clases, vertidos directamente al mar.

Se aurorizan tales vertidos sólo cuando, previa autorización del Ministerio de Obras Públicas, existan instalaciones que eviten la contaminación de las aguas, a través de sistemas favorablemente informados oor la Subsecreraría de la Marina Mercante.

La inspección e imposición de sanciones al respecto compete a los Ministerios de Obras Públicas y Comercio, que aplicarán las sanciones previstas en la Ley de 23 de diciembre de 1961 *(B.O.E. núm. 312)*.

126. Orden de 21 de agosto de 1967
(B.O.E. del 24)

Presidencia del Gobierno.

Medidas para evitar la contaminación de las aguas y de las playas por accidentes en los terminales de tuberías de carga y descarga de productos petrolíferos.

Exige la existencia de depósitos de determinados materiales susceptibles de ser utilizados en caso de accidente para disminuir en lo posible los perjuicios derivados del mismo, en las refinerías de petróleo y factorías petroquímicas. Para adoptar tales medidas se concede un plazo de treinta días, transcurridos los cuales la **circular de 16 de noviembre de 1967**, de la Dirección General de Navegación (núm. 44/1967) autoriza a las Comandancias de Marina a formular las correspondientes propuestas de sanción.

127. Orden ministerial de la Presidencia del Gobierno de 27 de enero de 1968

Por la que se levanta la obligatoriedad de que los aparatos separadores de agua de sentina y de lastre tengan que ser de funcionamiento automático.

128. Orden del Ministerio de Obras Públicas de 20 de junio de 1968

Sobre vertido al mar de aguas residuales y ejecución de estaciones depuradoras.

129. Resolución de 23 de abril de 1969
(B.O.E. del 20 de junio)

Dirección General de Puertos y Señales Marítimas. Normas provisionales sobre instalaciones depuradoras y de vertido de aguas residuales al mar.

Establece las condiciones técnicas mínimas exigibles que serán de obligatoria aplicación a todas las obras de ese tipo que se proyecten y ejecuten en las costas españolas, sin excluir la posibilidad de exigir otras condiciones más estrictas o, incluso, de llegar a la prohibición absoluta de los vertidos.

Distingue tres tipos básicos: Estaciones depuradoras (capítulo II), Fosas sépticas (capítulo III) y Emisarios submarinos (capítulo IV). Las condiciones de vertido de aguas industriales al mar son objeto de examen en el capítulo V.

La inspección de dichas instalaciones corresponde a los Servicios del Ministerio de Obras Públicas.

130. Ley de 26 de abril de 1969
(B.O.E. del 28)

De costas marítimas.

Al establecer la coordinación de competencias entre los distintos Ministerios con atribuciones sobre el mar litoral o las costas señala que:

- Las concesiones para el desagüe de las aguas residuales al mar son otorgadas por el Ministerio de Obras Públicas, previo informe, según los casos, de los Ministerios de Marina, Comercio, Información y Turismo y el de los Ayuntamientos interesados. Si se trata de desagües que contengan hidrocarburos, el informe del Ministerio de Comercio debe ser favorable (art. 10, núm. 4).
- La limpieza del mar territorial, evitando su contaminación por hidrocarburos, corresponde al Ministerio de Comercio (art. 11).

131. Orden de 28 de julio de 1969
(B.O.E. num. 199 1969)

Sistemas para la recogida de hidrocarburos derramados en el mar.

Producido en derrame o vertido, los sistemas para eliminar la contaminación producida son fundamentalmente dos:

a) Disolución o depuración de las superficies contaminadas mediante el empleo de detergentes, absorbentes, redes de contención, etc. (regulado por Ordenes de 21 de agosto de 1967 y 27 de mayo de 1971).

b) Dispositivos mecánicos, sistema que es regulado en la presente orden.

Tales dispositivos mecánicos serán de obligatoria existencia en los buques que transporten productos petrolíferos y en las refinerías y demás instalaciones que posean terminales de carga y descarga de dichos productos.

Se concede un plazo de seis meses para la adopción de tales medidas, que habrán de sujetarse a los tipos y capacidades adoptados por la Subsecretaría de la Marina Mercante.

132. Ley de 30 de junio de 1969

(B.O.E. del 1 de julio)

Ordenación marisquera.

Prevé una serie de medidas tendentes a proteger la fauna marítima marisquera, y entre ellas, la instalación de sistemas de depuración adecuados en los núcleos de población o en las industrias, situadas en zonas declaradas de interés marisquero, que evacuen al mar, directa o indirectamente, agua o residuos susceptibles de contaminar o enturbiar las aguas (art. 16).

En las restantes zonas productoras de mariscos será preceptivo el informe de la Dirección General de Pesca Marítima en todos los proyectos de evacuación al mar de aguas fecales o residuales de nucleos de población o de industrias.

133. Decreto de 25 de septiembre de 1969

(B.O.E. del 27)

Regula el ejercicio de actividades subacuáticas.

Tras establecer una serie de requisitos para la práctica de tales actividades, fija una serie de limitaciones tendentes a proteger la fauna y la flora marinas.

134. Decreto de 19 de diciembre de 1970

Sobre requisitos mínimos de infraestructura en los alojamientos turísticos, estableciendo normas restrictivas sobre evacuación de aguas residuales al mar.

135. Orden de 27 de mayo de 1971

(B.O.E. del 2 de junio)

Regulación del uso de detergentes para combatir los derrames de hidrocarburos en el mar.

Los efectos tóxicos producidos a la flora y fauna marítimas por el uso indiscriminado de productos detergentes para combatir los derrames de hidrocarburos en el mar aconsejan la adopción de una serie de medidas preventivas:

- Ensayo previo de los detergentes o productos tensiactivos, a fin de determinar su grado de toxicidad (art 2.º).
- Prohibir el uso de aquellos cuya concentración letal sea inferior a 100 miligramos por litro (art. 1.º).

La competencia en la materia es atribuida a la Subsecretaría de la Marina Mercante.

136. Orden de 27 de mayo de 1971

(B.O.E. del 2 de junio)

Medidas para combatir la contaminación del mar.

Dictada como complemento de la Orden de 21 de agosto de 1967 *(B.O.E., núm. 202)*, exige la existencia de determinados equipos de defensa en las refinerías de petróleos, industrias petroquímicas y estaciones de abastecimiento de combustibles líquidos que posean terminales en los puertos o mar litoral.

Para su aplicación se concede un plazo de cuatro meses.

137. Orden Ministerial, Presidencia del Gobierno, de 27 de mayo de 1971

Sobre cambio de denominación de la Comisión Nacional para evitar la contaminación de las aguas del mar por los hidrocarburos.

138. Orden de 7 de junio de 1971

(B.O.E. del 21)

Homologación de productos tensiactivos utilizados para eliminar en el mar las manchas de hidrocarburos.

139. Orden de 13 de junio de 1972 de la Presidencia del Gobierno

Se crea la Comisión Nacional para Prevenir la Contaminación de las Aguas del Mar por el Petróleo.

ANEXO II

Orden de 4 de septiembre de 1959 del M.O.P., por la que se reglamenta el vertido de aguas residuales (B.O.E. Núm. 217 del 10 de septiembre de 1959).

B. O. del E.—Núm. 217 10 septiembre 1959 12021

MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS

ORDEN de 4 de septiembre de 1959 por la que se reglamenta el vertido de aguas residuales.

Ilustrísimo señor:

Ante el crecimiento y gravedad de las impurificaciones de los ríos con motivo de la mayor industrialización del país, se hace necesario completar con normas prácticas y eficaces las que contiene el Reglamento de Policía de Aguas y sus cauces, aprobado por Decreto de catorce de noviembre de mil novecientos cincuenta y ocho, especialmente por lo que se refiere a la aplicación del artículo once del mismo, en relación con las aguas residuales de los distintos aprovechamientos hidráulicos.

La presente Orden ministerial parte del concepto mismo de aguas residuales que el Reglamento citado ofrece, según el cual se consideran como tales, a diferencia de las simplemente usadas, aquellas que de algún modo producen enturbiamiento o infección de las aguas públicas, distinguiéndose de este modo los distintos vertidos de las mismas según produzcan o no daños, tanto a la salud pública como a los aprovechamientos inferiores. Se aplica en todo caso un criterio flexible de modo que el grado de impurificación no viene determinado con carácter absoluto, sino siempre en función, no sólo del caudal circulante en el punto de vertido, sino también de las características mismas del curso de agua en que el mismo se verifica. A tal fin se procede a una clasificación sistemática de los cauces públicos, cuya finalidad es además de permitir que la acción del Estado se realice de acuerdo con unos criterios planificados y de conjunto, la de facilitar en todo momento a los mismos administrados el conocimiento de las características de los distintos cursos de agua, y, consecuentemente, la clase de aprovechamientos que en los mismos pueden establecerse.

Se estructura igualmente el sistema de autorizaciones de vertidos de aguas residuales, ya existente, y a tal fin se crea el Censo de Aguas Residuales, que, de acuerdo con los principios de desconcentración administrativa, ha de ser llevado a cabo por los Servicios Hidráulicos, y cuya finalidad es la de permitir conocer en todo momento el grado de impurificación y las posibilidades de explotación que un determinado curso de agua ofrece.

En su virtud este Ministerio ha tenido a bien disponer:

Artículo primero.—Se prohíbe el vertido directo o indirecto en un cauce público o canal de riego, de aguas residuales cuya composición química o contaminación bacteriológica puedan impurificar las aguas con daño para la salud pública o para los aprovechamientos inferiores, tanto comunes como especiales.

Artículo segundo.—En los casos en que el vertido de aguas residuales no produzca los daños a que se refiere el artículo anterior, los Servicios Hidráulicos del Ministerio de Obras Públicas autorizarán tal vertido, previa información pública y con los informes exigidos en el párrafo tres del artículo once del Reglamento de Policía de Aguas y sus cauces, aprobado por Decreto de catorce de noviembre de mil novecientos cincuenta y ocho, fijando en cada caso los límites máximos de impurificación tolerada, en relación con el caudal circulante en el punto vertido.

Artículo tercero.—Si las aguas vertidas produjesen daño, las autorizaciones que en tal caso se otorguen estarán sometidas a los mismos trámites señalados en el caso precedente, fijándose además en este supuesto no sólo el grado máximo de impurificación permitida, sino también el tratamiento a que han de someterse las aguas o las obras a construir antes de proceder al vertido.

Artículo cuarto.—En los dos supuestos a que se refieren los artículos anteriores, cualquier alteración en el caudal de las aguas vertidas o en el grado de impurificación de las mismas por encima de los límites autorizados habrá de ser notificado a los Servicios Hidráulicos para obtener la correspondiente autorización complementaria.

Artículo quinto.—Toda concesión de aguas públicas o autorización de aguas privadas, dentro del ámbito encomendado al Ministerio de Obras Públicas de acuerdo con la letra c) del artículo primero del Reglamento de Policía de Aguas y sus cauces, que en lo sucesivo se otorgue llevará consigo la correspondiente autorización para verter las aguas residuales que puedan producirse. A tal fin, junto a la solicitud de concesión o de autorización, se acompañará descripción de las características de las aguas vertidas, y, en su caso, proyecto de depuración suscrito por un técnico autorizado. Los Servicios Hidráulicos recabarán de oficio los informes que el artículo once del Reglamento de Policía de Aguas y sus cauces señala, y en la concesión o autorización que se otorgue se señalará, cuando proceda, el tratamiento que a las aguas residuales haya de darse o las obras que hayan de construirse.

El incumplimiento de las condiciones de vertido, o la alteración en el caudal de las aguas vertidas o en el grado de impurificación de las mismas por encima de los límites autorizados, llevará consigo la causa de caducidad de la concesión de aguas públicas o de autorización de aguas privadas otorgada por el Ministerio de Obras Públicas, siguiéndose por los Servicios el oportuno expediente para la declaración de la misma, sin perjuicio de las sanciones por contravención grave, que le serán impuestas a tenor de lo que se indica en el artículo octavo de la presente Orden.

Artículo sexto.—A los fines a que la presente Orden se refiere, los Servicios Hidráulicos procederán a clasificar, en el plazo de seis meses, los cauces de sus respectivas jurisdicciones en los siguientes grupos:

1.º Cursos de agua protegidos.
2.º Cursos de agua vigilados.
3.º Cursos de agua normales.
4.º Cursos de agua industriales.

Se clasificarán como protegidos los cursos en que circulen aguas destinadas al abastecimiento de agua potable a poblaciones y requieran esta especial protección, como vigilados aquellos cuyas aguas vayan destinadas a otros aprovechamientos que puedan resultar perjudicados, y como normales los que, en principio, puedan ceder sus aguas para cualquier uso de tipo común.

Los Servicios Hidráulicos llevarán a cabo la anterior clasificación teniendo en cuenta el caudal medio de las condiciones de uso de los distintos cursos de agua, y a tal fin solicitarán, previamente, los informes pertinentes. Esta clasificación será sometida, durante el plazo de un mes, a información pública, que, una vez ultimada, se remitirá al Ministerio de Obras Públicas con propuesta razonada, publicándose la resolución que éste acopte, con la clasificación definitiva, en el «Boletín Oficial del Estado» y en el «Boletín» de las provincias afectadas.

Artículo séptimo.—Los Servicios Hidráulicos podrán proponer al Ministerio de Obras Públicas, de oficio o previa, justificada y aceptada propuesta de los interesados afectados, la modificación de la clasificación anterior, que será sometida a información pública. En todo caso, aprobada tal modificación, será publicada en la misma forma que el artículo anterior señala.

Artículo octavo.—En el plazo de un año se procederá a formar por los Servicios Hidráulicos un censo de las entidades o particulares que viertan directa o indirectamente sus aguas residuales en cauces públicos, clasificándose según el grado de impureza en el punto de desagüe, en función de la clasificación que el artículo sexto recoge de los cursos de agua, en:

1.º Entidades o particulares que producen vertidos inocuos.

2.º Entidades o particulares que producen vertidos sospechosos.

3.º Entidades o particulares que producen vertidos nocivos.

En la medida que estos casos vayan ultimándose se publicarán en el «Boletín Oficial» de la provincia correspondiente para conocimiento de los interesados y rectificación, si ha lugar, según las alegaciones que presenten. Los censos se recogerán agrupados:

a) Vertidos debidamente autorizados y en los que se hayan cumplido las condiciones de tratamiento impuestas en la autorización.

b) Vertidos autorizados, pero en los que no se hubiesen cumplido las condiciones fijadas al autorizar el vertido.

c) Vertidos no autorizados, con indicación del tiempo que viene realizándose.

Los vertidos autorizados que no hubiesen cumplido las condiciones fijadas al autorizarlos se atendrán a lo que señalen dichas condiciones en caso de incumplimiento, y de no especificarse nada en ellas, se les concederá un plazo de seis meses para normalizar su situación, a partir del momento en que oficialmente, por el Servicio, se les conmine a hacerlo. A los vertidos no autorizados se les señalarán cuando proceda las condiciones y tratamiento a que habrán de someterse sus aguas residuales, fijándoles el plazo en que habrán de realizarlo. En todos estos casos, el incumplimiento de los plazos o condiciones será clasificado de contravención grave y sancionado con las multas establecidas en el capítulo cuarto del Reglamento de Policía y sus cauces, independientes de las sanciones de carácter criminal que en cada caso puedan derivarse y de la responsabilidad civil relativa a la reparación de daños causados o a la indemnización procedente de ellos, por lo cual los Servicios pasarán el tanto de culpa a los tribunales de justicia, cuando corresponda, y a los Gobernadores civiles cuando, en ejercicio de la potestad que les confiere el artículo treinta y tres del Decreto de diez de octubre de mil novecientos cincuenta y ocho, deban proceder a la clausura o modificación de la industria causante. Al propio tiempo los Servicios darán cuenta de la infracción a los organismos y dependencias ministeriales a que pueda afectar la impurificación sancionada para que, a su vez, si lo estiman oportuno, puedan proceder a la aplicación de la reglamentación de sus competencias.

Los vertidos comprendidos en el grupo a) se inscribirán en el censo con carácter definitivo, y los de los otros dos grupos con carácter provisional hasta que se cumplan las condiciones impuestas. Comprobado su cumplimiento, y previos los informes que el artículo once del Reglamento de Policía de Aguas y sus cauces señala, se procederá a la inscripción definitiva de estos últimos, y de no cumplirse dichas condiciones, se atendrá a lo que señale el condicionado en caso de incumplimiento, debiendo de todas formas considerarse caducadas las autorizaciones de vertido en que no se hayan cumplido las condiciones impuestas en el plazo de un año desde que se formuló la inscripción provisional.

Artículo noveno.—La formación de estos censos se considerará como servicio preferente de entre los que tiene a su cargo la Policía Fluvial, organizada por Orden ministerial de once de enero de mil novecientos cincuenta y ocho.

Artículo décimo.—A los fines establecidos en la presente Orden se crea en cada Servicio Hidráulico un Censo de Aguas Residuales, que constará del censo general de aguas residuales correspondiente a cada curso de agua. En estos censos se inscribirán las autorizaciones a que el artículo octavo se refiere en la forma señalada en el mismo. Las autorizaciones que en lo sucesivo se otorguen se inscribirán de oficio con carácter provisional, inscripción que se elevará a definitiva conforme vayan cumpliéndose las condiciones de tratamiento impuestas a las aguas residuales y, en su caso, reconocidas las obras ordenadas.

Artículo undécimo.—En los libros del Censo de Aguas Residuales se hará constar:

a) Nombre de la entidad, empresa o particular que realice el vertido.

b) Grupo en que el mismo se encuentra de acuerdo con la clasificación señalada en el párrafo primero del artículo octavo.

c) Corriente de agua a la que vierten las aguas residuales y condición de la misma en el punto de vertido, de acuerdo con la clasificación señalada en el artículo sexto.

d) Caudal medio anual y estacional en estiaje o sequiaje, en litros por segundo, de la corriente receptora.

e) Término municipal donde se realice el vertido.

f) Caudal medio en litros por segundo de las aguas vertidas.

g) Fecha de la autorización del vertido.

h) Situación legal en que éste se encuentra.

i) Aquellas observaciones de carácter técnico que, a juicio de los Servicios, puedan ser interesantes.

Lo digo a V. I. para su conocimiento y efectos.

Dios guarde a V. I. muchos años.

Madrid, 4 de septiembre de 1959.

VIGON

Ilmo. Sr. Director general de Obras Hidráulicas.

* * *

ANEXO III

Orden de 9 de óctubre de 1962 del M.O.P., por la que se aprueban las normas complementarias que regulan la aplicación de la de Obras Públicas de 4 de septiembre de 1959 que reglamentaba el vertido de aguas residuales (B.O.E. Núm. 254 del 23 de octubre de 1962).

B. O. del E.—Núm. 254 23 octubre 1962 14955

MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS

ORDEN de 9 de octubre de 1962 por la que se aprueban las normas complementarias que regulan la aplicación de la de Obras Públicas de 4 de septiembre de 1959 que reglamentaba el vertido de aguas residuales.

Ilustrísimo señor:

En cumplimiento de la Orden ministerial de 4 de septiembre de 1959, por la que se reglamenta la ejecución y aplicación del artículo 11 del Decreto de 14 de noviembre de 1958, que aprobó el Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces, precisa normas complementarias que regulen la actividad de las dependencias de este Departamento en orden a sus futuras actuaciones.

A propuesta de la Dirección General de Obras Hidráulicas, este Ministerio ha dispuesto la aprobación de las siguientes normas complementarias:

Primera.—De acuerdo con lo señalado en el número primero del artículo cuarto del Decreto de 8 de octubre de 1959 sobre Comisarías de Aguas, en relación con los artículos segundo, tercero y decimoprimero del Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces, y de acuerdo también con lo que establece la Orden ministerial de 4 de septiembre de 1959 que reglamenta el vertido de aguas residuales, corresponde a dichas Comisarías conocer de los asuntos referentes a esta materia propios de la competencia del Ministerio de Obras Públicas, con arreglo a las disposiciones vigentes, las que resolverán, previo informes de las Jefaturas del Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza, de acuerdo con lo establecido en la Ley de 20 de febrero de 1942 y Reglamento de 6 de abril de 1943, y de las Jefaturas Provinciales de Sanidad, conforme lo determina el artículo 11 de Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces, de 14 de noviembre de 1958, y de las Delegaciones Provinciales de Industria, según establece el Decreto de 30 de noviembre de 1961, que reglamenta la instalación de actividades molestas, insalubres, nocivas y peligrosas.

Segunda.—A los efectos señalados en el artículo primero de la Orden de 4 de septiembre de 1959, se entenderán por aguas

residuales las que de algun modo produzcan alteraciones perjudiciales en las características físicas, químicas, bacteriológicas y biológicas de las aguas públicas a las cuales aquéllas vierten, y las que arrastran o llevan en suspensión cuerpos sólidos.

Se entenderá por vertido directo el realizado inmediatamente sobre un curso de aguas, cauce público o canal de riego, y por vertido indirecto, el que no reúna estas circunstancia, como el realizado en azarbes, canales de desagües y pluviales, etc.

Tanto para la calificación de las aguas residuales a los efectos señalados en este artículo, como en relación con todo lo referente a las solicitudes y autorizaciones que de su vertido se hayan segun establecen los artículos tercero y quinto de esta Orden, las Comisarías de Aguas, de acuerdo con lo que establecen el artículo 39 de la Ley de Procedimiento y el artículo 11 del Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces solicitarán preceptivamente informe de la Jefatura Provincial de Sanidad, y del Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza correspond. nte.

Tercera.—En las solicitudes de autorización para nuevos vertidos, produzcan o no daño, se hará expresa mención de los siguientes extremos:

a) Corriente de agua en la que ha de realizarse el vertido.

b) Término municipal en el que haya de establecerse, así como también aquellos otros datos necesarios que permitan identificar el punto concreto del mismo.

c) Volúmenes medio y máximo en litros por segundo de las aguas residuales vertidas.

d) Velocidad máxima de las mismas.

e) Procedencia del vertido.

f) Naturaleza y composición de las aguas residuales.

g) Si el vertido arrastrase o llevase en suspensión sustancias solidas, el grado máximo de enturbiamiento previsible.

h) Proyecto de depuracion o correccion de las aguas residuales, cuando estas operaciones fueran necesarias, suscrito por un técnico autorizado, de acuerdo con lo que establece el artículo 11 del Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces. En tales casos se procurará disminuir el caudal instantáneo de las aguas vertidas.

i) Naturaleza jurídica de las aguas vertidas, acreditando la propiedad, si son privadas, o la concesión e inscripción en el Registro del Aprovechamiento de Aguas Públicas, si, tuvieran este carácter.

Tales datos técnicos se harán constar en los libros del censo de aguas residuales de la Comisaría de Aguas, añadiendose una referencia a la clase y naturaleza de los aprovechamientos inferiores que hayan de utilizar las aguas que discurren por el cauce receptor.

Cuarta.—Las Comisarías de Aguas podrán autorizar el vertido de aguas residuales cuando el tratamiento propuesto de las mismas fuese técnicamente suficiente; en caso contrario, señalarán las modificaciones oportunas, que deberán ser recogidas en un nuevo proyecto, el cual someterá el solicitante a su debida aprobacion, siguiendo a su vez los trámites señalados en el apartado tercero del artículo segundo de esta Orden. Estas autorizaciones no eximirán a los concesionarios del pago de los daños y perjuicios que puedan ocasionar a la riqueza piscícola afectada.

Quinta.—Todo aquel que realice vertido de aguas residuales está obligado a mantener las aguas del cauce que las recibe en el grado de pureza que se señale en la autorización otorgada.

A tal efecto, las autorizaciones de vertido deberán, valorando la corriente receptora aguas abajo del punto de vertido, determinar expresamente las condiciones extremas que se autorizan sobre las características siguientes: que pueden ser completadas con otras específicas en casos especiales.

A) Características organolépticas:

a) Color.
b) Sabor.
c) Olor.

B) Características fisicoquímicas:

a) Temperatura.
b) pH.
c) Enturbiamiento.
d) Dureza.
e) Materia en suspensión.
f) Radiactividad.

C) Características químicas:

a) Agresividad.
b) D. B. O.
c) Oxígeno.
d) Nitrógeno (N.)
e) Nitrógeno (nitratos).
f) Cloruros (Cl-)
g) Sustancias tóxicas.
h) Putrescibilidad.
i) Materia orgánica.
j) Fenoles.
k) Aceites y grasas.

D) Características biológicas.

Sexta.—Las Comisarías de Aguas, con el personal de la Guardería Fluvial a sus órdenes, comprobarán especial y periódicamente el grado de conservacion de las aguas que discurren aguas abajo del punto de vertido, de acuerdo con las condiciones fijadas en la autorizacion.

Si la práctica demostrase ser insuficiente el tratamiento autorizado, en relacion con la impurificacion de las aguas del cauce receptor, las Comisarías de Aguas, a fin de conseguir las condiciones señaladas en el apartado anterior, podrán obligar al que realice el vertido a ejecutar las obras y llevar a cabo el tratamiento complementario necesario para el logro de aquel fin.

Séptima.—Las disposiciones que sobre vertido de aguas residuales establecen tanto el Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces como la Orden ministerial de 4 de septiembre de 1959 serán de aplicación para todos los casos en que se produzcan vertidos, independientemente de que los mismos sean consecuencia o no de una concesión o autorización administrativa de aprovechamiento de aguas públicas; por tanto, estarán sometidos a las mencionadas normas y deberán proveerse de la correspondiente autorizacion todas aquellas industrias, establecimientos, granjas, centros de producción, etc., que viertan o pretendan verter aguas residuales en un cauce público por el mero hecho del vertido o previamente a tramitar ante la autoridad local el oportuno expediente de establecimiento de su nueva actividad.

Octava.—La clasificación de los ríos establecida en el artículo sexto de la Orden ministerial de 4 de septiembre de 1959 se llevará a efecto atendiendo a las dos finalidades señaladas en la exposicion de motivos de la mencionada Orden y a la de valoracion por la Administración de la graduación real de impurificación de los cursos de aguas, siguiendo también en este caso la tramitación recogida en el artículo 11 del Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces, y a la que ya se refiere el artículo segundo de esta misma Orden. Para ello el grado de impurificación de dichos cursos se determinará en función del grado que lleven las aguas vertidas y el de las del cauce sobre las que vierten, al objeto de que las características físicas, químicas y biológicas resultantes en el agua pública sean las adecuadas a los fines y empleos que aguas abajo tengan las que discurran por el cauce receptor.

Novena.—El orden establecido en la clasificación de los cursos de agua de que habla el artículo anterior, señalado a su vez según la tramitacion recogida en el mismo, se fijará atendiendo al grado de impurificacion admitido, en razón de la especial al Real Decreto de 17 de septiembre de 1920.
sos requiere.

En tal sentido, los cursos de agua, protegidos, por estar destinados al abastecimiento de agua potable a poblaciones, se someterán a las disposiciones sanitarias sobre la materia y en especial el Real Decreto de 17 de septiembre de 1920.

Lo cursos de agua vigilados deberán ser objeto de particular atención por la índole misma de los aprovechamientos de sus aguas, tales como pesca, riegos, abrevaderos, industrias de carácter especial, etc. A tal efecto, las Comisarías de Aguas establecerán las condiciones de autorizacion a que hace referencia el artículo quinto de la presente Orden, fijadas de acuerdo con las distintas normas técnicas de aplicacion, según la naturaleza de los aprovechamientos que se trate de proteger.

Los cursos de agua normales no requerirán protección especial por no existir en ellos aprovechamientos que existen en los mismos, tales como los hidroeléctricos, usos industriales, etcétera. Por tanto, de acuerdo con lo establecido en el pá-

rrafo segundo del artículo sexto de la Orden ministerial de 4 de septiembre de 1959, podrán en principio ceder sus aguas para otros usos que requieran un tipo de composición de agua común.

Los cursos de aguas industriales podrán en principio admitir cualquier grado de impurificación, por estar utilizadas en su totalidad para usos o aprovechamientos en los que no se precisa especial calidad en las aguas, pudiendo incluso autorizarse el no establecimiento de sistemas purificadores.

Décimo.—Para la clasificación de las corrientes de agua, así como para el otorgamiento de las autorizaciones de los vertidos de las residuales, se tendrá en cuenta la importancia del caudal sobre el que viertan estas. A tal efecto, el caudal tomado en consideración para los cursos de agua correspondientes al grupo primero del artículo sexto de la Orden ministerial de 4 de septiembre de 1959 será el caudal medio que circule en los períodos de estiaje normal, y el de los grupos segundo, tercero y cuarto, el deducido como más frecuente entre los aforados en el cauce receptor durante los últimos cinco años.

Decimoprimera.—El personal de las Comisarías de Aguas está autorizado para recoger muestras de aguas residuales y demás residuos que se consideren necesarios para determinar su grado de impurificación. En cumplimiento de su misión podrán visitar, previo aviso o no, y cuantas veces se estime oportuno, las instalaciones y lugares de vertido, debiendo los titulares del mismo proporcionar la información que se les solicite a fin de facilitar su trabajo.

Las operaciones de comprobación de vertido comprenderán la toma de las aguas residuales: primero, en el mismo vertido; segundo, en el cauce receptor, aguas arriba del punto de vertido y fuera de la influencia de éste, y tercero, en el cauce receptor, aguas abajo del vertido y en el punto donde la Administración juzgue se ha completado la polución del vertido con las aguas públicas. Cada una de estas tres muestras se guardarán en tres frascos de medio litro de capacidad, totalmente herméticos, que se sellarán, entregándose un ejemplar de cada uno de dos ellos al titular del vertido o quien lo represente. De las actuaciones anteriores se levantará la correspondiente acta, consignando en ella las condiciones y puntos de toma de las muestras, que será firmada por el representante de la Comisaría de Aguas que las haya tomado y por el titular de vertido o su representante. En el supuesto de que éste rehusase firmar, se hará constar así en el acta, que firmarán dos testigos. Las muestras, junto con una copia del acta, se remitirán, en el plazo de veinticuatro horas, al laboratorio de análisis de que los Servicios del Ministerio de Obras Públicas dispongan en la zona, o de no existir éste, al laboratorio oficial que designe la Comisaría de Aguas, debiendo en este caso señalarse los extremos concretos sobre los que haya de versar el análisis, en relación con las condiciones impuestas al titular del vertido en la autorización.

Decimosegunda.—Cuando la sanción administrativa de las infracciones cometidas en la materia corresponda a la competencia del Ministerio de Obras Públicas se procederá de acuerdo con lo determinado en el Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces, debiendo extremarse la responsabilidad con los «contraventores reincidentes» en la forma que establece el artículo 32 del mismo, todo ello sin perjuicio de pasar el tanto de culpa a los Tribunales de Justicia cuando pudieran derivarse daños para la salud pública o para los usuarios de aprovechamientos inferiores.

Las Comisarías de Aguas harán constar en todas las autorizaciones de vertido, incluso en aquellas a que hace referencia el apartado b) del artículo octavo de la Orden ministerial de 4 de septiembre de 1959, que el incumplimiento de las condiciones impuestas será causa de caducidad de las mismas.

No obstante, en casos determinados este incumplimiento podrá considerarse sólo como falta grave, en aplicación del apartado c) del artículo 33 del Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces; en tal supuesto, al imponerse la sanción correspondiente se señalará un plazo prudencial máximo para que se realicen las obras necesarias o se sometan a tratamiento las aguas vertidas, con la advertencia de que de no ejecutarlo en el plazo marcado se procederá a la instrucción del oportuno expediente de caducidad.

Decimotercera.—Además de la presente regulación, procede tener en cuenta lo dispuesto en el artículo quinto del capítulo primero del Reglamento vigente, aprobado por Real Decreto de 16 de noviembre de 1960 («Gaceta» del 18), sobre enturbiamiento e infección de aguas públicas y sobre aterramiento y ocupación de cauces con líquidos procedentes de lavados de minerales, así como sobre lo establecido en cuanto a protección de la riqueza piscícola por la Ley de 20 de febrero de 1942, Reglamento d 6 de abril de 1943, Decretos de 13 de mayo, 3 de julio y 11 de septiembre de 1953, que determinan la intervención, a efectos informativos, de las Jefaturas del Servicio Nacional de Pesca Fluvial y Caza y del Consejo de Ministros a efectos resolutorios en caso de discrepancia entre los Departamentos de Agricultura y Obras Públicas, y Reglamento de 30 de noviembre de 1961, cuyos artículos 16 y 17 contienen nuevas prescripciones sobre vertido, depuración, tolerancia y condiciones de las aguas residuales.

Lo digo a V. I. para su conocimiento y efectos.
Dios guarde a V. I. muchos años.
Madrid, 9 de octubre de 1962.

VIGON

Ilmo. Sr. Director general de Obras Hidráulicas.

ORDEN de 20 de octubre de 1962 por la que se dictan normas complementarias del Decreto 1520/1962, de 5 de julio, de creación del diploma de funcionarios directivos en el Ministerio de Obras Públicas.

Ilustrísimo señor:

Creado el Diploma de Funcionario Directivo del Ministerio de Obras Públicas por Decreto de 5 de julio de 1962, se hace preciso, en uso de las facultades conferidas en el artículo 12 del referido Decreto, dictar las normas generales a que debe ajustarse la celebración de los referidos cursos de perfeccionamiento.

Por lo que este Ministerio, previo informe de la Presidencia del Gobierno, ha tenido a bien disponer:

Artículo 1.º Los cursos serán organizados para la asistencia conjunta de los funcionarios de los diversos Cuerpos del Departamento afectados por el Decreto de 5 de julio de 1962.

Art. 2.º A los efectos previstos en el artículo séptimo del Decreto de 5 de julio de 1962, la Subsecretaría, con referencia a cada convocatoria, determinará el número de plazas que en virtud de lo dispuesto en dicho artículo corresponderá a cada Cuerpo.

Art. 3.º Si no concurrieran solicitantes de algún Cuerpo con requisitos suficientes para cubrir el número de plazas en la forma a que se refiere el artículo anterior, las plazas no cubiertas por funcionarios de dicho Cuerpo serán distribuidas en la proporción correspondiente, entre los solicitantes de los demás Cuerpos.

Art. 4.º Al amparo de lo dispuesto en el artículo sexto del Decreto, que establece las circunstancias de preferencias para ser llamados a los cursos, se tendrán presente, fundamentalmente, los méritos especiales de los funcionarios que vengan desempeñando los puestos a que se refiere el artículo segundo de la citada disposición.

Art. 5.º A los funcionarios seleccionados para la realización de los cursos les será de aplicación lo dispuesto en la Orden de la Presidencia del Gobierno de 22 de junio de 1962 sobre Dietas y Viáticos.

Art. 6.º Los funcionarios que en la fecha de entrada en vigor del citado Decreto hayan desempeñado, o estuviesen desempeñando los cargos referidos en la disposición transitoria del Decreto de 5 de julio de 1962, podrán solicitar la obtención del diploma elevando instancia al Ministro del Departamento, justificando el nombramiento para dichos cargos; con el informe de este Ministerio se cursará la instancia a la Presidencia del Gobierno.

Art. 7.º De la obtención del diploma se tomará debida nota en el expediente personal del interesado, y en relación con el desempeño de las plazas anunciadas en el artículo segundo del Decreto de 5 de julio de 1962 constituirá solamente mérito preferente para cubrirlas, sin que en ningún caso pueda facultar al funcionario de un Cuerpo para ocupar puestos que legalmente esté atribuidos a los de otros Cuerpos distintos.

Art. 8.º Esta Orden entrará en vigor el mismo día de su publicación en el «Boletín Oficial del Estado».

Lo que comunico a V. I. a los efectos oportunos.
Dios guarde a V. I. muchos años.
Madrid, 20 de octubre de 1962.

VIGON

Ilmo. Sr. Subsecretario de este Departamento.

ANEXO IV

Circular de la Dirección General de Obras Hidráulicas de 21 de junio de 1960, sobre Instrucciones y Valoración de las diversas características que corresponden a las aguas de los cauces públicos, según su clasificación, establecida por O.M. de 4 de septiembre de 1.959.

Instrucciones Generales

1.ª—La valoración de las diversas características de las aguas de un cauce público tiene que efectuarse aguas abajo de una población (Artículo 5.° de la O.M. de 23 de marzo de 1960).

2.ª—El caudal de un cauce público que ha de tomarse en consideración cuando se trate de cursos de agua correspondientes al grupo primero de la clasificación establecida será el caudal medio que circule en los períodos de estiaje normal. Cuando se trate de cauces públicos correspondientes a los grupos 2.° y 3.° de dicha clasificación, será el deducido como más frecuente entre los aforados en el cauce receptor durante los últimos cinco años (Artículo 10.° de la O.M. de 23 de marzo de 1960).

3.ª—La comprobación de los efectos de una polución se efectuará según dispone el Artículo 11.° de la citada Orden Ministerial de 23 de marzo de 1960.

4.ª—Los frascos utilizados para la toma de muestras serán nuevos, en vidrio blanco, con tapón esmerilado o con tapón de corcho nuevo.

Deben mantenerse dichos frascos durante una hora en ebullición con agua, y secados posteriormente.

Estos frascos deberán ser tratados por 2 cm^3 de solución saturada de permanganato potásico y escurridos: después se dejan 10 minutos en contacto con 10 cm^3 de ácido sulfúrico del comercio, y enjuagados abundantemente con agua corriente, hasta que desaparezca toda acidez, valorada con papel tornasol. Después serán enjuagados varias veces en agua destilada fresca.

5.ª—En el momento de la toma de muestras, los frascos serán enjuagados tres veces con agua que se ha de analizar y después se llenan hasta el borde.

Será tapado hasta el gollete con papel pergamino cuidadosamente atado.

6.ª—En el caso de toma de muestras de un río, de un depósito, de una cisterna, el frasco será sumergido a una cierta distancia del fondo y de la superficie, bastante lejos de las orillas o bordes, evitándose poner en suspensión materias del fondo. Si se usa un vaso intermedio, éste será lavado y enjuagado cuidadosamente.

La mezcla de varias tomas recogidas así, puede dar la toma media.

7.ª—En el caso de una bomba, las tomas se efectuarán al final de una prueba de bombeo ininterrumpido de una duración de 30 horas o al fin de la última jornada de una serie consecutiva de tres días de bombeo durante 10 horas de bombeo.

8.ª—En el caso de una toma de agua que sale por un grifo, es indispensable dejar correr el agua durante un tiempo mínimo de 10 minutos.

9.ª—El volumen necesario para un análisis completo de agua es aproximadamente de 5 litros.

10.ª—Las muestras tomadas deben llevarse con toda rapidez al laboratorio de análisis.

11.ª—Cuando se trate de hallar dosis de aluminio, hierro, arsénico, cromo y cobre, tomar el agua en un frasco de tapón esmerilado que contenga 2 cm^3 de ácido clorhídrico puro y concentrado que será sustituido por ácido nítrico cuando se trate de manganeso.

En el caso de plomo puede utilizarse tanto el ácido clorhídrico como el nítrico.

Valoración de las diversas características de un agua

Características organolépticas

Color	Grupo 1.°	Incoloro y transparente
	Grupo 2.°	Incoloro y transparente
	Grupo 3.°	Incoloro y transparente
Sabor	Grupo 1.°	Agradable
	Grupo 2.°	Agradable
	Grupo 3.°	Indiferente
Olor	Grupo 1.°	Inodoro
	Grupo 2.°	Inodoro
	Grupo 3.°	Inodoro

Características físico-químicas

Temperatura	Grupo 1.°	Menor de 25 °C
	Grupo 2.°	Menor de 25 °C: en ríos salmoneros menor de 20 °C
	Grupo 3.°	Menor de 30 °C
pH	Grupo 1.°	Comprendido entre 6,5 y 8,7
	Grupo 2.°	Comprendido entre 5,3 y 9
	Grupo 3.°	Comprendido entre 5 y 10
Enturbiamiento	Grupo 1.°	Menor que 1 ° de sílice
	Grupo 2.°	Comprendido entre 1,5° y 4° de sílice
	Grupo 3.°	Menor de 6° de sílice
Dureza	Grupo 1.°	Menor de 20°
	Grupo 2.°	Menor de 30°
	Grupo 3.°	Menor de 40°
Materias en suspensión	Grupo 1.°	Menor de 30 mg/l
	Grupo 2.°	Menor de 60 mg/l
	Grupo 3.°	Menor de 100 mg/l
Radiactividad	Grupo 1.°	Negativo
	Grupo 2.°	Menor de 10^{-7} microcuries por milímetro o cm^3
	Grupo 3.°	Variable según destino

Resistividad	Grupo 1.°	Mayor de 1500/cm²/cm a 18°
	Grupo 2.°	Mayor de 750 id
	Grupo 3.°	Variable según destino

Características químicas

Agresividad	Grupo 1.°	Negativa
	Grupo 2.°	Indicios
	Grupo 3.°	Variable según pH y dureza
B O D	Grupo 1.°	Menor de 10 mg/l de oxígeno
	Grupo 2.°	id 15 id
	Grupo 3.°	id 30 id
Oxígeno disuelto	Grupo 1.°	Mayor de 5 mg/l
	Grupo 2.°	id 3 id
	Grupo 3.°	id 1 id
Nitrógeno (NH_3)	Grupo 1.°	Menor de 0,5 mg/l
	Grupo 2.°	id 1 id
	Grupo 3.°	Menor según destino
Nitrógeno (nitratos)	Grupo 1.°	Menor de 100 mg/l de (NO_3')
	Grupo 2.°	id 200
	Grupo 3.°	Según destino
Cloruros	Grupo 1.°	Menor de 250 mg/l de (Cl')
	Grupo 2.°	id 400 id
	Grupo 3.°	Según destino

Sustancias tóxicas e indeseables

Arsénico	Grupo 1.°	Menor de 0,2 mg/l de As
	Grupo 2.°	id 4 id
	Grupo 3.°	Según destino
Cromo	Grupo 1.°	Menor de 0,05 mg/l de Cr
	Grupo 2.°	id 0,2 id
	Grupo 3.°	Según destino
Cianuros libres	Grupo 1.°	Menor de 0,01 mg/l en (CN')
	Grupo 2.°	id 0,1 id
	Grupo 3.°	Según destino
Fluoruros	Grupo 1.°	Menor de 1,5 mg/l en (F')
	Grupo 2.°	id 10 id
	Grupo 3.°	Según destino
Plomo	Grupo 1.°	Menor de 0,1 mg/l en Pb
	Grupo 2.°	id 0,5 id
	Grupo 3.°	Según destino
Selenio	Grupo 1.°	Menor de 0,05 mg/l en Se
	Grupo 2.°	id 0,4 id
	Grupo 3.°	Según destino

Cobre	Grupo 1.°	Menor de 0,05 mg/l en Cu
	Grupo 2.°	id 3 id
	Grupo 3.°	Según destino
Manganeso	Grupo 1.°	Menor de 0,05 mg/l en Mn
	Grupo 2.°	id 0,4 id
	Grupo 3.°	Según destino
Hierro	Grupo 1.°	Menor de 0,1 mg/l en Fe
	Grupo 2.°	id 5 id
	Grupo 3.°	Según destino
Cinc	Grupo 1.°	Menor de 5 mg/l en Zn
	Grupo 2.°	id 15 id
	Grupo 3.°	Según destino
Putrescibilidad	Grupo 1.°	Sin decolorar el azul de metileno a los 7 días a 30 °C
	Grupo 2.°	id. id. id. 5 días a 30 °C
	Grupo 3.°	Según destino
Materia orgánica	Grupo 1.°	Menor de 2 mg/l
	Grupo 2.°	id 4 id
	Grupo 3.°	Según destino
Fenoles	Grupo 1.°	Menor de 0,001 mg/l en fenol
	Grupo 2.°	id 0,002 id
	Grupo 3.°	Según destino
Aceites y grasas	Grupo 1.°	Negativo
	Grupo 2.°	Indicios
	Grupo 3.°	Menor de 0,5 l

Características Biológicas

Grupo 1.°	Exenta de gérmenes patógenos
Grupo 2.°	Exenta de gérmenes patógenos de carbunco bacteriano, carbunco sintomático, tuberculosis, tifus y paratifus
Grupo 3.°	Según destino.

Instrucciones particulares

Cuando se trata de cauces públicos que deban ser clasificados en los grupos 1.° ó 2.° , los valores máximos y mínimos aceptables son los indicados en las valoraciones expuestas.

En cuanto a las valoraciones máximas o mínimas de las aguas públicas clasificadas en el 3.er Grupo, aquéllas se ponderarán según el uso posterior de dichas aguas en cada caso particular pues no pueden establecerse unas normas rígidas dada la diversidad de utilizaciones que pueden experimentar.

Como ideas generales se exponen a continuación las características que normalmente deben poseer las aguas utilizadas por algunas industrias.

Producción de vapor en calderas
La menor dureza posible
Pequeña alcalinidad
Bajo contenido en sílice
Ligera salinidad
Exentas de oxígeno y CO_2 libre
Estas características serán más severas cuanto mayor sea la presión de la caldera y su régimen de trabajo

Refrigeración
Poca dureza carbonatada
Ligera acidificación

Industria cervecera
Pequeña alcalinidad
Presencia de sulfatos
Dureza inferior a 20° y en algunas instalaciones las características del agua potable (1.er grupo)

Dilución de alcoholes
Exentas de dureza
Exentas de alcalinidad

Industrias alimenticias
Características de un agua potable (1.er grupo)

Industrias metalúrgicas
Exenta de materias en suspensión

Industrias del papel
Dureza mínima
Exentas de hierro
Incoloras

Industrias del rayón
Dureza mínima
Exentas de hierro

Tintorerías y lavaderos
Muy poca dureza
Exentas de hierro
En tintorerías, las características de un agua potable (1.er grupo)

Consideraciones generales

Las valoraciones establecidas deben ser consideradas como definitivas, aunque puedan ser alteradas según lo aconseje la intensa investigación que en todas las naciones se efectúa.

Asimismo, pueden ser añadidas otras características que por su influencia sea conveniente tenerlas en consideración.

ANEXO V

Reglamento de Actividades Molestas, Insalubres, Nocivas y Peligrosas (Artículos 16 y 17) (B.O.E. Núm. 292 del 7 de diciembre de 1961)

B. O. del E.—Núm. 292 7 diciembre 1961 17261

SECCIÓN 2.ª—ACTIVIDADES INSALUBRES Y NOCIVAS

Distancias

Art. 15. Sólo en casos excepcionales podrá autorizarse, previo informe favorable de la Comisión provincial de Servicios Técnicos, un emplazamiento distinto del que, según el artículo 4.º de este Reglamento haya de serle impuesto por las Ordenanzas municipales y Planes de Ordenación, respecto de las industrias fabriles.

Minas. Aguas residuales

Art. 16. Para autorizar nuevas explotaciones mineras o cualesquiera otras actividades calificadas como nocivas que por su emplazamiento afecten a aguas continentales, o que hayan de verter en las mismas aguas residuales con carácter previo, se aplicarán las disposiciones vigentes relativas a Pesca Fluvial y a Policía de Aguas contenidas en la Ley de 20 de febrero de 1942, en el Real Decreto de 16 de noviembre de 1900, Decreto de 14 de noviembre de 1958 y demás disposiciones complementarias.

Depuración

Estas actividades, entre las que figuran las industrias del papel, celulosas, azucareras, curtidos, colas, potásicas, talleres de flotación para el beneficio y concentración de minerales, fábricas de gas y productos secundarios de la industria del coque de sosa, textiles y anexas, etc., deberán estar dotadas de dispositivos de depuración mecánicos, químicos o físico-químicos, para eliminar de sus aguas residuales los elementos nocivos que puedan ser perjudiciales para las industrias situadas, aguas abajo o en la proximidad del lugar en que se efectúe el vertido, o para las riquezas piscícola, pecuaria, agrícola o forestal.

Otras soluciones

No obstante, cuando la importancia y las condiciones especiales que concurran en el caso lo aconsejen, podrán adoptarse soluciones de alejamiento de estas aguas residuales nocivas, siempre que con ello no se produzcan ninguno de los daños antes indicados.

Peligro de contaminación de aguas

Art. 17. La instalación de nuevas actividades insalubres o nocivas, que por su emplazamiento o vertido de aguas residuales supongan un riesgo de contaminación o alteración de las condiciones de potabilidad de aguas destinadas al abastecimiento público o privado, no podrá autorizarse si no se han cumplido las condiciones señaladas en el «Reglamento de Policía de Aguas y sus Cauces» y demás disposiciones aplicables. Los mismos requisitos serán exigidos respecto de las que impliquen un peligro sanitario para las aguas destinadas a establecimientos balnearios.

Queda prohibido a los establecimientos industriales que produzcan aguas residuales, capaces por su toxicidad o por su composición química y bacteriológica de contaminar las aguas profundas o superficiales, el establecimiento de pozos, zanjas, galerías o cualquier dispositivo destinado a facilitar la absorción de dichas aguas por el terreno, así como también queda prohibido su vertimiento en los ríos o arroyos sin previa depuración.

Se considerará desaparecido el citado riesgo de contaminación y por tanto, se podrá autorizar el uso de pozos absorbentes, con el citado fin, cuando estos se sitúen a 500 ó más metros de todo poblado y un estudio geológico demuestre la imposibilidad de contaminación de las capas acuíferas freáticas y profundas.

Solamente será tolerado el vertimiento sin previa depuración en los cursos de agua de los líquidos sobrantes de industrias o los procedentes del lavado mineral, cuando el volumen de éstos sea por lo menos veinte veces inferior al de los que en el estiaje lleva el curso de agua o cuando aguas abajo del punto de vertido no exista poblado alguno a una distancia inferior a la necesaria para que se verifique la autodepuración de la corriente. En el supuesto de que varíen proporciones de los líquidos residuales respecto al volumen del curso de agua, de forma que aumente el peligro de nocividad o insalubridad la referida tolerancia quedará sin efecto debiendose, no obstante, oír a la Entidad o persona interesada, a fin de que exponga las razones que crea asistirle en su favor.

Depuración

De no concurrir las circunstancias señaladas en el párrafo anterior, las aguas residuales habrán de ser sometidas a depuración por procedimientos adecuados, estimándose que éstos han tenido plena eficacia cuando las aguas en el momento de su vertido al cauce público reúnan las condiciones siguientes:

a) Cuando el agua no contenga más de 20 miligramos de materias en suspensión por litro.

b) Cuando la demanda bioquímica de oxígeno, medida después de cinco días de incubación a 20º no rebase la cifra de 10 miligramos por litro.

c) Cuando antes y después de siete días de incubación a 30º no desprenda ningún olor pútrido o amoniacal.

d) Su pH deberá estar comprendido entre 6 y 9.

En ningún caso las aguas residuales depuradas natural o artificialmente, deberán añadir a los cauces públicos componentes tóxicos o perturbadores en cantidades tales que eleven su composición por encima de los siguientes límites, ya que estos condicionan la posibilidad de ser utilizadas sin riesgo de intoxicación humana.

Límites de toxicidad

Plomo (expresado en Pb.), 0,1 miligramos por litro.
Arsénico (expresado en As.), 0,2 miligramos por litro.
Selenio (expresado en Se.), 0,05 miligramos por litro.
Cromo (expresado en Cr. exavalente), 0,05 miligramos por litro.
Cloro libre y potencialmente liberable, expresado en Cl), 1,5 miligramos por litro.
Acido cianhídrico (expresado en Cn.), 0,01 miligramos por litro.
Fluoruros (expresado en Fl.), 1,5 miligramos por litro.
Cobre (expresado en Cu.), 0,05 miligramos por litro.
Hierro (expresado en Fe.), 0,1 miligramos por litro.
Manganeso (expresado en Mn.), 0,05 miligramos por litro.
Compuestos fenólicos (expresado en Fenol), 0,001 miligramos por litro.

Art. 18. Las actividades calificadas como insalubres, en atención a producir humos, polvo, nieblas, vapores o gases de esta naturaleza, deberán obligatoriamente estar dotadas de las instalaciones adecuadas y eficaces de precipitación del polvo, o de depuración de los vapores o gases, en seco, en humedo o por procedimiento eléctrico.

En ningún caso la concentración de gases, vapores humos, polvo y nieblas en el aire del interior de las explotaciones podrán sobrepasar de las cifras que figuran en el anexo número 2.

ANEXO VI

Orden de 29 de abril de 1977 del M.O.P., por la que se aprueba la "Instrucción para el vertido al mar, desde tierra, de aguas residuales, a través de emisarios submarinos (B.O.E. Núm 151 del 25 de junio de 1977).

B. O. del E.—Núm. 151 25 junio 1977 14247

MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS

14645 *ORDEN de 29 de abril de 1977 por la que se aprueba la «Instrucción para el vertido al mar, desde tierra, de aguas residuales a través de emisarios submarinos».*

Por Orden ministerial de 23 de abril de 1969 del Ministerio de Obras Públicas fueron aprobadas las «Normas provisionales para el proyecto de instalaciones depuradoras y de vertido de aguas residuales al mar en las costas españolas».

En la Resolución se especificaba que dichas normas serían aplicadas en tanto no fueran ratificadas o sustituidas por las definitivas que se formulasen a la vista de los resultados y experiencias obtenidos de su aplicación.

La demanda creciente de usos, tanto urbanos como industriales, a que se ha sometido el litoral, aconsejan la reconsideración de las normas con objeto de lograr una mejor protección del medio ambiente litoral y de la salud de las personas que lo frecuentan.

Al mismo tiempo la experiencia obtenida con la aplicación de las actuales normas ha permitido establecer cuáles habían de ser los criterios en que debía basarse su modificación.

Como consecuencia de ello se definen criterios de calidad de las aguas según las características y uso de las zonas receptoras de los vertidos; se establecen límites de los parámetros indicadores de calidad de las aguas receptoras y del efluente antes del vertido; se tipifican los datos y parámetros en que ha de basarse el proyecto del emisario y se cuantifican los procesos de dilución inicial, dispersión superficial y reducción en el tiempo de la actividad de microorganismos y compuestos químicos.

Por último se destaca la importancia de una adecuada elección de los materiales que constituyen el emisario submarino y se recomiendan procedimientos idóneos para la construcción del mismo.

En su virtud, este Ministerio ha resuelto aprobar la «Instrucción para el vertido al mar, desde tierra, de aguas residuales a través de emisarios subterráneos», que se publicará como anexo a la presente Orden.

Madrid, 29 de abril de 1977.—El Ministro de Obras Públicas, Carlos Pérez de Bricio.

ANEXO

INSTRUCCION PARA EL VERTIDO AL MAR, DESDE TIERRA, DE AGUAS RESIDUALES A TRAVES DE EMISARIOS SUBTERRANEOS

ARTICULO 1.º

Objeto y campo de aplicación

1.1. *Definición de contaminación*

A los fines de esta Instrucción se entiende por contaminación del mar la introducción por el hombre en el mar, directa o

indirectamente, de sustancias o energía que produzcan efectos deletéreos, tales como daños a los recursos vivos, peligros para la salud humana, obstáculos para las actividades marinas, incluida la pesca; deterioro cualitativo del agua del mar y reducción de las posibilidades de esparcimiento.

1.2. *Objetivos.*

La vigente Ley sobre Costas, de 26 de abril de 1969, otorga al Ministerio de Obras Públicas determinadas facultades en relación con las obras de saneamiento de costas y playas (artículo 10, 1), y más concretamente establece (artículo 10, 4) que corresponde a dicho Ministerio «otorgar, previo informe de los Ministerios de Marina, Comercio e Información y Turismo y de los Ayuntamientos interesados, las concesiones para tomas de agua o para desagüe de las residuales. Si se trata de desagües que contengan hidrocarburos o derrame de fábricas o restos de toda clase, el informe del Ministerio de Comercio habrá de ser favorable».

El ejercicio de estas facultades precisa disponer del instrumento reglado adecuado para orientar convenientemente las realizaciones que se proyecten y poder juzgar la documentación técnica que sirve de base a las solicitudes de tales concesiones.

La presente instrucción tiene, pues, un doble objetivo:

1.2.1. Establecer límites en los parámetros de calidad del agua del mar de forma que, sin sobrepasar la capacidad de recepción del medio ambiente marino, éste pueda ser destinado a determinados usos.

1.2.2. Establecer condiciones técnicas mínimas para el proyecto, ejecución, explotación y conservación de emisarios submarinos para el vertido al mar desde tierra de aguas residuales, respetando los límites de los parámetros de calidad fijados.

1.3. *Campos de aplicación*

Su campo de aplicación es, por tanto, el de todas las obras que se refieran al objeto descrito y cuya localización se produzca en las costas españolas.

Dado que se trata de condiciones mínimas, esta instrucción prevé la posibilidad de que en aquellos casos en que la Administración lo considere necesario se impongan condiciones más estrictas al vertido o incluso se llegue a su prohibición, denegando la concesión del mismo.

Además, la Administración se reserva la facultad de exigir, cuando a su juicio sea necesario, los estudios precisos que permitan establecer cuál es la incidencia del vertido sobre el medio marino en su flora y fauna y sobre la salud y seguridad de las personas que lo utilizan, con objeto de evitar que las concesiones de vertido produzcan daños no tolerables.

El cumplimiento de esta instrucción no excluye la aplicación a los vertidos de referencia de aquellas otras normas o disposiciones dictadas por órganos competentes de la Administración, ni del cumplimiento de aquellas obligaciones impuestas por la legislación vigente en materia de contaminación.

ARTICULO 2.º

Calidad de las aguas del mar

2.1. *Calidad*

La calidad de las aguas del mar ha de referirse a unas condiciones físico-químicas y biológicas, naturales o de origen, a partir de las cuales se puede establecer la incidencia que en las mismas tiene la presencia de sustancias o microorganismos incorporados al medio marino.

La capacidad de recepción de tales sustancias o microorganismos por parte del citado medio está íntimamente relacionada con el mantenimiento de un nivel de calidad determinado, expresado por los límites de unos parámetros indicadores (1).

2.2. *Parámetros indicadores*

Los parámetros indicadores y sus límites se establecen para determinadas zonas en que son prevalentes ciertos usos y/o poseen determinadas características y que se clasifican en:

Zonas de baños.
Zonas de cultivos marinos.
Zonas limitadas.
Zonas especiales.
Otras zonas.

Cuando por la naturaleza del efluente o por las características especiales del medio receptor la Administración lo juzgue conveniente, se podrán imponer además otros parámetros indicadores de la calidad de las aguas, o variar los límites establecidos, realizando para ello las investigaciones oportunas.

2.2.1. Zonas de baño.

Los parámetros indicadores y sus límites son los siguientes:

Parámetros bacteriológicos:

La concentración de E. coli correspondiente a un período de treinta días consecutivos no deberá ser superior a 1.000/100 ml. en más del 10 por 100 de las muestras, ni superior a 2000/100 ml. en más del 50 por 100 de las muestras.

Parámetros físicos:

Partículas flotantes, espumas, aceites y grasas no perceptibles.
Color y olor no diferenciales del estado natural.
Transparencia, medida por el disco de Secchi, $\geq 1{,}5$ metros.

Parámetros químicos:

Indice de saturación en oxígeno superior al 80 por 100.
pH comprendido entre 7 y 9 sin sobrepasar en $\mp$ 0,5 unidades estos límites.

2.2.2. Zonas de cultivos marinos.

Los parámetros indicadores y sus límites son los siguientes:

Parámetros bacteriológicos:

La concentración de E. coli no deberá ser superior a 50/100 ml. en más del 10 por 100 de las muestras, ni superior a 15/100 ml. en más del 50 por 100 de las muestras.

Parámetros físicos:

Los señalados en 2.2.1.
Materias en suspensión, aumento máximo del 30 por 100 sobre las existentes en la zona, siempre que no sean nocivas y se mantenga el índice de saturación de oxígeno establecido.
La temperatura del agua receptora no deberá ser modificada en ningún momento en más de 3° C sobre su valor natural presente.

Parámetros químicos:

Los señalados en 2.2.1.
Contenido en hidrocarburos, inferior a 10 mg/l.
DBO5, inferior a 10 Mg/l.
Sustancias tóxicas, metales pesados no superiores a los límites que señala el código alimentario para las aguas de bebida.

Parámetros biológicos:

El sabor, olor y color natural de los recursos marinos para consumo humano no deberán ser alterados.

2.2.3. Zonas limitadas.

En este apartado se comprenden las aguas de los estuarios, rías, calas y demás zonas donde la renovación del agua es muy lenta y donde se manifiestan elevadas concentraciones de flora y fauna marinas.

Además de tener en cuenta los parámetros indicadores de 2.2.1 y 2.2.2 cuando existan tales usos, es preciso establecer parámetros indicadores de la calidad del agua en dichas zonas para prevenir específicamente los efectos de la eutrofización (2).

(1) El ideal sería poder establecer tales parámetros y sus límites para cada uno de los usos previsibles de las aguas del mar, teniendo en cuenta su incidencia sobre el medio marino y a un nivel tal que no se sobrepase la capacidad de asimilación del mismo.
La realidad es que la fijación de tales parámetros y sus límites es objeto actualmente de vivas polémicas para algunos de ellos (microorganismos, metales pesados), mientras que para otros apenas se han traspasado los límites de las investigaciones previas.
Los parámetros y límites que aquí se definen lo son con las reservas que supone el estado actual de los conocimientos y a la espera de logros ulteriores avalados por las investigaciones pertinentes.

(2) La eutrofización es un enriquecimiento en nutrientes de las aguas que ocasiona el estímulo de un conjunto de cambios sintomáticos tales como aumento de la producción de algas y vegetales. Si este enriquecimiento permanece dentro de límites adaptados a las capacidades biológicas del agua, su efecto resultante será beneficioso; si es excesivo se producirán efectos dependientes de la calidad del agua del mar y la eutrofización se convertirá en una forma particular de contaminación. Las sustancias nutrientes de efecto más acusado son el nitrógeno y el fósforo.

Se indican a continuación ciertos criterios que pueden servir para señalar que se está alcanzando el umbral de la eutrofización:

Presencia en el agua del mar de sustancias nutrientes del orden de tres a cuatro veces la cantidad existente en las aguas naturales, supuesta conocida ésta.

Más de 20 mg/metros cúbicos de contenido en fósforo y más de 300 mg/metros cúbicos de contenido en nitrógeno.

Presencia anormal de cierta clase de algas y ausencia o disminución de otras (3).

2.2.4. Zonas especiales.

Se refiere este apartado a aquellas aguas de acusado valor estético por su color o transparencia, o aquellas zonas de costa asignadas a reservas naturales de alto valor ecológico o paisajístico.

En ellas, y en ausencia de otros usos, son fundamentales los siguientes parámetros:

Parámetros físicos:

Sustancias que ocasionen turbiedad o cambios sensibles de color, ausencia total.
Sólidos flotantes no perceptibles.
Materias en suspensión y sedimentables no detectables.
Olor no perceptible.

Parámetros biológicos:

No deben registrarse cambios sensibles o degradantes en los ecosistemas de la zona.

2.2.5. Otras zonas.

Se refiere este apartado a aquellas zonas que no posean en grado determinante los usos o las características que definen alguna de las anteriores zonas.

Como criterio de calidad genérico se establece que las sustancias vertidas no produzcan daños a la flora y fauna existente.

ARTICULO 3.º

Características del efluente

3.1. *Efluentes urbanos*

Con carácter indicativo y a efectos de establecer un instrumento comparativo entre el efluente y los fenómenos de dilución y dispersión en agua del mar, se establecen a continuación las siguientes cifras medias para un efluente solamente doméstico:

Materia orgánica en suspensión:		
Separable por decantación	270	
No separable por decantación	130	
		400 (mg/l.)
Materia inorgánica en suspensión:		
Separable por decantación	130	
No separable por decantación	70	
		200 (mg/l.)
Materia orgánica disuelta		330 (mg/l.)
Materia inorgánica disuelta		330 (mg/l.)
Sales nutrientes		30 p.p.m.
Detergentes		20 p.p.m.
DB05		300 (mg/l.)
E. coli		10⁷/100 ml.

enumeración que comprende nada más que los parámetros más significativos.

(3) En el estado actual de conocimientos no es posible establecer tales parámetros y sus límites de forma precisa por cuanto la presencia del fenómeno de eutrofización depende en gran manera, a) de las características físico-químicas del agua; b) de su contenido en sales nutrientes y materias orgánicas, y c) de su productividad biológica o crecimiento de la biomasa en la unidad de tiempo.
Por ello los niveles que se mencionan lo son con las naturales reservas y pendientes de los estudios previos para evaluar los condicionantes a), b) y c) mencionados.

3.2 *Efluentes industriales*

Dada la complejidad de su composición, no es posible lograr una tipificación genérica de los vertidos industriales, pudiéndose citar a título indicativo y sin carácter exhaustivo la presencia de los parámetros principales siguientes:

3.2.1. Organolépticos:

Color.
Olor

3.2.2. Físicos:

Temperatura.
Turbiedad
Materias en suspensión.
Radioactividad.

3.2.3. Químicos:

pH.
Dureza.
Sustancias corrosivas, ácidos o álcalis.
DBO y DQO.
Materia orgánica.
Cloruros, cianuros, sulfuros, fosfatos, nitratos.
Otros compuestos organohalogenados.
Metales pesados.
Fenoles.
Hidrocarburos, grasas, aceites, detergentes.

La concentración con que estos parámetros (3.2.1, 3.2.2 y 3.2.3) se encuentran en los efluentes industriales se define en base a:

La concentración derivada del propio proceso productivo.
La concentración resultante después de la aplicación de determinados tratamientos correctivos.
La concentración admisible en el efluente para su vertido (1).

3.3. *Clasificación de sustancias*

Las sustancias nocivas que pueden estar presentes en los efluentes se clasifican en clase I y clase II. La distribución de estas sustancias en cada clase se hace teniendo en cuenta los siguientes criterios:

a) La persistencia.
b) La toxicidad u otras propiedades nocivas.
c) La tendencia a la biosecumulación.

3.3.1. Clase I:

Sustancias que por su nocividad dan lugar a la adopción de medidas enérgicas para evitar la contaminación del mar por las mismas.

La presencia de sustancias de esta clase en un efluente dará lugar a un estudio especial para determinar si debe prohibirse el vertido o si pueden reducirse la concentración y cantidad de dichas sustancias a límites en que no se produzca contaminación.

Las sustancias de esta clase son:

Compuestos orgánicos halogenados y otras sustancias que puedan formar tales compuestos en el medio marino, con excepción de aquellos que sean biológicamente inocuos o que se transformen rápidamente en el mar en sustancias biológicamente inocuas.
Sustancias que tengan efectos cancerígenos.
Sustancias y desechos radioactivos.
Aceites e hidrocarburos persistentes de origen petrolífero.
Mercurio y sus compuestos.
Cambio y sus compuestos.
Plásticos y otras sustancias sintéticas persistentes que puedan flotar, quedar en suspensión o hundirse en el mar, obstaculizando gravemente cualquier uso legítimo del mismo.

3.3.2. Clase II:

Sustancias que, si bien presentan caracteres análogos a los de la clase I y deben ser objeto de un control riguroso, son,

(1) Es la concentración admisible en el efluente para su vertido la que interesa en esta instrucción, ya que es la que condiciona a cualquier otra, pero sería prácticamente imposible tratar de fijarla industria por industria y sustancia por sustancia, tarea ésta que es más propio que sea realizada a nivel individual de la industria que trata de verter o a nivel colectivo cuando por ejemplo se trata del vertido de un polígono industrial.

sin embargo, menos nocivas o se hacen más rápidamente inocuas por un proceso natural.

La concentración de estas sustancias en los efluentes debe ser reducida a niveles que limiten severamente la contaminación de la zona.

Las sustancias de esta clase son:

Compuestos orgánicos del fósforo, silicio y estaño y sustancias que puedan originar tales compuestos en el medio marino, con excepción de aquellos que sean biológicamente inocuos o que se transformen rapidamente en el mar en sustancias biológicamente inocuas.

Antimonio, arsénico, cinc, cobre, cromo, níquel plata, plomo selenio y vanadio.

Plaguicidas y subproductos no incluidos en la clase I, ni entre los compuestos organicos de la clase II.

Hidrocarburos de origen petrolífero no incluidos en la clase I.

Cianuros y floruros.

Sustancias productoras de espumas persistentes.

Sustancias que, aun sin tener caracter tóxico, puedan resultar nocivas a la flora y fauna marinas como consecuencia de las cantidades vertidas, o puedan reducir las posibilidades de esparcimiento.

La Administración se reserva la facultad de considerar para cada caso particular de vertido qué componentes del mismo figuren o no en la clase II, deben incluirse en la clase I y, por consiguiente, prohibir su vertido o exigir la reducción de su concentración a niveles tan bajos que no puedan producir contaminacion de la zona.

A título indicativo se reseña a continuación una serie de parametros de calidad de las aguas residuales y sus límites respectivos, elaborada por la Dirección General de Sanidad en su informe a la presente instrucción.

Parámetro	Unidad de medidas	Concentración a no sobrepasar en mas del	
		20 por 100 de muestras	10 por 100 de muestras
Gases y aceites	mg/l.	1,0	2,0
Turbidez	UJT	50,0	75,0
pH	Unidades pH	entre 6,0-9,0, en todo momento	
Cadmio	mg/l.	0,5	1,0
Cromo total	mg/l.	1,5	3,0
Cobre	mg/l.	0,5	1,0
Plomo	mg/l.	7,5	15,0
Mercurio	mg/l.	0,05	0,10
Níquel	mg/l.	5,5	11,0
Plata	mg/l.	0,025	0,05
Zinc	mg/l.	3,5	7,0
Arsenio	mg/l.	3,0	6,0
Cianuros	mg/l.	5,0	10,0
Cloro residual total.	mg/l.	1,0	2,0
Compuestos fenólicos	mg/l.	0,5	1,0
Amoniaco (como nitrógeno)	mg/l.	40,0	60,0
Hidrocarburos clorados	mg/l.	0,003	0,006
Toxicidad	ut	7,5	10,0

ARTICULO 4.º

Tratamientos

En principio no podrá verterse al mar ningún efluente que no haya sido objeto del adecuado tratamiento, entendiendo por tal el preciso para no sobrepasar la capacidad de recepción del medio marino e imposibilitar o restringir sus legítimos usos.

4.1. *Efluentes urbanos*

En el caso de los efluentes de aguas procedentes de usos domésticos, se definen los siguientes tratamientos:

4.1.1. Tratamiento previo.

Se entenderá por tal el tratamiento destinado a la eliminacion de las siguientes sustancias:

Materias gruesas flotantes o no.
Materias minerales sedimentables.
Aceites, grasas y espumas.

La eliminación se realiza mecánicamente mediante rejillas, decantadores y rasero.

Las reducciones conseguidas normalmente mediante este tratamiento son:

	Porcentaje
DBo5	10
Materias en suspensión	20
Coliformes	10

No son admisibles soluciones a base de difuseración.

4.1.2. Tratamiento primario.

Comprende la eliminación de las materias finas en suspension por procedimientos como:

Sedimentación.
Floculación mecánica o química.
Filtración (arena).
Flotación por aire disuelto.

Las reducciones conseguidas normalmente mediante este tratamiento son:

	Porcentaje
DBo5	50
Materias en suspensión	70
Coliformes	75

4.1.3. Tratamiento secundario.

Comprende la eliminación de materias orgánicas no sedimentables (disueltas, semidisueltas y muy finas), mediante:

Lechos bacterianos.
Fangos activados.
Estanques de oxidación.
Lagunas de estabilización.
Fermentación.

Las reducciones conseguidas normalmente mediante este tratamiento son:

	Porcentaje
DBO5	80
Materias en suspensión	90
Coliformes	95

4.1.4. Tratamiento terciario.

En determinados casos y como complemento de los tratamientos anteriores, para eliminar las sustancias nutrientes (fosfatos, nitratos), las bacterias patogenas, ciertos metales y pesticidas, con procedimientos tales como:

Carbones activos.
Osmosis inversa.
Cloración.
Químicos diversos.

Deben realizarse preferentemente después de los tratamientos anteriores y las reducciones obtenidas dependen de la calidad del efluente, de la naturaleza del tratamiento y del grado de intensidad del mismo. En el caso de la cloración deberá tenerse en cuenta el tiempo mínimo de contacto, su repercusión sobre la flora y fauna marinas y que no se produzcan compuestos tóxicos.

4.2. *Efluentes industriales*

Se establecen como principios generales de tratamiento de estos efluentes:

a) Reducir el consumo de agua mediante utilización de técnicas industriales nuevas.
b) Reducir las materias nocivas por una mejora de las técnicas de depuracion
c) Reciclar las aguas.

En ciertos casos se tratara de reducir en el efluente la DBo y la DQo, materias en suspensión, ciertas bacterias, en cuyo caso pueden aplicarse los tratamientos descritos anteriormente.

En otros procesos las aguas habrun de sufrir ciertos tratamientos quimicos para eliminar de ellas sustancias toxicas, corrosivas, metales pesados, elementos productores de espumas y colorantes, entre otros.

Para cada industria o grupo de industrias (caso de los poligonos industriales) los tratamientos deberan ser los adecuados para eliminar aquellas sustancias que no deban estar presentes en los efluentes, o para evitar que otras sobrepasen los grados de concentracion máximos admisibles fijados.

Para normalizar tanto la toma de muestras como los analisis, y alcanzar resultados concordantes en relacion con la eficacia de los tratamientos realizados, se incluirá en la instalación de vertido, siempre que sea posible, una estación para toma de muestras.

ARTICULO 5.º

Proyecto del emisario

5.1. *Información previa*

5.1.1 Enumeracion y caracteristicas de los datos necesarios

Se tendran en cuenta como minimo los datos siguientes:

Ne: Naturaleza del efluente.

En los vertidos urbanos y mientras no intervengan otras consideraciones justificadas, se tendra en cuenta la composición tipo definida en (3.1)

Para los vertidos industriales se tendrán en cuenta las características señaladas en (3.2), evaluadas a traves de analisis cualitativos y cuantitativos.

Nh: Numero de habitantes.

Su estimación sera acorde con el esquema de la red de alcantarillado que desemboque o haya de desembocar en el emisario submarino.

Q: Caudal vertido en l/seg.

Para vertidos urbanos se considerará un caudal punta Q = 7 l/seg. por cada 1.000 habitantes.

Para vertidos industriales se justificara el caudal máximo previsto.

T: Se establece como obligatorio para cualquier vertido de caracter urbano el tratamiento previo descrito en 4.1.1.

En vertidos urbanos proximos a lugares de baño o para poblaciones superiores a 50.000 habitantes debera contemplarse el establecimiento de un tratamiento primario (ver 4.1.2) que en todo caso podrá ser preceptivo cuando la Administración lo juzgue necesario.

Para vertidos urbanos en zonas limitadas o zonas destinadas a cultivos marinos debera contemplarse el establecimiento de un tratamiento secundario o inclusive terciario (ver 4.1.3), que en todo caso podran ser preceptivos cuando la Administración lo juzgue necesario.

Los efluentes industriales en cuya composición intervengan sustancias enumeradas en la clase I del apartado 3.3.1, se someteran a un tratamiento que garantice bien la eliminación de tales sustancias previamente al vertido, o bien la reducción de su concentración y cantidad a límites que no produzcan contaminación.

Los efluentes industriales en cuya composición intervengan sustancias enumeradas en la clase II del apartado 3.3.2 u otras, deberan someterse al tratamiento adecuado que garantice la limitación de sus concentraciones a los límites establecidos en cada caso por la Administración.

Salvo casos excepcionales, a juicio de la Administracion, las instalaciones de tratamiento no deberán ubicarse en el dominio público.

Nf y Pm: Naturaleza del fondo y perfil submarino.

Se realizará una descripción del fondo a lo largo del perfil longitudinal, de forma que se indiquen:

Materiales que forman el fondo, hasta una profundidad que permita el estudio de una adecuada cimentación.

Variaciones del perfil de equilibrio como consecuencia de la dinámica marina.

Elementos singulares del perfil como barras, cañones submarinos y otros.

Con los datos anteriores se confeccionará un plano detallado del perfil longitudinal.

Vi: Vientos.

Se acompañará al estudio la rosa de los vientos de la zona con expresion de sus direcciones, intensidades y frecuencias.

O: Oleaje.

Se determinara la dirección de los máximos temporales y la profundidad y distancia a la costa a que se produce la línea de rotura para los mismos.

C: Corrientes.

Para vertidos importantes o para aquellos casos en que la Administracion así lo juzgue necesario, se realizará un estudio de corrientes en que se pongan de manifiesto las zonas de vertido mas apropiadas.

En caso de vertidos poco importantes, se supondrá la existencia de una corriente superficial, generalmente debida al viento, de 0,15/0,20 m/seg. y cuya dirección se adoptará según los casos siguientes:

a) En el caso general, coincidente con la que forma 30º hacia tierra con la direccion del viento más frecuente.

b) Si el emisario se encuentra cercano a una zona de baños o a un establecimiento de cultivos marinos (es decir, a una distancia inferior a su longitud), la dirección vendra marcada por la recta que une el extremo del emisario con el mar cercano a él, de la zona en cuestión.

c) Si el emisario se proyecta a través de una zona de baños o de cultivos marinos, la dirección a adoptar vendrá dada por la mínima distancia a dichas zonas.

Uz: Uso de la zona.

El uso de la zona alcanzable por la disposicion del efluente se clasificara conforme a lo establecido en (2.2).

Se harán constar necesariamente la existencia previa de cualquier otro emisario en la zona y los datos que permitan establecer su naturaleza y caracteristicas.

Fc: Forma de la costa.

Se debera tener en cuenta la forma de la costa con el fin de establecer su influencia sobre los fenómenos de dilución del efluente, acompañando un plano a escala suficiente para apreciar los posibles efectos.

Ff: Flora y fauna.

Se hara un estudio de la zona para detectar las principales manifestaciones de la flora y de la fauna sobre las que pudiera influir el vertido que se proyecta, así como las condiciones físicas y químicas de las aguas.

5.1.2. Enumeración de los parámetros del emisario.

Los parametros que deben tenerse en cuenta para el proyecto del emisario son, al menos, los siguientes:

L: Longitud del emisario.

Se medira desde la línea de bajamar (0 M.V.E.).

n: Numero de tubos del emisario.

D: Diametro de los tubos.

V: Velocidad del efluente en el emisario.

No sera inferior a 0,6 m/seg.

M: Material de los tubos y sus caracteristicas.

Ver artículo 6.º

Cs: Cimentación y anclaje de los tubos.

Ver artículo 6.º

Y: Profundidad del vertido.

Se considerara la del difusor más proximo a la costa.

No podrá ser inferior a 15 metros en bajamar viva equinoccial. En aquellos casos en que no sea posible, a juicio de la Administracion, alcanzar económicamente tal profundidad, se estudiará la solución más idónea basandose en alternativas entre grado de depuración y longitud del emisario.

X: Distancia de vertido.

Se tomara la distancia desde el centro de la línea de difusores hasta la costa, en la dirección marcada por la corriente (ver O: Oleaje, del 5.1.1.).

b: Longitud de difusores (para tubos con Ø > 150 mm.).

No sera inferior al 3 por 100 de la longitud del emisario y dispuesta para conseguir la mayor longitud normal a la dirección de la corriente.

Od: Diametro de los difusores.

No será inferior a 7,5 centimetros.

disp: Disposición de los difusores.

Sobre la generatriz superior del tubo o sobre generatrices laterales opuestas y siempre con salida horizontal del chorro.

dd: Distancia entre difusores.

Mínima igual a Y/3 entre difusores consecutivos de una misma generatriz. En todo caso se cumplirá la condición de que las áreas superiores de los penachos contiguos (cuyo diámetro es Y/3) no se solapen nunca.

u: Velocidad del efluente en los difusores.
No será superior a 5 m/s.
df: Difusor final:

Se dispondrá un difusor final de diámetro máximo doble del de los restantes difusores.

En el caso de tubo sin difusores (descarga puntual 5.2.2), el diámetro de salida se estudiará de forma a conseguir la mayor dilución inicial (5.2.1.) posible.

Sid: Sección total de difusores.

La suma de las áreas de las secciones de todos los difusores, incluso el final, no debe ser superior a 0,75 veces la sección inicial del tubo.

6.1.3. Relación entre datos y parámetros.

Las interrelaciones fundamentales entre datos y parámetros, que deben ser tenidas en cuenta en los estudios previos, se establecen en la matriz siguiente:

PARAMETROS

DATOS	Ne	Nh	Q	T	Nt/Pm	Vt	O	C	Uz	Fc	Ft
L			*	*	*		*	*	*	*	*
a		*	*								
Ø		*	*								
V		*	*								
M	*			*	*						
Cs					*		*	*			
Y			*	*	*		*		*		*
X			*	*		*		*	*	*	*
b		*	*	*				*			
Ød			*	*							
dd						*		*			
u			*								

5.2. *Procesos de dilución, dispersión y descomposición*

5.2.1. Dilución inicial.

La dilución inicial que se produce en la parte superior central del penacho se hallará aplicando la fórmula (Cederwall)

$$D_i = 0{,}54\ F\ (0{,}28\ \frac{Y}{d \cdot F}\ +\ 0{,}68)^{(*)}$$

donde

F = número de Froude = $\dfrac{u}{\sqrt{0{,}27 \cdot d}}$

u = velocidad del efluente en los difusores en m/s.
d = diámetro del difusor en m.
Y = profundidad del vertido en m.

Esta dilución inicial deberá alcanzar un valor no inferior a 150, al que corresponden los siguientes pares de valores:

F	5	10	15	20	25	30
Y/d	138	175	200	220	234	246

que sirven para efectuar un tanteo inicial.

5.2.2 Dilución por dispersión horizontal.

La dilución por dispersión horizontal se produce por alejamiento, respecto del punto de descarga, de la mezcla inicial del efluente con el agua, y se determinará según los dos casos siguientes:

a) Descarga puntual (solamente para emisarios con tubo único de diámetro inferior a 150 mm.).

El valor de la dilución por dispersión horizontal se hallará aplicando la fórmula (Pearson)

$$D_2 = \frac{3{,}65 \cdot h \cdot \sqrt{K \cdot V \cdot X}}{Q}$$

en donde

Q = Caudal total del efluente en m³/h.
V = Velocidad de la corriente en m/h.
X = Distancia de recorrido en m.
b = Diámetro superior del penacho, igual a Y/3 en m.
K = Coeficiente de difusión horizontal en el punto de descarga, igual a $1{,}63\ b^{4/3}$ en m²/h.
h = Espesor superior del penacho, igual a $\frac{Q \cdot D_1}{V \cdot b}$, en m.

b) Descarga lineal.

El valor de la dilución por dispersión horizontal se hallará aplicando la fórmula (Brooks)

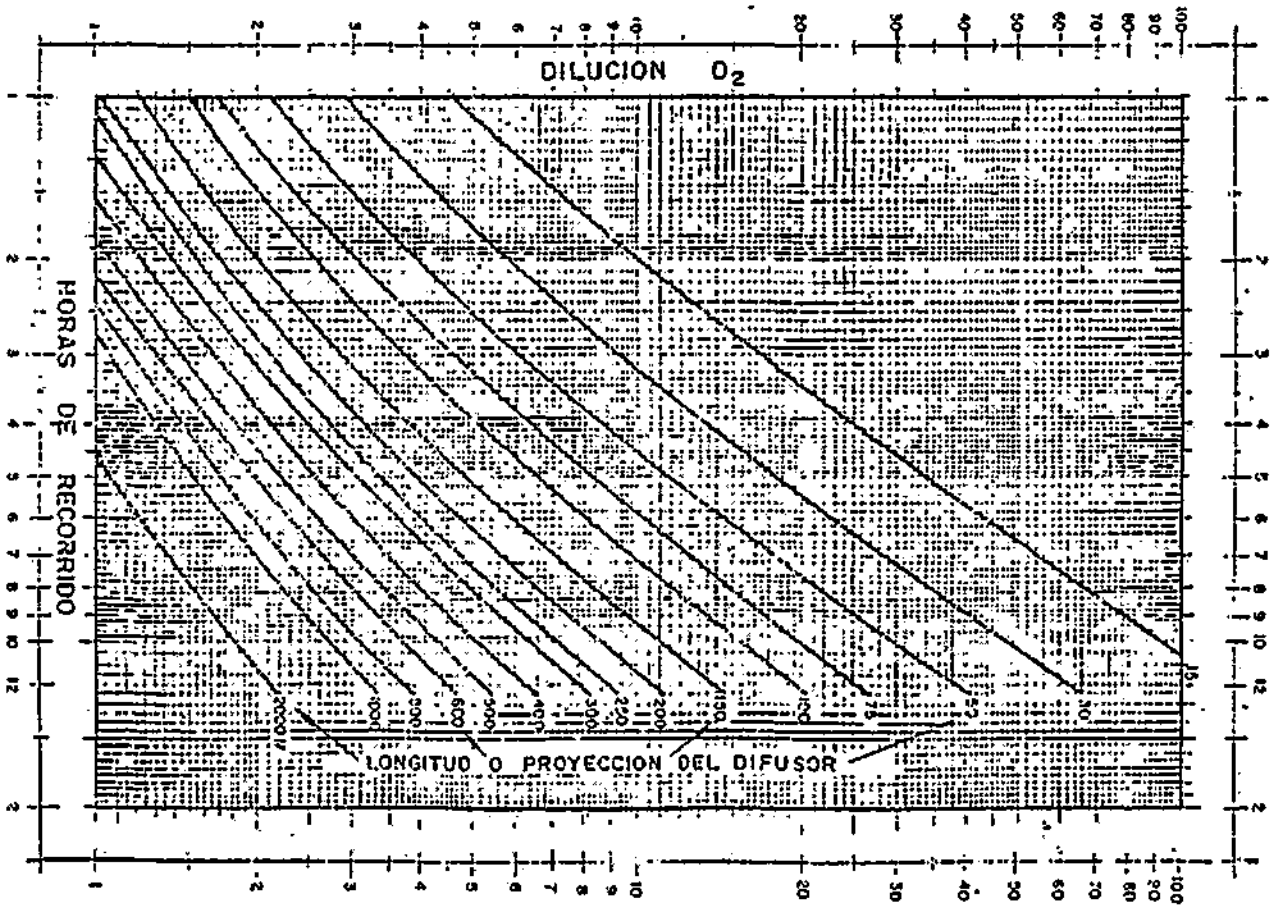
$$D_2 = \sqrt{\frac{(1 + \frac{13t}{b^{4/3}})^{\frac{2}{3}} - 1}{1{,}5}}$$

en donde

t = Tiempo de recorrido en horas, igual a la longitud OO del recorrido en m. dividida por la velocidad (V) de la corriente en m/h.
b = Longitud de difusores proyectada normalmente a la dirección de la corriente, en m.

Dicha fórmula viene representada, para mayor facilidad de aplicación, en el Abaco adjunto.

ABACO PARA APLICACION DE LA FORMULA DE BROOKS



5.2.3. Casos especiales.

Cuando las corrientes predominantes se deban a causas distintas de las expresadas en C (=corrientes del 5.1.1) o cuando se produzcan estratificaciones o fenómenos turbulentos de importancia, las diluciones (D_1) y (D_2) tendrán que ser objeto de estudios especiales para su determinación, basados en criterios distintos de los que informan los apartados (5.2.2) y (5.2.3).

5.2.4. Inactivación bacteriana (muerte aparente).

La dilución obtenida a través del proceso de inactivación bacteriana vendrá determinada por $D_2 = 10^{t/T_m}$ siendo t el valor indicado en b) del 5.2.2 y T_m igual a 1,5 horas en el Mediterráneo y 2,0 horas en el Atlántico.

5.2.5. Degradabilidad de sustancias químicas.

En el caso de difusión en el agua de mar de sustancias químicas exógenas biodegradables, se pueden tener en cuenta no sólo las diluciones (D_1) y (D_2), sino también y en forma parecida a (5.2.4) los umbrales cronológicos de biodegradabilidad establecidos experimentalmente y que pueden dar lugar también a una tercera dilución (D'_3).

La ley que preside esta dilución se representa para cada sustancia por su línea de degradabilidad específica, que solamente podrá ser determinada para cada una en particular y dadas las características propias del vertido.

5.2.6. Dilución total.

a) Cuando se trata de cumplir las normas de calidad del agua del mar a través de los procesos descritos en 5.2.1 y 5.2.2, la dilución total obtenida será $D = D_1 \times D_2$

b) Cuando en las aguas residuales vertidas exista contaminación bacteriana, la norma de calidad bacteriológica prevista deberá alcanzarse a través de una dilución total cuyo valor será $D = D_1 \times D_2 \times D_3$.

c) En el caso de que se pueda establecer experimentalmente el proceso de degradabilidad expuesto en (5.2.5), la dilución total obtenida será $D = D_1 \times D_2 \times D'_3$.

5.3. *Metodología del proyecto*

5.3.1. Trazado del emisario.

Establecido en un principio el punto de arranque del emisario en tierra, a partir de las instalaciones de tratamiento dispuestas y, en su caso, de las de bombeo precisas, se determinará la traza del emisario teniendo en cuenta, en principio, los datos Nc, Uz y Nf y Pm (ver 5.1.1).

El extremo del emisario podrá tantearse en una primera aproximación teniendo en cuenta el parámetro Y (profundidad de vertido 5.1.2) y los datos Vl, C, Fc y Ff (ver 5.1.1)

5.3.2. Sección del emisario.

El número de tubos de que haya de constar el emisario y su diámetro vendrá en función del dato Q (5.1.1), de los parámetros V, M y C_s (ver 5.1.2) y de los medios y equipo de puesta en obra disponibles.

5.3.3. Dispositivo difusor.

Los parámetros relativos a la longitud, diámetro, disposición y distancia de los difusores, así como la velocidad del efluente en ellos y difusor final reseñados en el apartado 5.1.2, contienen todas las especificaciones necesarias para su cálculo y disposición.

A lo largo de la longitud difusora, el tubo del emisario se disminuirá escalonada y paulatinamente de sección, a fin de conseguir un régimen hidráulico aproximadamente igual en todos los difusores.

5.3.4. Análisis de resultados.

Una vez establecido el dispositivo difusor y su régimen hidráulico, se calcularán D_1 (5.2.1) y D_2 (5.2.2) y, en su caso, D_3 (5.2.4) y D'_3 (5.2.5), comprobando a través de (5.2.6) que, partiendo de las características iniciales del efluente (3.1) y (3.2) con las modificaciones que los tratamientos realizados (4.1) y (4.2) introduzcan, se cumplen las normas de calidad establecidas para las diferentes zonas en el artículo segundo.

Debe tenerse especialmente en cuenta que respecto al cálculo contenido en el apartado b) del 5.2.6, las características bacteriológicas del efluente serán las contenidas en (3.1), sin que se admita en principio su disminución por cualquiera de los tratamientos previstos en (4.1).

Comprobada de esta manera la necesidad de contar con una determinada longitud de emisario, la variación de la misma por modificación de las características bacteriológicas del efluente en función del tratamiento previsto en el proyecto constituirá una alternativa que la Administración se reserva el tomar en cuenta, a la vista de las garantías que le merezca, tanto la instalación de depuración provista como su mantenimiento y conservación.

5.4. *Redacción del proyecto*

El proyecto, que ha de acompañarse preceptivamente a una solicitud de concesión de un emisario submarino, deberá contener, al menos, los siguientes documentos:

5.4.1. Memoria.

En ella debe justificarse la solución adoptada en base a todo lo establecido en (5.1) y calcularse correctamente la hidráulica del emisario y los procesos de dilución, inactivación y degradabilidad.

También habrá de contener una justificación detallada de la instalación de tratamiento que se proyecte, los procesos a que someta el efluente y el grado de depuración que se espera lograr.

En vertidos de importancia deberá acompañarse un programa de vigilancia y control que permita, mediante informes periódicos, el seguimiento del sistema y el contraste con las normas de calidad establecidas.

5.4.2. Planos.

Planos de ubicación general (escala 1 : 50.000) y local (escala 1 : 5.000), planta y perfil longitudinal (1 : 1.000 a 1 : 2.000), situación de los emisarios próximos y detalles completos de la obra, así como de la instalación de tratamiento prevista.

5.4.3. Pliego de prescripciones técnicas particulares.

En él se consignarán las características de los materiales y ensayo de los mismos, las normas para la elaboración de las distintas unidades de obra y las precauciones y dispositivos a adoptar en el proceso constructivo.

5.4.4. Presupuesto.

Contendrá expresión detallada por unidades de obra de la cuantía de los trabajos a realizar en el dominio público marítimo.

ARTICULO 6.º

Ingeniería del emisario

El comportamiento estable del emisario y su nivel de mantenimiento dependen esencialmente de la elección adecuada de los materiales, su correcta cimentación y anclaje y del empleo de métodos idóneos de puesta en obra, por lo que deberá tenerse en cuenta lo que a continuación se indica:

6.1. *Materiales*

6.1.1. Naturaleza.

Los materiales a emplear pueden dividirse en tres grandes grupos:

a) Materiales metálicos, entre los que se encuentran el acero, la fundición y el plastro revestido.

b) Hormigón armado y pretensado.

c) Fibrocemento y materiales ligeros, fundamentalmente plásticos.

6.1.2. Condiciones para la elección.

La elección del material viene condicionada especialmente por tres factores:

a) Resistencia a la corrosión, ya sea del agua del mar, del efluente o de corrientes galvánicas.

b) Resistencia a las solicitaciones mecánicas, debidas a las olas, las corrientes, la subpresión o las tracciones de puesta en obra.

c) Su adaptabilidad al terreno, función de su peso, de sus posibilidades de ensamblaje y del número y tipo de juntas.

6.1.3. Selección de materiales.

a) Los materiales metálicos son adecuados para fondos rocosos, duros y desiguales, pero son muy sensibles a la corrosión, siendolo menos a la fundición.

La tubería de acero permite un lanzamiento fácil, muy de considerar para el caso de tener que alcanzar grandes profundidades; pero precisa de una protección catódica.

La tubería de fundición, cuyo costo de adquisición es elevado, se emplea en su textura gris para pequeños diámetros, y en su textura maleable, para los grandes. Su empalme es por junta express.

La tubería de palastro precisa de protección interna (normalmente, resina epoxy), de protección externa (revestimiento bituminoso más fibra de vidrio mas hormigón) y de gran cuidado en las soldaduras del tubo para no dañar el revestimiento, empleando para ello junta esférica o soldadura a tope no completa (1).

b) La tubería de hormigón armado o pretensado, se emplea en aquellos casos en que es apropiado el método de colocación tubo a tubo, o para diametros muy grandes en competencia con la de palastro revestido.

Debe emplearse juntas muy flexibles (ni bridas ni racores) con sellado por cordón de caucho o neopreno.

c) Los plásticos y el fibrocemento son apropiados para fondos blandos y hasta diametros medianos, necesitando en general ir enterrados o anclados, e incluso protegidos en ciertas zonas por envolturas resistentes de acero, fundición y hormigón armado.

El cloruro de polivinilo (PVC) se utiliza frecuentemente para diámetros inferiores a 300 milimetros, corrigiendo su sensibilidad a la temperatura mediante revestimientos de poliéster y fibra de vidrio.

El polietileno de alta densidad se utiliza en función de sus propiedades anticorrosivas y su alta flexibilidad, con la debida densidad de anclajes por tratarse de un material ligero.

El poliéster es muy resistente a la corrosión y se emplea en diametros grandes por su rigidez. El polipropileno permite hacer frente a elevadas temperaturas del efluente.

6.2. *Cimentación y anclaje*

6.2.1. Disposición de la tubería.

La tubería se coloca en el fondo del mar de varias maneras:

a) Depositada simplemente, cuando el fondo es firme y el tubo tiene las caracteristicas adecuadas de peso y resistencia.

b) Enterrada y sin anclar, cuando reuniendo caracteristicas adecuadas de peso y resistencia, el fondo no es lo suficientemente firme.

c) Enterrada y anclada, cuando se da el caso anterior sin el peso y la resistencia debidos.

d) Sin enterrar y anclada, para suelos intermedios, y cuya falta de resistencia se suple con soportes adecuados (caso del pilotaje)

6.2.2. Resistencia a las solicitaciones.

Para resistir las solicitaciones de la dinámica marina, la tubería debe ir enterrada hasta alcanzar 10 metros de profundidad de agua en el Mediterráneo, y 15 metros en el Atlántico.

Las zanjas en material suelto deben calcularse con taludes del orden de 1:5 y a veces protegerlas con tablestacado recuperable, en zonas no muy profundas. Hay que tener en cuenta que estas zanjas dragadas pueden cegarse con mucha rapidez. El espesor de cubrición debe oscilar entre un mínimo de un metro y un máximo de cuatro metros, dependiendo de las caracteristicas y movilidad de los fondos. Se rellenan con el mismo material del fondo, grava u hormigón sumergido.

Cuando en zonas poco profundas y muy batidas, no haya posibilidad de mantener zanjas abiertas en arena se debe recurrir a cimentar la tubería sobre pilotaje no superficial (3).

El peso de la tubería debe estar en relación con la estabilidad del fondo, de forma que la tubería tienda a enterrarse; así la densidad del conjunto, teniendo en cuenta el lastre, será $\geq 1{,}25$ en fangos y $\geq 2{,}5$ en arena gruesa.

Este peso debe cumplir la condición $f \times \Sigma (P-V) > H$, siendo (P) el peso, (V) las fuerzas verticales, (H) las fuerzas horizontales y (f) el coeficiente de rozamiento, para que la tubería no precise de anclaje, suponiendo estable el fondo entre las fuerzas (H) se encuentran las debidas a arrastres y empujes de olas y corrientes.

En el caso de tuberías de palastro revestido exteriormente con hormigon y para prever un colapso de este material, se calcula estabilidad del tubo teniendo en cuenta sólo el material metálico.

6.3. *Construcción*

La construcción del emisario depende fundamentalmente de la clase de materiales, los medios disponibles y las caracteristicas de la costa en tierra.

Se emplean dos procedimientos:

6.3.1. *Colocación tubo a tubo.*

La colocación tubo a tubo, en el caso de grandes diámetros y material muy pesado (hormigón) se realiza, cuando no hay profundidades excesivas, mediante el procedimiento del pantalán de acompañamiento. Para profundidades grandes se utilizan las plataformas en sus múltiples variedades.

6.3.2. Colocación continua.

La colocación continua, utilizada para emisarios sin juntas, reviste varias formas:

a) Por tracción desde el mar.

La tracción desde el mar, mediante una barcaza-cabrestante anclada, precisa de una zona apropiada en tierra y de una resistencia adecuada del tubo. Si existen grandes profundidades y el estado del mar es malo, se combinará con la flotación sumergida, llevando el tubo por el fondo, en ligero contacto con él, para eliminar resistencias y guiarlo mejor.

b) Por flotación.

El método de flotación se empleará con material ligero, lanzando el tubo desde tierra y guiándolo en el mar con una ligera tracción. Si el estado del mar empeora, se procederá a hundir el tubo y a reflotarlo en el momento propicio para seguir la operación. Se empleará preferentemente en aguas protegidas y para tuberías muy largas.

c) Por carrete desde barcaza.

El método del carrete se empleara bobinando sobre éste una tubería muy flexible y de pequeño diámetro y largándola paulatinamente desde una barcaza.

d) Por lanzamiento desde barcaza.

En el método del lanzamiento desde una barcaza, las soldaduras se realizan en la barcaza y ésta, desplazándose mar adentro, irá dejando caer la tubería en forma de S (por eso se llama método S). Se empleará especialmente para material de acero y grandes profundidades.

En todos estos métodos debe cuidarse especialmente del guiado y posicionado del tubo, empleándose especialmente el método de rayos laser para marcar alineaciones largas.

También debe tenerse especial cuidado en alcanzar amplios radios de curvatura para no someter la tubería a esfuerzos indebidos.

ARTICULO 7.º

Régimen administrativo

La construcción de un emisario submarino lleva consigo inevitablemente la ocupación del dominio público marítimo, y el funcionamiento de dicho emisario tiene como resultado el vertido de aguas residuales en el expresado dominio.

(1) En general, las tuberías soldadas, que permiten una eficacia de colocación en grandes longitudes, son difíciles de reparar cuando se averían. Su empleo está muy generalizado para diferentes diámetros y normalmente dan a largo plazo mejor resultado que las de plástico.

(2) Es preciso insistir en el hecho de que para un correcto comportamiento de estos materiales, su cimentación y anclaje deben ser muy cuidados, de otra forma se registran con facilidad roturas, como lo demuestra la experiencia.

A veces se emplean soluciones mixtas. Un ejemplo lo constituye el tubo exterior de acero con otro interior de PVC, con lechada intermedia y mortero de cemento y protección de anillo de amianto en las soldaduras.

(3) El enterrar la tubería es costoso, a veces del orden del valor del tubo, y no existe en ocasiones de tener que lastrar o anclar la tubería (ver el del 6.2.1), siendo además costosas las reparaciones. Por otra parte la tubería no enterrada es muy vulnerable a las solicitaciones externas, tales como las producidas por redes y anclas.

Según el artículo 10, punto 4, de la Ley 28/1969, de 26 de abril, sobre Costas, «corresponde al Ministerio de Obras Públicas otorgar, previo informe de los Ministerios de Marina, Comercio e Información y Turismo y de los Ayuntamientos interesados, las concesiones para tomas de agua o para desagües de las residuales. Si se trata de desagües que contengan hidrocarburos o derrame de fábricas o restos de toda clase, el informe del Ministerio de Comercio habrá de ser favorable».

En cumplimiento del artículo 20 de la Ley sobre Costas, y con el preceptivo informe del Ministerio de Hacienda, fue aprobado por Orden del Ministerio de Obras Públicas de 25 de febrero de 1970 el pliego de condiciones generales para concesiones de vertido de aguas residuales al mar litoral.

Al otorgar tales concesiones, además de las condiciones generales, pueden establecerse prescripciones específicas para cada caso particular.

Dichas prescripciones pueden imponerse en función de aspectos tales como:

El propio proyecto del emisario.
La defensa nacional.
La seguridad de las personas y de la navegación, la lucha contra la contaminación de las aguas del mar y la preservación de la flora y faunas marinas.
La limpieza y sanidad de las playas.
Las infraestructuras de tratamiento, previas al emisario.

Sus características se derivarán de los informes emitidos por los organos de la Administracion citados anteriormente, en relación con las competencias que la legislación vigente atribuye a cada uno.

La Administración, en función de las competencias que ostenten los diversos organos de la misma, procederá periódicamente y cuando lo estime conveniente, a inspeccionar el emisario. Dicha inspección abarcara no sólo el estado de conservacion del mismo y su correcto funcionamiento, sino la comprobación de que se cumplen las condiciones impuestas al efluente y su tratamiento y de que la influencia del vertido sobre el dominio marítimo no tiene condiciones nocivas para su ecologia, sus diferentes usos, y para la seguridad y salud de las personas que lo utilizan.

En relación con las acciones que la Administración pueda emprender como consecuencia de tal inspección, se estará a lo dispuesto en el pliego general de condiciones y en las prescripciones específicas.

MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS

20184 *CORRECCION de errores de la Orden de 29 de abril de 1977 por la que se aprueba la «Instrucción para el vertido al mar, desde tierra, de aguas residuales a través de emisarios submarinos».*

En el «Boletín Oficial del Estado» de 9 de julio de 1977 se publicó la corrección de la Orden de 29 de abril de 1977 por la que se aprueba la «Instrucción para el vertido al mar, desde tierra, de aguas residuales a través de emisarios submarinos». En dicha publicación se ha observado el siguiente error:

2.2.2. Parámetros químicos. Dice: «Contenido en hidrocarburos inferior a 10 mg/l», debe decir: «... inferior a 10 Mg/l».

En realidad, lo que debe decir es «... inferior a 10 mg/l».

MINISTERIO DE OBRAS PUBLICAS

15608 *CORRECCION de errores de la Orden de 29 de abril de 1977 por la que se aprueba la "Instrucción para el vertido al mar, desde tierra, de aguas residuales a través de emisarios submarinos"*

Advertidos errores en el texto de la citada Orden, publicada en el «Boletín Oficial del Estado» número 151, de fecha 25 de junio de 1977, se transcriben a continuación las oportunas rectificaciones:

Página 14247. En el último párrafo de la Orden dice: «... a través de emisarios subterráneos, que...», y debe decir: «... emisarios submarinos». El título del ANEXO dice: «emisarios subterráneos»; debe decir: «emisarios submarinos».

Página 14248. 2.2.1. Parámetros físicos. Dice: «Color y olor no diferenciales...», debe decir: «Color y olor no diferenciables...»

2.2.2. Parámetros químicos. Dice: «Contenido en hidrocarburos, inferior a 10 mg/l», debe decir: «... inferior a 10 Mg/l». Dice: «DBO5, inferior 10 Mg/l», debe decir: «... inferior a 10 mg/l».

Página 14249. 2.2.3. Dice: «... 20 mg/metros cúbicos...» y «... 300 mg/metros cubicos», debe decir: «... 30 mg/metro cúbico...» y «... 500 mg/metro cubico».

3.2.2. Físicos. Dice: «Radioctividad», debe decir: «Radioactividad».

3.3.1. Clase 1. Dice: «Cambio y sus compuestos», debe decir «Cadmio y sus compuestos».

Página 14250. El párrafo que comienza: «A título indicativo se reseña ...» y el cuadro que le sigue son continuación de la nota (1) al pie de la página 14249 y deben ir en letra pequeña.

Página 14251. 5.1.1. Dice: «T: Se establece...», debe decir: «T.—Tipo de tratamiento.
Se establece...»
C.corrientes
(Apartado b) Dice: «... del emisario con el mar cercano a el...», debe decir: «... del emisario con el mas cercano a el...».
U: Uso de la zona
Dice: «... por la disposición del efluente se clasificará...»
Debe decir: «... por la disposición del emisario...».

5.1.2.—X: Distancia de vertido.—Dice: «(ver O: Oleaje, del 5.1.1)», debe decir: «ver C:Corrientes, del 5.1.1)».

Página 14254. *Artículo 6.° Ingeniería del emisario.*—En el primer párrafo dice: «... deberá tenerse en cuenta.....», debe decir: «... deberá tenerse muy en cuenta...».

Página 14255. 6.1.3. Selección de materiales.
a) Dice: «... menos a la fundición.»
Debe decir: «... menos la fundición».
En el apartado c), primer párrafo, dice: «... los plásticos y el fibrocemento son apropiados».
Debe decir: «... los plasticos son apropiados».
Y en el mismo apartado, último párrafo, dice: «... frente a elevadas temperaturas del efluente».
Debe decir: «... frente a elevadas temperaturas del efluente (2)».

6.2.2. Resistencia a las solicitaciones.—En el quinto párrafo dice: «... suponiendo estable el fondo entre las fuerzas...». Debe decir: «... suponiendo estable el fondo. Entre las fuerzas...».

Ultimo parrafo. Dice: «... Se calcula estabilidad del tubo...», debe decir: «... se calcula la estabilidad del tubo...».

6.3.2. Colocación continua.
En el primer parrafo dice: «... la colocación continua utilizada para emisarios».
Debe decir: «... la colocación continua utilizada generalmente para emisarios».
d) Por lanzamiento desde barcaza.
Dice: «... las soldaduras se realizan en la...» debe decir: «... las soldaduras se realizarán en la...».

Página 14256. En el segundo párrafo dice: «... fue aprobado por Orden del Ministerio...», debe decir: «... fue aprobado por Orden ministerial del Ministerio...».

En el cuarto párrafo dice: «... la preservación de la flora y faunas marinas...», debe decir: «... la preservación de la flora y fauna marinas...».

ANEXO VII

Ley 21/1977, de 1 de abril, sobre aplicación de sanciones en los casos de contaminación marina provocada por vertidos desde buques y aeronaves (B.O.E. Núm. 80 del 4 de abril de 1977).

B. O. del E.—Núm. 80 4 abril 1977 7511

8604 *LEY 21/1977, de 1 de abril, sobre aplicación de sanciones en los casos de contaminación marina provocada por vertidos desde buques y aeronaves.*

Consciente la Comunidad Internacional de la necesidad de evitar el grave problema de la contaminación marina que se viene agravando en los últimos años, ha adoptado una serie de medidas con miras a resolverlo y entre ellas, por lo que se refiere al vertido de sustancias y materiales nocivos desde buques y aeronaves, que constituyen una importante fuente de contaminación, los Convenios de Oslo, de quince de febrero de mil novecientos setenta y dos, aplicable a la zona del Atlántico Nordeste, y el de Londres de veintinueve de diciembre del mismo año, de contenido similar pero aplicable a escala universal.

España es parte de ambos Convenios, que se encuentran vigentes en nuestro Ordenamiento Jurídico, al haberse publicado, el primero, en el «Boletín Oficial del Estado» del veinticinco de abril de mil novecientos setenta y cuatro, y el segundo, en el del diez de noviembre de mil novecientos setenta y cinco.

Dado que en ambos Convenios se prevé que cada parte contratante adoptará en su territorio las medidas adecuadas para prevenir y sancionar los actos que violen sus disposiciones, se hace necesario que nuestro país dé cumplimiento a los compromisos internacionales contraídos, mediante una disposición que con rango legal suficiente y sin perjuicio de la aplicación de las disposiciones penales en vigor o que en lo futuro se dicten, establezca un sistema de sanciones administrativas encaminadas a conseguir el fin que se persigue.

En su virtud, y de conformidad con la Ley aprobada por las Cortes Españolas, vengo en sancionar:

Artículo primero.—A los efectos de la presente Ley:

Uno. Se entiende por «contaminación marina» la introducción por el hombre, directa o indirectamente, en el medio marino, incluidos los estuarios, de sustancias, materiales o formas de energía que puedan constituir un peligro para la salud humana, perjudicar los recursos turísticos, paisajísticos o biológicos y la vida marina, o reducir las posibilidades de esparcimiento u obstaculizar otros usos legales de los mares.

Dos. Se entiende por «vertido» la evacuación deliberada en el mar de sustancias, materiales o cualquier forma de energía, por medio de buques o aeronaves o desde las mismas, con excepción de:

a) Las descargas que sean resultado accesorio o consecuencia de las operaciones normales de los buques o aeronaves y de sus equipos.

b) La colocación de sustancias y materiales realizada con fin distinto al de su simple eliminación, con tal de que no sea incompatible con el objeto de la presente Ley.

Tres. Se entiende por «buques y aeronaves» las construcciones destinadas a la navegación o los artefactos voladores de cualquier tipo. A los efectos de esta Ley, se incluyen también los vehículos que se desplazan sobre un colchón de aire, los artefactos flotantes, autopropulsados o no, las plataformas y cualquier otra construcción en el mar, sea fija o flotante, desde la que pueda realizarse vertidos.

Cuatro. Se entiende por «persona responsable» al propietario del buque o aeronave o las que legalmente los representen.

Artículo segundo.—Se prohíbe el vertido en el mar de las sustancias enumeradas en el anejo I de la presente Ley.

La persona responsable de estos vertidos será sancionada con multa no inferior a un millón de pesetas y que no excederá de diez millones de pesetas.

Artículo tercero.—Se prohíbe el vertido en el mar de las sustancias enumeradas en el anejo II de la presente Ley, a menos que se obtenga previamente en cada caso un permiso de las autoridades competentes.

Cuando se realicen estos vertidos sin autorización o en forma distinta a la autorizada, la persona responsable será sancionada con multa no inferior a cincuenta mil pesetas y que no excederá de un millón de pesetas.

Artículo cuarto.—Para el vertido en el mar de las sustancias no enumeradas en los anejos I y II de la presente Ley, se requerirá la autorización de las autoridades competentes.

Cuando se realicen estos vertidos sin autorización o en forma distinta a la autorizada, la persona responsable será sancionada con multa no superior a cincuenta mil pesetas.

Artículo quinto.—El Gobierno podrá expedir un permiso especial, como excepción a lo dispuesto en el artículo segundo, en casos de emergencia que provoque riesgos inaceptables para la salud humana y en los casos que no quepa otra solución factible.

Artículo sexto.—Las sanciones dispuestas en la presente Ley no se aplicarán a los vertidos ocasionados por fuerza mayor, cuando resulte amenazada la seguridad de la vida humana o de un buque o aeronave.

En tales casos, la persona a cuyo cargo esté el buque o aeronave informará inmediatamente a la Comandancia de Marina más próxima o con la que tenga más fácil comunicación, del vertido realizado, con todos los detalles relativos a las circunstancias y a la naturaleza y cantidades de las sustancias objeto del vertido.

La Comandancia de Marina lo comunicará, a su vez, a la Subsecretaría de la Marina Mercante, del Ministerio de Comercio, quien lo pondrá en conocimiento de la Comisión Interministerial del Medio Ambiente.

La persona a cuyo cargo estén los buques o aeronaves que no realicen esta comunicación serán sancionados con multas de hasta cincuenta mil pesetas.

Artículo séptimo.—Las normas establecidas en la presente Ley serán de aplicación:

a) A todos los buques y aeronaves españoles.

b) A los buques y aeronaves extranjeros en cualquier zona marítima sometida a la soberanía y jurisdicción española.

Artículo octavo.—Lo dispuesto en la presente Ley no afectará a la inmunidad de que gozan ciertos buques y aeronaves de acuerdo con el Derecho Internacional

Artículo noveno.—Sin perjuicio de lo dispuesto en la presente Ley, la Administración adoptará cualesquiera otras medidas para impedir vertidos en el mar, de conformidad con el Derecho internacional.

Artículo diez.—Uno. Serán competentes para imponer las sanciones establecidas en la presente Ley:

a) Las Comandancias de Marina cuando la cuantía no exceda de cincuenta mil pesetas.

b) El Director general de Navegación de la Subsecretaría de la Marina Mercante, cuando la cuantía de la multa exceda de cincuenta mil pesetas y no sea superior al millón de pesetas.

c) El Ministro de Comercio, cuando la multa exceda de un millón de pesetas y no sea superior a cinco millones de pesetas.

d) El Consejo de Ministros, cuando la multa sea superior a cinco millones de pesetas.

Dos. La cuantía de la multa se graduará según las circunstancias concurrentes y la trascendencia de los vertidos.

Tres. La imposición de las sanciones a que se refiere el precepto se refiere es sin perjuicio de la responsabilidad penal en que se haya podido incurrir.

Artículo once.—Los expedientes de sanción se instruirán de acuerdo con lo establecido en la Ley de Procedimiento Administrativo.

La resolución de los expedientes sancionadores, en los casos de vertidos de materiales procedentes de dragado autorizado por el Ministerio de Obras Públicas, requerirán el informe preceptivo de dicho Ministerio.

Para la resolución de los expedientes sancionadores en los casos de vertidos de sustancias, materiales o cualquier forma de energía, procedentes de actividades industriales, será preceptivo el informe de los Ministerios competentes por la materia de la actividad. En caso de sanciones impuestas por las Comandancias de Marina, las Delegaciones Provinciales de los Ministerios competentes emitirán dicho dictamen.

La resolución de los expedientes sancionadores, en los casos de vertidos de desechos radiactivos u otras materias radiactivas, requerirán el informe del Ministerio de Industria, previo dictamen preceptivo de la Junta de Energía Nuclear.

Artículo doce.—Se autoriza al Ministro de Comercio para dictar las disposiciones necesarias para el desarrollo de la presente Ley.

Dada en Madrid a uno de abril de mil novecientos setenta y siete.

JUAN CARLOS

El Presidente de las Cortes Españolas,
TORCUATO FERNANDEZ MIRANDA Y HEVIA

ANEJO I

A los efectos del artículo 2.° de la presente Ley se enumeran las siguientes sustancias:

1. Compuestos orgánicos halogenados y otros compuestos que puedan formar tales sustancias en el ambiente marino, con excepción de aquellos que no sean tóxicos, o que se transformen rapidamente en el mar en sustancias biológicamente inocuas.
2. Compuestos organicos de silicio u otros compuestos que puedan formar tales sustancias en el ambiente marino, con excepción de aquellos que no sean tóxicos, o que se transformen rapidamente en el mar en sustancias biológicamente inocuas.
3. Sustancias que en los marcos de los Convenios de Oslo y Londres sean definidas como cancerígenas, dadas las condiciones de su eliminación.
4. Mercurio y sus compuestos.
5. Cadmio y sus compuestos.
6. Plasticos persistentes y otros materiales sintéticos persistentes que puedan flotar o quedar en suspensión en el mar, y capaces de obstaculizar seriamente la pesca, la navegación, las posibilidades de esparcimiento y otros usos legítimos del mar.
7. Petroleo crudo, fuel-oil, aceite pesado diesel y aceites lubricantes, fluidos hidraulicos y mezclas que contengan esos hidrocarburos, cargados con el fin de ser vertidos.
8. Desechos y otras materias de alto nivel radiactivo que por razones de salud publica, biologicas o de otro tipo hayan sido definidos por el órgano internacional competente en esta esfera, actualmente el Organismo Internacional de Energía Atómica, como inapropiados para ser vertidos en el mar.
9. Materiales de cualquier forma (por ejemplo, sólidos, líquidos, semilíquidos, gaseosos y vivientes) producidos por la guerra química y biológica.

Esta prohibición no se aplicará a sustancias que se transformen rápidamente en el mar en sustancias inocuas mediante procesos físicos, químicos o biológicos, siempre que:

a) No den mal sabor a la carne de los organismos marinos comestibles, o

b) No pongan en peligro la salud del hombre o de los animales domésticos.

10. El presente anejo no se aplicará a desechos u otros materiales (tales como los lodos de agua residuales o materiales de dragados) que contengan como vestigios contaminantes, las materias a que se hace referencia en los apartados 1-7 del presente anejo. Estos desechos estarán sujetos a las disposiciones del anejo II de esta Ley.

ANEJO II

1. A los efectos del artículo 3.° de la presente Ley se enumeran las siguientes sustancias:

a) Desechos que contengan cantidades considerables de las materias siguientes:

Arsénico.
Plomo.
Cobre.
Cinc.
Cianuros.
Fluoruros.
Pesticidas y sus subproductos no incluidos en el anejo I.

Todos los compuestos de las sustancias enumeradas anteriormente.

b) Contenedores, chatarra, sustancias bituminosas que puedan depositurse en el fondo del mar y otros desechos voluminosos que puedan obstaculizar seriamente la pesca o la navegación.

c) Los desechos radiactivos y otras materias radiactivas no incluidos en el anejo I. En la expedición de permisos para el vertido de estas materias se deberán tener debidamente en cuenta las recomendaciones del organo internacional competente en esta esfera, en la actualidad Organismo Internacional de Energía Atomica.

d) Sustancias que, aun sin tener carácter tóxico, puedan resultar nocivas como consecuencia de las cantidades vertidas, o que por su naturaleza puedan reducir seriamente las posibilidades de esparcimiento.

2. A los efectos del artículo 3.° de la presente Ley se tendrán en cuenta además las siguientes normas:

a) Las sustancias y materiales enumerados en el párrafo b) del punto anterior deberán ser vertidos siempre en aguas profundas.

b) Al conceder permiso para el vertido de grandes cantidades de ácido y álcalis, se tendrá en cuenta la posible presencia en esos desechos de las sustancias enumeradas en el párrafo primero, y de las sustancias adicionales siguientes:

Berilio.
Cromo.
Níquel.
Vanadio.

Todos los compuestos de las sustancias anteriormente enumeradas.

3. Cuando en cumplimiento de las disposiciones del anejo II de la presente Ley se considere necesario verter desechos en aguas profundas, sólo se realizará esta operación cuando se cumplan las dos condiciones siguientes:

a) Que la profundidad no sea inferior a 2.000 metros, y

b) Que la distancia de las costas más cercanas no sea inferior a 200 millas marinas.

ANEXO VIII

Real Decreto 1310/1977, de 23 de abril, de la Presidencia del Gobierno, por el que se actualizan la organización y normas de funcionamiento de la Comisión Interministerial del Medio Ambiente (B.O.E. Núm. 141 del 14 de junio de 1977).

B. O. del E.—Núm. 141 14 junio 1977 13291

13811 *REAL DECRETO 1310/1977, de 23 de abril, por el que se actualizan la organización y normas de funcionamiento de la Comisión Interministerial del Medio Ambiente*

La creación de la Comisión Interministerial del Medio Ambiente (CIMA), por el Decreto de 13 de abril de 1972, modificado por el Decreto de 20 de julio de 1974, ha supuesto un importante paso adelante, en el proceso de acomodación de nuestros esquemas orgánicos a las exigencias de la lucha contra la contaminación y la defensa y mejora del medio ambiente, al superar el enfoque sectorial que había inspirado la mayor parte de los intentos coordinadores de la década anterior, mediante un planteamiento global más acorde con el carácter unitario e integral de esta temática, en la que las interacciones sectoriales constituyen una de sus singularidades más destacadas.

La C. I. M. A. ha supuesto pues, el punto de partida de un nuevo modo de concebir la problemática ambiental. No constituye por tanto una fórmula definitiva insuperable de cualquier evolución sino mas bien el germen de un futuro modelo de organización que pueda alinearse, cuando las circunstancias lo aconsejen con los mas modernos establecidos ya en algunos países.

Dentro de esta línea evolutiva hacia el perfeccionamiento de un sistema que permita alcanzar en su momento formas mas avanzadas, se enmarca el presente Real Decreto que ha sido informado favorablemente por la C. I. M. A.

Con su promulgación se pretende alcanzar un doble objetivo: En primer lugar, dotar al complejo orgánico de la C. I. M. A. de las normas de funcionamiento necesarias para el mejor cumplimiento de sus fines, con lo que se rellena así una laguna legal sentida ya desde hace tiempo.

En segundo lugar, acomodar la estructura interna de la C. I. M. A. a las funciones que, en el momento actual, se esperan conseguir de la misma y que la experiencia de cuatro años de actividad aconseja realizar. En este sentido se definen con toda claridad como órganos de aquella el Presidente, el Pleno, el Comité Permanente, los Comités Especializados, los Grupos Especiales y la Secretaría.

En su virtud, a propuesta del Ministro de la Presidencia del Gobierno y previa deliberación del Consejo de Ministros en su reunión del día veintidós de abril de mil novecientos setenta y siete,

DISPONGO:

Artículo primero.—La Comisión Interministerial del Medio Ambiente (CIMA) tendrá a su cargo la formulación de la política para la ordenación, defensa y mejora del medio ambiente, mediante la coordinación de los organismos competentes y la preparación e impulso de una política integral y coherente orientada al cumplimiento de dichos objetivos.

A los efectos enunciados en el párrafo anterior, se entenderá por política del medio ambiente el conjunto de medidas encaminadas a:

— Proteger contra los factores perturbadores el suelo, las aguas, la atmósfera, la vegetación, la flora y la fauna y demás recursos naturales, así como los asentamientos humanos, el patrimonio artístico-cultural y cuantos elementos contribuyan a asegurar la calidad del entorno humano.

— Corregir la degradación provocada por la actividad de hombre y de los fenómenos naturales, así como los efectos que de aquélla se deriven.

— Procurar la mejora y acrecentamiento de los bienes ambientales, promoviendo su adecuada ordenación y gestión.

Artículo segundo.—Son funciones de la C. I. M. A.:

Uno.—Velar por la unidad de programación y de realización de todas las acciones relativas al medio ambiente, cuya ejecución corresponda a los Ministerios y organismos competentes, así como por el cumplimiento de las directrices y objetivos que se señalen en los planes que afecten a la ordenación, defensa y mejora del medio ambiente, así como de los principios de la legislación aplicable.

Dos.—Elaborar programas conjuntos de actuación para su realización por los organismos competentes y armonizar los que elaboren los distintos órganos de la Administración, velando por un desarrollo coordinado en las diversas fases de su ejecución.

Tres.—Realizar estudios e informes, así como fomentar y coordinar la investigación sobre el medio ambiente.

Cuatro.—Promover la elaboración de disposiciones generales y medidas sobre la ordenación, defensa y mejora del medio ambiente e informar preceptivamente las que se promuevan por los distintos Ministerios.

Cinco.—Realizar compilaciones de las disposiciones vigentes, proponer su refundición y actualización y promover las reformas orgánicas que se estimen precisas para una mayor eficacia de la política del medio ambiente.

Seis.—Tener conocimiento de cuantos asuntos sean relevantes para el medio ambiente y canalizar las correspondientes denuncias y quejas que le sean presentadas, impulsando su resolución.

Siete.—Promocionar una concienciación pública sobre los temas ambientales y llevar a cabo una labor de divulgación de los mismos.

Ocho.—Cooperar con el Ministerio de Asuntos Exteriores en la coordinación de la política española en organismos y reuniones internacionales.

Nueve.—Las que específicamente le encomienden las disposiciones legales y reglamentarias.

Artículo tercero.—Son órganos de la C. I. M. A.:

— El Presidente.
— El Pleno.
— El Comité Permanente.
— Los Comités Especializados.
— Los Grupos Especiales.
— La Secretaría.

Artículo cuarto.—El Presidente de la C. I. M. A. será el Ministro de la Presidencia del Gobierno.

En caso de ausencia, vacante o enfermedad de aquél, asumirá sus funciones el Subsecretario de Planificación.

El Ministro, no obstante lo establecido en el primer párrafo de este artículo, podrá delegar en el Subsecretario de Planificación la presidencia de la C. I. M. A., en cuyo caso la sustitución de éste recaerá en el Director general de Acción Territorial y Medio Ambiente, asumiendo entonces la Secretaría General el Secretario Adjunto.

Artículo quinto.—Son atribuciones del Presidente:

Uno.—Ostentar la representación de la C. I. M. A., ejercer la alta dirección e inspección de todos sus órganos, así como la vigilancia sobre el cumplimiento de sus acuerdos.

Dos.—Convocar las reuniones ordinarias y extraordinarias del Pleno así como del Comité Permanente; fijar sus respectivos órdenes del día, presidir y dirigir sus debates, levantar las correspondientes sesiones y hacer ejecutar sus acuerdos.

Tres.—Elevar al Gobierno cuantas propuestas, sugerencias e informes elaboren a tal fin los distintos órganos de la C. I. M. A.

Cuatro.—Decidir, sin perjuicio de lo establecido en el presente Reglamento, sobre la adscripción de materias a los diferentes

organos de la C. I. M. A., así como dirimir los eventuales conflictos internos entre dichos órganos.

Cinco.—Crear, en situaciones de urgencia, Grupos especiales designando a sus componentes. De dicha creación se dará cuenta inmediata al Comité Permanente, para su aprobación.

Seis.—Ordenar que sean recabados de los organismos y autoridades cuantos datos y documentos sean necesarios para el cumplimiento de los fines de la C. I. M. A.

Siete.—Someter al Pleno la aprobación de la Memoria anual.

Ocho.—Proponer las normas precisas para el mejor funcionamiento de los organos de la C. I. M. A.

Nueve.—Y, en general, cuantas funciones se le confieren en este Reglamento.

Artículo sexto.—El Pleno de la C. I. M. A. estará integrado por los siguientes miembros:

— El Ministro de la Presidencia del Gobierno, que actuará como Presidente, salvo en los casos de delegación y sustitución previstos en el artículo cuarto.
— El Subsecretario de Planificación.
— El Subsecretario de la Marina Mercante.
— El Secretario general de la Organización Sindical.
— El Secretario general Tecnico de la Presidencia del Gobierno.
— El Director general del Instituto Geografico y Catastral.
— El Director general de Organizaciones y Conferencias Internacionales.
— Un representante del Ministerio de la Marina.
— El Secretario general Tecnico del Ministerio de Hacienda.
— El Director general de Política Interior.
— El Director general de Administración Local.
— El Director general de Sanidad.
— El Director general de Puertos y Señales Marítimas.
— El Director general de Obras Hidraulicas.
— El Director general del Patrimonio Artistico y Cultural.
— El Director general de Política Cientifica.
— El Director general de Empleo y Promoción Social.
— El Director general de Promoción Industrial y Tecnología.
— El Director general de la Junta de Energía Nuclear.
— El Director del Instituto para la Conservación de la Naturaleza.
— El Presidente del Instituto Nacional de Investigaciones Agrarias.
— El Director del Instituto Nacional de Técnica Aeroespacial.
— El Director del Servicio Meteorológico Nacional.
— El Director del Instituto Español de Oceanografía.
— El Secretario general Técnico del Ministerio de Comercio.
— El Secretario general Técnico del Ministerio de Información y Turismo.
— El Director general de Urbanismo.
— El Presidente de la Comisión del Medio Ambiente del Plan de Desarrollo.
— El Vicepresidente del Consejo Superior de Investigaciones Científicas.
— Un representante de las siguientes Corporaciones: Instituto de Ingenieros Civiles, Consejo Superior de Colegios de Arquitectos y Colegios de Licenciados y Doctores en Ciencias Químicas y Fisicoquímicas.
— Cuatro Vocales designados por el Presidente de la C. I. M. A.
— El Director general de Acción Territorial y Medio Ambiente, que actuará como Secretario, y el Subdirector general de Medio Ambiente, que actuará como Secretario Adjunto.

Los Miembros del Pleno podrán estar asistidos en las reuniones del mismo por la persona o personas que estimen conveniente, las cuales tendrán voz, pero no voto.

Artículo séptimo.—El Pleno, como órgano supremo de la C. I. M. A. asume genericamente las competencias de ésta, y tiene como funciones exclusivas las siguientes:

Primera.—Conocer, y, en su caso, aprobar aquellos asuntos que, despues de haber sido objeto de consideración por el Comité Permanente, por los Comités Especializados o por los Grupos especiales, estime el Presidente o el Comité Permanente que deban serlo por aquel en razón de su importancia.

Segunda.—Acordar la creación de nuevos Comités Especializados y de Grupos especiales, así como la incorporación al Pleno de nuevos miembros.

Tercera.—Aprobar, a propuesta del Presidente, las normas internas para el mejor funcionamiento de la C. I. M. A.

Cuarta.—Aprobar el Plan Anual de actuación de la Comisión Interministerial del Medio Ambiente, así como la Memoria de las actividades realizadas.

Artículo octavo.—El Pleno se reunirá con carácter ordinario una vez al año, y extraordinariamente, cuantas veces lo estime oportuno el Presidente o el Comité Permanente, así como cuando lo solicite al menos un tercio de los miembros de aquél.

Artículo noveno.—El Comité Permanente estará integrado por los siguientes miembros:

— El Presidente de la C. I. M. A., que actuará como Presidente.
— Los Presidentes de los Comités especializados.
— El Presidente de la Comisión del Medio Ambiente del Plan Nacional de Desarrollo.
— El Secretario general y el Secretario Adjunto de la C. I. M. A., que actuaran, respectivamente, como Secretario y Secretario Adjunto.

Los miembros del Comité Permanente podrán estar asistidos en las reuniones del mismo por la persona o personas que estimen conveniente, las cuales tendrán voz, pero no voto.

Del Orden del dia de las reuniones del Comité Permanente se dará cuenta a todos los miembros del Pleno para que, en el plazo que establezca el Presidente, puedan aportar cuantos informes o sugerencias estimen oportunas. Asimismo podrán solicitar de aquél, por razon de los asuntos a tratar, la asistencia con voz y voto a la reunión.

Artículo décimo.—El Comité Permanente asume en representación del Pleno cuantas competencias genéricas corresponden a éste, actuando como órgano ordinario de decisión de la C. I. M. A.

Con independencia de lo establecido en el párrafo anterior, le compete especificamente:

Primero.—Acordar el envio de asuntos a los correspondientes Comités Especializados para su informe o resolución en su caso.

Segundo.—Decidir, sin perjuicio de las facultades que en este sentido también corresponden al Pleno y al Presidente, sobre la constitución de Grupos especiales para que informen o, en su caso, resuelvan los asuntos que expresamente se les encomiende.

Tercero.—Acordar la elevación al Gobierno de cuantas propuestas sugerencias e informes propios de su competencia considere conveniente.

Cuarto.—Acordar la petición a los organismos y autoridades de cuantos informes sean necesarios para el desempeño de sus funciones.

Artículo undécimo.—El Comité Permanente se reunirá con caracter ordinario una vez al mes, y con caracter extraordinario, cuando, por razones de urgencia, el Presidente lo estime oportuno o cuando sea solicitado por un tercio de los miembros de aquel.

Artículo duodecimo.—Los Comités Especializados serán los siguientes:

— Comité de Defensa del Medio Ambiente Urbano, cuyo Presidente será el Director general de Urbanismo.
— Comité contra la Contaminación Atmosférica, cuyo Presidente será el Director general de Promoción Industrial y Tecnología.
— Comité contra la Contaminación de las Aguas Continentales, cuyo Presidente será el Director general de Obras Hidraulicas.
— Comité contra la Contaminación de las Aguas Marítimas, cuyo Presidente será el Subsecretario de la Marina Mercante.
— Comité de Defensa de la Naturaleza y del Medio Ambiente Rural, cuyo Presidente será el Director del Instituto Nacional para la Conservación de la Naturaleza.
— Comité de Sanidad Ambiental, cuyo Presidente será el Director general de Sanidad.
— Comité de Acción Local, cuyo Presidente será el Director general de Administración Local.
— Comité de Relaciones Internacionales, cuyo Presidente será el Director general de Organizaciones y Conferencias Internacionales.
— Comité de Turismo y Medio Ambiente, cuyo Presidente será el Secretario general Tecnico del Ministerio de Información y Turismo.

Artículo decimotercero.—Los Comités Especializados estarán formados por su respectivo Presidente, un Secretario designado por este de conformidad con el Comité Permanente, el número de Vocales que fije dicho Comité Permanente de entre los miembros del Pleno, o personas en quienes en su caso deleguen, y un representante del Secretariado de la C. I. M. A.

A las reuniones de los Comités Especializados podrán asistir con voz, pero sin voto, cuantos expertos el respectivo Presidente estime necesario.

Artículo decimocuarto.—Corresponde a los Comités Especializados como órganos permanentes de apoyo del Pleno y del Comité Permanente en el ámbito de sus competencias, las siguientes funciones:

Primera.—Realizar aisladamente o en colaboración con otros Comités o Grupos Especiales, aquellos estudios, trabajos, informes y propuestas que le sean encomendados por el Pleno, el Comité Permanente o, en su caso, por el Presidente.

Segunda.—Resolver aquellos asuntos que le hayan sido expresamente delegados por el Pleno o el Comité Permanente o, en su caso, por el Presidente.

Tercera.—Someter a la consideración del Comité Permanente cuantas iniciativas y sugerencias, propias de la competencia de aquél, estime oportunas.

Cuarta.—Informar al Comité Permanente sobre las actuaciones realizadas, remitiendo al Secretario general copia de las órdenes del día y de las actas de las reuniones celebradas.

Artículo decimoquinto.—Los Grupos Especiales se constituirán para el cumplimiento de objetivos concretos, por acuerdo del Pleno del Comité Permanente, o, en su caso, por la decisión del Presidente, extinguiéndose del mismo modo una vez realizados sus fines o superadas las causas que motivaron su creación.

Al acordarse la constitución de un Grupo Especial, se designará como miembros del mismo a los representantes de aquellos organismos estatales, locales, sindicales y, en su caso, de Entidades privadas cuyas competencias o intereses resulten directamente implicados en la cuestión específica a tratar. Asimismo podrán formar parte del Grupo Especial aquellos expertos que sean requeridos para ello.

Al constituirse cada Grupo Especial, se determinará su organización y funcionamiento, así como los miembros, que tendrán derecho a voto.

Artículo decimosexto.—La Secretaría de la C. I. M. A. estará integrada por el Secretario general, que será Director general de Acción Territorial y Medio Ambiente; el Secretario Adjunto, quien asistirá permanentemente a aquél en sus funciones y que será el Subdirector general de Medio Ambiente y el Secretariado, que a las órdenes directas de este último servirá de apoyo a las distintas unidades orgánicas de la C. I. M. A.

Artículo decimoséptimo.—Corresponde al Secretario general las siguientes funciones:

Primera.—Auxiliar al Presidente y ejecutar cuanto éste le encomiende, así como informarle sobre las actividades de los distintos órganos de la C. I. M. A.

Segunda.—Preparar el orden del día de las reuniones, tanto del Pleno como del Comité Permanente; redactar las correspondientes actas, así como expedir certificaciones de los acuerdos adoptados, y elaborar el borrador de la Memoria anual.

Tercera.—Impulsar, bajo la inmediata autoridad del Presidente, la ejecución de los acuerdos tomados por los distintos órganos de la C. I. M. A. velando por su mejor cumplimiento y poniendo en conocimiento de aquél las incidencias que eventualmente puedan surgir.

Cuarta.—Canalizar las relaciones de los distintos órganos de la C. I. M. A. sirviendo de enlace entre ellos.

Quinta.—Mantener contacto con los distintos servicios o unidades de la Administración y con las Entidades privadas que realicen funciones relacionadas de alguna manera con los fines propios de la C. I. M. A., recabando cuantos datos, informaciones y documentos se estimen necesarios para el mejor cumplimiento de aquéllos.

Sexta.—Promover e impulsar las publicaciones de la C. I. M. A.

Artículo decimoctavo.—Corresponderán al Secretariado:

Primero.—Recoger cuantas observaciones o sugerencias se formulen a los asuntos incluidos en el orden del día, tanto del Pleno como del Comité Permanente, emitiendo asimismo el informe final sobre dichos asuntos.

Segundo.—Realizar por sí o en colaboración con otras unidades administrativas, Entidades privadas o particulares, cuantos estudios, informes, trabajos y actuaciones se le encomienden.

Tercero.—Formar, ordenar y custodiar un fondo documental y bibliográfico sobre Medio Ambiente.

Cuarto.—Reunir la documentación de las sesiones del Pleno y del Comité Permanente, distribuirla entre los miembros de los citados órganos y custodiar las Actas de las respectivas reuniones.

Quinto.—Distribuir entre los distintos órganos de la C. I. M. A. la documentación nacional, extranjera e internacional propia de su competencia.

Sexto.—Informar a los distintos Comités Especializados sobre la celebración de conferencias, congresos, seminarios y, en general, cualquier tipo de reuniones de que tenga conocimiento.

Séptimo.—Mantener contacto con organismos internacionales y extranjeros de competencia análoga y coordinar la participación española en las reuniones de los mismos, recabando de los asistentes a aquéllas el correspondiente informe y documentación.

Octavo.—Canalizar las publicaciones de la C. I. M. A.

DISPOSICIONES FINALES

Primera.—Cuando algún miembro de los órganos Colegiados de la C. I. M. A. no pueda asistir a las correspondientes reuniones, podrá ser sustituido por la persona que a tal efecto se designe, quien acudirá a la reunión con las facultades propias de aquél.

Segunda.—La Presidencia del Gobierno, previo informe de la Comisión Interministerial del Medio Ambiente, aprobará o propondrá las disposiciones precisas para integrar en las mismas, refundir, adaptar o suprimir las Comisiones o Juntas actualmente existentes con competencias sobre la materia, así como para establecer las adecuadas relaciones con las que deban quedar subsistentes.

Tercera.—Se faculta a la Presidencia del Gobierno para dictar las disposiciones que requiera el desarrollo del presente Reglamento, el cual entrará en vigor al día siguiente de su publicación en el «Boletín Oficial del Estado».

DISPOSICION DEROGATORIA

Quedan derogados los Decretos ochocientos ochenta y ocho/mil novecientos setenta y dos, de trece de abril, y dos mil doscientos dieciséis/mil novecientos setenta y cuatro, de veinte de julio, en cuanto se opongan a lo preceptuado en el presente Real Decreto.

Dado en Madrid a veintitrés de abril de mil novecientos setenta y siete.

JUAN CARLOS

El Ministro de la Presidencia del Gobierno,
ALFONSO OSORIO GARCIA

01729