
VERTIDO DE EFLUENTES A TRAVÉS DE EMISARIOS SUBMARINOS: DISPERSIÓN Y DEGRADACIÓN DE LOS CONTAMINANTES.

Tejero Monzón, I. y Suárez López, J.

- 1.- CARACTERÍSTICAS DE LA CONTAMINACIÓN MARINA.
 - 1.1.- Introducción.
 - 1.2 - Evolución de los contaminantes y efectos sobre el medio marino.
 - 2.- ALTERNATIVAS Y SOLUCIONES AL VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES AL MAR.
 - 2.1.- Regeneración y reutilización de aguas residuales urbanas.
 - 2.3.- Vertido a otro medio receptor.
 - 2.3.- Depuración y vertido de aguas residuales al mar.
 - 2.4.- Emisarios submarinos.
 - 3.- MODELO DE AUTODEPURACIÓN.
 - 3.1.- Mezcla y dilución.
 - 3.2.- Transparencia y dispersión.
 - 3.3.- Reacción de los contaminantes.
 - 3.4.- La desaparición bacteriana tras el vertido al mar de aguas residuales urbanas mediante emisarios submarinos.
 - 3.4.1.- Indicadores microbiológicos.
 - 3.4.2.- Fenómenos y factores que producen la disminución de la concentración de indicadores bacteriológicos en el mar.
 - 3.4.3.- Submodelos de desaparición bacteriana.
 - 4.- NORMATIVA APLICABLE.
 - 4.1.- Normativa general sobre vertido al mar.
 - 4.2.- Instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar.
-

1.- CARACTERÍSTICAS DE LA CONTAMINACIÓN MARINA.

1.1.- INTRODUCCIÓN.

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

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

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

2.1.- EVOLUCIÓN DE LOS CONTAMINANTES Y EFECTOS SOBRE EL MEDIO MARINO.

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

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

- **OD:** El agua del mar suele estar saturada en oxígeno, la agitación del oleaje y la acción del viento determinan que la reaeración superficial sea intensa. El consumo por parte de la biota no influye en los niveles de OD en la gran masa de agua. La elevada salinidad hace que el valor del OD de saturación sea menor que el correspondiente en aguas dulces para una misma temperatura.
- **MO:** En sistemas acuáticos con poca capacidad de dilución o con flujos fundamentalmente longitudinales, o con poca capacidad de renovación hidráulica, la materia orgánica en su proceso de degradación puede llegar a consumir el OD disponible. En el mar, con una cantidad de oxígeno disuelto para procesos de degradación biológica es inmensa, no se producen situaciones críticas de disponibilidad de OD a no ser en el entorno del propio vertido, cuando todavía no se ha realizado una buena mezcla. Por otra parte, la disponibilidad de MO significa disponibilidad de alimento para los niveles inferiores de la cadena trófica. El mar tiene una gran capacidad autodepuradora o asimiladora de materia orgánica.
- **Flotantes:** Los detergentes, grasas, aceites, plásticos ligeros, etc., no se mezclan con la masa de agua disponible, sino que afloran a la superficie. Su poca capacidad de degradación, junto con la acción del viento, permiten que se alejen a grandes distancias de los puntos de vertido y que se acumulen en ciertos lugares. Su efecto puede ser lejano en el tiempo y en el espacio.
- **Tóxicos:** La introducción de tóxicos (metales pesados, compuestos orgánicos tóxicos, etc.) al medio marino es uno de los mayores peligros del vertido de aguas residuales al mar. Los tóxicos son muy persistentes, son peligrosos a bajas concentraciones y pueden ser bioacumulables. Su persistencia puede permitir que su efecto sea lejano en el tiempo y en el espacio. Los efectos locales también pueden ser muy importantes.
- **Contaminación bacteriológica:** Los parámetros de contaminación bacteriológica son los principales a tener en cuenta cuando se trata de alcanzar objetivos de calidad para agua de baño o cultivos

marinos frente a vertidos urbanos. Los organismos filtradores actúan como acumuladores de la contaminación bacteriológica, con el consiguiente peligro para el hombre si los ingiere. En 1973 un brote de cólera en Italia fue causado por la ingestión de mejillones. La persistencia de los gérmenes patógenos en el medio marino viene condicionada por numerosos fenómenos y factores que se tratarán con mayor profundidad en apartados posteriores. El conocer la evolución y persistencia de la contaminación bacteriológica es fundamental cuando se diseñan instalaciones de vertido de aguas residuales al medio marino.

- **Nitrógeno y fósforo:** La acumulación de nutrientes en zonas costeras de lenta renovación del agua puede originar fenómenos de eutrofización similares a los que se producen en aguas continentales, en lagos y embalses. La aparición de algas, junto con el aumento de turbidez, pueden hacer que estas zonas no sean adecuadas para el baño por problemas estéticos. Son zonas con altos tiempos de renovación de aguas las dársenas de los puertos, las bahías, las rías, los estuarios, los mares cerrados, etc.
- **Sólidos en suspensión:** La evolución de los sólidos en suspensión o de materiales inertes en el mar está condicionada por la hidrodinámica. Si el vertido se realiza en zonas con elevada turbulencia y agitación los materiales se pueden dispersar y no producirán efectos locales. Si la zona de vertido es de aguas tranquilas o sin corrientes los materiales se irán acumulando en el fondo. Localmente se puede dañar la capa béntica original y toda la vida que en ella se desarrollaba. Los SS que se vierten y los fangos acumulados en el fondo, si la velocidad del agua es suficiente, pueden verse sometidos a sucesos de resuspensión y generar puntualmente graves problemas de turbidez. Si la zona marina en donde se vierten los SS es de muy alta calidad y transparencia (p.e. una cala ibicenca), el impacto producido por la turbidez puede ser inadmisibile.

2.- ALTERNATIVAS Y SOLUCIONES AL VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES AL MAR.

2.1.- REGENERACIÓN Y REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES URBANAS

Las aguas dulces que llegan al mar, tanto a través de los cauces naturales como a través de vertidos, se salen del tramo del ciclo hidrológico en los que el agua es directamente utilizable por el hombre o de la zona en que puede acceder a ella con un coste reducido. Cuando la disponibilidad del recurso es baja y cualquier ahorro del mismo u optimización de su gestión es muy importante, la pérdida de agua dulce reutilizable o regenerable puede suponer un derroche.

El proceso de tratamiento necesario para que un agua residual pueda ser reutilizada se denomina generalmente regeneración y el resultado de dicho proceso agua regenerada. El concepto de reutilización del agua trata de enfatizar la utilización de ésta para un aprovechamiento concreto, en contraposición a su vertido en un curso natural de agua u otro medio receptor.

El desarrollo turístico en las zonas costeras ha supuesto un importante incremento de la demanda de agua para abastecimiento y riego de zonas ajardinadas. Las zonas agrícolas, sobre todo en la costa mediterránea, han continuado demandando fuertes dotaciones para mantener la alta productividad. La gestión de los recursos hidráulicos en esas condiciones plantea dos líneas de actuación complementarias: por una parte, la utilización racional del agua, evitando consumos excesivos, y por otra, la reutilización de agua residual para usos.

Las zonas costeras españolas, especialmente del levante, Sur e insular, se caracterizan por la relativa coincidencia entre las mayores producciones de agua residual, que se registra durante la temporada estival, y la máxima demanda de agua para riego agrícola y jardinería. Al margen de las exigencias técnicas y financieras que esas demandas estacionales plantean, tanto en el sistema de abastecimiento de agua como en el de tratamiento y vertido de agua residual, la reutilización de agua residual en zonas costeras ofrece claras ventajas económicas y ambientales. Las principales alternativas de reutilización son:

- a) riego de jardinería, con la consiguiente mejora de las condiciones de vida, del aspecto estético y del carácter lúdico de los núcleos urbanos;
- b) riego agrícola, como fuente de recursos económicos de gran interés;
- c) recarga de acuíferos costeros y de zonas húmedas;
- d) uso industrial.

2.2.- VERTIDO A OTRO MEDIO RECEPTOR.

En zonas costeras, frente a la solución de verter las aguas residuales en el mar, siempre hay que considerar la posibilidad de verter el efluente depurado a otros medios como puede ser el terreno, ríos, estuarios, lo cual puede llegar a constituir una solución más adecuada.

2.3.- DEPURACIÓN Y VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES AL MAR.

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

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

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

La necesidad de proteger usos implica la adopción de criterios adecuados. Los principales usos que se ven afectados por la existencia de vertidos de aguas residuales al mar son el baño y los cultivos marinos. Ambos usos tienen normativas

que establecen la calidad de las aguas para su desarrollo. La colocación del vertido de aguas residuales no debe alterar los usos ya existentes o los planificados para un futuro, por lo que las nuevas infraestructuras deberán ser diseñadas de forma que la calidad del agua marina no se altere por encima de ciertos valores.

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

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

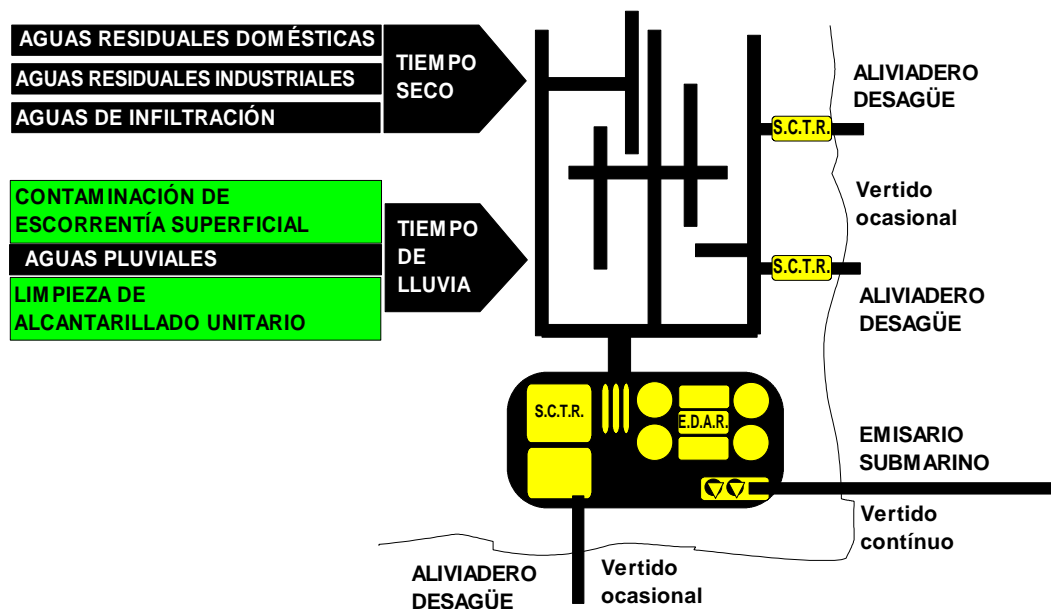
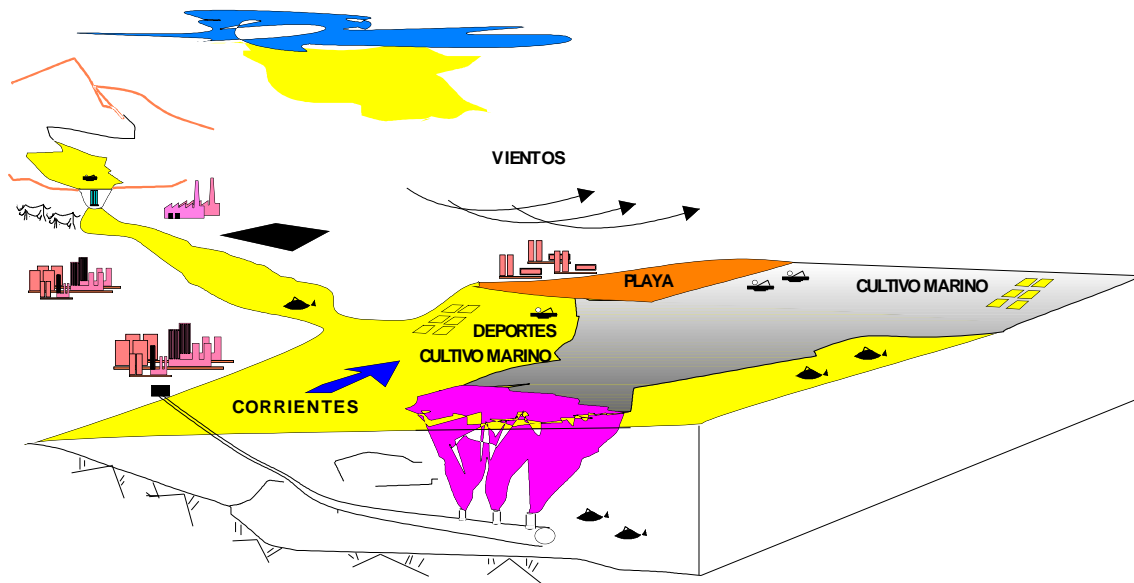


Diagrama general de fuentes de aguas residuales urbanas y sistemas de tratamiento y vertido (S.C.T.R., sistemas de control y tratamiento de reboses; E.D.A.R., estaciones depuradoras de aguas residuales)

2.4.- EMISARIOS SUBMARINOS.

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



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

3.- MODELO DE AUTODEPURACIÓN.

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

- 1) Mezcla y dilución.
- 2) Transporte.
- 3) Reacciones del contaminante. Degradación.

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

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

en donde:

C_o = concentración inicial del contaminante

C_t = concentración final del contaminante

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

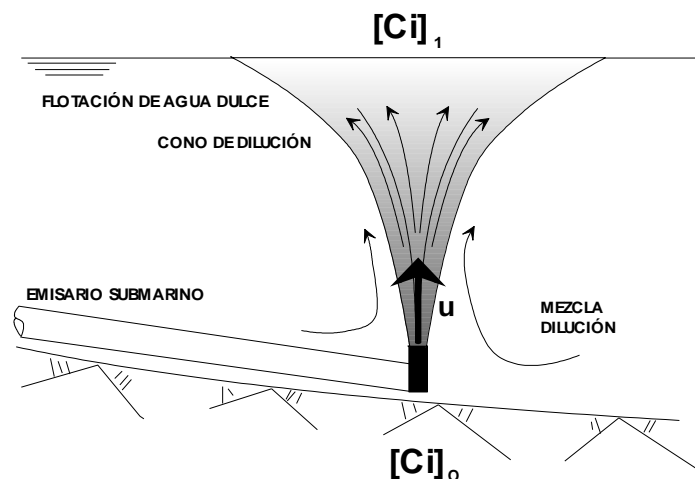
$$C_f = \frac{C_o}{D_1 \cdot D_2 \cdot D_3}$$

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

3.1.- MEZCLA Y DILUCIÓN INICIAL.

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

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



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

Una fórmula de este tipo es la de CEDERWALL, que se utilizaba en la antigua Instrucción Española de vertido al mar:

$$D_1 = 0.54 \cdot F \cdot \left(0.38 \cdot \frac{Y}{d \cdot F} + 0.68 \right)^{\frac{5}{3}}$$

en donde:

$$F = \text{número de Froude} = \frac{v}{\sqrt{0.27 \cdot d}}$$

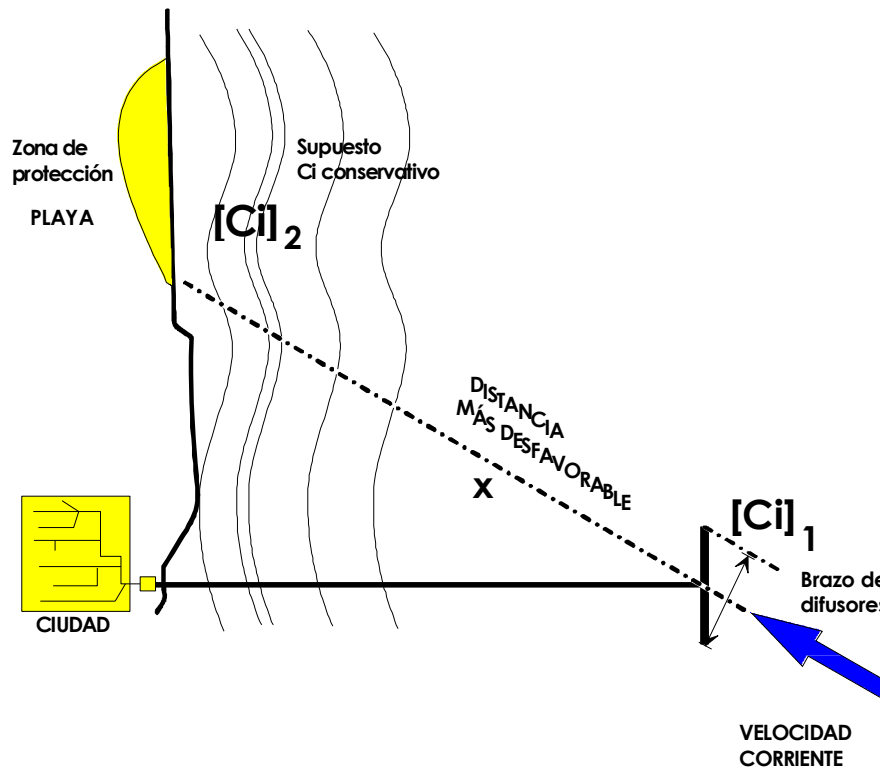
v = velocidad del efluente en las bocas de salida en m/s.

d = diametro de la boca en m.

Y = profundidad del vertido en m.

3.2.- TRANSPORTE Y DISPERSIÓN.

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



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

Existen diversos modelos empíricos que intentan aproximar el fenómeno de la dispersión de contaminantes producida por el transporte. Para vertidos lineales se utiliza la fórmula de Brooks:

$$D_2 = \sqrt{\frac{\left(1 + \frac{13 \cdot t}{\frac{2}{b^3}}\right)^3 - 1}{1.5}}$$

en donde:

t = tiempo de recorrido en horas

b = longitud de los brazos difusores proyectada normalmente a la dirección de la corriente, en m.

Para vertidos puntuales la antigua norma establecía la fórmula de Pearson:

$$D_2 = \frac{3.65 \cdot h \cdot \sqrt{K \cdot v \cdot X}}{Q}$$

siendo:

Q = caudal total efluente en m³/s

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 emergencia igual a 1.63*b^{4/3} en m²/h.

h = espesor superior del penacho. igual a:

$$h = \frac{Q \cdot D_1}{v \cdot b}$$

en metros , y no superior a Y/3.

3.3.- REACCIÓN DE LOS CONTAMINANTES.

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

3.4.- LA DESAPARICION BACTERIANA TRAS EL VERTIDO AL MAR DE AGUAS RESIDUALES URBANAS MEDIANTE EMISARIOS SUBMARINOS.

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

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

siendo: **N_t** = número de bacterias en el instante **t**.
N₀ = número de bacterias en el instante inicial.
t = tiempo.
K = constante de desaparición de primer orden.

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

Si se utiliza el concepto de T₉₀, es decir, el tiempo necesario para tener un 90 % de reducción en el número de bacterias, la expresión que resulta si utilizamos la ley de Chick y se cambia de base logarítmica, es:

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

Expresado este fenómeno a través del correspondiente factor de dilución, D₃, quedará:

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

Históricamente, el fenómeno de desaparición bacteriana en medio marino ha sido caracterizado a través del parámetro T_{90} , o tiempo necesario para que se vea reducido en un 90% la concentración del indicador microbiológico seleccionado. La antigua Instrucción española de vertido de aguas residuales al mar especificaba un T_{90} igual a 1.5 horas en el Mediterráneo y a 2 horas en el Atlántico. La nueva Instrucción da valores constantes para vertidos de poblaciones menores a 10000 habitantes de 2 y 3 horas respectivamente.

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

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

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

3.4.1.- Indicadores microbiológicos.

Entre los principales indicadores microbiológicos de contaminación marina están:

- Coliformes totales
- Coliformes fecales
- Estreptococos fecales.

De los coliformes es *Escherichia coli* el más específico. Se encuentra en elevadas concentraciones en el intestino del hombre y de los animales de sangre caliente y no se desarrolla en el medio natural. En un intento de buscar los coliformes estrictamente fecales se estableció el indicador biológico denominado "coliformes fecales" (incubación a 44.5 °C en lugar de a 35 °C utilizados para coliformes totales). Los coliformes fecales se comportan de forma similar a los patógenos entéricos. Es el indicador biológico más ampliamente utilizado.

Los estreptococos fecales, además de hallarse en animales de sangre caliente, se pueden encontrar en la vegetación, insectos y en algunos suelos. Este hecho hace que la utilización como indicador biológico de contaminación fecal no pueda hacerse de forma única, sino que necesita el complemento de, por ejemplo, los coliformes fecales para la confirmación de su origen fecal. Su analítica por debajo de ciertos límites no da resultados fiables. Sin embargo, correlaciona muy bien con las enfermedades de contacto provocado por el baño en aguas contaminadas. Se ha pretendido usar como indicador microbiológico por excelencia para el caso de control de aguas de baño, playas, etc. Dado su alto coste y la necesidad de personal experto

para su determinación no ha sido recomendado por el Grupo Internacional de Emisarios de la (IWPRC) IAWQ.

Además de éstos, otros indicadores podrían ser los *Clostridium*, las *Pseudomonas*, las *Aeromonas*, las *Salmonellas*, los virus entéricos, los bacteriófagos.

3.4.2.- Fenómenos y factores que producen la disminución de la concentración de indicadores bacteriológicos en el mar.

Un hecho observado de forma general es que tras el vertido al mar de aguas residuales urbanas la concentración de indicadores biológicos de contaminación fecal, así como la concentración de gérmenes patógenos entéricos, va disminuyendo según se aleja el agua residual del foco de contaminación. Este hecho se denomina disminución bacteriana. Si se profundiza, se puede ver que son muchos los fenómenos que producen dicha disminución bacteriana, estando muchos de ellos interrelacionados entre sí.

La disminución de la concentración de indicadores biológicos de contaminación fecal en el agua del mar se produce por dos fenómenos básicos:

- Dilución.
- Desaparición.

En el primer caso sigue existiendo el mismo número total de indicadores biológicos, pero su concentración se reduce por fenómenos puramente físicos. En cambio, en el segundo caso, el número total de indicadores biológicos va disminuyendo realmente. La dilución no produce una reducción neta del número total de dichos indicadores.

En la desaparición quedan englobados todos aquellos fenómenos que reducen el número total de indicadores. Tradicionalmente ha existido mucha confusión respecto al concepto de desaparición bacteriana y se ha aplicado esta denominación a distintos fenómenos. Parece adecuado agruparlos o clasificarlos en los fenómenos que se presentan en la Tabla I:

Tabla I.- FENOMENOS QUE PRODUCEN DESAPARICION BACTERIANA
MORTALIDAD
SEDIMENTACION
PREDACION
INACTIVACION

Esta mortalidad de los gérmenes fecales quedaría justificada por su propia biocinética, caracterizada a través de las correspondientes tasas, parámetros y leyes. Los valores de estas tasas están afectados por condiciones ambientales tales como temperatura, concentración de sustrato y nutrientes, salinidad, etc., lo cual hace que el valor de la mortalidad cambie de una situación a otra. Además puede haber factores específicos que produzcan un aumento de la mortalidad. Tal es el caso de la esterilización por radiación ultravioleta en la capa superior del agua, el potencial efecto tóxico de algunos metales pesados y compuestos orgánicos constituyentes del agua residual, etcétera.

La mortalidad se ve afectada por la interacción de los gérmenes fecales con la biota natural. Hay bacterias marinas que producen antibióticos y algas marinas que producen toxinas que son fuertemente bactericidas. La radiación solar podría producir un aumento de la actividad biológica. Además, los gérmenes fecales deben entrar en competencia antagónica con bacterias marinas, que lógicamente tenderán a predominar.

Por la acción de la gravedad, y bajo ciertas condiciones, los gérmenes fecales se pueden llegar a separar del seno del agua contaminada, acumulándose en el fondo del mar en forma de fangos y sedimentos. De esta forma, aunque no hayan desaparecido del sistema global, sí han desaparecido del seno del agua objeto de estudio. Los factores importantes que incidirán en este fenómeno son: turbulencia del agua del mar, que puede permitir el fenómeno de sedimentación; tipo de agua residual, en cuanto a contenido de partículas sedimentables y de materia coloidal floculable y sedimentable; cantidad de gérmenes fecales incorporados o adsorbidos en dichas partículas y floculos; temperatura y densidad del agua y de las mezclas de agua residual y agua de mar, etc. Por otra parte, puede ser posible el fenómeno de resuspensión si se dan las condiciones suficientes de turbulencia en el fondo marino.

Se ha preferido distinguir el fenómeno de predación del fenómeno de mortalidad, dado que los factores incidentes en uno u otro suceso pueden ser absolutamente distintos. Entendemos por predación la desaparición de gérmenes fecales provocada por su consumo o ingestión por parte de organismos superiores de la escala trófica. El zooplancton marino puede provocar predación de los gérmenes. Más allá del zooplancton, otros organismos que contribuyan al fenómeno pueden ser los moluscos y peces.

La inactivación es un fenómeno que produce desaparición aparente. Bajo ciertas condiciones y factores ambientales, los gérmenes fecales pueden ver alterado su metabolismo o desarrollo pero sin embargo puede darse el caso de que pasado un tiempo vuelvan a conseguir sus capacidades normales de desarrollo. Los factores que pueden intervenir en la inactivación son múltiples: estrés osmótico, cambios rápidos de pH y presión, salinidad, efectos no letales de toxinas producidas por algas marinas, antibióticos producidos por bacterias, etc. Es típico el caso de inactivación producida por algunos tratamientos de desinfección de las aguas residuales.

Una vez analizados los fenómenos que producen disminución de la concentración de indicadores biológicos de contaminación fecal, se analizan a continuación los factores que inciden en el fenómeno de desaparición. En un intento de agrupar los múltiples factores que afectan al valor de T_{90} (o de la desaparición bacteriana) según los elementos básicos del problema, se propone la siguiente clasificación de dichos factores (Tabla II):

Tabla II.- Factores que afectan al valor del T_{90}
Tipo de indicador biológico
Radiación solar
Características del agua residual
Características del agua de mar
Características de la mancha (mezcla de agua residual y agua de mar)

Algunas veces se habla del T_{90} sin hacer referencia explícita al tipo de indicador biológico de contaminación fecal al que está referido, o con el que se ha medido. Aunque generalmente se usa como indicador biológico la concentración de

coliformes fecales para la determinación del T_{90} , es totalmente necesario indicar este extremo para evitar confusión y la posible invalidación de los valores obtenidos.

Hay que seleccionar indicadores biológicos de mayor resistencia a las condiciones que los gérmenes patógenos. Hay que destacar la existencia de gérmenes con lentas tasas de desaparición, como ocurre con algunos casos de *Salmonellas* y particularmente algunos virus.

La radiación solar influye sobre la desaparición a través de distintos mecanismos: la radiación ultravioleta ejerce una acción bactericida muy importante, pero sólo en la capa superficial de agua (aproximadamente un metro de profundidad); la existencia de sustancias o factores fotosensibilizadores; la activación de mecanismos de la biota natural. La longitud de onda letal para los coliformes fecales está comprendida entre los 250 y 270 nanómetros, es decir, en el rango ultravioleta. Ahora bien, el espectro de la luz solar en la superficie de la Tierra tiene una longitud de onda mínima de 293 nanómetros. Se ha demostrado efecto letal para longitudes de onda de hasta 500 nanómetros. La radiación recibida depende, a su vez, de otros factores, que se citan en la Tabla III:

Tabla III.- Principales factores de los que depende la radiación.
Hora del día
Mes
Latitud del lugar
Nubosidad
Suciedad del aire

Todas las características del agua residual que se vierte al mar pueden tener alguna influencia directa o indirecta sobre los valores resultantes de la tasa de desaparición o del parámetro T_{90} . Se ha realizado la siguiente tabla (Tabla IV):

Tabla IV.- Características del vertido de agua residual que afectan al valor del T_{90}.
Infraestructura de saneamiento.
Tipo y grado de mantenimiento.
Componente industrial del agua de vertido.
Características del agua residual (pH, nutrientes, concentración de bioindicadores...)

Con el fin de destacar fenómenos específicos relativos al agua de mar, más allá de los característicos de la mancha que se va a formar por el vertido, se ha realizado la siguiente clasificación o agrupación en factores (Tabla V):

Tabla V.- Fenómenos específicos del agua de mar que afectan al valor del T_{90}
Calidad óptica
Temperatura
Biota natural
Bioindicadores fecales
Salinidad
Otras características del agua de mar

Habrá que tener en cuenta el nivel base de calidad-contaminación del agua de mar.

Podemos definir por mancha la mezcla de distintas proporciones de agua residual y de agua de mar como consecuencia de un vertido al mar, que evoluciona en el espacio y en el tiempo. En relación a la influencia de las características de la mancha sobre los valores de T_{90} se pueden señalar los siguientes factores:

Tabla VII.- Factores de la mancha que afectan al valor del T_{90}
Forma del vertido.
Profundidad.
Características del agua.

Se ha efectuado una gran revisión bibliográfica y han extraído los valores de T_{90} que los diferentes autores han obtenido en sus experimentos sobre desaparición bacteriana. Los valores se han agrupado en tres grupos en función de la metodología empleada:

- 1) Experimentos de laboratorio.
- 2) Experimentos "in situ" con medio confinado.
- 3) Experimentos "in situ" en medio natural.

Se recogieron valores de T_{90} de tres indicadores biológicos: coliformes fecales, coliformes totales y estreptococos fecales. Existe una gran variación en los valores encontrados. Las metodologías y los escenarios en que se desarrollaron las mediciones son muy diversas. En la Tabla VII se presentan los valores extremos encontrados para diferentes indicadores y los tres tipos de metodologías antes citadas:

Tabla VIII.- Valores extremos de T_{90} (en horas) encontrados en la literatura.		INDICADORES BACTERIOLÓGICOS		
		T90 en horas COLIFORMES TOTALES	T90 en horas COLIFORMES FECALES	T90 en horas ESTREPTOCOCOS FECALES
EXPERIMENTOS EN LABORATORIO	MINIMO	---	1.1 (1)	1.3 (2)
	MAXIMO	---	1032 (3)	1413 (4)
EXPERIMENTO "IN SITU" CON MEDIO CONFINADO	MINIMO	1.11 (5)	1.10 (6)	1.40 (7)
	MAXIMO	3.88 (8)	80 (9)	175 (10)
EXPERIMENTOS "IN SITU" EN MEDIO NATURAL	MINIMO	0.17 (11)	0.18 (12)	0.23 (13)
	MAXIMO	175 (14)	2.61 (15)	2.88 (16)

Referencias:

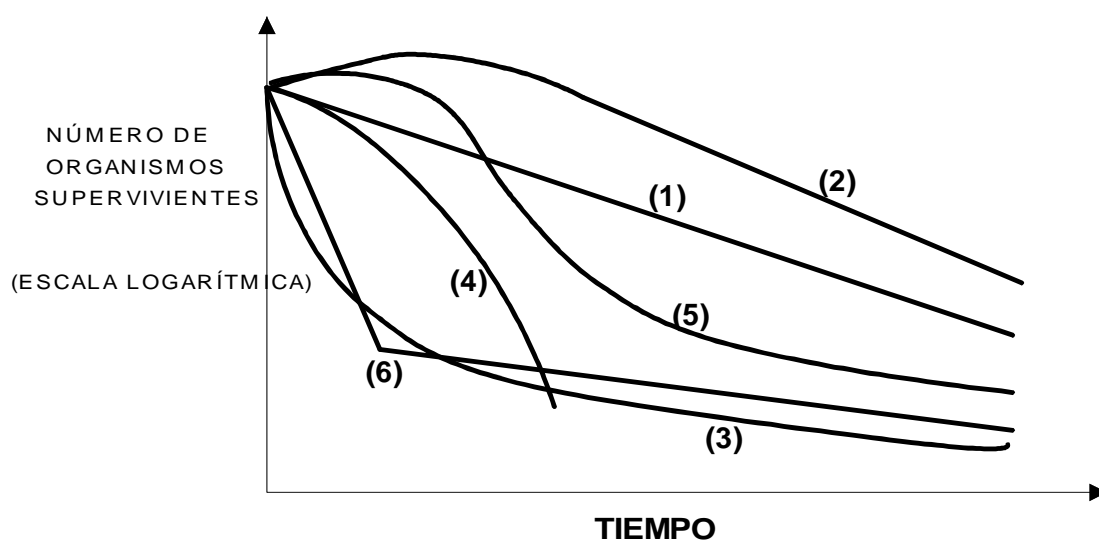
- (1) EIVSON (1989), agua de mar limpia, control de la intensidad de luz (1354-787 Wh/m², dilución 25%, 15 °C.
- (2) EIVSON (1989), agua dulce, control de nutrientes, 15 °C, oscuridad.
- (3) EIVSON (1989), agua de mar limpia, control de la intensidad de luz (1354-787 Wh/m²) dilución al 25 %
- (4) EIVSON (1989), agua dulce, oscuridad.
- (5)(6) GARCIA OCCHIPINTI (1973), membrana de diálisis, en superficie, temperatura entre 14 y 26 °C.
- (7) BONNEFONT (1990), frasco de cuarzo, dilución 1:100, verano, en superficie.
- (8) BONNEFONT (1990), frasco de cristal (1litro), dilución 1:100, estudia influencia de la luz, en superficie.
- (9) BELL y MUNRO (1979), recipientes de polietileno, agua de mar, dilución del 1%, abierto en superficie, 0.7 metros de profundidad.
- (10) BONNEFONT (1990), frasco de cristal (1litro), dilución 1:100, oscuridad, en superficie.
- (11) BRAVO y DE VICENTE, (1991), Mar Mediterráneo.
- (12) BRAVO y DE VICENTE, (1991), Mar Mediterráneo.
- (13) MORINIGO (1991), Mar Mediterráneo.
- (14) VAN DAM, (1974), LaHaya-Holanda.
- (15) ROUVILLE y QUETIN, (1983), 17 °C, Marsella.
- (16) ROUVILLE y QUETIN, (1983), 17 °C, Marsella.

Muchas veces los valores que aparecen en las publicaciones no especifican las condiciones en que se ha desarrollado el trabajo, incluso a veces ni el indicador biológico estudiado.

3.4.3.- Submodelos de desaparición bacteriana.

Se han desarrollado numerosos modelos sobre mortandad de bacterias entéricas en el mar. Desde los modelos deterministas, que se refieren de forma específica a factores biológicos o físicos para explicar las variaciones de concentración, a los modelos estocásticos, que desarrollan descripciones de las distribuciones de concentración observadas prestando poca atención a los mecanismos implicados.

Observando los datos procedentes de la literatura se puede hacer una síntesis de las expresiones matemáticas utilizadas para modelar la desaparición bacteriana. En la figura siguiente se presentan las diferentes formas de las curvas que intentan explicar el fenómeno:



(1) Chick(1908) $\frac{N_t}{N_0} = e^{-K \cdot t}$

(2) $\frac{N_t}{N_0} = 10^{-K(t-t_1)}$

(3) Frost y Streeter(1924) $\frac{N_t}{N_0} = a \cdot 10^{-K_a t} + b \cdot 10^{-k_b t}$

(4) Fair et al. $\frac{N_t}{N_0} = 10^{-K_a t \left(\frac{1}{x}\right)}$

(5) Frost y Streeter(1924) $\frac{N_t}{N_0} = \frac{b}{1 + (ct + d) \cdot 10^{Kt}}$

(6) $\frac{N_t}{N_0} = 10^{-K_1 \cdot t}$ para $0 < t < t_a$ $\frac{N_t}{N_0} = 10^{-(K_1+K_2) \cdot t}$ para $t > t_a$

Curvas de modelización de la desaparición bacteriana (CRANE, 1986)

Diversos autores han realizado investigaciones y modelos. Se pueden destacar los siguientes: VAN DAM, G.C.(1974); GAMESON y GOULD (1974); HARREMOES, P (1974); MITCHELL, R. Y CAMBERLIN, C. (1974); BELLAIR, PARR-SMITH (1977); MANCINI (1978); ROUVILLE Y QUETIN (1983); GARCIA-AGUDO, E Y LEOMAX, J

(1986); BONNEFONT, J.L. MATIN, Y.P. GUINNET, B. (1990); MORIÑO, M.A. (1991); BRAVO, J.A. Y DE VICENTE, A. (1991); OCCHIPINTI, A.G. (1991).

4.- NORMATIVA APLICABLE

4.1.- NORMATIVA GENERAL SOBRE VERTIDO AL MAR.

Existe un amplio conjunto de normas que regulan diferentes aspectos de los vertidos al mar, principalmente los relativos al establecimiento de límites en los contenidos o en las concentraciones de las sustancias contaminantes en el efluente y en las concentraciones de estas mismas sustancias en el medio receptor para diferentes usos.

De estas normas, y dentro de la Legislación española de alcance nacional, que contempla y transpone las correspondientes directivas europeas:

- LEY DE COSTAS 22/1988, de 28 de Julio, (B.O.E. nº 181, de 29 de Julio de Julio de 988).
- REAL DECRETO 1471/1989, de 1 de Diciembre, por el que se aprueba el reglamento General para el desarrollo y ejecución de la Ley 22/1988, de 28 de Julio, de Costas (B.O.E. nº 297, de 12 de Diciembre de 1989).
- REAL DECRETO 734/1988, de 1 de Julio , por el que se establecen normas de calidad de las aguas de baño (B.O.E. nº 167, de 13 de Julio de 1988) y que es transposición de la Directiva 76/160/CEE.
- CORRECCIÓN de errores del Real Decreto 734/1988 de 1 Julio , por el que se establecen normas de calidad de las aguas de baño (B.O.E. nº 169, de 15 de Julio de 1988).
- REAL DECRETO 258/1989, de 10 de Marzo, por el que se establece la normativa general de vertidos de sustancias peligrosas desde tierra al mar (B.O.E. nº 64, de 16 de Marzo de 1989).
- ORDEN de 31 de Octubre de 1989, por la que se establecen normas de emisión, objetivos de calidad, métodos de medida de referencia y procedimiento de control relativos a determinadas sustancias peligrosas contenidas en los vertidos desde tierra al mar (B.O.E. nº 271, de 11 de Noviembre de 1989).
- ORDEN de 13 de julio de 1993, por la que se aprueba la "Instrucción para el proyecto de conducciones de vertido desde tierra al mar (B.O.E. nº 178, de 27 de Julio de 1993).
- REAL DECRETO 345/1993, de 5 de Marzo, por el que se establecen las normas de calidad de aguas y de producción de moluscos y otros invertebrados marinos vivos (B.O.E. nº 74, de 27 de marzo de 1993).

Legislación derivada del Derecho Comunitario:

- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 76/160/CEE, del 8 de Diciembre de 1975, referente a la calidad de aguas de baño.

-
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 76/464/CEE, de 4 de Mayo de 1976, referente a la contaminación producida por ciertas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad.

y como desarrollo o modificación de la anterior:

- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 82/176/CEE, de 22 de Mayo de 1982, referente a los valores límite y los objetivos de calidad para los vertidos de mercurio del sector de la electrolisis de los cloruros alcalinos.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 85/513/CEE, de 26 de Septiembre de 1983, referente a los valores límite y objetivos de calidad de los vertidos de hexacloro-ciclohexano.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 84/156/CEE, de 8 de Octubre de 1984, referente a los valores límites y los objetivos de calidad de los vertidos de mercurio de otros sectores que el de la electrolisis de cloruros alcalinos.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 86/280/CEE, de 12 de Junio de 1986, relativa a los valores límite y los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas comprendidas en la lista I del Anexo de la Directiva 76/464/CEE.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 90/415/CEE, de 27 de Julio de 1990, por la que se modifica el Anejo II de la Directiva 86/280/CEE relativa a los valores límite y los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas comprendidas en la lista I del Anejo de la Directiva 76/464/CEE.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 76/923/CEE, de 30 de Octubre de 1979 sobre la calidad requerida para las aguas de cultivos de moluscos.
- DIRECTIVA DEL CONSEJO, 91/271/CEE, de 21 de Mayo de 1991 sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas.

Legislación derivada de Convenios Internacionales:

- Convenio para la prevención de la contaminación del mar de origen terrestre (París, 1974), cuyo ámbito incluye el Cantábrico y el Atlántico español. Este Convenio está en estos momentos en fase de sustitución por uno nuevo, el Convenio OSPAR (Oslo-París, 1992) para la protección del medio marino del Atlántico Nordeste.
- Protocolo relativo a la Protección del MAr Mediterraneo contra la contaminación de origen terrestre (Atenas, 1980), que forma parte del Convenio para la Protección del Mar Mediterraneo contra la contaminación (Barcelona, 1976).

4.2.- INSTRUCCIÓN PARA EL PROYECTO DE CONDUCCIONES DE VERTIDOS DESDE TIERRA AL MAR.

En España la normativa principal que rige el vertido de aguas residuales es la denominada "**Instrucción para el proyecto de conducciones de vertidos desde tierra al mar**" (**Orden del 13 de julio de 1993, B.O.E. de 27 de julio de 1993**). Esta orden vino a sustituir a la Orden del Ministerio de Obras Públicas de 29 de abril de 1977 denominada "Instrucción para el vertido al mar, desde tierra, de aguas residuales a través de emisarios submarinos", en la que se regulaban determinadas materias relativas a la contaminación y calidad del agua del mar, características de los efluentes y sus tratamientos, proyecto e ingeniería de los emisarios submarinos y el régimen administrativo al que quedaba sujeta su construcción.

La posterior adhesión de España a la Comunidad Económica Europea y la incorporación al derecho español de las directivas comunitarias sobre la calidad de las aguas del mar, así como los avances científicos y técnicos en las materias implicadas, obligó a la Administración a redactar la nueva normativa.

La Instrucción tiene los siguientes objetivos:

- a) Establecer las condiciones técnicas mínimas para el proyecto y cálculo de las conducciones y dispositivos de vertido de aguas residuales desde tierra al mar.
- b) Definir los requisitos que deben cumplir los proyectos de aliviaderos.
- c) Determinar los procedimientos de vigilancia y control que aseguren, por una parte, el buen funcionamiento estructural de las instalaciones y, por otra, el mantenimiento de los objetivos de calidad establecidos en la normativa vigente.

Se definen emisario submarino y conducción de desague.

- **Emisario submarino:** conducción cerrada que transporta las aguas residuales desde la estación de tratamiento hasta una zona de inyección al mar, de forma que se cumplan las siguientes condiciones: la distancia entre la línea de costa en bajamar máxima viva equinoccial y la boquilla de descarga más próxima a ésta, sea mayor de 500 metros; y que la dilución inicial calculada según los procedimientos que se indican en la misma Norma para la hipótesis de máximo caudal previsto y en ausencia de estratificación sea mayor de 100:1.
- **Conducción de desagüe:** conducción abierta o cerrada que transporta aguas residuales desde la estación de tratamiento hasta el mar, vertiendo en superficie o mediante descarga submarina, sin que se cumplan las anteriores condiciones del emisario submarino.

En el mismo texto de la Instrucción se especifica con claridad el equilibrio que debe existir entre el tratamiento que debe realizarse de forma previa al vertido y la capacidad receptora y autodepuradora del medio marino. Conforme a lo establecido en el artículo 57 de la Ley de Costas, el proyecto ha de incluir un análisis de alternativas y la justificación, con criterios científicos, técnicos y económicos, de la imposibilidad o dificultad de aplicar otra solución para la eliminación o tratamiento de los vertidos. Este análisis, dice la Instrucción, deberá considerar tanto la posibilidad de reutilización en tierra de las aguas residuales, como distintas combinaciones de

reparto del proceso de depuración entre la estación de tratamiento y los fenómenos de dilución y autodepuración que tienen lugar en el medio receptor.

La evaluación de la reutilización en tierra del agua residual tendrá en cuenta preferentemente el riego de especies vegetales y la recarga de acuíferos. En esta evaluación deben ser tenidos en cuenta la presencia de sustancias tóxicas en el agua residual, los efectos sanitarios de la reutilización, la salinidad de las aguas, el tratamiento de agua residual, la regularización de caudales a emplear y los costes de explotación de los sistemas.

La evaluación del reparto del proceso de depuración entre la estación de tratamiento y el medio receptor debe hacerse teniendo en cuenta tanto el impacto contaminante del vertido como el balance económico óptimo, que relacione la longitud de emisario necesaria con el grado de depuración obtenido, para un mismo nivel de calidad ambiental en el medio marino, siempre que se cumplan los requisitos de la normativa vigente.

La Instrucción manifiesta que todo vertido líquido de aguas residuales desde tierra al mar debe sufrir unos tratamientos mínimos antes de su evacuación a través de la conducción correspondiente. Con carácter general, y sea cual fuere la naturaleza del efluente, éste deberá someterse a un pretratamiento que asegure el buen funcionamiento de la conducción. Dicho pretratamiento consistirá normalmente en un sistema de rejillas de desbaste y desarenador, siendo conveniente además la instalación de un sistema desengrasador, los cuales serán de obligada instalación cuando sean necesarios para alcanzar los objetivos de calidad indicados en la normativa vigente. En vertidos donde se espera una gran cantidad de sólidos, resulta aconsejable la creación de un pozo de gruesos para eliminarlos más eficazmente. El tratamiento de aguas residuales urbanas se realizará según lo que disponga la normativa vigente, en función del número de habitantes equivalentes servidos, así como la sensibilidad de la zona receptora. Esto hace que, cumpliendo la Directiva europea de depuración de aguas residuales, los vertidos superiores a 10.000 habitantes deban ser sometidos a un tratamiento primario previo a su vertido por emisario. Igualmente, todo vertido al mar de aguas residuales industriales deberá someterse a tratamientos específicos para respetar los valores límite y los objetivos de calidad establecidos en las normas vigentes.

En la parte de la Instrucción que se refiere al proyecto (artículo 5º), concretamente en el apartado 5.3, se cita la necesidad de realizar ciertos estudios complementarios, entre los que se pueden destacar la caracterización del efluente y su evolución, tanto para tiempo seco como para tiempo de lluvia y la delimitación de áreas homogéneas de usos habituales y permitidos.

El artículo 7 de la Instrucción se refiere completamente al necesario programa de vigilancia y control. Este programa se considera necesario para:

- a) Gestionar eficazmente el sistema de vertido.
- b) Evaluar se se cumplen los requisitos del efluente y los objetivos de calidad impuestos por la normativa vigente y por el condicionado de la autorización del vertido.
- c) Realizar las modificaciones o expansiones convenientes en el sistema de vertido.
- d) Gestión adecuada de los usos que puedan ejercerse en el área de influencia de la descarga.

Respecto al control del efluente se han establecido tres categorías de emisarios submarinos para aguas residuales urbanas y dos tipos de baterías de análisis que son función del número de habitantes equivalentes servidos. Las tres categorías de emisarios son los siguientes: emisarios de núcleos de menos de 10000 h-e, emisarios de núcleos de entre 10000 a 50000, y emisarios de ciudades de más de 50000 h-e. Los tipos de análisis son el simplificado y el completo. En el simplificado se caracterizan los parámetros: DBO, DQO, SS, pH, nitrógeno Kjeldahl, nitrógeno oxidado y fósforo total, estos tres últimos cuando el vertido se realiza en zonas con riesgo de eutrofización.

También han de controlarse las aguas receptoras. El análisis simplificado incluye la medición de los valores de: CF, EF, CT, pH, SS, T^a, color, transparencia, salinidad, OD, nitrógeno oxidado, ortofosfatos, estos dos últimos en zonas con riesgo de eutrofización.

Una de las novedades importantes que incorpora la nueva Instrucción es la utilización de un T₉₀ variable. Hasta ahora se utilizaba un T₉₀ fijo, 1.5 horas en el Mediterráneo y 2 horas en el Atlántico. En la actualidad el valor del parámetro es dependiente de la latitud del lugar, de la época del año y de la hora del día, de la fracción de cielo cubierto por la nubes, de la concentración de SS del agua y de la temperatura. La expresión es válida para aguas con salinidad superior a 30 g/L. La expresión es la siguiente:

$$T_{90} = \left[\frac{\alpha}{60} (1 - 0.65 \cdot C^2) \cdot \left(1 - \frac{SS}{800} \right) + 0.02 \cdot 10^{\left(\frac{T_a - 20}{35} \right)} \right]^{-1}$$

en donde **T₉₀** está expresado en horas y las restantes variables son:

α = ángulo del Sol sobre el horizonte en grados sexagesimales (valor mínimo **α=0**)

C = fracción del cielo cubierto por nubes.

SS = Concentración de sólidos en suspensión en mg/L (valor máximo **SS=800**)

T_a = Temperatura del agua en °C.

Para vertidos procedentes de localidades de menos de 10000 h-e el parámetro E. coli se pueden adoptar valores fijos del T₉₀ que no sean inferiores a 2 horas en el Mediterráneo ni a 3 horas en el Atlántico.

En el Anejo 5 la Instrucción se dedica a la caracterización de la biocenosis y contaminación de fondo. Para la caracterización del estado ambiental se debe proceder a un reconocimiento de las comunidades bentónicas, principalmente mediante el estudio de las comunidades infaunales (moluscos y poliquetos) y de la cobertura de algas y de otras plantas marinas. El reconocimiento biológico debe completarse con el muestreo y análisis de sedimentos superficiales y organismos acumuladores. Se debe caracterizar la situación previamente a la implantación del emisario.

BIBLIOGRAFÍA

BELLAIR,J.T.;PARR-SMITH,G.A;WALLIS,I.G.; 1977; "Significance of diurnal variations in fecal coliform die-off rates in the desing of ocean outfalls"; J. Water Pollut. Control Fed.; Septiembre; 2022-2030.

BONNEFONT,J.L.;MARTIN,Y.P.;GUIENNET,B.; March.1990; "Etude experimentale de la decroissance der bacteries fecales en milieu merin quantification, facteurs impliques"; WATER RESEARCH; Vol.24.-Num.3.; 355-357.

BRAVO,J.M.;VICENTE,DE,A.; 1991; "Bacterial die-off from sewage discharges through submarine outfalls"; Int. Spec. Conf. on Marine Disposal Systems.(Lisboa); 9-.

CRANE,S.R.;MOORE,J.A.;1986;"Modeling enteric bacterial die-off: a review";Water, Air, and Soil Pollution , 27, 411-439, D. Reidel Publishing Company.

GAMESON,A.L.H.;GOULD,D.J.; 1974; "Effects of solar radiation on the mortality of some terrestrial bacterial"; Int. Symp. on discharge of sewage. (Londres); Paper-22; 209-218.

GARCIA-AGUDO,E.;LEOMAX,J.; 1986; "Experimental measurement of turbulent diffusion, initial dilution and T90"; Wat.Sci.Tech.; Vol.18.-Num.11; 131-140.

GOULD,D.J.;MUNRO,D.; 1981; "Relevance of microbial mortality to outfall desing"; COASTAL DISCHARGES; Thomas Telford Limited; Paper.6; 45-65.

HARREMOES,P.; 1974; "In situ methods for determination of microbial disappearance in sea water"; Discharge of sewage from sea outfalls.Int.Symp.(Londres); Paper-19; 181-1989.

HERNÁNDEZ, A.; (1990); "Saneamiento y alcantarillado"; Colección Seinor; Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.

MANCINI,J.L.; 1978; "Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions"; J. Water Polluc. Control Fed.; Noviembre; 2477-2484.

METCALF-EDDY; (1985); "Ingeniería sanitaria. Tratamiento, evacuación y reutilización de aguas residuales"; Editorial Labor; Barcelona; ISBN 84-335-6421-8.

METCALF-EDDY; (1985); "Ingeniería sanitaria. Redes de alcantarillado y bombeo de aguas residuales"; Editorial Labor; Barcelona; 969 págs.; ISBN 84-335-6422-6.

MITCHELL,R.;CHAMBERLIN,C.; 1974; "Factors influencing the survival of enteric microorganisms in the sea: an overview"; Int. Symp. on discharges of sewage.(Londres); Paper-25; 237-248.

MORIÑIGO,M.;MUÑOZ,M.A.;et al.; 1991; "Presence of indicators and salmonella in natural waters affected by the outfall wastewater discharges"; Int. Spec. Conf. on Marine Disposal Systems. (Lisboa); 1-8.

MUJERIEGO, R.; (1994); "La reutilización planificada del agua: elemento básico de la gestión de los recursos hidráulicos"; publicada en "Recursos hidrogeológicos y recursos hidráulicos no convencionales"; Seminario de la Universidad Internacional Menéndez Pelayo de Santander; 30 de Agosto a 3 de Septiembre de 1993; MOPTMA, Dirección General de Obras Hidráulicas; ISBN 84-498-0044-7.

OCCHIPINTI, A.G.; 1991; "Bacterial disappearance experiments in Brazilian coastal waters"; Int. Spec. Conf. on Marine Disposal Systems.(Lisboa); 30-.

ROUVILLE, M.; QUETIN,B.; 1983; "Rejets en mer. Disparition des bactéries"; T.S.M.-L'EAU; Num.1-2.; 43-48.

RUIZ MATEO, A.; (1994); "Vertido al mar. Emisarios Submarinos"; del "XII Curso sobre Tratamiento de Aguas Residuales y Explotación de Estaciones Depuradoras"; Madrid, 14 al 25 de NOviembre de 1994; MOPTMA.

SUÁREZ,J.; IZQUIERDO, J.M.; SÁNCHEZ, C.; TEJERO, J.I.; "Bacterial disappearance after marine discharge of urban wastewater by sea outfalls"; "Bulletin", "Special Issue 28th Congress"; Sevilla 1994. Asociación permanente de los Congresos de Navegación. Nº 83/84; pags. 169-179.

VAN DAM, G.C.; 1974; "The Hague outfall"; Discharge of sewage from sea outfalls.Int.Symp.(Londres); Paper-39; 393-401.