

VERTIDOS DE TORMENTA EN ZONAS COSTERAS. UNA METODOLOGÍA PARA EL DISEÑO ACORDE CON LAS DIRECTIVAS COMUNITARIAS

J.A. Revilla Cortezón, A. Luceño Vazquez, K. Nikolov Koev, C. Alvarez Díaz*
Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos.

La Normativa Comunitaria, relativa a la calidad de las aguas de baño, regula la contaminación bacteriológica a través de unos valores máximos admisibles de la concentración de, entre otros, los coliformes fecales en un determinado porcentaje de las muestras tomadas para control.

En este artículo se demuestra, en primer lugar, que la identificación habitual entre el porcentaje de muestras y el porcentaje de tiempo en que se superan las máximas concentraciones admisibles no es correcta y que el cumplimiento estricto de la Normativa exige que los tiempos de contaminación sean prácticamente nulos.

En segundo lugar se desarrolla una metodología para diseñar elementos de la red de saneamiento en función de la contaminación producida por alivios de tormenta en zonas costeras mediante un tratamiento probabilístico del fenómeno.

The European community Directive (ECD) referring to bathing water quality establishes its admissibility as a function of some limit concentrations, included these of faecal coliforms.

First, the usual identification between the percentage of samples and the percentage of time that the concentration is over the limit is shown to be incorrect.

Next a methodology in probabilistic terms is developed to design sewer system elements as a function of the contamination produced by overflows in coastal zones.

Introducción

Las Normativas Comunitarias referentes a la calidad de las aguas costeras (1) establecen la admisibilidad o no de las mismas en función de los resultados obtenidos en una serie de ensayos de control, en los que se especifican las sustancias a medir, sus concentraciones admisibles, la frecuencia mínima del muestreo y el porcentaje

máximo de muestras que pueden sobrepasar dichas concentraciones.

Si bien dichas especificaciones resultan válidas para el establecimiento de campañas de control y seguimiento, su aplicación al diseño de elementos de redes de saneamiento unitarias con descargas en el medio litoral presenta serias dificultades. Un caso particular muy interesante corresponde a los alivios de tormenta, ya que en función de ellos y de la capacidad de asimilación de aguas residuales que presenta el medio receptor deben dimensionarse todos los elementos de

*Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos de Santander. Grupo de trabajo sobre Emisarios Submarinos.

Recibido en ROP: octubre 1993

la red de saneamiento situados aguas abajo de los mismos.

La dificultad mencionada radica en la imposibilidad de fijar un criterio de diseño de los elementos de la red de saneamiento que tenga en cuenta los posibles resultados obtenidos en un muestreo aleatorio, cuya frecuencia real, y características generales del mismo se desconocen y pueden ser fijadas por autoridades ajenas al proceso de elaboración del proyecto.

Con objeto de resolver este problema viene siendo habitual identificar el porcentaje de muestras de control que pueden sobrepasar las máximas concentraciones admisibles con el porcentaje de tiempo en que éstas son superadas en el medio marino, de manera que el proyectista pueda dimensionar a partir de resultados obtenidos con, por ejemplo, modelos del conjunto de procesos involucrados en cada caso. A tal efecto, algunos países de la Comunidad Económica Europea (2) han desarrollado Normativas específicas en términos de tiempo de incumplimiento, sin que pueda establecerse «a priori» el grado de colisión que dichas Normativas presentan frente a las Directivas Comunitarias.

El hecho de que los criterios de diseño de los interceptores costeros estén basados en consideraciones medioambientales, en contraposición a las de protección frente a inundaciones que condicionan el de los colectores urbanos, ha conducido a que el caso concreto de la influencia de los vertidos de tormenta en la calidad de las aguas marinas y en particular en las de baño haya tomado especial relevancia en los últimos años y sido objeto de varias publicaciones científicas (3,4,5,6). La forma de abordar el problema ha variado en función de la base de datos disponible y del objetivo final del estudio del impacto, pero en raras ocasiones se ha tratado de resolverlo en términos probabilistas, teniendo en cuenta que los vertidos de tormenta representan unos sucesos aleatorios dependientes, entre otras variables, del régimen pluviométrico de la cuenca drenada por la red de saneamiento.

Una vez depositado en el medio marino un vertido de tormenta, su transporte y dispersión y consecuente afección a las zonas de baños situadas en las proximidades depende, también, de una serie de fenómenos con elevado grado de aleatoriedad, entre las que pueden señalarse las

mareas, los vientos y las corrientes, que introducen nuevas incertidumbres en la estimación del fenómeno.

En este artículo se presenta una metodología para analizar en términos probabilísticos la influencia de los vertidos de tormenta en las aguas de baño, y su consideración en el diseño de elementos de la red de saneamiento, todo ello bajo el estricto cumplimiento de la Normativa Comunitaria 76/160/CEE. Al final se presenta una aplicación de dicha metodología al diseño de un tramo del interceptor costero de la ciudad de Gijón.

Sobre los criterios de calidad adoptados

Como criterios de calidad de las aguas de baño, se consideran, de entre los especificados por la Directiva Comunitaria 76/160/CE, los relativos a los coliformes fecales, sin que la no consideración de otros elementos recogidos en la misma haga perder generalidad a la metodología que más adelante se presenta. (Tabla 1).

Excepto para el cumplimiento de los valores imperativos, cuyo obligado cumplimiento queda patente de forma clara, la interpretación de la Directiva se presenta como ambigua, sobre todo en lo que se refiere al carácter, obligatorio o no, de los valores guía y en la definición de las circunstancias que puedan eximir del cumplimiento de los criterios de calidad citados (condiciones meteorológicas excepcionales). No obstante, un grave problema que plantea su interpretación se manifiesta radica en la utilización de dichos criterios para el diseño ya que, por un lado, la Directiva no proporciona ningún parámetro que incida directamente en el dimensionado del sistema de evacuaciones y tratamiento de aguas residuales y, por otro, sobre todo cuando se trata de redes unitarias, no ofrece criterios probabilísticos de control a pesar de que, como ya se ha comentado, el impacto producido por las aguas residuales vertidas en un medio marino presenta carácter aleatorio, tanto por su generación como por su evolución.

Como se verá posteriormente, la incidencia de los alivios de tormenta en las características bacteriológicas del agua en zonas más o menos cercanas al punto de vertido es, en la actualidad, abordable mediante modelos matemáticos de la hidrodinámica del medio marino, pudiendo obtenerse el tiempo que dichas aguas presentan con-

TABLA 1. Criterios de calidad adoptados en la Directiva Comunitaria 76/160/CE respecto a coliformes fecales en muestreos aleatorios sucesivos en el tiempo.

	PORCENTAJE DE MUESTRAS QUE NO SUPERAN LA MAXIMA CONCENTRACION ADMISIBLE	MAXIMA CONCENTRACION ADMISIBLE (CF/100 ml)	FRECUENCIA MINIMA DE MUESTREO
VALORES IMPERATIVOS	95 %	2000	BIMENSUAL
VALORES GUIAS	80 %	100	

centraciones de coliformes superiores a los permitidos. Ya se ha comentado que este valor sí puede ser manejado por el proyectista en el diseño y en función de él modificar los elementos necesarios de la red de saneamiento hasta lograr que se adecúen a sus objetivos.

En consecuencia, surge una primera cuestión sobre la relación que existe entre el valor del tiempo que el agua está contaminada, es decir que las concentraciones de coliformes son superiores a las máximas admisibles, y la probabilidad de que en un muestreo aleatorio, extendido en el tiempo, más del 5 % de las muestras superen dichas concentraciones, como indica la Directiva para los valores imperativos. Debe señalarse que el tiempo indicado es pequeño, dicha probabilidad equivaldría a la de declarar como no aceptable para el baño a un agua con baja frecuencia de contaminación.

Por otro lado, la propia aleatoriedad de todos los fenómenos citados hace que, salvo en el caso de no existir vertidos, la probabilidad de que los valores máximos admisibles de la concentración de coliforme sean superados durante un tiempo mayor al elegido, siempre sea diferente de cero. Parece lógico, por tanto, que el estudio del fenómeno deba efectuarse en términos estadísticos mediante la introducción, por ejemplo, del concepto de período de retorno.

■ **a.** Relación entre el tiempo de superación de las máximas concentraciones admisibles y la probabilidad de incumplimiento de la Directiva

Resulta evidente que si en una determinada zona de baño se superan las máximas concentraciones admisibles de coliformes, sólo el 5 % o el 20 % del tiempo de la temporada de baños (según se trate de valores imperativos o guías respectivamente) y el control de calidad se efectúa mediante un registro continuo de las mismas, las especificaciones marcadas por la Directiva quedan satisfechas automáticamente.

Sin embargo, esta no es la forma de proceder. Los muestreos para el control se efectúan de manera discreta, con frecuencias que podrían variar entre la diaria y la bimensual (valor mínimo indicado por la Directiva), resultando razonable y habitual adoptar la semanal o quincenal. Por otro lado, el estado de conocimiento actual hace posible modelar los procesos implicados en el fenómeno estudiado y de ahí obtener los tiempos de superación de las concentraciones máximas con el nivel de discretización deseado (horas, minutos, segundos, etc).

Por todo ello, resulta muy interesante conocer, si nos referimos, por ejemplo, a los valores imperativos, la probabilidad de que más de un 5 % de un conjunto de muestras tomadas en un punto a lo largo de una temporada de baños presenten concentraciones de coliformes superiores a 2000 CF/100 ml si el tiempo de superación de dicha concentración es uno determinado (similar planteamiento puede realizarse para los valores guía).

Si se considera que el valor de la concentración de coliformes obtenido en una muestra es representativo del estado bacteriológico que pre-

senta el agua de baño en el punto de muestreo durante, por ejemplo, una hora (puede elegirse otro intervalo sin perder generalidad en lo que se dice a continuación), en términos matemáticos el problema planteado se resuelve mediante el cálculo de la probabilidad de obtener X muestras defectuosas (con concentración superior a la máxima admisible) cuando se toman M muestras (número de muestras tomadas durante la temporada de baños) de una población de N individuos (número de horas que comprende la temporada de baños), sabiendo que existen m individuos defectuosos (número de horas total que en una temporada de baño se superan las concentraciones máxima admisibles). A dicho suceso le corresponde la conocida distribución hipergeométrica cuya expresión es:

$$\Pr(X = x) = \frac{\binom{m}{x} \binom{N - m}{M - x}}{\binom{N}{M}}$$

en donde:

N: número de horas de la temporada de baño (Mayo-Septiembre).

m: número de horas admitidas en el diseño en las que se superan las concentraciones de coliformes máximas admisibles.

M: número de muestras que se toman en un punto a lo largo de la temporada de baño (teóricamente puede variar entre 0 y N).

x: número de muestras que en el muestreo aleatorio de extensión M superan las concentraciones máximas admisibles.

En consecuencia, puede establecerse, de acuerdo con la Directiva, la probabilidad de que un agua de baño no sea adecuada mediante las siguientes expresiones:

Valores imperativos:

$$\Pr[X > \text{int } g(0,05M)] = \sum_{x = \text{int } g[0,05M] + 1}^M \frac{\binom{m}{x} \binom{N - m}{M - x}}{\binom{N}{M}}$$

Valores guía:

$$\Pr[X \text{ int } g(0,2M)] = \sum_{x = \text{int } g[0,2M] + 1}^M \frac{\binom{m}{x} \binom{N - m}{M - x}}{\binom{N}{M}}$$

La representación gráfica de estas expresiones para diferentes frecuencias de muestreo (M) y diferentes tiempos en que se superan las concentraciones admisibles (m, expresado en porcentaje del tiempo total N) se dan en las figuras 1 y 2 según se trate de valores imperativos o guías respectivamente (en adelante sólo se considerarán valores imperativos pudiendo extenderse todos los razonamientos a los valores guía).

Dichas curvas ponen de manifiesto el hecho que se ha venido comentando y que incide directamente en la metodología de diseño, ya que la habitual identificación del porcentaje de muestras con concentraciones superiores a las admisibles con el del tiempo de superación de las mismas hace que la probabilidad de rechazo del agua de baño para las frecuencias usuales de muestreo puedan alcanzar valores muy elevados aún siendo relativamente pequeño el tiempo que realmente están contaminadas. Como puede apreciarse, pretender que los resultados del control tengan baja dependencia probabilística de la frecuencia de muestreo, requiere la consideración de situaciones de contaminación prácticamente nulas.

■ b. Período de retorno del tiempo de superación de las concentraciones admisibles

Ya se ha comentado el hecho de que debido al carácter aleatorio del fenómeno que se estudia siempre será no nula la probabilidad de que se superen las concentraciones máximas admisibles de coliformes en las aguas receptoras de vertido. Por ello, parece lógico que, igual que en otros campos del diseño hidráulico, los diferentes elementos de la red de saneamiento, y particularmente las estructuras de vertido, deban proyectarse en función de dicha probabilidad.

Consecuentemente con lo dicho puede definirse el período de retorno correspondiente al hecho de que en un período estival y en un de-

terminado punto, las concentraciones de coliformes máximas admisibles se vean sobrepasadas durante un tiempo igual o superior al admitido en el diseño.

Datos, Modelos y Metodología propuesta

El estudio de la contaminación originada en una zona litoral por los vertidos de tormentas procedentes de redes de saneamiento unitarias requiere el empleo de una serie de datos y modelos que permitan conocer de manera fiable el conjunto de fenómenos intervinientes en el proceso.

Entre los datos precisos deben destacarse los relativos a la configuración física de la red de saneamiento, los necesarios para el cálculo de los caudales procedentes del abastecimiento urbano, rural e industrial (que aportan, en general, las mayores cargas contaminantes) y los correspondientes a las lluvias de la cuenca drenada por la red de saneamiento. Todos ellos con el nivel de definición adecuado para estimar los hidrogramas en caudales de escorrentía de las diferentes subcuencas. Además, se requieren los datos necesarios para definir las características hidrodinámicas del medio receptor.

En lo que se refiere al conocimiento de los procesos físicos intervinientes, resulta necesario modelar los siguientes fenómenos:

- a) La transferencia lluvia-caudal que permita evaluar los hidrogramas y polutogramas del agua de escorrentía en cada punto de incorporación a la red.
- b) La circulación de caudales en la red de saneamiento que proporcione el régimen de vertido en cada estructura de alivio.
- c) El campo de velocidades en el medio marino receptor.
- d) La dispersión-advención del contaminante vertido.
- e) La evolución bioquímica de los contaminantes.

Es conveniente señalar que el conocimiento de todos estos fenómenos, con un adecuado nivel de exactitud, requiere la utilización de modelos relativamente complejos, que exigen un tiempo de ordenador muy elevado para cada episodio lluvioso.

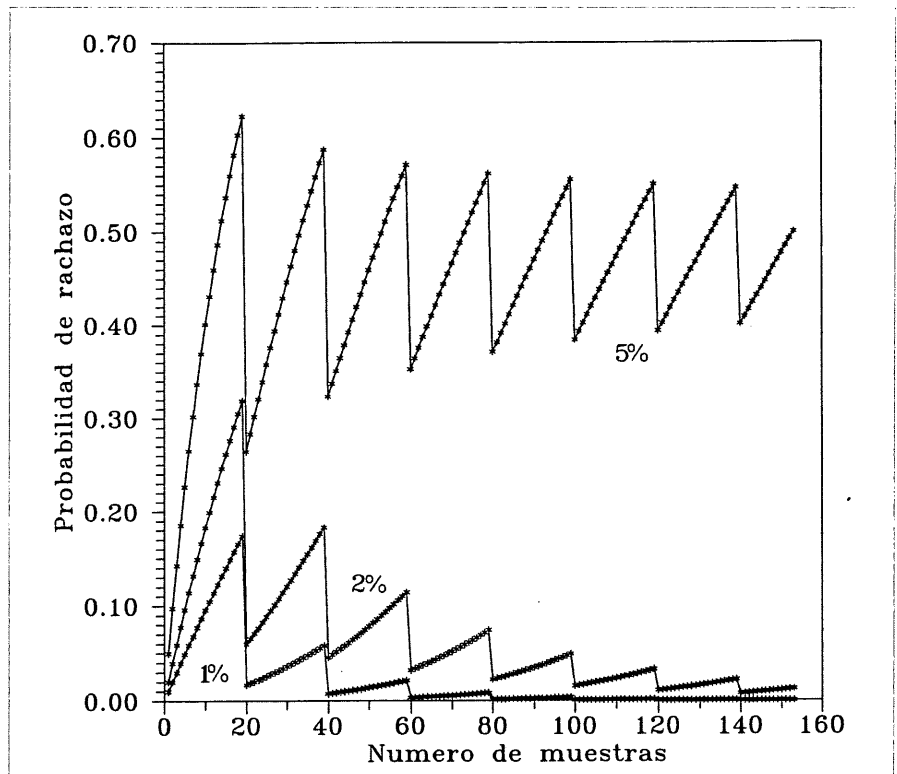


Figura 1. Probabilidad de que sean más del 5% las muestras que no cumplen con el criterio de calidad en función del número total de muestras y el porcentaje del tiempo en el que el valor límite ha sido superado.

El estudio estadístico del impacto de los vertidos de tormenta, teniendo en cuenta las consideraciones indicadas en el apartado anterior, puede llevarse a cabo de varias maneras, según los datos existentes sobre la pluviometría de la zona. Cuando se dispone de una base de datos suficientemente amplia, parece adecuado utilizar en el estudio todos y cada uno de los episodios lluviosos, al objeto de perder el mínimo de información posible. En este caso, la simulación de todos los fenómenos indicados anteriormente para un período representativo del régimen de lluvia (en el que pueden presentarse miles de aguaceros y centenares de vertidos en cada estructura de alivio) es costoso de llevar a cabo con los medios informáticos habituales en la actualidad. Como se verá más adelante, si bien el modelado de los procesos que tienen lugar antes de originarse los vertidos es factible, resulta prácticamente imposible simular la evolución de todos ellos en medio marino.

Una forma de racionalizar la búsqueda de una solución adecuada se basaría en el modelado de una serie limitada de casos representativos para obtener los tiempos de superación de las concentraciones máximas admisibles en los puntos de interés y proceder al estudio de ecuaciones de regresión del tipo siguiente:

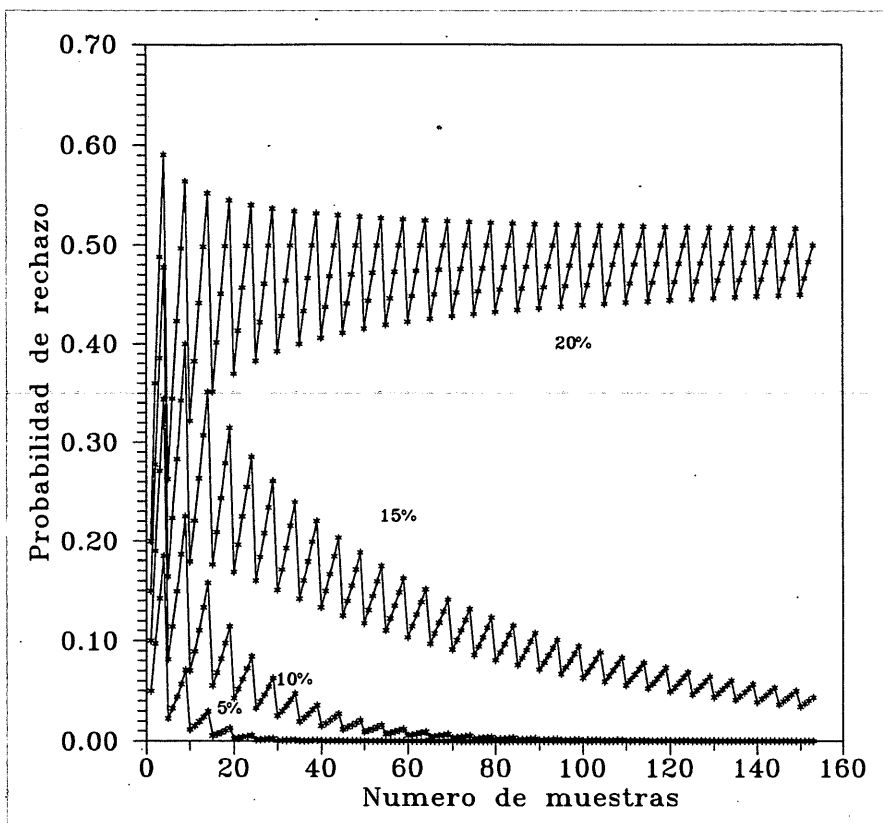


Figura 2. Probabilidad de que sean más del 20% las muestras que no cumplen con el criterio de calidad en función del número total de muestras y el porcentaje del tiempo en el que el valor límite ha sido superado.

Tiempo de incumplimiento = F
[parámetros de vertido, condiciones marinas]

«A priori» puede esperarse la existencia de este tipo de relaciones funcionales con un buen grado de correlación, ya que la relación causa-efecto entre las diferentes variables involucradas es evidente. En el ejemplo de aplicación que se presenta al final se observará que elegidos adecuadamente los parámetros característicos del vertido (caudal, duración, etc.), los coeficientes de correlación obtenidos, para cada situación marina contemplada, son suficientemente próximos a uno (en otros casos estudiados se han obtenido resultados similares).

A través de la ecuación de regresión señalada pueden obtenerse los tiempos de superación de las concentraciones máximas para el total de serie histórica de vertidos. Así, de un muestreo aleatorio y representativo de vertidos se obtendría otro muestreo nuevo, también aleatorio, como es el tiempo indicado anteriormente y que puede ser estudiado estadísticamente. En realidad dicha ecuación de regresión es una fórmula de transferencia de una variable aleatoria a otra.

Lógicamente, a cada configuración geométrica de la red le corresponde, para los mismos registros pluviométricos, un régimen de vertidos diferente, otros tiempos de superación de las máximas concentraciones admisibles y unas características estadísticas diferentes de la nueva variable aleatoria definida. Ello permite que esta metodología pueda utilizarse como herramienta para analizar la influencia que posibles modificaciones de la red de saneamiento puedan tener en la calidad de las aguas próximas a las estructuras de vertido (si la modificación de la red no incluye variación en los "puntos" de vertido, la ecuación de transferencia indicada debe permanecer invariable).

El proyectista, por tanto, puede estudiar este último aspecto con un doble objetivo: el primero sería conseguir un período de retorno de superación de las máximas concentraciones adecuado (no mayor, por ejemplo, del utilizado para el dimensionamiento de los colectores urbanos) y en segundo fijar, para el diseño de los elementos de la red de saneamiento, un valor del tiempo de superación de dichas concentraciones que corresponda una probabilidad baja de que la calidad de agua sea rechazada por los resultados del muestreo en los términos marcados por la Directiva Comunitaria (fig. 1 y 2).

Caso estudiado

La metodología indicada se ha aplicado al estudio de los vertidos de tormenta de la ciudad de Gijón para el dimensionamiento hidráulico del interceptor costero previsto (fig. 3). Dicha zona presenta como característica especial el disponer de áreas de fuerte producción industrial junto a playas de gran impulso turístico.

En la actualidad, las aguas residuales urbanas e industriales se vierten al Mar Cantábrico sin ningún tipo de tratamiento estando prevista la construcción del interceptor costero señalado, así como los elementos de depuración necesarios y dos emisarios submarinos. Lógicamente, los vertidos de tormenta se seguirán llevando a cabo en el litoral (fig. 3).

Para el conocimiento de los diferentes fenómenos se han utilizado los siguientes tipos de modelos:

- a) Modelos de transferencia lluvia-caudal basado en las curvas área-tiempo.
- b) Modelo de circulación en la red de saneamiento por integración de las ecuaciones de Saint Venant en una dirección o mediante el empleo de la onda cinemática según el caso.
- c) Modelo de campo de velocidades cuasitridimensional incluyendo efectos de viento y marea mediante integración de las ecuaciones de Saint Venant por diferencias finitas (esquema ADI).
- d) Modelo de advección-dispersión de contaminantes resuelto en términos lagrangianos en tres dimensiones.
- e) Modelo de desaparición bacteriana función de la salinidad, temperatura e intensidad de la luz.

Para la integración de los diferentes modelos marinos se han adoptado los valores siguientes procedentes de experiencias previas y de la literatura especializada:

- Coeficiente de fricción de Manning en fondo: 0'030

- Eddy viscosity $20 \text{ m}^2/\text{seg}$.
- Coeficientes de dispersión
 Longitudinal: $D_l = (0.3 - 0.01) u^2 \Delta$
 Transversal: $D_t = 0,1 D_l$
 Vertical: $D_v = 0,01 D_l$

donde u es la velocidad longitudinal y Δt el intervalo de tiempo.

La población estimada para la comarca de Gijón es de 375.000 hab. que junto con la industria de la zona da lugar a una población equivalente en caudal de 467.000 h.eq., siendo el esquema general de saneamiento previsto el indicado en la figura 3.

Al objeto de demostrar la aplicabilidad de la metodología anteriormente descrita, se explica cómo se ha procedido para el cálculo de la capacidad de transporte del interceptor costero en función de la calidad del agua de la playa de Arbeyal, en cuyas proximidades se sitúa el mayor número de estructuras de vertido. Se trata, en consecuencia, de obtener el caudal máximo para

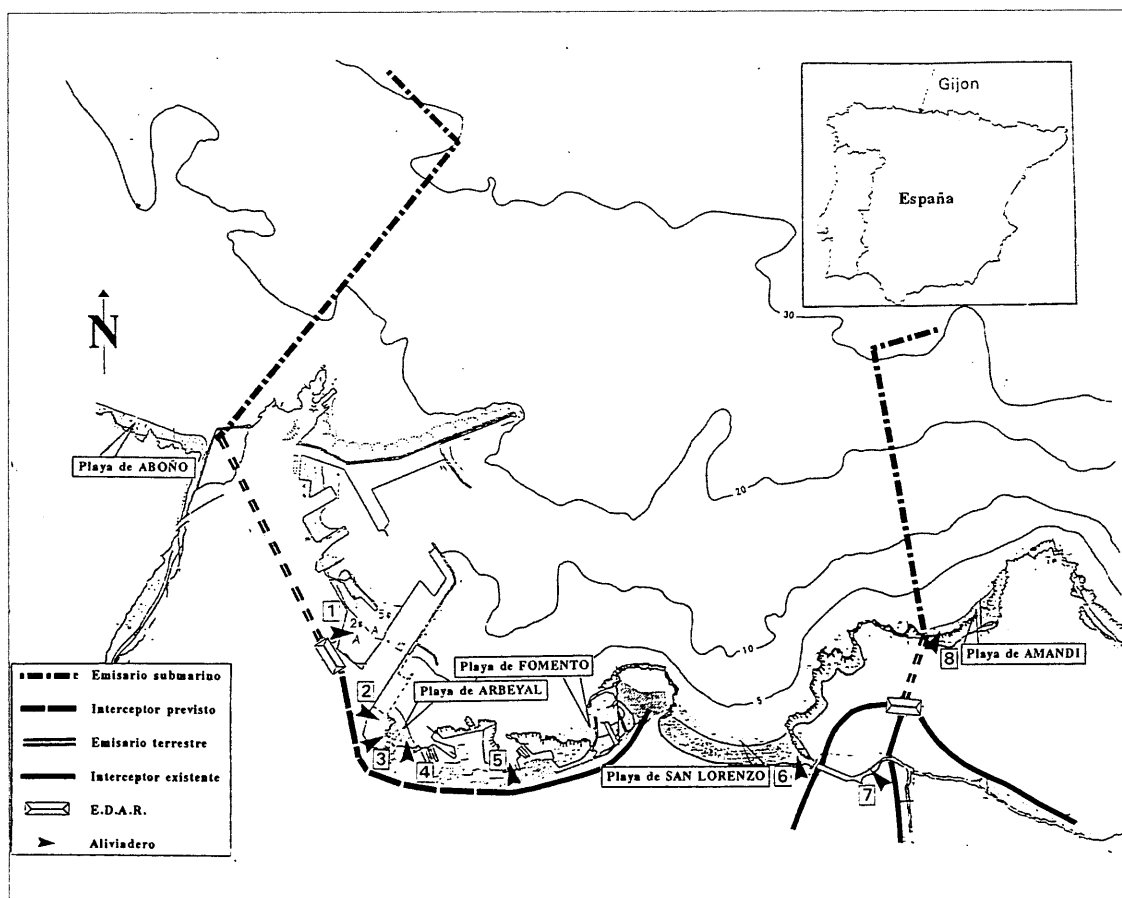


Figura 3. Esquema general de situación de los interceptores costeros, las plantas de tratamiento y los emisarios submarinos propuestos.

el que debe ser dimensionado de forma que los vertidos ocasionados produzcan situaciones permitidas por la Directiva comunitaria relativa a la calidad de aguas de baño.

■ a. Aplicación y resultados

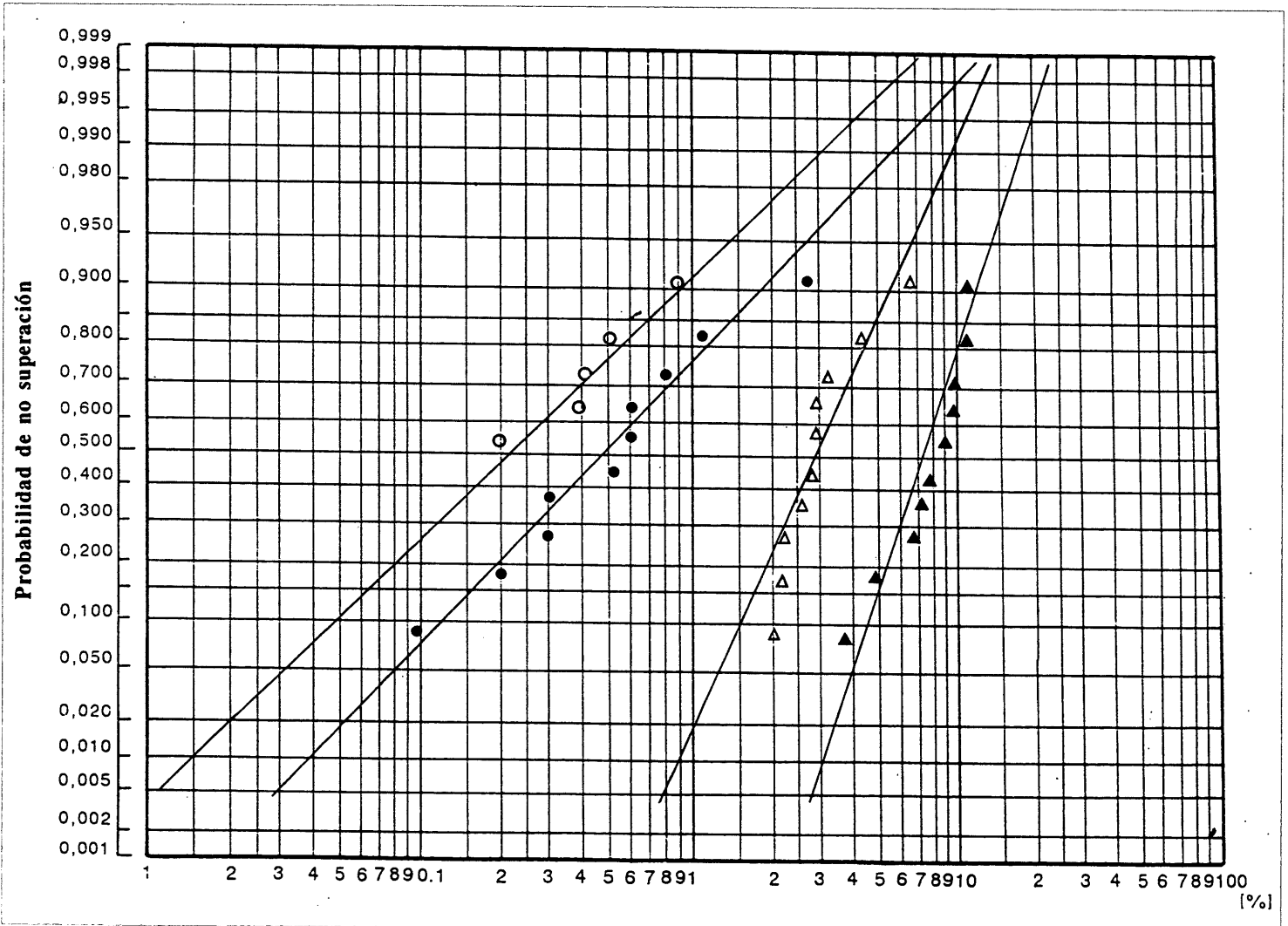
Para la resolución del problema citado se han supuesto cuatro caudales máximos para el interceptor costero (9'6, 11, 15 y 20 m³/seg) y para cada uno de ellos se han modelado los 1.277 episodios lluviosos correspondientes a las temporadas de baño (mayo-septiembre) de los años 1981-1990 mediante los modelos de transferencia lluvia-caudal y de circulación en la red (el caudal mínimo considerado de 9'6 m³/seg es el que converge en el punto procedente de otros tramos de la red y que inevitablemente debe ser conducido a depuradora).

Como ya se ha comentado, resulta inviable el modelado en el medio marino del total de los vertidos obtenidos para cada caudal máximo de diseño, por lo que sólo se ha llevado a cabo para los quince episodios lluviosos más significativos. Para ellos, se han aplicado los modelos de cálculo del campo de velocidades, de dispersión-advección de contaminantes y de desaparición bacteriana, habiéndose obtenido, para diferentes puntos de la playa, los tiempos de superación de las concentraciones máximas admisibles de coliformes.

A partir de estos resultados se ha calculado, para el punto más desfavorable, la siguiente ecuación de regresión entre estos tiempos y los parámetros de vertido:

$$t = 5'678 (VD)^{0'014}$$

Figura 4. Distribución experimental del tiempo de superación de 2.000CF/100ml. en la playa de Arbeyal para diferentes capacidades del interceptor costero.



en donde:

t = Tiempo de superación (horas) de 2000 E. Colis/100 ml.

V = Suma de los volúmenes vertidos (m^3) por los aliviaderos 2, 3 y 4 (fig.3).

D = Duración media (horas) de los vertidos 2, 3 y 4 ,

La ecuación de regresión indicada presenta un coeficiente de correlación $\rho = 0,96$.

Para todos los casos analizados, se ha considerado una marea media de 3'5 m. en condiciones iniciales de baja mar (que está del lado de la seguridad), vientos de N-NO de 5 m/seg. (valor más representativo en tiempo de lluvia) y una tasa de desaparición bacteriana evaluada en las condiciones medias del verano de salinidad, temperatura y variación de la luz.

De acuerdo con la anterior ecuación de regresión se han obtenido los tiempos de superación de 2000 colis/100 ml. para cada uno de los vertidos correspondientes a cada una de las cuatro capacidades consideradas para el interceptor. A partir de ellos se han ajustado las distribuciones experimentales de tipo log. normal que se dan en la figura 4.

De acuerdo con las condiciones climáticas y teniendo en cuenta los hábitos locales se ha considerado como temporada de baño la comprendida entre los meses mayo y septiembre con horario entre las 8'00 y 20'00 horas, no computándose a tal efecto aquellos días en los que la duración de la lluvia era superior a cinco horas.

A partir de las distribuciones experimentales citadas y de la figura 1 (para valores imperativos) puede desarrollarse el ábaco de diseño que se incluye como figura 5, que relacione el tiempo de superación de las máximas concentraciones admisibles, su correspondiente período de retorno y la probabilidad de que el agua de baño sea rechazada por las actuaciones de control marcadas en la Directiva. Por ejemplo, para un porcentaje de tiempo de superación de la máxima concentración admisible (2.000 C.C./100 ml) del 3% y un período de retorno de 10 Años, la capacidad del interceptor costero tiene que ser de 13 m^3 /seg.

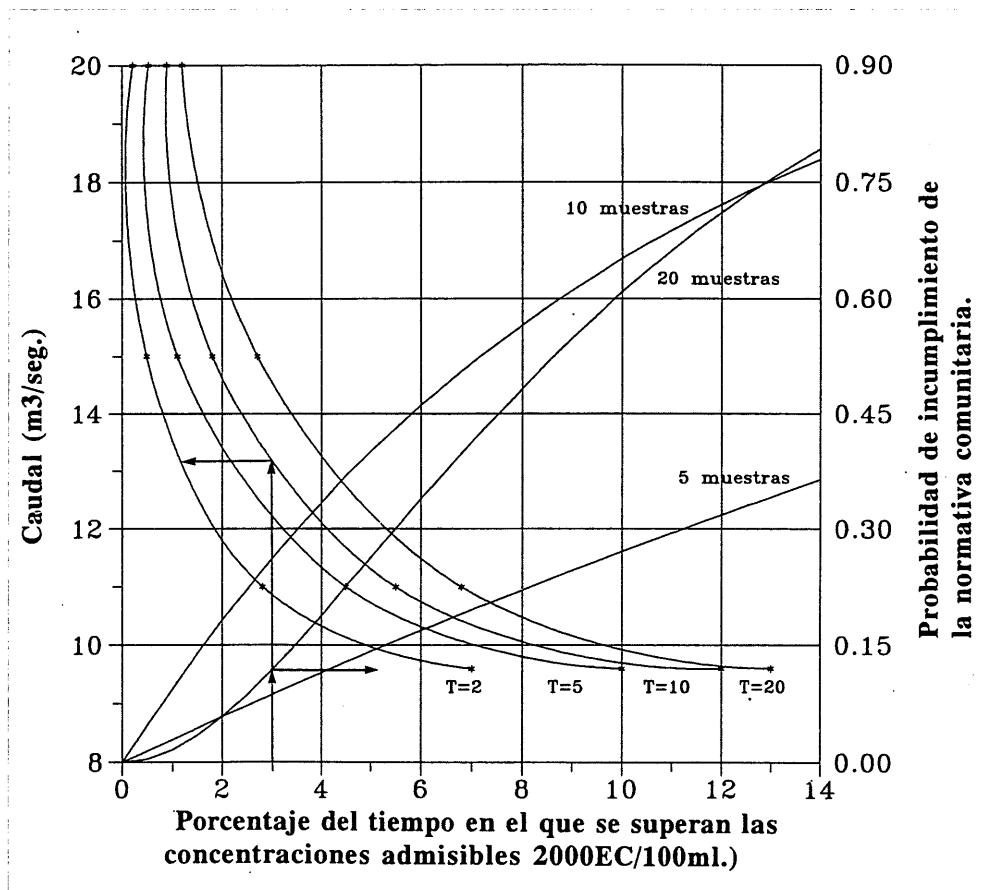


Figura 5. Ábaco de diseño resultante para el interceptor costero de Gijón Oeste en función del periodo de retorno, de la capacidad del colector, del tiempo de superación de las concentraciones límites y del número de muestras utilizadas para el control de la playa.

Por otro lado, si el muestreo de control se efectúa mediante una serie de 20 muestras, la probabilidad de rechazo de la playa será 0'13.

Conclusiones

De todo lo dicho anteriormente pueden destacarse las siguientes conclusiones:

a) Los criterios de calidad de las aguas de baño marcados por las especificaciones de la Normativa Comunitaria 76/170/CE son de difícil inclusión en el proceso de diseño de los elementos de la red de saneamiento.

b) La identificación habitual del porcentaje de muestras que superan las máximas concentraciones admisibles con el del tiempo de superación de éstas no es correcta, pudiendo dar lugar a altas probabilidades de rechazo de playas en las que el tiempo de contaminación real es bajo.

c) La Normativa Comunitaria debería fijar una cadencia del muestreo de control por un doble

objetivo: en primer lugar para evitar la incoherencia que supone el aumento de la probabilidad de rechazo cuando se incrementa el número de muestras a partir de aquellas que son múltiplos de 20 y en segundo lugar para poder estimar en la fase de diseño el riesgo de rechazo asociado a la consideración de un tiempo de superación de las máximas concentraciones admisibles.

d) Elegido el tiempo de superación de las máximas concentraciones admisibles como parámetro de diseño y siendo éste una variable aleatoria dependiente de las características meteorológicas y marinas, parece lógico diseñar los elementos de la red de saneamiento en términos del período de retorno del mismo, de manera similar a como se dimensionan los colectores urbanos frente a fenómenos de capacidad por lluvias extremas.

e) La existencia de ecuaciones de regresión entre el tiempo de superación de las máximas concentraciones admisibles y los parámetros elementales de los vertidos con alto grado de correlación, puede representar una útil herramienta de trabajo que evite el costoso modelado de la evolución de todos los vertidos en el medio marino.

f) A partir de las ecuaciones de regresión indicadas, puede obtenerse un conjunto de valores de los tiempos de superación de las máximas concentraciones admisibles que permite estudiar esta variable en términos estadísticos para cada configuración de la red de saneamiento.

g) A partir de todo lo anterior pueden obtenerse criterios de diseño de elementos de la red de

saneamiento en función del tiempo de superación de las máximas concentraciones admisibles y la probabilidad de que las aguas de baño no cumplan con las especificaciones de la Directiva Comunitaria 76/160/CE.

Referencias

- 1). Council of European Communities. Council Directive 8th December 1975 concerning the Quality of Bathing Water (76/160/EEC). Official Journal of the European Communities. Nº I131, 1-7.
- 2). Monitoring of Bathing Water Quality in Denmark. The Ministry of the Environment, 1985.
- 3). Head P.C. et al, Bathing in the rain. The Use of Mathematical Models for Storm Water Management to Achieve Bathing Water Quality (The Flyde Coast, North West England), Waste Water Management in Coastal Areas, Conference, Montpellier, 1992.
- 4). Delo E.A. and Kellagher R.B.B. An Integrated Modelling study to upgrade the Sewerage System of a Coastal Town. Waste Water Management in Coastal Areas Conference, Montpellier, 1992.
- 5). Jensen M. and Linde-Jensen J.J. Improvement of Bathing Water Quality by Reduction of Urban Outlets, case study for the Beach of Rodvig, Denmark. International Specialized, Conference on Marine Disposal Systems. IAWPRC. Lisbon, 1991.
- 6). Larsen t. Debate on Uncertainty in Estimating Bathing Water Quality. International Specialized Conference on Marine Disposal Systems. IAWPRC. Lisbon 1991. ■