

MODELOS DE SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN RÍOS

Joaquín Suárez*, Estrella R. Justo*, Iñaki Tejero**

* E.T.S. de Ing. de Caminos, Canales y Puertos. UNIVERSIDAD DE LA
CORUÑA

** E.T.S. de Ing. de Caminos, Canales y Puertos. UNIVERSIDAD DE
CANTABRIA.

1.- RÍOS Y CALIDAD DE AGUAS

El hombre, a lo largo de la historia, siempre ha buscado asentarse allí donde podía disponer de agua dulce. Muchas ciudades llevan parejas a su nombre otro del río que las atraviesa y que las sirve. Receptores de cloacas, de los vertidos de aguas residuales industriales y de las basuras de los vertederos de sus riberas, los ríos han terminado por convertirse en zonas marginales, degradadas, con la vegetación natural de las riberas arrasada y, en un gran número de casos, sin vida animal.

Este panorama desolador ha ido calando en las tendencias sociales, de forma más global en las últimas dos décadas, acompañando a los nuevos valores medioambientales. Son muchas las actuaciones que se han realizado, y que hoy en día continúan con intensidad, para convertir de nuevo a los ríos en lo que deben ser: elementos articuladores del territorio, verdaderos valores económicos singulares y signos de identidad de pueblos y ciudades.

Uno de los objetivos básicos para recuperar los ecosistemas fluviales es conseguir unos valores de calidad de agua adecuados.

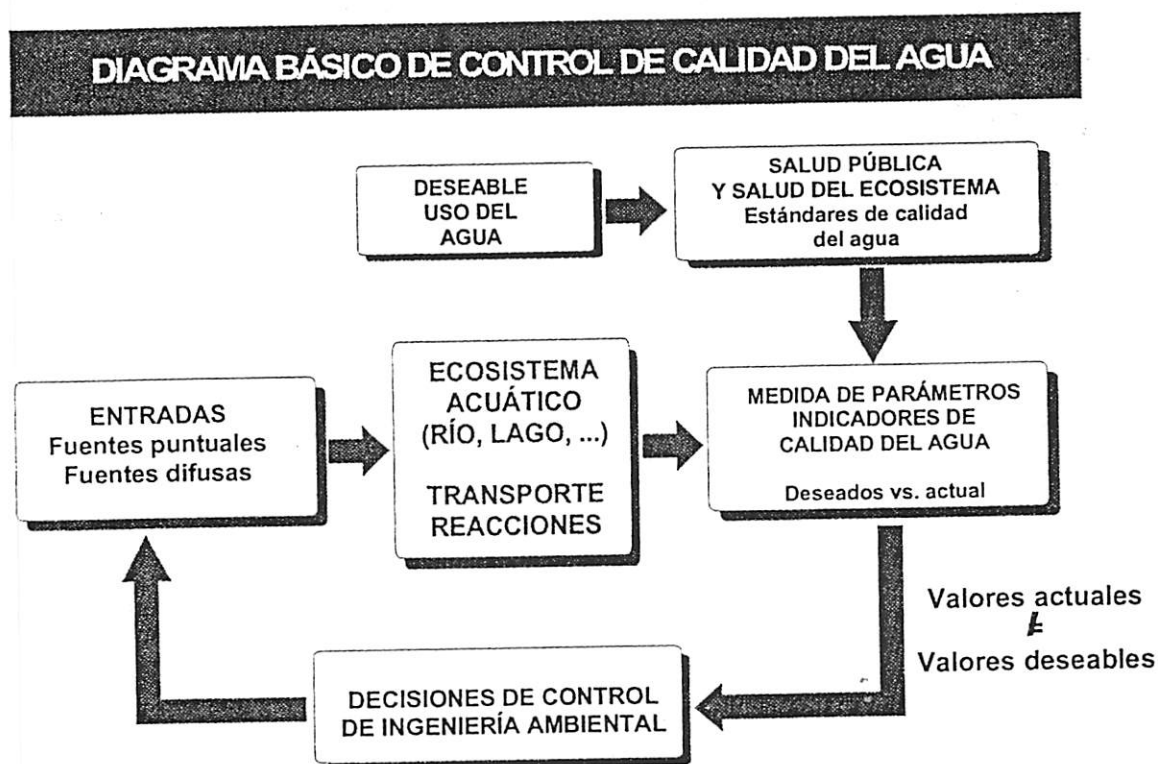
La calidad del agua no es un término absoluto, es algo que siempre se dice en relación con el uso o actividad a que se destina; se habla de calidad para beber, calidad para riego, etc. Es indiferente que la falta de calidad se deba a causas naturales o artificiales. También se habla de pérdida de calidad del agua como el alejamiento de las condiciones naturales. En este sentido relativo, se podría decir que un medio está contaminado cuando la composición o el estado del agua están modificados, directamente o indirectamente, por el hombre, de modo que se presta menos fácilmente a todas o algunas de las utilizaciones para las que podría servir en su estado natural. Se trata, pues, de calibrar la

modificación inducida a partir de un punto de referencia que puede ser relativo, el estado natural, o absoluto, normativa de calidad.

2.- METODOLOGÍA BÁSICA DE CONTROL DE CALIDAD DE AGUAS

Desde un punto de vista general, el procedimiento de actuación de científicos, ingenieros y gestores para analizar los problemas de calidad del agua se puede dividir en seis componentes fundamentales (se muestran en la figura siguiente):

- Entradas de contaminación. Cargas de diferentes tipos de contaminantes y procedentes de diferentes fuentes (actividades humanas y naturales).
- El medio acuático, cuyas acciones básicas son el transporte de contaminantes y las reacciones de transformación (biológica y química).
- Las salidas, que van a ser las diferentes concentraciones de contaminantes variando en el tiempo y en el espacio.



En la descripción de esta operación se usan, a menudo como equivalentes, una serie de términos que no lo son plenamente y que

conviene precisar. Para ello se dan a continuación definiciones sugeridas por la UNESCO-OMS (1978):

- Criterio: estimación científica sobre la que puede basarse un juicio sobre la calidad del agua para un determinado uso.
- Estándar: límite de contaminación establecido legalmente, se basará en los criterios de calidad.
- Objetivo: conjunto de niveles de contaminantes o de parámetros de calidad que deben conseguirse en un programa de tratamiento o mejora de la calidad del agua.

Los estándares constituyen un punto de referencia para determinar la calidad del agua. Sin embargo, no resuelven por completo el problema del carácter relativo de la calidad porque también están sujetos a cierta relatividad. Los estándares deben sufrir revisiones a medida que se progresa en el estudio de las consecuencias de la contaminación y son, en todo caso, independientes del propio medio que se pretende estudiar, lo que lleva a pensar en la conveniencia de establecer estándares diferentes para contextos territoriales también distintos. Una vez establecido y aceptado un conjunto de estándares se suelen considerar como requerimientos legales y es extremadamente difícil cambiarlos.

El establecimiento de unos estándares de calidad del agua se puede basar en uno o varios de los siguientes factores:

- Prácticas establecidas o en curso (experiencia, criterio, etc.)
- Disponibilidad de recursos técnicos
- Disponibilidad de recursos económicos
- Resultados de experimentos biológicos (p.e. bioensayos)
- Posibilidad de realizar medidas fiables de los parámetros
- Evidencias procedentes de la exposición humana accidental (epidemiología)
- Opinión de expertos
- Aplicación de modelos matemáticos (p.e. simulación de riesgos para la salud)
- Exigencias legales

La fijación de unos objetivos de calidad debe tener como meta asegurar en el agua de un río una pureza compatible con el uso que se va a hacer de ella. Estos objetivos se deben alcanzar con el menor costo, dentro de las posibilidades económicas y técnicas, y teniendo en cuenta posibles escalones de calidad a conseguir en el tiempo. El pretender llevar a cero la

contaminación, al estado en que sólo influyan los factores estrictamente naturales, es una utopía. Los niveles de calidad de aguas depuradas deben adaptarse a las exigencias de la calidad del medio natural y de las necesidades de uso, dentro de las posibilidades técnicas y económicas.

Para que sean eficaces las actividades dirigidas a la prevención o disminución de la contaminación (entre las que se encuentran: planificación hidráulica integral, información de la calidad a todos los niveles, establecimiento de normas legislativas, investigación y vigilancia del cumplimiento de lo legislado como primeros pasos), y para lograr el objetivo deseado, se debe disponer de datos específicos obtenidos a partir de muestras recogidas en la red de vigilancia de calidad de aguas, las cuales deben estar dirigidas tanto a la detección de alteraciones de la calidad como al estudio de las tendencias de la misma.

En la gestión del agua interesa conocer la calidad de esta desde diversos puntos de vista:

- Utilización fuera del lugar donde se encuentra (agua potable, usos domésticos, urbanos e industriales, agrícolas y ganaderos)
- Utilización del curso o masa de agua (baño, pesca, navegación)
- Como medio acuático, que acoge a un ecosistema
- Como receptor de efluentes residuales

3.- IMPACTO DE LOS VERTIDOS SOBRE LA CALIDAD DE LAS AGUAS RECEPTORAS

Los impactos sobre las aguas receptoras deben evaluarse en términos de características específicas del lugar estudiado, aunque para estudiar dicho impacto es necesario considerar tres categorías básicas:

- Cambios en la calidad del agua.
- Riesgos en la salud pública.
- Deterioro estético.

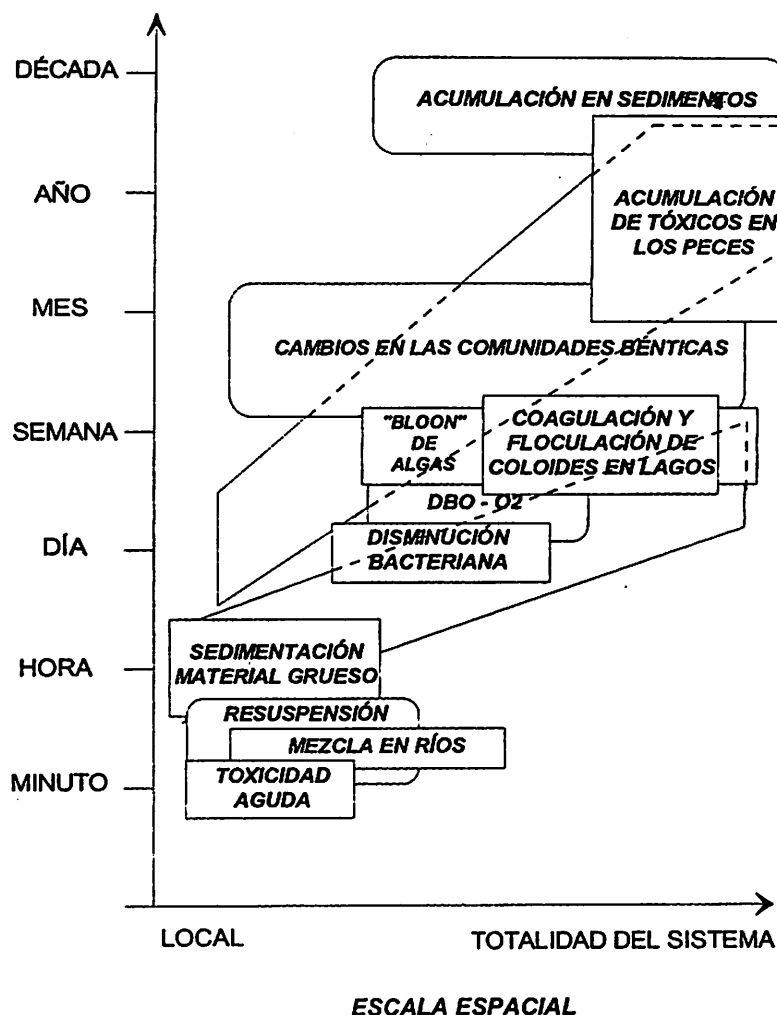
Cada una de estas consideraciones afectará el valor relativo de las aguas receptoras para diferentes usos. La figura siguiente proporciona una

primera aproximación de cómo los vertidos de aguas residuales afectan a diferentes tipos de sistemas acuáticos:

TIPOS DE SISTEMAS ACUÁTICOS	CALIDAD DEL AGUA				SALUD PÚBLICA	ASPECTOS ESTÉTICOS	
	OXÍGENO DISUELTO	NUTRIENTES	SEDIMENTOS	TÓXICOS	PATÓGENOS	TURBIDEZ	RESIDUOS
RIOS							
PEQUEÑOS							
GRANDES							
ESTUARIOS							
PEQUEÑOS							
GRANDES							
LAGOS							
POCO PROFUND.							
PROFUNDOS							
POCO NORMAL MUY NORMAL							

Valoración cualitativa de los impactos de vertidos urbanos sobre sistemas acuáticos
(HOUSE, et al., 1993).

El impacto sobre la calidad del agua puede ser de naturaleza aguda o crónica. Tales efectos pueden ser evaluados sobre las bases estadísticas de sucesos extremos y con balances de acumulación de cargas, respectivamente (Harremoes, 1986). La información proporcionada en la figura siguiente sobre los diferentes fenómenos, en el espacio y en el tiempo, implicaría diferentes estrategias para el muestreo, identificación y valoración de los impactos. Es evidente que los problemas de contaminación aguda en las cercanías de los puntos de vertido requerirán muestreos intensos y frecuentes, en el propio vertido y en la zona de mezcla, mientras que los efectos crónicos se pueden observar independientemente de los vertidos continuos o de los sucesos transitorios de contaminación (p.e. vertidos de aguas de tormenta) y con una visión espacial más amplia y más allá de la zona de mezcla.



Escalas temporales y espaciales para los impactos sobre sistemas acuáticos (LIJLEMA, et al., 1993)

4- MODELOS DE CALIDAD DE AGUAS DE RÍOS

Los ríos pueden ser considerados como sistemas y por tanto permiten que en su estudio se puedan desarrollar y aplicar modelos.

Cuando se intenta desarrollar un modelo matemático de calidad de aguas para un río hay que tener muy en cuenta los objetivos que se persiguen. Una vez fijadas las metas a conseguir se debe estudiar la importancia relativa de los procesos que afectan a la calidad del agua en el sistema fluvial a estudiar, se debe valorar el grado de dificultad del modelo requerido y el volumen de datos que será preciso obtener.

Habitualmente los subsistemas seleccionados para un estudio de calidad de aguas en una corriente de agua superficial son los tres siguientes:

- a) Subsistema hidrológico.
- b) Subsistema térmico.
- c) Subsistema bioquímico.

A estos tres hay que aportarles las entradas de materias y energía (vertidos de aguas residuales, escorrentía ,etc.). De la ejecución del modelo obtendremos la calidad del agua del sistema fluvial estudiado.

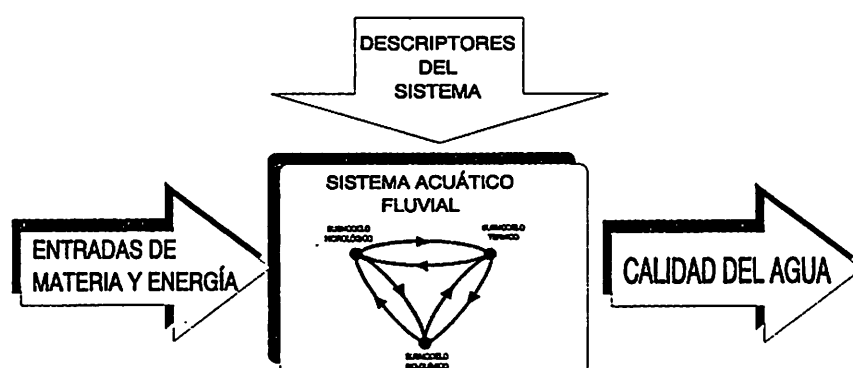
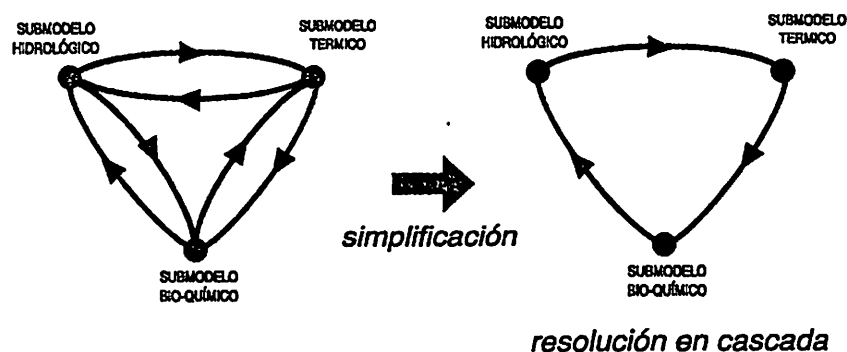


Diagrama de bloques de información del modelo de un río.

Las relaciones que se establecen entre ellos se pueden simplificar a través de una resolución en cascada.



Submodelos del modelo de río y resolución simplificada.

En función del problema específico de ingeniería que tengamos y de nuestros intereses finales seleccionaremos una determinada clase de información previa y unas determinadas funciones de descripción; de esta forma quedará perfectamente definido el tipo de modelo necesario.

Diferentes modelos de calidad de aguas.

•Entradas de materia y energía	•Descriptores del sistema	•Salida de calidad de aguas	•Tipo de modelo
• CONSTANTE	• CONSTANTE	• CONSTANTE	• PARÁMETROS FIJO • ESTADO ESTACIONARIO
• VARIABLE EN EL TIEMPO	• CONSTANTE	• VARIABLE EN EL TIEMPO	• PARÁMETROS FIJOS • ESTADO DINÁMICO
• CONSTANTE	• VARIABLE EN EL TIEMPO	• VARIABLE EN EL TIEMPO	• PARÁMETROS VARIABLES • ESTADO DINÁMICO
• VARIABLE EN EL TIEMPO	• VARIABLE EN EL TIEMPO	• VARIABLE EN EL TIEMPO	• PARÁMETROS VARIABLES • ESTADO DINÁMICO

5.- MODELO TEÓRICO GENERAL DE CALIDAD DE AGUAS

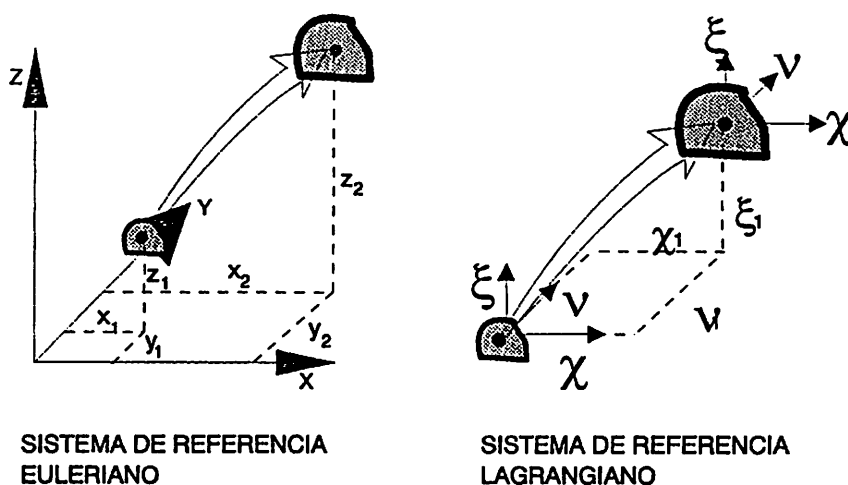
5.1.- Ecuaciones de balance de masa

La mayoría de los modelos de calidad de agua se basan en el principio de la conservación de la masa (o conservación del calor para la modelización de la temperatura). De hecho, todos los modelos medioambientales, ya sean de aire, aguas superficiales o subterráneas, tienen las mismas bases.

Para deducir las ecuaciones del balance de masas se pueden utilizar dos técnicas. La primera es la basada en una referencia euleriana. Este método ha sido extensamente aplicado en la descripción y predicción del transporte y dispersión en corrientes de agua. El segundo método es la

utilización de una estructura de referencia lagrangiana. El método euleriano se caracteriza por referir los procesos dinámicos a un punto fijo.

La lagrangiana describe los procesos dinámicos respecto a un punto de referencia en movimiento. En general, es más flexible la descripción lagrangiana. Los dos sistemas de referencia se muestran en la figura siguiente:



Sistemas de referencia euleriano y lagrangiano.

La referencia euleriana se utiliza cuando el observador permanece parado y observa, y cuantifica, la calidad del agua del río conforme pasa el flujo. La referencia lagrangiana se utiliza cuando el observador sigue el flujo en el río, como viajando en un hipotético barco o sobre una gota de agua.

Muchos estudios de optimización de muestreos basados en una metodología lagrangiana son de utilidad en la optimización de recursos. De hecho, en general, se entiende que los programas diseñados para recoger datos de calibración de modelos eulerianos se pueden optimizar al escalonar las muestras en períodos y lugares de la corriente aguas abajo en función del tiempo circulación entre puntos de muestreo.

En condiciones de flujo estacionario los cálculos del transporte utilizando la referencia euleriana y lagrangiana son igual de sencillos, no obstante la referencia euleriana es más fácil de comprender conceptualmente.

5.2.- Descripción euleriana del balance de masas

La deducción de las ecuaciones del balance de masas bajo un sistema de referencia euleriana se basa en la cuantificación de los cambios de masa en un volumen de control.

El efecto del transporte se puede describir a partir de la cuantificación del flujo másico a través de un volumen incremental fijo a lo largo de las direcciones x , y y z . El cambio en la masa de volumen de control se puede definir mediante la ecuación:

$$\frac{dC}{dt} = \frac{\partial C}{\partial t} + \frac{\partial(u_x \cdot C)}{\partial x} + \frac{\partial(u_y \cdot C)}{\partial y} + \frac{\partial(u_z \cdot C)}{\partial z}$$

La difusión se puede describir mediante la ley de Fick, basada en observaciones del flujo difusivo a través de los ejes de coordenadas x , y y z (N_x , N_y , N_z). Este flujo es proporcional al gradiente de concentraciones a través del plano sobre el cual se produce la difusión:

$$N_x = -E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial x}$$

$$N_y = -E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial y}$$

$$N_z = -E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial z}$$

En donde el coeficiente de proporcionalidad E_m es el coeficiente de difusión molecular, con unidades $[L^2/T]$. La difusión molecular es un parámetro físico que ha sido medido para muchos productos disueltos en el agua.

El uso de la ley de Fick es análoga al uso que se hace de la ley de Newton de la viscosidad para la obtención de las ecuaciones de Navier-Stokes.

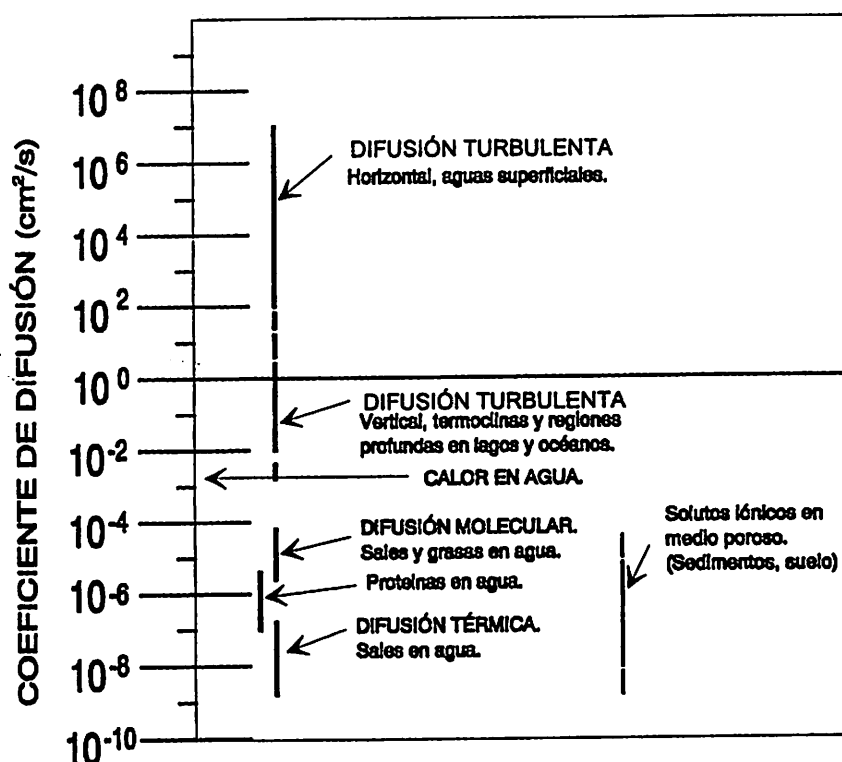
El cambio de masa en el volumen de control debido a la difusión a través de las caras del volumen de control es el siguiente:

$$\frac{1}{dx \cdot dy \cdot dz} \cdot \frac{\partial M}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \left(E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \right)_2 + \left(E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \right)_1 - \frac{\partial}{\partial y} \left(E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial y} \right) + \left(E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial y} \right)_2 - \left(E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial y} \right)_1 - \frac{\partial}{\partial z} \left(E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \right) + \left(E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \right)_1 - \left(E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \right)_2$$

En donde las referencias 1 y 2 significan caras opuestas del volumen de control. El cambio en el flujo de masas a través del volumen de control debido a la difusión se puede expresar como:

$$-\frac{\partial}{\partial x} \left(-E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial x} \right) - \frac{\partial}{\partial y} \left(-E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial y} \right) - \frac{\partial}{\partial z} \left(-E_m \cdot \frac{\partial C}{\partial z} \right)$$

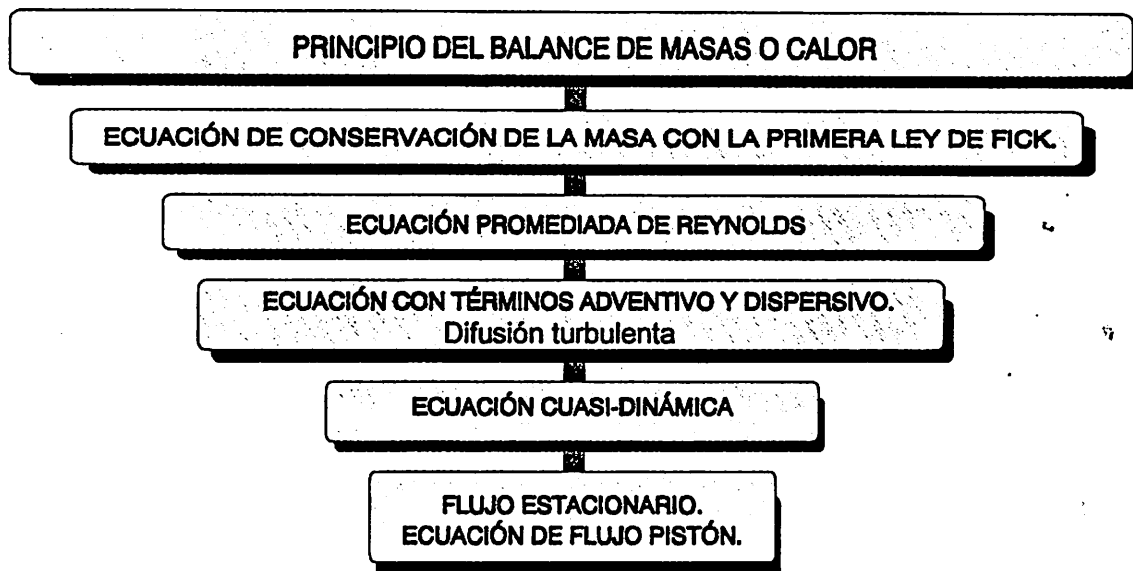
En general se ignora la difusión molecular excepto en zonas muy concretas, por ejemplo cuando hay partículas en suspensión en el fondo de los canales. Los fenómenos que van a quedar englobados en el término de dispersión son fundamentalmente del tipo de difusión turbulenta. Bowie (McCUTCHEON, 1989) elaboró la figura siguiente en la que se relacionan las magnitudes de la difusión molecular y la difusión turbulenta (atención a la escala logarítmica):



Diferencia de magnitudes entre la difusión molecular y la difusión turbulenta.

Los métodos basados en la viscosidad de remolino y en la difusión turbulenta se basan en la analogía entre la difusión molecular y el intercambio de la cantidad de movimiento no son totalmente satisfactorios, excepto en flujos laminares unidireccionales.

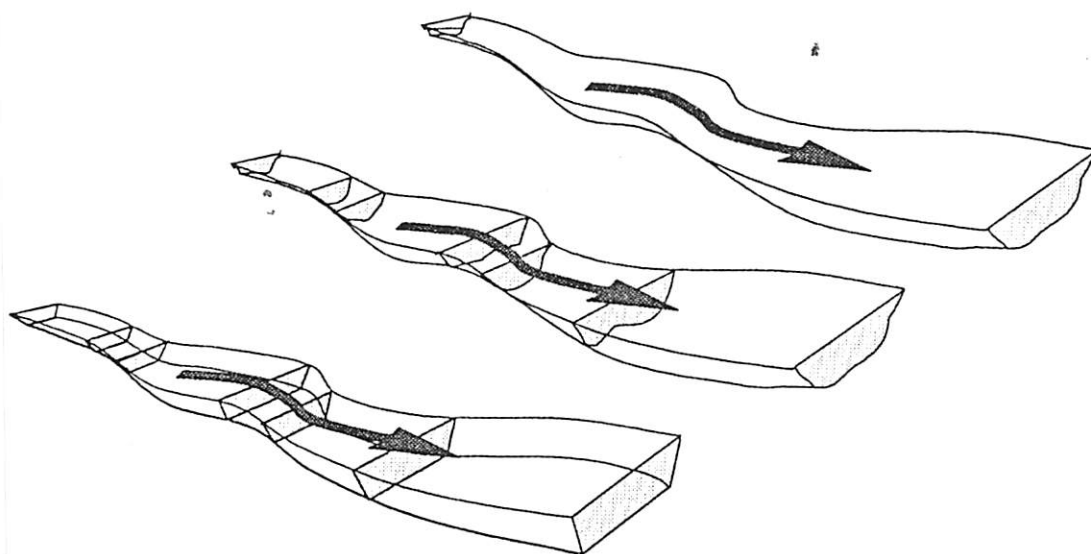
En la figura siguiente se relacionan las diferentes formulaciones de la ecuación del balance de masas (McCUTCHEON, 1989).



Formulaciones del balance de masas.

5.3.- Ecuación del balance de masas. Aplicación a ríos

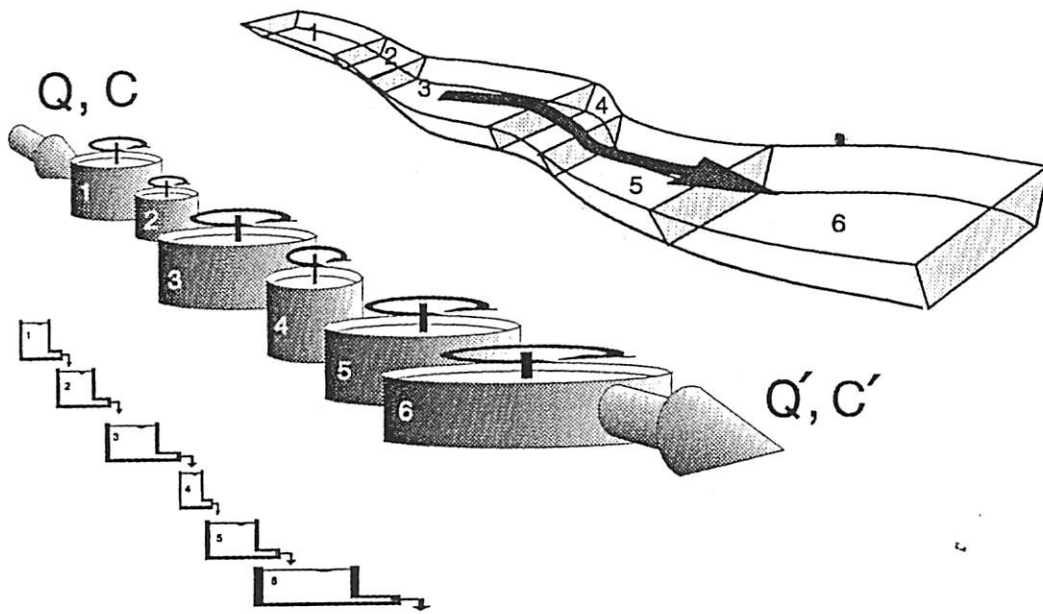
Los ríos, en general, se caracterizan por su comportamiento fundamentalmente longitudinal, en el cual los fenómenos transversales no tienen importancia. Esta hipótesis implica despreciar fenómenos locales como, por ejemplo, los anteriormente definidos en las proximidades de los vertidos. Aceptando que un río puede ser convenientemente descrito estudiando solamente su eje longitudinal, podemos tener en cuenta la variación según su eje entendiéndolo como un conjunto de elementos en serie, con características homogéneas cada uno ellos.



Descripción de un río como un conjunto de elementos, o depósitos, en serie.

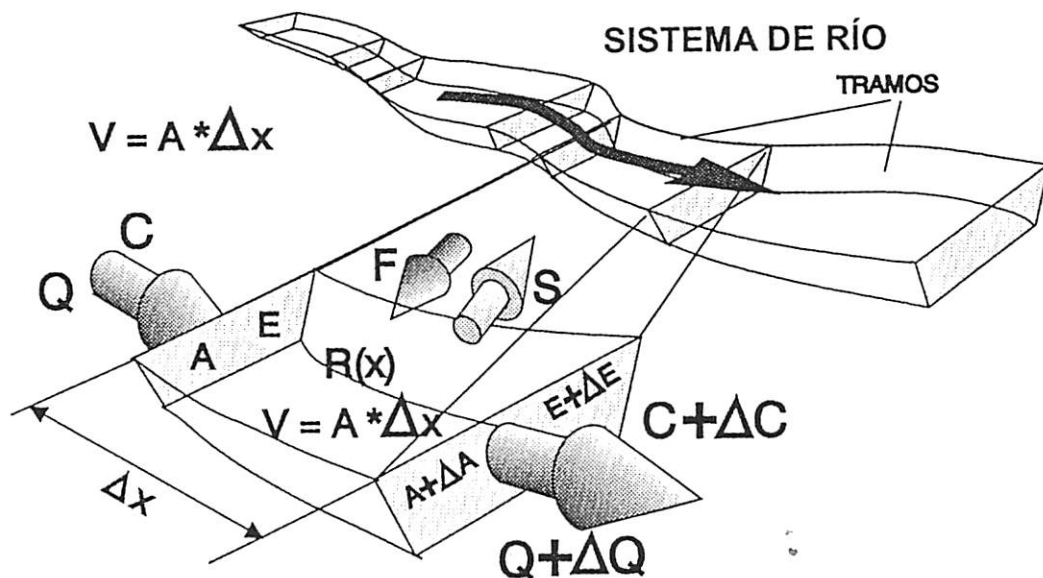
Además, aplicando las hipótesis que se han explicado de mezcla completa e instantánea en cada elemento, podemos considerar cada bloque, elemento o depósito como un reactor de mezcla completa. Entre todos los depósitos se puede establecer con facilidad una circulación del agua en cascada.

Para poder definir un río longitudinalmente necesitaremos conocer su caudal (en todos los puntos, y en cualquier instante), sus secciones transversales (en cualquier punto) y su velocidad.



Descripción de un río como un conjunto encadenado de depósitos.

El tamaño de cada elemento, depósito o rebanada lo podemos hacer tan pequeño como nosotros queramos. Si en un elemento de longitud Δx realizamos un balance de masas y de caudales, (ver notación de la figura siguiente) con el convenio de signos de + significando incremento, tendremos:



Balance de masas en un elemento incremental de un río.

El volumen de la rebanada (o elemento de control) será

$$V = A * \Delta x$$

en donde:

Δx = longitud del elemento sobre el cual se realiza el balance de masas y caudales.

A = área de la sección transversal del elemento aguas arriba.

V = volumen del elemento.

además, en la figura:

Q = caudal aguas arriba del elemento de control, o caudal entrante.

ΔQ = incremento de caudales que se produce dentro del elemento de control.

C = concentración del parámetro indicador de contaminación que se ha seleccionado.

ΔC = incremento de la concentración del parámetro indicador de contaminación que se ha producido dentro de la rebanada.

E = coeficiente de dispersión en la sección transversal aguas arriba del elemento de control.

ΔE = incremento del valor del coeficiente de dispersión en la sección aguas abajo del elemento de control.

En el elemento de control nos encontramos con posibles entradas o salidas, fuentes o sumideros de caudal y masa (contaminación).

Cuando una carga contaminante se introduce en una masa de agua, los tres factores fundamentales que van a determinar su evolución son: el movimiento del contaminante como consecuencia del movimiento del agua que lo contiene, que denominaremos TRANSPORTE (o advención); el movimiento del contaminante por sí mismo con movimiento neto del agua nulo, que denominaremos DISPERSIÓN; y el incremento o disminución de masa del contaminante debido a la reacción de dicho contaminante por sus propias características o por la interacción con su entorno, que denominaremos REACCIÓN. En un modelo de calidad de aguas debemos buscar la expresión matemática que nos permita conocer

la acción de estos factores sobre la contaminación en el espacio y en el tiempo.

$$\boxed{\text{VARIACIÓN TOTAL}} = \boxed{\text{TRANSPORTE}} + \boxed{\text{DISPERSIÓN}} + \boxed{\text{REACCIÓN}} + \boxed{\text{FUENTES Y SUMIDEROS}}$$

Componentes de la ecuación del balance de masas.

A continuación se analiza la variación que se produce en cada uno de los términos de la ecuación en un intervalo de tiempo Δt .

a) Variación por **TRANSPORTE O ADVECCION:**

$$Q.C.\Delta t - (Q + \Delta Q).(C + \Delta C).\Delta t = V.\Delta C$$

masa que entra - masa que sale = variación de masa en el elemento

b) Variación por **DISPERSIÓN O DIFUSIÓN:**

Se produce en las dos caras del elemento de control. No está inducido por el movimiento del agua. El efecto dispersivo es proporcional al gradiente de concentración y a la superficie (en este caso A) sobre la cual actúa. Entonces, si lo que entra al volumen es positivo, el efecto dispersivo será negativo por la naturaleza del gradiente, es decir:

$$-E.A \frac{\partial C}{\partial x} \Delta t$$

en donde las unidades de E son $\frac{[L^2]}{[T]}$.

La salida, en la cara $A+\Delta A$ por el efecto dispersivo es entonces:

$$+ (E + \Delta E)(A + \Delta A) \left[\frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} \left[\frac{\partial C}{\partial x} \right] \Delta x \right] \Delta t$$

c) Variación por **REACCIÓN**:

Por efecto de la reacción o degradación el contaminante varía su masa en:

$$V \frac{\partial C}{\partial t} \Delta t$$

En donde V es el volumen del elemento de control. Suponiendo que la variación del contaminante debida a la reacción es función de su concentración se podrá sustituir $\partial C / \partial t$ por $R(C)$.

d) Variación por **FUENTES O SUMIDEROS**:

Representan extracciones o aportaciones externas. Una fuente produciría un incremento, que puede ser tanto de masa como de caudal.

$$\sum (F + S) \Delta t$$

Considerando la suma de las variaciones parciales que se producen por cada uno de los factores y poniendo la variación de la concentración en el elemento como:

$$\Delta C = \frac{\partial C}{\partial x} \Delta x$$

tenemos la siguiente expresión general:

$$\begin{aligned}
 V.\Delta C = & Q.C.\Delta t - (Q + \Delta Q).(C + \frac{\partial C}{\partial x}.\Delta x) + \\
 & + (-E.A.\frac{\partial C}{\partial x}.\Delta t) + (E + \Delta E).(A + \Delta A).\left(\frac{\partial C}{\partial x} + \frac{\partial^2 C}{\partial x^2}.\Delta x\right) + \\
 & + (-R(C).A.\Delta x.\Delta t) + \sum (F + S).\Delta t
 \end{aligned}$$

Se tiene entonces, desarrollando, eliminando términos iguales y eliminando infinitésimos de orden superior:

$$A\Delta x.\Delta C = -Q.\frac{\partial C}{\partial x}.\Delta x.\Delta t - \Delta Q.C.\Delta t + E.A.\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}.\Delta x.\Delta t + E\Delta A.\frac{\partial C}{\partial x}.\Delta t - R(C).A\Delta x.\Delta t + \sum (F + S).\Delta t$$

Dividiendo por $A.\Delta x.\Delta t$, teniendo en cuenta que $A.\Delta x = V$, volumen de la rebanada (o elemento) y agrupando desarrollos de derivadas se obtiene, en el límite, la ecuación diferencial de segundo orden:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = -\frac{1}{A} \frac{\partial (Q.C)}{\partial x} + \frac{1}{A} \frac{\partial}{\partial x} \left(E.A \frac{\partial C}{\partial x} \right) - R(c) + \sum \left(\frac{(F + S)}{V} \right)$$

Es necesario conocer, por lo tanto, el modelo hidráulico del río, o adoptar uno, los valores de las fuentes o sumideros de contaminación, los coeficientes de dispersión y las tasas o parámetros que describan las reacciones.

Se ha realizado una fuerte simplificación al definir el río como un sistema unidimensional. En el sentido más general vendría definido por un modelo tridimensional. La estructura de la Ecuación General de Balance de Masas sería válida, pero extendida al resto de las dimensiones. La complejidad matemática se amplía enormemente.

La expresión para un balance de masas multidimensional sería:

$$\begin{aligned}
 \frac{dC}{dt} = & -\frac{\partial (u_x.C)}{\partial x} - \frac{\partial (u_y.C)}{\partial y} - \frac{\partial (u_z.C)}{\partial z} + \\
 & + \left[\frac{\partial}{\partial x} \left(E_x \frac{\partial C}{\partial x} \right) \right] + \left[\frac{\partial}{\partial y} \left(E_y \frac{\partial C}{\partial y} \right) \right] + \left[\frac{\partial}{\partial z} \left(E_z \frac{\partial C}{\partial z} \right) \right] - R(c) \pm (F + S)
 \end{aligned}$$

La ecuación del Modelo Teórico General se puede simplificar realizando diversas hipótesis:

- Si consideramos que en el elemento de control no existe variación de caudal ni de área de la sección transversal, entonces:

$$\frac{1}{A} \frac{\partial(Q.C)}{\partial x} = U \frac{\partial C}{\partial x}$$

- Si el contaminante es no reactivo, entonces:

$$R(C) = \frac{\partial C}{\partial t} = 0$$

- Si en el elemento de control no hay fuentes o sumideros:

$$(F + S) = 0$$

- Si se desprecia el fenómeno de dispersión, y se considera un flujo pistón perfecto:

$$E = 0$$

- Si se considera estado estacionario:

$$\frac{dC}{dt} = 0$$

La ecuación que nos queda después de haber realizado todas las simplificaciones menos la del término reactivo es la siguiente:

$$0 = U \frac{\partial C}{\partial x} + R(C)$$

6.- MODELIZACIÓN DE IMPACTOS

- **Aspectos estéticos** : Los materiales gruesos, que causan problemas estéticos y visuales se modelizan como procesos que siguen cinéticas

de primer orden. En general son difíciles de modelizar. Desde un punto de vista ecológico tienen poco interés.

- **Aspectos relacionados con riesgos sobre la salud pública:** La disminución de indicadores bacteriológicos se modeliza generalmente a partir de leyes de primer orden. En algunos modelos se hace variar la tasa en función de factores medioambientales (TEJERO, 1992; SUÁREZ; 1993; TEJERO, 1993). También se incluyen en estos modelos los efectos de la temperatura. Una buena revisión sobre la disminución de indicadores bacteriológicos es la realizada por CRANE (1986).

El propósito principal de los modelos marinos hidrodinámicos y de dispersión es generalmente simular y predecir las concentraciones de indicadores bacteriológicos en aguas costeras, para estudiar el cumplimiento de los estándares de calidad de aguas de baño. No obstante, pueden tener también otros objetivos, tales como estudio de los niveles de oxígeno en zonas costeras confinadas, o el estudio de la acumulación de nutrientes o metales.

- **Oxígeno disuelto:** Se conoce, en principio, bastante bien la disminución de los niveles de oxígeno disuelto que se producen después de un vertido, aunque se deben tener en cuenta ciertos aspectos característicos de cada tipo de aguas. Por ejemplo, en vertidos de redes unitarias en tiempo de lluvia, la tasa de oxidación de la DBO es alta, comparada con las que se utilizan normalmente para vertidos de aguas residuales urbanas de tiempo seco. Parte de la DBO que se descarga en los vertidos en tiempo de lluvia (aproximadamente el 50%) se sedimenta y no produce una demanda inmediata de oxígeno. Estos fenómenos van a provocar una demanda de oxígeno retrasada. Hay modelos que consideran este fenómeno. El DOSMO incluye los dos tipos de demanda (el DOSMO se sirve con el paquete de software del MOUSE).
- **Eutrofización:** A partir del análisis de las escalas espaciales y temporales, los estudios de eutrofización se pueden basar en la simulación continua. Existen un gran número de modelos deterministas para el estudio de este tipo de fenómenos. Por ejemplo, los modelos de la EPA QUAL2E (BROWN, 1987) y EUTROWASP (AMBROSE, 1991), del Danish el MIKE11 y el modelo holandés DUFLOW (DUFLOW, 1992), (disponible desde 1992), contienen modelos de eutrofización. Todos estos modelos describen el ciclo de

nutrientes y el crecimiento de algas, utilizando diferentes niveles de detalle y complejidad.

- **Impacto de los sedimentos:** Se han realizado numerosos trabajos sobre la modelización de los arrastres y la sedimentación en ríos, corrientes, estuarios y áreas costeras. La mayoría de estos trabajos se han desarrollado desde una perspectiva morfológica. No son tan comunes los modelos que tengan una visión de calidad de aguas. El modelo TODSED se desarrolló exclusivamente para simular el transporte de sedimentos en redes de alcantarillado; funcionaba unido al SWMM (HUBER, 1988).

Los modelos para sólidos suspendidos son más abundantes, aunque en los modelos de oxígeno aparecen como constantes o relacionados con éste de forma muy sencilla, a partir de una dependencia de primer orden. Dentro del modelo EUTRO-WASP, los sólidos en suspensión se simulan de forma dinámica y se simula la oxidación de la DBO en los sedimentos y el intercambio de oxígeno a través de la interfase entre sedimentos y columna de agua. En el modelo DOSMO describe la adsorción y la sedimentación de partículas de DBO mediante cinéticas de primer orden. También simula la demanda de OD por el material sedimentado.

Todos los modelos deterministas de eutrofización describen el transporte de nutrientes a través de la capa de sedimentos de una u otra forma. En el QUAL2E se utiliza un flujo constante. En el EUTROWASP se simulan en detalle todos los procesos que se producen en el interior de los sedimentos, resultando una descripción dinámica de todos los flujos.

- **Impactos ecotoxicológicos:** Los sólidos suspendidos y los sedimentos juegan un papel importante en el destino de los metales pesados y microcontaminantes orgánicos. El modelo TOXIWASP (AMBROSE, 1991) de la US-EPA describe la adsorción y desorción de microcontaminantes y distribución de contaminantes entre la fase disuelta y la fase particulada, tanto en la columna de agua como en los sedimentos. Además, calcula el intercambio por difusión entre el agua intersticial de los sedimentos y la columna de agua superior. El programa de la US-EPA de tormentas y de alcantarillados unitarios ha promocionado estudios y proyectos durante largos períodos de tiempo para investigar estos problemas. Los actuales esfuerzos se

dirigen hacia el control de fuentes y el control de tóxicos en la escorrentía urbana (FIELD; 1981).

7.- MODELOS DE INTERÉS

Criterios que debe satisfacer un modelo de calidad de aguas:

- a) Un modelo operacional debe tener una documentación adecuada. Esta documentación debe incluir un manual de usuario que describa la forma de introducir los datos, el tipo de salidas que hay que esperar, debe especificar la capacidad real del modelo y sus limitaciones, además de las necesidades de hardware para su correcta manipulación y ejecución. El manual debe explicar los procedimientos y formulaciones utilizadas, de forma que el usuario comprenda en toda su profundidad la modelización que va a realizar y pueda predecir los resultados.
- b) Un modelo operativo debe estar soportado. Las instituciones que desarrollan ese soporte se encargan de su evolución, actualización y desarrollo. La posibilidad de poder realizar consultas directas a personal experto en el modelo aumenta considerablemente su operatividad.
- c) Existencia de resultados y trabajos de otros autores que confirmen la utilidad del modelo y la fiabilidad de sus aplicaciones. Esta dinámica trae como consecuencia la evolución y mejora del modelo. Inicialmente ningún modelo va a cumplir esta condición y es el usuario el que debe decidir en función de los pros y contras que encuentre en él.

A continuación se comentan las características de una serie de modelos computacionales que pueden ser utilizados en la simulación de la calidad del agua de ríos:

- HSPF: El "Hydrological Simulation Program - Fortran" es la culminación de los programas que comenzaron con el "Stanford Watershed Model" y los programas de fuentes de contaminación difusa que estaban incluidos en tales modelos como "EPA Nonpoint Source Model (NPS)" y el modelo "Agricultural Runoff Management (ARM)". El manual del modelo incluye información sobre todas las subrutinas hidrológicas y de calidad de aguas, incluyendo el bloque IMPLND(suelo impermeable) para áreas urbanas. El modelo tiene opciones especiales para la manipulación de las series temporales que

resultan de la simulación continua. El HSPF incluye agua subterránea tanto en el balance de agua como en el estudio de las calidades. Permite la simulación en sucesos discretos y la simulación continua. Tiene análisis de lluvia y de escorrentía. No utiliza las ecuaciones de flujo dinámico al completo. No simula flujo en presión. Posee subrutinas para sólidos especiales. Posee análisis de tratamiento. Complejidad general del modelo alta (Nivel 3-4). El modelo predice hasta 22 variables, incluyendo parámetros químicos y físicos (sustancias conservativas, oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales, temperatura del agua), nutrientes (fósforo orgánico, orto-fosfatos, nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos), acumulación de carbono (carbono inorgánico total, carbono orgánico total, dióxido de carbono, alcalinidad, pH), constituyentes biológicos (algas benthicas, fitoplancton, clorofila a, zooplancton), constituyentes bioquímicos (DBO) y bacterias (coliformes totales, coliformes fecales, estreptococos fecales). El HSPF está soportado por la US-EPA y el "U.S. Geological Survey Office Surface Water Branch" en Reston, Virginia.

- EXPLORE-I: Es un modelo avanzado de Nivel 4 (McCUTCHEON, 1989) para la gestión en detalle y el análisis de la calidad del agua de ríos y embalses. Es un modelo totalmente dinámico tanto en calidad como en hidrodinámica, no sólo aplicable a ríos, sino también a embalses estratificados térmicamente. Se resuelven las ecuaciones completas de hidrodinámica, incluyendo términos de presión aplicables a mezcla en estuarios, pero el modelo de calidad de aguas no incluye el transporte dispersivo. El EXPLORE-I predice más de 15 variables de calidad de aguas, tanto físicas como químicas (sustancias conservativas tales como sólidos disueltos, oxígeno disuelto, sustancias tóxicas), nutrientes (fósforo sedimentable, fósforo soluble, fósforo orgánico, nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos), acumulación de carbono (carbono orgánico total, carbono orgánico refractario), constituyentes biológicos (fitoplancton, zooplancton) y parámetros bioquímicos (DBO_c, DBO benthica). El EXPLORE-I se encuentra enlazado con el modelo de transporte de sedimentos y contaminantes SERATRA. No ha sido muy utilizado, como resultado su validación no está muy afirmada.
- MIT "DYNAMIC NETWORK MODEL" (MIT-DNM): El MIT-DNM es un modelo que se puede clasificar como de Nivel 4 si se orienta

hacia el estudio en detalle de ríos o estuarios, o de Nivel 3 si se destina a análisis de planificación de mezcla en estuarios. Utiliza una malla computacional en la que se pueden simular los ciclos de marea, con la posibilidad de calcular las variaciones de salinidad y temperatura a través de una ecuación de estado. El transporte dispersivo se calcula internamente en dos pasos para calcular tanto la turbulencia tangencial y la circulación vertical inducida por variaciones de densidad. La solución se realiza a partir de elementos finitos, con una alta precisión. Existen varias versiones disponibles pero ninguna bien desarrollada. Para su utilización se necesita mucha experiencia.

- **QUAL-2E:** Es un modelo de Nivel 2 para análisis de planificación general de la calidad de aguas de ríos. Puede utilizarse como modelo estacionario o como cuasi-dinámico. La hidráulica se basa en parámetros empíricos. Los parámetros de calidad de agua incluidos son la DBOc, el oxígeno disuelto, el nitrógeno orgánico, el nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, fósforo total, orto fosfatos, fósforo orgánico, clorofila *a*, tres sustancias conservativas y una sustancia reactiva con una tasa de disminución de primer orden que el usuario puede especificar. Los caudales y las cargas son estacionarias, pero la temperatura, la velocidad del viento y la luz pueden variar en el tiempo. La resolución numérica se realiza a través de un método de diferencias finitas implícitas que se basan en un algoritmo de eliminación Gaussiano modificado. El QUAL-2E es el modelo más ampliamente utilizado para vertidos puntuales. Es un modelo totalmente soportado por la US-EPA, que obliga su uso en numerosos estados para el estudio de vertidos.
- **RIVSCI:** Es un modelo de Nivel 3 para análisis de planificación en detalle en ríos, embalses poco profundos y ríos afectados por mareas. Es una evolución del modelo RECEIV. Se puede utilizar en estado dinámico o en estado estacionario. Se basa en una malla, con nodos, y la hidrodinámica resuelve ecuaciones unidimensionales de la continuidad y del momento. El modelo de calidad de aguas no incluye el transporte dispersivo. Puede simular hasta 16 parámetros de calidad, incluyendo oxígeno disuelto, DBOc, nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, fosfatos, fitoplancton y otras sustancias arbitrarias con leyes de disminución de primer orden. No se ha utilizado extensamente.
- **WASP:** "Water Analysis Simulation Package". Se puede utilizar como modelo de Nivel 2 para análisis generales de planificación en ríos,

lagos y estuarios. Se considera Nivel 2 cuando los caudales son introducidos por el usuario. Recientemente el WASP se ha enlazado con el DYNHYD, que es un modelo de hidrodinámica unidimensional basado en nodos. Cuando el WASP se enlaza con el DYNHYD se puede considerar como modelo de Nivel 3 o 4. El WASP utiliza una compartimentación en bloques que se pueden colocar uni-bi ó tridimensionalmente. La cinética de los parámetros de calidad de aguas se encuentran organizados en módulos-subrutinas que pueden ser escritas por el usuario, o ser elegidas entre las existentes. Los volúmenes de los bloques pueden variar en el tiempo. Otros parámetros, mediante su definición a través de funciones, pueden variar en el espacio y en el tiempo. El modelo está totalmente soportado por la US-EPA y ha sido utilizado ampliamente tanto a pequeña escala como a gran escala. Existen dos bloques de cinéticas que son intercambiables: el EUTRO y el TOXI. El EUTRO incluye las más actualizadas cinéticas de eutrofización (enlazadas con la DBO y el oxígeno disuelto) y el TOXI incluye la cinética de productos químicos tóxicos.

- WQRRS: "Water Quality for River-Reservoir Systems". Es modelo computacional avanzado de Nivel 4 para estudios de detalle de ríos y embalses. La hidrodinámica completa está basada en la resolución de las ecuaciones de Saint-Venant (también dispone de aproximaciones a través de la onda cinemática, por ejemplo). Incorpora un modelo específico para embalses estratificados. El WQRRS predice más de 18 constituyentes, incluyendo parámetros químicos y físicos (oxígeno disuelto, sólidos disueltos totales), nutrientes (fosfatos, nitrógeno amoniacal, nitritos y nitratos), acumulación de carbono (alcalinidad, carbono total), constituyentes biológicos (dos tipos de fitoplancton, algas bénticas, zooplancton, animales bénticos, tres tipos de peces), constituyentes orgánicos (detritus, sedimento orgánico), y bacterias coliformes. El U.S. "Army Hydrologic Engineering Center" soporta este modelo. Es extremadamente difícil de usar. Como consecuencia de esto último su difusión ha sido escasa y su uso no se recomienda excepto en circunstancias especiales.
- MIKE 11: Es un paquete integrado de programas que ha sido desarrollado para la modelización de cuencas hidrológicas, estuarios y sistemas de canales. Las aplicaciones del MIKE 11 se dirigen a una multitud de problemas, entre ellos: ubicación y gestión de presas,

predicción y control de inundaciones, operaciones de sistemas de riego y drenaje, diseño de redes de canales, estudios de sedimentación y cambio morfológico, simulación de rotura de presas, estudios de problemas de calidad de aguas. Ha sido desarrollado por el *Danish Hydraulic Institute* (DHI). Posee cinco módulos: lluvia y escorrentía (NAM), módulo hidrodinámico (HD), transporte y dispersión (TD), módulo de transporte de sedimentos (ST) y un módulo de calidad de aguas (WQ). Los cálculos hidráulicos se basan en las ecuaciones de Saint-Venant. El cauce y las zonas adyacentes se representan mediante una malla de cálculo formada por nodos. El sistema calcula caudales y niveles de agua en los nodos de la red en cualquier momento durante la simulación. El módulo de transporte y dispersión (TD) calcula las concentraciones de contaminantes en la red simulada. Los vertidos pueden variar en el tiempo y los contaminantes pueden ser conservativos o tener un decaimiento lineal. El módulo WQ es una extensión del TD que permite calcular las relaciones entre las materias que consumen oxígeno y la concentración de oxígeno disuelto en el agua. El modelo se puede usar en diferentes niveles de complejidad y en función de la complejidad empleada, los cálculos dan como resultado alguno o todos de los siguientes parámetros: DBO, DBO de materias disueltas, DBO de materias en suspensión, DBO de materias orgánicas del fondo, concentración de nitrógeno amoniacal, concentración de nitratos y temperatura. Las reacciones que contempla el modelo son: reoxigenación, degradación de materia orgánica disuelta, en forma particulada, o depositada en el fondo, nitrificación, desnitrificación, fotosíntesis, respiración, sedimentación y resuspensión.

- MIKE 21: Es un paquete integrado de programas que ha sido desarrollado para la modelización de estuarios, puertos, zonas costeras y mar. Orientado hacia el diseño de puertos y canales de navegación, morfología de costas, transporte y dispersión de contaminantes, evolución del impacto de dragados, diseño de sistemas de refrigeración de plantas térmicas, estudios de vertidos, reducción de oxígeno y descripciones oceanográficas en general. Ha sido desarrollado por el *Danish Hydraulic Institute* (DHI) y el *Water Quality Institute* (VKI). Se compone de cinco módulos básicos: módulo hidrodinámico (HD), módulo de advección y dispersión (AD), módulo de oleaje (SW), módulo de transporte de sedimentos (ST) y un módulo de calidad de

aguas (WQ). Además se han desarrollado dos módulos más de calidad de aguas: eutrofización (EU) y metales pesados (ME). Los cálculos hidrodinámicos se realizan sobre una red bidimensional. El módulo AD calcula las concentraciones de los contaminantes vertidos al área en estudio. Los contaminantes pueden ser conservativos o tener una disminución lineal. El módulo de calidad de aguas es una extensión del AD de transporte y dispersión que permite calcular las relaciones entre materias que consumen oxígeno y la concentración de oxígeno disuelto en el agua. El modelo se puede usar en diferentes niveles de complejidad y en función de la complejidad empleada, los cálculos dan como resultado alguno o todos de los siguientes parámetros: DBO, DBO de materias disueltas, DBO de materias en suspensión, DBO de materias orgánicas del fondo, concentración de nitrógeno amoniacal, concentración de nitratos y temperatura. Las reacciones que contempla el modelo son: reoxigenación, degradación de materia orgánica disuelta, en forma particulada, o depositada en el fondo, nitrificación, desnitrificación, fotosíntesis, respiración, sedimentación y resuspensión. Están en desarrollo los módulos de eutrofización (EU) y el de metales pesados (ME). El EU será una ampliación de WQ que incluirá el crecimiento y mineralización del fitoplancton, algas bénticas y zooplancton, y su dependencia de la disponibilidad de nutrientes, luz y temperatura. El módulo ME describirá los procesos físicos, químicos y biológicos a los cuales están expuestos los metales pesados. Las aplicaciones irán dirigidas también hacia la contaminación procedente de sedimentos contaminados.

- Permite la simulación de redes de canales y también en puertos, lagos y lagunas (simula mareas). Posee dos módulos de calidad para el estudio de fenómenos de eutrofización (EUTRO 1 y EUTRO 2) pero permite la introducción de nuevas cinéticas. Los dos módulos de calidad están basados en el EUTRO4 del WASP de la US-EPA. En el EUTRO1 se simula el crecimiento de una especie de algas y la interacción entre los sedimentos y la capa de agua no es dinámica, sino que se basa en el establecimiento de tasas de intercambio por parte del usuario, aunque estas pueden variar en el tiempo y en el espacio. Es óptimo para el estudio de fenómenos a corto plazo, para la simulación de los efectos sobre el OD o el estudio del lavado de clorofila "a". El EUTRO2 es más válido para estudios a largo plazo. Se simulan tres especies de algas y modeliza de forma dinámica la interacción entre sedimentos y

la columna de agua. Las variables de estado del modelo son las siguientes: biomasa de algas (mg C/L), fósforo orgánico, fósforo inorgánico, nitrógeno orgánico, nitrógeno amoniacal, nitrógeno en forma de nitratos, oxígeno disuelto, DBOC, y sólidos en suspensión. Como variables de salida podemos tener además: ortofosfatos, fósforo total, nitrógeno Kj., nitrógeno total y clorofila "a". El modelo está soportado por: "International Institute of Hydraulic and Environmental Engineering", el "Rijkswaterstaat", la "Delft University of Technology, Faculty of Civil Engineering" y la "Agricultural University of Wageningen, Department of Nature Conservation".

En la tabla siguiente se presentan parte de los modelos comentados y otros nuevos, especificando las características principales de los mismos.

**Resumen de modelos seleccionados para el estudio del impacto de
vertidos en ríos
(FREEDMAN, 1989)**

TRANSPORTE			GEOMETRÍA			VARIABILIDAD		PARÁMETROS			
MODELO	DIMENSIONES	DISPERSIÓN	RAMIFICACIONES	CANALES	MULTIBLOQUE	AA	CSO	OD	A.	T.	B.
DOSAG	1	NO	SI	Rect.	SI	NO	NO	SI	NO	SI*	SI
AUTO-QD	1	SI	NO	React.	SI	SI+	SI+	SI	NO	SI	SI
RUNQUAL	1	SI	SI	Trapez.	SI	SI	SI	SI	NO	SI	SI
WRECEV	2++	SI	SI	Rect.	SI	SI	SI	SI	SI	SI*	SI
HSPF	1	SI	SI	Rect.	SI	SI	SI	SI	SI	SI*	SI*
QUAL-II	1	SI	SI	Rect.	SI	NO	NO	SI	NO	N	SI*
QUAL-IIIEU	1	SI	SI	Rect.	SI	NO	NO	SI	SI	SI*	NO

* Utilizando las cinéticas de la DBO como un sustituto.
 + Cuasi-dinámico utilizando diferentes estados estacionarios.
 ++ Cuasi-bidimensional utilizando una malla de nudos.
 Rect. = Rectangular
 Trapez. = Trapezoidal
 DIM. = Dimensiones
 DISP. = Dispersión

RAMIF. = Ramificaciones
 CAN. = Canales
 A.A. = Aguas Arriba
 O.D. = Oxígeno Disuelto
 A. = Algas
 T. = Toxicidad
 B. = Bacterias

BIBLIOGRAFÍA

- AMBROSE, R.B.; WOLL, T.A.; MARTIN, J.L.; *et al.*; (1991); "WASP5.x, a hydrodynamic and water quality model. Model theory, user's manual and programmers guide" ; U.S.-E.P.A. ; Athens (EE.UU.).
- BISWAS, A.K.; (Editor);(1981); "Model for water quality management"; McGraw Hill. Series in Water Resources and Environmental Engineering; EE.UU; 348 págs.; ISBN 0-07-005481-9.
- BROWN, L.C.; BARNWELL, T.O.; (1987); "The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2E-UNCAS"; U.S.-E.P.A.; Athens (EE.UU.); 1 Vol.; 189 págs.
- CASTAGNINO, W.A.; (1975); "Polución de agua. Modelos y control"; CEPIS; División de Salud Ambiental; Serie Técnica; 1 Vol.; 235 pág.
- CATALÁN, J.; CATALÁN, J.M. ;(1987); "Ríos. Caracterización y calidad de sus aguas" ; 2^a Edic.; DIHIDROX; Madrid; 1 Vol.; 264 pág; ISBN 84-398-8641-1.
- CRANE, S.R.; MOORE, J.A.; (1986); "Modelling enteric bacterial die-off: a review"; *Water, Air, and Soil Pollution*, 27; D. Reidel Publishing Company; pág.411-439.
- CUBILLO, F.; RODRÍGUEZ, B.; (1992b); "GRYM. Un modelo para la gestión de la calidad de los ríos de la Comunidad de Madrid"; Canal de Isabel II; 181 págs.; ISBN 84-606-0565-5.
- DANISH HYDRAULIC INSTITUTE; (1990); "MOUSE. User's Guide".
- DANISH HYDRAULIC INSTITUTE; (1991); "MIKE 21. User's guide and reference manual"; 1^{ra} Edición; Enero.
- DE ANDRÉS, A.; CUBILLO, F. ;(1984); "Plan integral del agua en Madrid. Modelo de calidad de aguas superficiales. Avance/VIII,84"; Comunidad de Madrid ;Madrid; 1 Vol.; 170 pág.; ISBN 84-505-0350..
- HOUSE, M.A.; NEWSOME, D.H.; (1989); "Water quality indices for the management of surface water quality"; *Wat. Sci. Tech.*, Vol. 21, pág 1137-1148; Gran Bretaña; I.A.W.Q.; Pergamon Press.
- JAMES, A.; ELLIOT, D.J.; (1991); "The modelling of storm water pollution"; publicado en "Water Pollution: Modelling, measuring and prediction"; Editores L.C. Wrobel y C.A. Brebbia;

- Computational Mechanics Publications; Elsevier Applied Science; ISBN 1-85166-697-4, 747 págs.
- JORGENSEN, S.E.; GROMIEC, M.J.; (Editores); (1989); "Mathematical submodels in water quality systems"; Vol. 14; Elsevier Science Publishers, B.V.; 408 págs.; ISBN 0-444-88030-5.
- KRENKEL, P.A.; NOVOTNY, V.; (1980); "Water quality management"; Academic Press, Inc.; EE.UU.; 670 págs.; ISBN 0-12-426150-7.
- LEE, G.F.; JONES-LEE, A.; (1993); "Water quality impacts of stormwater associated contaminants: focus on real problems"; *Wat. Sci. Tech.*; Vol. 28; Nº 3-5; I.A.W.Q.; Gran Bretaña; pág. 231-240.
- LIÑO, A.; ASCORBE, A.; SAINZ BORDA, J.A.; *et al.*; (1992); "Uso de trazadores en la modelización hidráulica de ríos. Aplicación al río Caudal (Asturias)"; *Tecnología del Agua*; Elsevier; Vol. 97; pág. 9-15.
- LIJKELEMA, L.; TYSON, J.M.; LESOUF, A.; (1993); "Interactions between sewers, treatment plants and receiving waters in urban areas: A summary of the Interurba '92'; Workshop conclusions"; *Wat. Sci. Tech.*; Vol.27; No.12; IAWQ; Gran Bretaña; pág.1-29.
- MCCUTCHEON, S.C.; (1989); "Water quality modeling. Transport and surface exchange in rivers"; CRC Press Inc.; Florida (EE.UU.); 2 Volms.; 1^{er} Vol.; 334 págs.; ISBN 0-8493-6971.
- ORLOB, G.T.(Editor); (1983); "Mathematical modeling of water quality: streams, lakes, and reservoirs"; Wiley-Interscience; Gran Bretaña; 1 Vol.
- POCH, M.; (1990); "Modelos de calidad del agua. Posibilidades, alternativas y ejemplos de aplicación en España"; Prensa XXI; S.A.; Barcelona; Noviembre; ISBN 84-86052-21-1.
- RINALDI, S.; SONCINI-SESSA, R.; STEHFEST, H.; *et al.*; (1979); "Modeling and control of river quality"; McGraw-Hill Inc.; Gran Bretaña; 1^o Vol.; 380 págs.; ISBN 0-07-052925-6.
- SAINZ BORDA, J.A.; ASCORBE, A.; LIÑO, A.; PRESMANES, M.; TEJERO, I.; (1990); "Modelos de simulación de la calidad del agua de los ríos Nalón, Caudal y Nora (Asturias, España): I.- Establecimiento de Premodelos"; *Revista de Obras Públicas; Coleg. Ing. Caminos*; 41-49 pág..
- SAINZ BORDA, J.A.; ASCORBE, A.; LIÑO, A.; PRESMANES, M.; TEJERO, I.; (1991); "Modelos de simulación de la calidad del agua de los ríos Nalón, Caudal y Nora (Asturias, España): II.- Calibrado de

- modelos"; *Revista de Obras Públicas*; Coleg. Ing. Caminos; 37-46 pág..
- SAINZ BORDA, J.A.; ASCORBE, A.; LIAÑO, A.; SUAREZ, J.; TEJERO, I.; (1991); "Modelos de simulación de la calidad del agua de los ríos Nalón, Caudal y Nora (Asturias, España). III-Validación de modelos". *Revista de Obras Públicas*; Elsevier; pág. 21-32.
- SUÁREZ, J.; ASCORBE, A.; LIAÑO, A.; PRESMANES, M.; SÁINZ BORDA, J.A.; TEJERO, I.; (1993); "Estimación de la reaeración superficial mediante modelos empíricos y de calidad de aguas: aplicación a los ríos Nalón y Caudal"; *Tecnología del Agua*; nº 117; Noviembre; pág. 22-32.
- TCHOBANOGLOUS, G.; SCHROEDER, E.D.; (1985); "Water quality. Characteristics, modelling, modification"; University of California at Davis; Addison-Wesley Publishing Company, Inc.; EE.UU.; 768 págs.; ISBN 0-201-05433-7.
- THOMANN, R.; MUELLER, J.A.; (1987); "Principles of surface water quality modeling and control"; Harper & Row; U.S.A.; 1 Vol.; 644 págs.; ISBN 0-06-04667-4.
- TEJERO, J.I.; (1979); "Incidencia sobre la digestión de lodos de procesos de fangos activos con uso de oxígeno puro"; Tesis doctoral; Universidad Politécnica de Madrid; E.T.S.I.C.C.P.; Madrid; Agosto.
- TEJERO, J.I.; (1981); "Gestión integral de cuencas hidrográficas: modelos de autodepuración natural"; C.E.O.T.M.A.-M.O.P.U.; Madrid; 1 Vol..
- TEJERO, J.I.; SUÁREZ, J.; IZQUIERDO, J.M.; SANCHEZ, C.; (1994); "Bacterial disappearance after marine discharge of urban wastewater by sea outfalls"; Boletín trimestral del P.I.A.N.C. Asociación permanente de los Congresos de Navegación; 28 Congreso Internacional de Navegación de Sevilla; 22/27 de Mayo de 1994; 21 págs.
- UNESCO-OMS; (1978); Water quality surveys"; UNESCO, París.
- U.S.-E.P.A.; (1979); "Water quality criteria"; Castle House Publications Ltd.; Gran Bretaña; 255 págs; ISBN 0-7194-0023-6.

**LIBRO HOMENAJE
AL PROFESOR DOCTOR
JOAQUÍN MORENO CLAVEL
II**

*valent
99*

UNIVERSIDAD DE MURCIA

LIBRO HOMENAJE AL PROFESOR DOCTOR
JOAQUÍN MORENO CLAVEL / José Moreno Clavel....
[et al.] ; edición del Comité Científico-Editor José Antonio
Cascales Pujalté, Stella Moreno Grau... [et al.].
Murcia: Servicio de Publicaciones, Universidad, 1999
880 p.
ISBN 84-8371-104-4

1ª Edición, 1.999

Reservados todos los derechos. De acuerdo con la legislación vigente, y bajo las sanciones en ella previstas, queda totalmente prohibida la reproducción y/o transmisión parcial o total de este libro, por procedimientos mecánicos o electrónicos, incluyendo fotocopia, grabación magnética, óptica o cualesquiera otros procedimientos que la técnica permita o pueda permitir en el futuro, sin la expresa autorización por escrito de los propietarios del copyright.

© Universidad de Murcia, Servicio de Publicaciones, 1.999

ISBN 84-8371-104-4

Depósito Legal MU. 1665-1999

Impreso en España - Printed in Spain

Imprime: Edita, Centro de Impresión Digital, S.L.