

Inv. Pesq.	41 (3)	Págs. 647-654	diciembre 1977
------------	--------	---------------	----------------

Modelo de simulación del efecto de un vertido costero*

por

JORDI FONT y ANTONIO CRUZADO **

INTRODUCCIÓN

Muchos focos de contaminación del mar consisten en vertidos costeros en forma de flujo superficial o submarino, especialmente cuando el agente contaminante es un líquido o si se usa agua como medio transportador o diluyente. Tal es el caso de las aguas residuales urbanas o industriales donde el transportador es agua dulce o el de las centrales nucleares en que se usa agua dulce o marina como medio refrigerante.

Cuando se estudia el vertido de contaminantes al mar por descargas de fluidos, se pueden distinguir dos sistemas:

1. El foco de contaminación, y
2. El ambiente contaminado.

En lo que concierne al foco contaminante, la composición del vertido puede ser extraordinariamente compleja, con sólidos en suspensión y gran número de componentes químicos o biológicos que pueden ser individualmente o sinérgicamente peligrosos para la vida marina o incluso la humana. Sin embargo, independientemente del contaminante de que se trate, podemos fácilmente definir el foco por su caudal y la concentración de sustancia contaminante que transporta.

* Recibido el 23 de junio de 1976.

** Instituto de Investigaciones Pesqueras. Paseo Nacional. Barcelona.

No es simple definir en qué consiste la contaminación del ambiente, debido al gran número de procesos que pueden modificar la concentración del contaminante una vez se encuentra en dicho ambiente. En una aproximación bastante elemental podríamos agrupar dichos procesos en al menos cinco grupos:

- Difusión en el mar
- Difusión hacia la atmósfera
- Reacciones químicas
- Precipitación y sedimentación
- Asimilación por organismos vivos

La difusión en el mar difiere de los otros grupos de procesos por dos motivos: Primero, está siempre presente y se aplica a cualquier tipo de contaminante mientras que los otros cuatro pueden ocurrir o no. Segundo, los otros grupos de procesos tienden a reducir la concentración del agente contaminante a base de extraerlo del mar, mientras que la difusión sólo lo esparce (CRUZADO y FONT, 1975). Por lo tanto la acumulación de contaminantes en el mar sólo se evita por procesos que realmente los eliminan, pero no mediante la difusión. El concepto tradicional del océano como «sumidero de residuos» no es en absoluto adecuado, ya que en el mar tiene lugar una acumulación efectiva de sustancias contaminantes cuando el ritmo de aporte es superior al de extracción. Las concentraciones residuales son en muchos casos difíciles de determinar y en la actualidad sólo podemos decir que, afortunadamente, las concentraciones de contaminantes desaparecen lejos del foco de contaminación.

La difusión hacia la atmósfera puede ser de cierta importancia en el caso de materias volátiles, pero realmente lo es mucho en el caso de disipación de energía térmica. La contaminación térmica es un caso muy especial de contaminación ya que representa la introducción de calor en un sistema donde normalmente ya es intercambiado en grandes cantidades a través de la interfase mar-aire.

Las sustancias extrañas disueltas vertidas al mar tienden a alcanzar un cierto estado estacionario, con una concentración de equilibrio que normalmente está controlada por su producto de solubilidad en las condiciones ambientales existentes. El depósito de materiales puede alterar fuertemente la composición de los sedimentos y, a largo plazo, afectar a organismos que viven en ellos. Sin embargo, muchos de los contaminantes, tales como compuestos orgánicos halogenados o productos petrolíferos, pueden no ser afectados por estos procesos de eliminación, resultando ser los de efectos más importantes para el hombre.

La extracción por parte de organismos vivos es una manera nega-

tiva de eliminar sustancias contaminantes del mar. Cuando los organismos asimilan tales sustancias pueden sufrir diversos tipos de perjuicios fisiológicos, genéticos o ecológicos. No obstante, en algunas circunstancias, como en la eutroficación de aguas normalmente oligotróficas, puede existir un aumento positivo de la producción biológica beneficioso para el hombre. Sin embargo, este caso es el menos frecuente, debido más a una falta de control en los vertidos que al daño real causado por la sustancia por el hecho de encontrarse en el mar.

MODELO DE SIMULACIÓN

Cualquier intento de profundizar, más allá del simple conocimiento conceptual, en los procesos que intervienen en la difusión de contaminantes en el mar, requiere el uso de modelos matemáticos que representen tales procesos de una manera cuantitativa.

Modelos de este tipo se encuentran ya descritos en la literatura existente sobre el tema (DUGDALE y WHITLEDGE, 1970; WALSH y DUGDALE, 1971) y en la actualidad hay una gran tendencia entre los oceanógrafos a usar estos modelos en el estudio, no sólo de la contaminación, sino de los ecosistemas marinos. Modelos gigantescos como los propuestos por el grupo CUEA en los Estados Unidos y MODELSEA en Bélgica son ejemplos de esta tendencia.

El modelo básico usado en el presente trabajo es la ley general de distribución de variables en el mar según SVERDRUP et al. (1942). La ecuación que define un campo de variables conservativo como aquel cuya derivada individual es igual a la difusión turbulenta es la siguiente:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{A_x}{\rho} \frac{\partial S}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(\frac{A_y}{\rho} \frac{\partial S}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(\frac{A_z}{\rho} \frac{\partial S}{\partial z} \right)$$

Cualquier campo de variables con propiedades no conservativas debería incluir otros términos representativos de los procesos, químicos o no, que afectan al valor de la variable en cada elemento de volumen.

Como se acostumbra a hacer, hemos supuesto que los coeficientes de difusión son localmente constantes y por tanto se pueden sacar de las derivadas. La variación individual la formulamos como la adición del cambio local temporal y los términos de advección. Por tanto, la ecuación para nuestro modelo será:

$$\frac{\partial S}{\partial t} = K_x \frac{\partial^2 S}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 S}{\partial y^2} + K_z \frac{\partial^2 S}{\partial z^2} - \left(U_x \frac{\partial S}{\partial x} + U_y \frac{\partial S}{\partial y} + U_z \frac{\partial S}{\partial z} \right)$$

Hemos preparado el modelo para su resolución numérica con un ordenador digital, cambiando las derivadas continuas por diferencias fi-

nitias y parametrizando las ecuaciones resultantes para eliminar los valores de variables correspondientes al vertido. Es decir, se ha dividido la ecuación por el caudal de salida U_0 y se ha considerado que la concentración de la sustancia contaminante es 1 en el foco y 0 lejos de él. De esta manera los resultados tienen un significado general aplicable a las distintas características que pueda tener el vertido.

Otros aspectos del modelo numérico son:

A. *Geometría.* Uno de los problemas básicos en la construcción de modelos es su estructura geométrica, ya que tiene que reflejar las características reales principales del sistema físico que se pretende simular. En nuestro caso hemos supuesto una estructura troncopiramidal con una cara coincidiendo con la superficie del mar, la base superior en la costa y la inferior mar adentro (fig. 1).

Esta pluma está formada por tres capas de cinco columnas que se van repitiendo en la dirección de alta mar. Sus tamaños en las tres direcciones del espacio son tales que DY y DZ crecen con la distancia a la costa, partiendo de $DY = 10$ m y $DZ = 1$ m, mientras que DX se mantiene constante y vale 50 m.

B. *Dinámica.* El vertido se efectúa a través de la caja central superior costera donde la altura total del modelo es de tres metros. El agua fluye mar adentro de caja en caja a lo largo de una fila, por lo tanto U_x

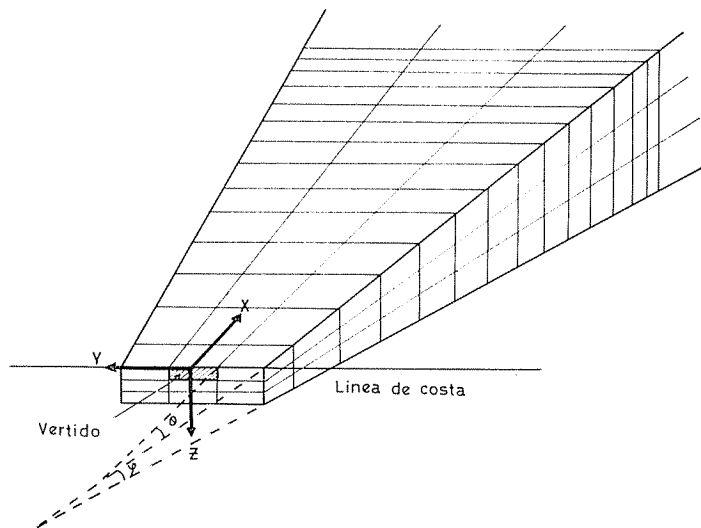


FIG. 1.— Esquema de la geometría del modelo mostrando las tres filas centrales.

es la única componente de la velocidad distinta de cero en la fila central superior ($U_x/U_o = 1$) y en las filas colindantes (donde consideramos $U_x/U_o = 0.5$ para incluir el efecto de arrastre), y es cero en todas las demás cajas. Estas velocidades distintas de cero decrecen al aumentar las áreas de las cajas debido a la geometría del modelo. La ecuación de continuidad se cumple suponiendo la existencia de una contracorriente por debajo de la tercera capa que proporciona agua sin contaminar a todas las cajas adyacentes a la costa excepto a la central superior..

Los coeficientes de difusión se han calculado en la forma propuesta por BROOKS (1959) y dependen del tamaño de la caja considerada. El método no lo hemos usado con el coeficiente de difusión vertical ya que es una función bastante más complicada no sólo del tamaño de la caja sino también del viento y otros factores.

$$\begin{aligned} K_x &= k DX^{4/3} \\ K_y &= k DY^{4/3} \\ K_z &= \text{constante} \end{aligned}$$

C. *Integración numérica.* La integración ha sido realizada por el método de Euler, es decir, que el cambio temporal se considera proporcional al valor tomado por el segundo miembro de la ecuación. Se ha usado un intervalo de tiempo variable para evitar inestabilidades numéricas. La solución del estado estacionario se considera alcanzada cuando el cambio local más grande es inferior a un cierto valor pequeño prefijado.

D. *Condiciones de contorno.* Aparte de los valores de la corriente ya citados anteriormente, hemos supuesto que la concentración de la sustancia contaminante era 1 en la caja central superior del extremo correspondiente a la costa y 0 en las cajas exteriores al modelo. Como consecuencia de esto la velocidad y la concentración del contaminante deben tender a anularse al alejarse en las tres direcciones.

E. *Condiciones iniciales.* Las condiciones iniciales son concentración cero en todas las cajas excepto en la central superior próxima a la costa, donde se toma el valor 1. Las velocidades son siempre las mismas a lo largo de la integración.

F. *Configuración del sistema de computación.* Hemos usado un sistema IBM 1130 con un terminal gráfico TEKTRONIX 4010/4610.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La figura 2 resume los resultados de una simulación para el modelo completo con los valores de los parámetros correspondientes al que llamamos caso típico. C, M y L significan filas Central, Media y Lateral para una mitad del modelo, el cual se supone que es simétrico. El efecto

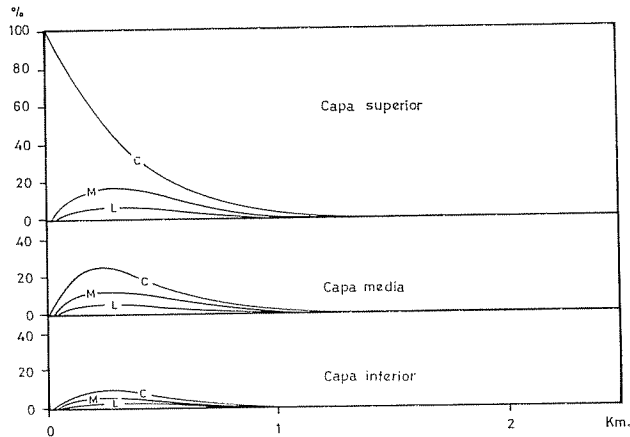


FIG. 2.— Variación de la concentración de la sustancia contaminante (en tanto por ciento respecto al valor del vertido) con la distancia a la costa en la solución del estado estacionario. Se presentan los valores de las filas central, media y lateral de una mitad del modelo.

de la contaminación se manifiesta dentro de una distancia de un kilómetro y está casi restringido a las filas centrales.

La figura 3 es un análisis de sensibilidad del modelo. Tomando en consideración los cuatro parámetros: θ , φ y los coeficientes de difusión parametrizados; hemos cambiado sus valores una vez alcanzado el estado estacionario en el caso típico e integrado de nuevo hasta obtener

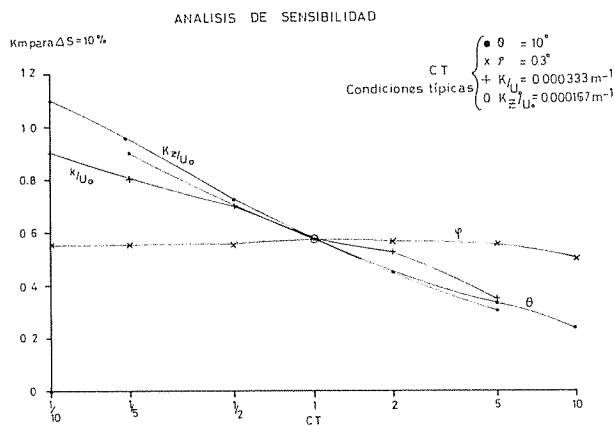


FIG. 3.— Análisis de sensibilidad: Efecto de cambiar los valores de cuatro parámetros, a partir de las condiciones típicas, sobre la distancia en la que la concentración se ha reducido a un 10%.

otro estado estacionario. Como medida de la sensibilidad tomamos la distancia de la costa a la cual el valor de la concentración del contaminante es un 10 % de la concentración del vertido.

Tal análisis muestra: a) la estabilidad del modelo ante cambios de los parámetros en dos órdenes de magnitud y b) la similitud en el efecto de todos los parámetros, a excepción de que tiene poca influencia. Se puede atribuir a la importancia aproximadamente igual dada en el modelo a todos los procesos que intervienen.

Un análisis de mayor sensibilidad se está llevando a cabo actualmente ya que la combinación de dos e incluso tres valores extremos de los parámetros puede inestabilizar el modelo y por tanto invalidarlo.

Aún no hemos contrastado nuestro modelo con la realidad, pero de la observación de «plumas» de vertidos urbanos en Barcelona y de los datos tomados en las proximidades de la Central Nuclear de Vandellós (BALLESTER, comunicación personal) parece que no hay discrepancia en orden de magnitud con el campo de temperaturas simulado. Son necesarias más experimentaciones para validar totalmente el modelo, cosa que esperamos poder realizar en un futuro próximo.

Esta primera aproximación al problema ignora los demás procesos enunciados en la introducción, pero hay algunos aspectos principales que deberían ser tenidos en cuenta en una futura versión mejorada del modelo:

a) Un campo de velocidades más completo y realista que incluya, en algunos casos, la formación de frentes de densidad horizontales y verticales.

b) Un posible ajuste hidrostático del campo de densidades por el hecho de que el agua vertida puede ser más o menos densa que la del entorno.

c) La difusión hacia la atmósfera, especialmente importante cuando la contaminación simulada es una diferencia de temperaturas.

SUMMARY

A NUMERICAL MODEL FOR A COASTAL DISCHARGE. A simulation model is presented for the diffusion within the sea of a solved pollutant supplied from a coastal source by a water discharge of constant flow rate. We obtain the steady state solution for some standard conditions and carry out a sensibility analysis by varying in two orders of magnitude four parameters representing the advection and diffusion characteristics of the discharge. The model has a high stability and shows that the pollution effect has been reduced to 10 % in a distance of 1 Km from shore.

BIBLIOGRAFÍA

- BROOKS, N. H. — 1959. Diffusion of sewage effluent in an ocean current. pp. 246-267 en E. A. Pearson (ed.), *Waste disposal in the marine environment*. Pergamon Press. New York.
- CRUZADO A. y J. FONT. — 1975. Simulation models of effluent diffusion. F.I.A.C. Seminar on *Pollution of the Mediterranean Sea*. La Manga del Mar Menor.
- DUGDALE R. C. y T. WHITELEDGE. — 1970. Computer simulation of phytoplankton growth near a marine sewage outfall. *Rev. Intern. Océanogr. Méd.* 17: 201-210.
- SVERDRUP H. U., M. W. JOHNSON y R. H. FLEMMING. — 1942. *The oceans*. Prentice-Hall Inc., N. J.
- WALSH J. J. y R. C. DUGDALE. — 1971. A simulation model of the nitrogen flow in the peruvian upwelling system. *Inv. Pesq.* 35(1): 309-330.