

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

Autores: Suárez López, J.; Izquierdo Izquierdo, J.M.; Sánchez Ruiz, C.; Tejero Monzón, J.I.*

Equipo Calidad de Aguas. Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente. E.T.S.I. Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria. Avda. de los Castros, s/n. 39300 Cantabria.



INDICE

- 1.- INTRODUCCION.
- 2.- INDICADORES MICROBIOLÓGICOS.
- 3.- FENÓMENOS Y FACTORES QUE PRODUCEN LA DISMINUCION DE LA CONCENTRACION DE INDICADORES BACTERIOLÓGICOS EN EL MAR.
- 4.- SUBMODELOS DE DESAPARICION BACTERIANA.
- 5.- MODELOS BASICOS CONSIDERADOS.
- 6.- MODELO PROPUESTO.
- 7.- CONCLUSIONES.
- 8.- BIBLIOGRAFIA.

1.- INTRODUCCION

El vertido final de aguas residuales urbanas mediante emisario submarino es una alternativa de saneamiento que ha sido ampliamente utilizada en todo el mundo y en concreto en el litoral mediterráneo español, y que empieza a implantarse también en la costa norte.

El diseño de emisarios debe hacerse bajo criterios ambientales. Para proteger la salud pública, especialmente en el uso de baño y de cultivos marinos, el criterio prioritario es la calidad microbiológica del agua del mar, definible mediante distintos indicadores microbiológicos.

Para ello se debe predecir la calidad del agua en las zonas de uso más afectadas por el vertido del emisario. Por lo tanto, se persigue obtener un modelo de calidad de aguas en el que quede englobada la representación de los fenómenos a los que se ve sometida la contaminación. Además de los fenómenos físicos de mezcla, transporte y dispersión, la contaminación microbiológica se ve sometida a fenómenos de desaparición. Históricamente, este fenómeno 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 actual Instrucción española para emisarios da valores de 1.5 y 2 horas para los T_{90} del Mediterráneo y del Atlántico, 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 por la citada Instrucción. Dentro del fenómeno global pueden distinguirse los siguientes: muerte, predación, inactivación y sedimentación, todos los cuales 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.

Dentro del plan de trabajo que lleva a cabo actualmente el Grupo de Emisarios de la Universidad de Cantabria se contempla la creación de un submodelo de desaparición bacteriana específico para las costas del mar Cantábrico. Este submodelo describe el fenómeno considerando separadamente cada uno de los principales factores que lo condicionan, traduce estos factores en leyes e incorpora éstas al submodelo de desaparición bacteriana en el mar. En concreto, se estudian por separado los efectos que tienen sobre la desaparición la temperatura, la salinidad y la turbidez de las aguas receptoras, así como la influencia del tipo de microorganismo indicador elegido y la radiación solar. Por lo tanto, ha sido necesario crear a su vez un submodelo de radiación solar en el que se considera también el efecto de la nubosidad.

Por último, el conjunto de estos submodelos se incorpora al modelo general de simulación de la calidad del agua del mar, obteniéndose así un T_{90} variable.

2.- INDICADORES MICROBIOLÓGICOS

Un indicador biológico es un organismo vivo -generalmente una especie, género o familia- seleccionado por ser capaz de representar, identificar o cuantificar un fenómeno de interés.

Así, existen indicadores biológicos que identifican cambios ambientales. La presencia de una especie determinada puede ser específica para unas ciertas condiciones ambientales. Por lo tanto, su presencia o ausencia identificaría dichas condiciones ambientales. Podemos identificar, por ejemplo, los estados de salud o sobrecarga de los procesos de tratamiento biológico de aguas, o como en este caso, la calidad de medios acuáticos naturales. Tenemos también los organismos

utilizados en los bioensayos, en los ensayos de toxicidad y en los ensayos de vigilancia continua de la calidad de las aguas.

Nosotros necesitamos identificar niveles de contaminación de las aguas. En concreto, lo que buscamos es identificar y poder medir la contaminación fecal humana. Esta contaminación procede de los vertidos de aguas residuales urbanas, ya sea en tiempo seco o en tiempo de lluvia. El peligro de este tipo de contaminación es la posible existencia de gérmenes patógenos que se incorporan a los ciclos de uso del agua y pueden provocar la diseminación de enfermedades y las correspondientes epidemias.

La elección más simple de un indicador biológico de contaminación fecal correspondería a los propios gérmenes patógenos productores de enfermedades. Esta elección obligaría a considerar un elevado número de indicadores biológicos. Para realizar el control del agua necesitaríamos una batería de análisis, lo cual resulta antieconómico y poco practicable.

Hay que buscar un número reducido de indicadores biológicos. Debe ser típico del intestino humano, aunque no sea patógeno, y que no se desarrolle en el ambiente natural. Han surgido un cierto número de indicadores, aunque a veces, como en el caso de los coliformes totales, si podemos encontrarlos en el medio natural. Su no presencia puede asegurar la no existencia de contaminación fecal.

Las características ideales de un indicador de contaminación fecal se citan en la Tabla I:

Tabla I.- CARACTERISTICAS IDEALES DE UN INDICADOR DE CONTAMINACION FECAL
Presencia específica.
Presencia constante
Presencia mayoritaria
Facilidad de determinación
Determinación cuantitativa
Comportamiento similar o más desfavorable que el de los patógenos entéricos

Entre los principales indicadores están:

- Coliformes totales
- Coliformes fecales
- Estreptococos

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 biológico 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.- FENOMENOS Y FACTORES QUE PRODUCEN LA DISMINUCION DE LA CONCENTRACION DE INDICADORES BACTERIOLOGICOS 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. Tradicionalmente se han considerado dos fenómenos particulares: mezcla inicial y dispersión. La mayor o menor mezcla inicial puede ser controlable ingenierilmente.

Los fenómenos de dilución son los que producirían una disminución de la concentración de cualquier material contaminante de tipo conservativo, es decir, que no reaccione con el medio.

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. Nos ha parecido adecuado agruparlos o clasificarlos en los fenómenos que se presentan en la Tabla II:

Tabla II.- 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 las 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 sustancias 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; el tipo de agua residual, en cuanto a contenido de partículas sedimentables y de materia coloidal floculable y sedimentable; a la cantidad de gérmenes fecales incorporados o adsorbidos en dichas partículas y flóculos; la temperatura y densidad del agua y de las mezclas de agua residual de 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, proponemos la siguiente clasificación de dichos factores (Tabla III):

<i>Tabla III.- Factores que afectan al valor del T_{90}</i>
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 IV:

<i>Tabla IV.- Principales factores de los que depende la radiación.</i>
Hora del día
Mes
Latitud del lugar
Nubosidad
Suciedad del aire

Todas las características del agua residual que se va a verter 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 V):

<i>Tabla V.- Características del vertido de agua residual que afectan al valor del T_{90}.</i>
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 VI):

Tabla VI.- 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 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 el 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 agruparon 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 VIII 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 BACTERIOLOGICOS		
		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:

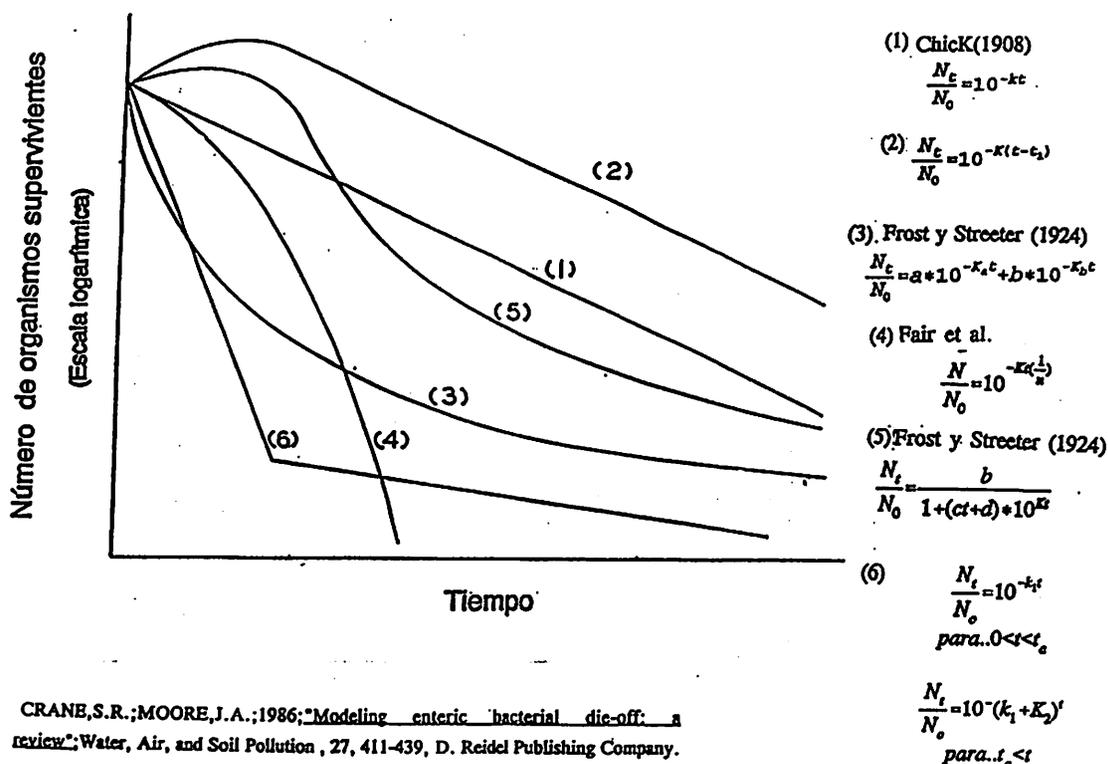
- (1) EIVSON (1989), agua de mar limpia, control de la intensidad de luz (1354-787 Wh/m², dilución 25%, 15 °C,
- (2) EIVSON (1989), agua dulce, control de nutrientes, 15 °C, oscuridad.
- (3) EIVSON (1989), agua de mar limpia, control de la intensidad de luz (1354-787 Wh/m²) dilución al 25 %
- (4) EIVSON (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 (1 litro), 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 (1 litro), dilución 1:100, oscuridad, en superficie.
- (11) BRAVO y DE VICENTE, (1991), Mar Mediterráneo.
- (12) BRAVO y DE VICENTE, (1991), Mar Mediterráneo.
- (13) MORIÑIGO (1991), Mar Mediterráneo.
- (14) VAN DAM, (1974), La Haya-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.

4.- SUBMODELOS DE DESAPARICION 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 nº 1 se presentan las diferentes formas de las curvas que intentan explicar el fenómeno:



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.

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:

$$\frac{N_t}{N_0} = e^{-kt}$$

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

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

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

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

siendo

$$T_{90} = \frac{2.303}{K}$$

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. MARTIN, Y.P. GUINNET, B. (1990); MORIÑIGO, M.A. (1991); BRAVO, J.A. Y DE VICENTE, A. (1991); OCCHIPINTI, A.G. (1991).

5.- MODELOS BASICOS CONSIDERADOS

En función de la mayor o menor entidad de los fenómenos, la expresión general puede verse simplificada al desprejarse términos que representan factores de escasa incidencia en el fenómeno global real. Diferentes autores han tratado de jerarquizar los fenómenos que afectan a la disminución bacteriana.

BONNEFONT, MARTIN y GUINNET (1990) orientaron sus experimentos hacia la determinación de la importancia de cada factor a través de análisis de regresión múltiple. Con este

sistema obtenían una ecuación en la cual los parámetros seleccionados, es decir, las variables explicativas, no justificaban obligatoriamente las variaciones de la variable dependiente, sino que eran simplemente descriptores que evolucionaban en el mismo sentido que dicha variable dependiente. La variable dependiente seleccionada fue el T_{90} de los coliformes fecales y de los estreptococos. Las variables explicativas más importantes (citados según la importancia) encontradas fueron: la intensidad luminosa, la concentración de carbono orgánico disuelto y la concentración inicial de coliformes fecales.

MITCHELL y CHAMBERLIN (1974) trabajaron con un modelo multifactor de desaparición y dilución de bacterias entéricas en el mar. A partir de una revisión de la literatura existente y de los diferentes factores estudiados, desarrollaron una estructura matemática y conceptual con los factores más significativos. Los factores, sus dependencias y los valores de T_{90} que producen, propuestos por estos autores se presentan en la tabla siguiente (Tabla IX):

<i>Tabla IX.- Factores más importantes que afectan al valor del T_{90} (BELLAIR, PARR-SMITH, 1977)</i>		
FACTOR	DEPENDENCIA	T_{90} (HORAS)
Sedimentación	Grado de tratamiento Turbulencia	3.83
Radiación solar	Estación del año Latitud Turbiedad	0.575
Predación. Destrucción por factores biológicos.	Temperatura	7.67
Presencia de nutrientes	Temperatura Grado de tratamiento Contaminantes orgánicos	-3.83
Factores físico-químicos	Temperatura	15.33

Una vez revisada la influencia de cada factor y los modelos conocidos se han considerado de mayor interés los siguientes:

- a) Modelo de desaparición bacteriana de FROST y STREETER (1924).

$$\frac{N_t}{N_o} = a \cdot e^{-K_a t} + (1-a) e^{-K_b t}$$

Citado por Crane y Moore (1985) como modificación de la Ley de Chick. Este modelo podría englobar dos fenómenos.

b) Modelo de BELLAIR (1977).

Llegaron a la conclusión de que la luz era uno de los factores más importantes. Relacionan el T_{90} y la radiación solar en profundidad. Obtuvieron la siguiente correlación:

$$T_{90} = 3.4 * I^{-0.42}$$

c) Modelo de GAMESON (1974).

En experimentos realizados "in situ", con temperaturas entre 2 y 40 °C llegaron a la siguiente ecuación:

$$\text{Log} T_D = 2.292 - 0.0295 * \theta$$

siendo T_D el T_{90} en la oscuridad en horas y θ la temperatura en °C. Para un $\theta = 20$ °C, en la oscuridad y agua de mar obtendríamos un T_{90} de 50.35 horas. Para una temperatura de 13 °C obtendríamos un T_{90} de unas 81 horas.

d) Modelo de MANCINI (1978).

Manejó datos procedentes de estudios "in situ" y laboratorio, en agua dulce y marina.

Asumiendo que la influencia de la luz no depende de la temperatura, propuso la siguiente ecuación, que promedia la influencia de la luz en una profundidad de mezcla completa.

$$K_t = [0.8 + 0.006(\% \text{ agua de mar})] * 1.07^{(t-20)} + \frac{I_A}{K_e * H} [1 - e^{-K_e * H}]$$

siendo:

- t = temperatura del agua.
- I_A = radiación solar media diaria sobre la superficie (langley/hr)
- K_e = coeficiente de extinción de la luz (longitud-1)
- H = profundidad del agua con mezcla completa

6.- MODELO PROPUESTO.

Para el desarrollo de los estudios relacionados con la disminución bacteriana en el mar Cantábrico hemos adoptado como modelo básico el propuesto por MANCINI(1978) y sobre él se han realizado diferentes modificaciones.

En las expresiones de la tasa de desaparición K de los modelos seleccionados, en el factor o sumando que representa la influencia de la luz solar, se promedia la radiación solar en profundidad. De cara a la aplicación final proponemos utilizar la intensidad promediada en profundidad o bien utilizar la intensidad que llega a esa profundidad, la intensidad local correspondiente a cada "gota de agua" en su profundidad "z". Es decir, utilizaríamos el valor I_z , aplicando la Ley de Beer:

$$I_z = I_A * e^{(-K_a * z)}$$

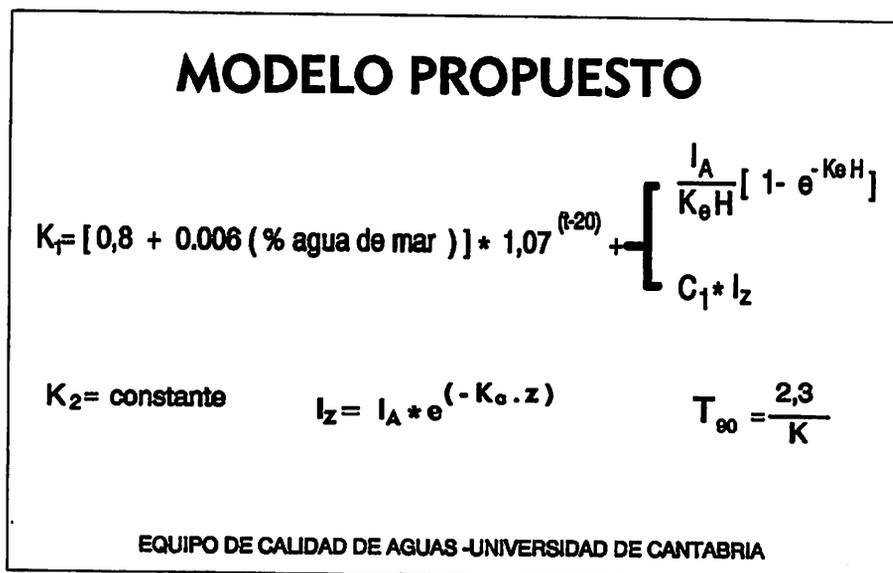
siendo I_A la radiación solar en la superficie del mar.

Uno de los principales problemas en la aplicación de estos modelos es la definición de "H" (profundidad de la mancha). Se propuso que ésta sea definida por el modelo físico de transporte y dispersión. Al estimar H se podría considerar la capa que es afectada por el vertido. La mancha de agua estaría formada por una capa superficial más o menos bien definida, una interfase y la capa de agua no afectada por el vertido. Una aproximación que acotaría los valores de la tasa de desaparición K generados sería calcular el coeficiente de atenuación de la capa superior, más turbia, y el coeficiente de atenuación de la interfase, y promediar la intensidad de la radiación para los intervalos de profundidad en que están definidos.

Habría que definir con más precisión el coeficiente de atenuación, K_a . Este coeficiente puede ser correlacionado con la concentración de partículas de sólidos suspendidos como consecuencia del vertido. Estas concentraciones vendrían determinadas por el modelo de transporte y dispersión. Se consideraría una K_a base correspondiente a la transparencia óptica del agua de mar del lugar concreto del estudio. Tendríamos tres opciones: a) fijar una K_a constante; b) promediar K_a en profundidad; y c) que la K_a fuese definida en cada punto por el modelo físico y de dispersión.

La estructura final del modelo se muestra en la Figura 2:

FIGURA 2



en donde:

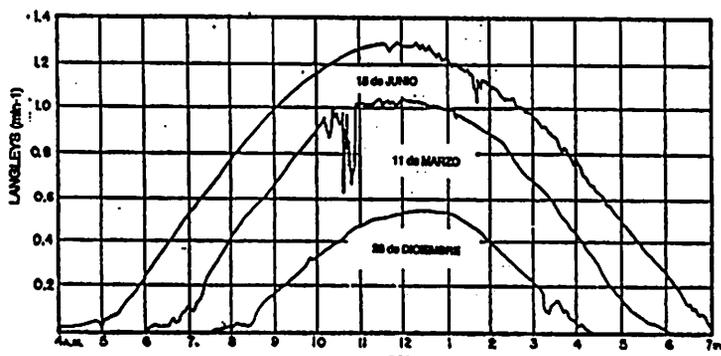
C_1 = constante de ajuste.

I_z = intensidad de la luz a una profundidad z .

Es necesario elaborar un submodelo de radiación solar y un submodelo de nubosidad.

Se puede comentar que un día con una fina capa de cirros la irradiancia se ve reducida a un 70%, y con una capa espesa de estratos a un 10 %. Un día con nubosidad variable la irradiancia sobre un punto oscila desde un máximo a un 20-50 %. La oscilación diaria de la radiación se muestra en la Figura 3.

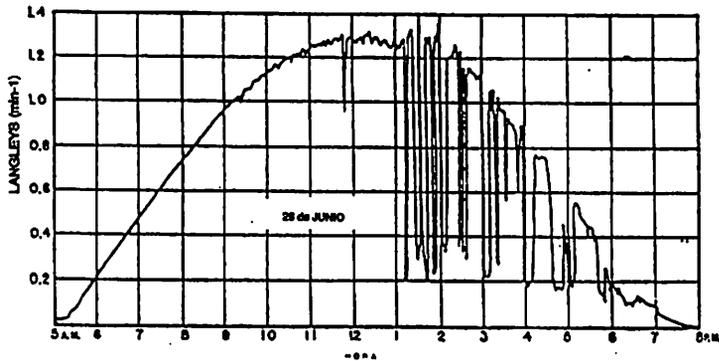
FIGURA 3



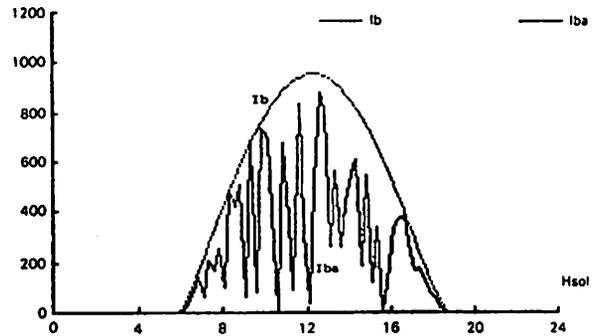
Curvas típicas de la radiación solar en Madison, Wisconsin. Latitud 43° N

Existen modelos para reproducir matemáticamente la nubosidad. Introducen una componente de irradiancia aleatoria (series de datos ajustados más un factor generado aleatoriamente). Lo óptimo es recurrir a modelos basados en series temporales de datos según los modelos ARIMA (BOX, G.e. y JENKINS, G.M., 1982) (Figura 4)

FIGURA 4.



Efecto de nubes pasantes en la radiación solar.

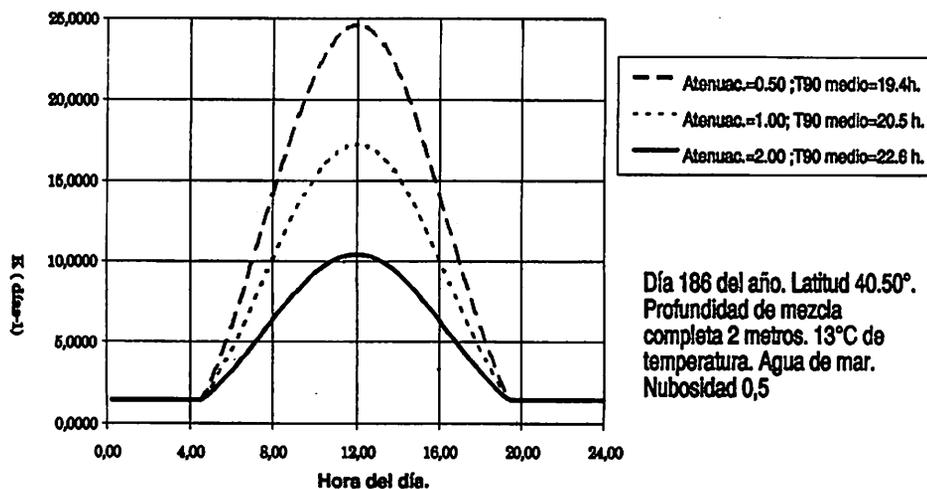


Irradiancia directa sobre una superficie fija, en Almería, en día claro y teniendo en cuenta las nubes.

A continuación se muestran dos gráficas que representan los valores de T_{90} que se generan para diferentes valores de las variables consideradas en el modelo propuesto. En la Figura 5 se ha considerado que la mancha tiene una profundidad de 2 metros y que la radiación se ve amortiguada por la nubosidad, reduciéndose en un 50 %. La tres curvas que se presentan responden a la variación del coeficiente k de atenuación de la luz en la columna de agua de mar (un agua clara tiene una K de 0.05 y un agua turbia del orden de 1.5, aproximadamente). Los valores medios de T_{90} que se obtienen a lo largo de las 24 horas de un día son de 19.4, de 20.5 y de 22.6 horas para unos valores de K de 0.50, 1.00, y 2.00, respectivamente. Si sólo consideramos los valores de T_{90} que se generan durante las horas de Sol, los valores medios que se producen son de 6.40 horas, de 8.20 horas y de 11.60 horas, respectivamente. El T_{90} durante la noche es de 41.4 horas.

FIGURA 5

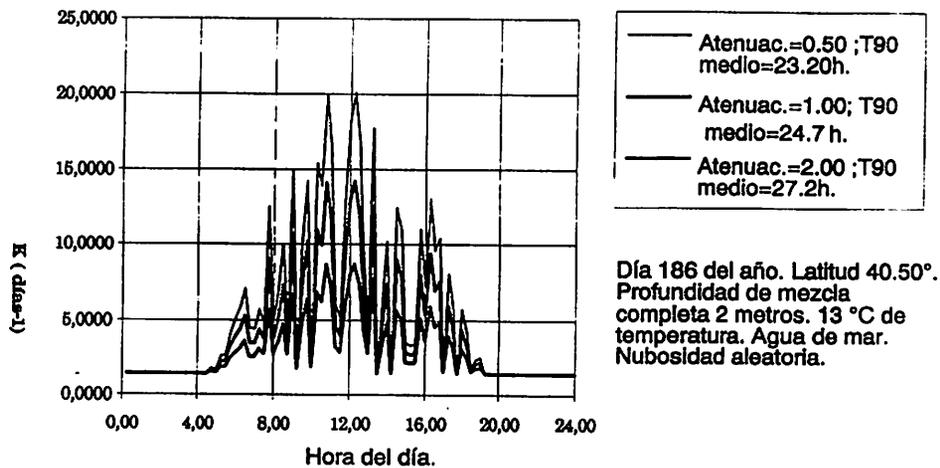
VARIACIÓN DE LA TASA DE DESAPARICIÓN K EN FUNCIÓN DEL COEFICIENTE DE ATENUACIÓN - MODELO DE MANCINI



Si consideramos atenuación de la luz solar con un coeficiente pero además añadimos una componente aleatoria a la nubosidad a las mismas simulaciones que en la gráfica anterior, los valores medios de T_{90} que se producen son de 23.20, 24.70 y 27.20 horas respectivamente. Algo superiores a los anteriores (Ver Figura 6).

FIGURA 6

VARIACIÓN DE LA TASA DE DESAPARICIÓN K EN FUNCIÓN DEL COEFICIENTE DE ATENUACIÓN - MODELO DE MANCINI



Se presentan a continuación, Tabla X, los valores medios de T_{90} que se producen para diferentes grados de atenuación de la luz por nubosidad y diferentes espesores de mancha.

TABLA X

VALORES MEDIOS DE K Y T_{90} EN FUNCIÓN DE LA TASA DE EXTINCIÓN DE LA LUZ, DEL ESPESOR DE LA MANCHA Y DE LA NUBOSIDAD.

PROFUNDIDAD	NUBOSIDAD	TASA DE EXTINCIÓN DE LA LUZ EN EL AGUA DE MAR					
		0.5		1		2	
2 METROS	1	17.9	3.9	18.7	5.1	20.1	7.6
	0.5	18.4	6.4	20.5	8.2	22.6	11.6
	0.1	25.5	16.5	27.4	19.6	30.3	24.4
	ALEATORIA	23.2	11.9	24.7	14.3	27.2	18.4
10 METROS	1	20.8	8.7	23.4	13	26.7	18.4
	0.5	23.4	13	26.7	18.4	30.2	24.2
	0.1	31.4	28.1	34.4	31	38.8	34.7
	ALEATORIA	27.8	20.2	31.1	25.6	34	30.4
		T_{90}	$T_{90}(LUZ)$	T_{90}	$T_{90}(LUZ)$	T_{90}	$T_{90}(LUZ)$

VALORES DE T_{90} EN HORAS

Coefficiente de atenuación: $K_a = 0.02$ aguas claras
 $K_a = 0.2$ aguas poco claras
 $K_a = 2$ turbias

T_{90} : VALOR MEDIO DE T_{90} A LO LARGO DE LAS 24 HORAS DE UN DÍA.
 $T_{90}(LUZ)$: VALOR MEDIO DE T_{90} A LO LARGO DE LAS HORAS DE LUZ DE UN DÍA

Los valores medios diarios de T_{90} oscilan entre 17.90 y 36.6 horas, y los valores medios de las horas con luz oscilan entre 3.90 y 30.40 horas.

7.- CONCLUSIONES

Se pueden resumir las siguientes conclusiones:

- a) Los valores de T_{90} de la "Instrucción para el vertido al mar , desde tierra, de aguas residuales a través de emisarios submarinos" (BOE 23 de Junio de 1977) están del lado de la inseguridad.
- b) Si se está diseñando con fenómenos que evolucionan en el orden de horas, habrá que utilizar un T_{90} variable en horas.
- c) Si en los diseños se utiliza un valor nocturno de T_{90} se estaría del lado de la seguridad y la calidad de las aguas de baño se protegería 24 horas al día.

8.- BIBLIOGRAFIA

- AAGE,J.; 1976; "Tracer engineering in coastal pollution control"; Coastal Pollution Control. WHO training course. WHO-DANIDA. Denmark.; Vol.1.; 139-159.
- APHA; AWWA; WPCF; 1985; "Standard methods for the examination for water and wastewater"; Port City Press; Baltimore,(USA).
- AUBERT,M;PESANDO,D.;GAUTHIER,M.J.; 1974; "Effects of antibiotics in marine environment"; Discharges of sewage from sea outfalls.Int.Symp.(Londres); Paper-20; 191-197.
- 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.
- BELL,R.G.;MUNRO,D.;POWELL,P.; 1974; "Modelling microbial concentrations from multiple outfalls using time-varying input and decay rates; Int. Spec. Conf. on Marine Disposal Systems.(Lisboa); 143-.
- BONNEFONT,J.L.;MARTIN,Y.P.;GUIENNET,B.; March.1990; "Etude experimentale de la décroissance der bacteries fecales en milieu merin quantification, facteurs impliquees"; 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-.
- BOX,G.E. y JENKINS,G.H.; 1982; "Time series analysis, forecasting and control", Ed. Holden-Day, San Francisco.
- CASTRO,M.A.; 1988; "Simulación de centrales de energía solar. Aplicación a la gestión energética", Tesis doctoral, Madrid.
- 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.;AMARAL,R.;BERZIN,G.; 1986;"Evaluation of the efficiency of Santos/Sao Vicente preconditioning station for an oceanic submarine outfall"; Wat.Sci.Tech.; Vol.18.-Num.11; 83-91.
- GARCIA-AGUDO,E.;LEOMAX,J.; 1986; "Experimental measurement of turbulent diffusion, initial dilution and T_{90} "; 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.
- HARREMOES,P.; 1976; "In situ determination of microbial disappearance"; Coastal Pollution Control. WHO training course. WHO-DANIDA.Denmark; Vol.2.; 416-442.
- HARREMOES,P.; 1976; "Analytical estuary models"; Coastal Pollution control. WHO-DANIDA. Denmark.; Vol.3.; 843-864..
- MANCINI,J.L.; 1978; "Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions"; J. Water Polluc. Control Fed.; Noviembre; 2477-2484.
- 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.
- MUNRO,D.; 1974; " Observed and predicted coliform distributions near a sea outfall. "; Int. Symp. on discharge of sewage.(Londres); Paper-35; 353-360.
- OCCHIPINTI,A.G.; 1991; "Bacterial disappearance experiments in Brazilian coastal waters"; Int. Spec. Conf. on Marine Disposal Systems.(Lisboa); 30-.
- OCCHIPINTI,A.G.; 1986; "A conceptual approach to ocean disposal"; Wat.Sci.Tech.; Vol.18.-Num.11; 141-158.
- ROUVILLE,M.;QUETIN,B.; 1983; "Rejets en mer. Disparition des bactéries"; T.S.M.-L'EAU; Num.1-2.; 43-48.
- VAN DAM,G.C.; 1974; "The Hague outfall"; Discharge of sewage from sea outfalls.Int.Symp.(Londres); Paper-39; 393-401.
- WALKER,J.D.;GUARRAIA,L.J.; 1974; "Others factors determining life expectancy of microorganisms in the marine environment"; Int. Symp. on discharges of sewage. (Londres); Paper-23; 221-226.