



Universitat d'Alacant
Universidad de Alicante

Departament d'Enginyeria Química
Departamento de Ingeniería Química

Asignatura: Modelización Ambiental

Titulación: Ingeniería Química

“MODELIZACIÓN DE VERTIDOS

DE AGUAS RESIDUALES

EN SISTEMAS FLUVIALES”

Nuria Boluda Botella

CONTENIDO DEL TEMA

- Procesos que controlan la evolución de la calidad del agua.
- Vertidos de aguas residuales en ríos.
- Modelización de vertidos de aguas residuales en ríos. Vertidos instantáneos y continuos.
- Procesos de transformación.
- Análisis del oxígeno disuelto para un vertido continuo.
- Programas de simulación para modelización de calidad de aguas de ríos. Programa de simulación QUAL2.

1. INTRODUCCIÓN

Las aguas residuales se pueden reutilizar o bien se pueden evacuar directamente a un río, lago, mar, ..., en definitiva, al medio ambiente. Este último proceso se puede considerar como el primer paso de una reutilización indirecta a largo plazo, puesto que supone introducir las aguas nuevamente al ciclo hidrológico.

El impacto ambiental asociado es un elemento fundamental de la evacuación del agua residual. En la actualidad existen muchas normativas, criterios, políticas y estudios ambientales que se encargan de asegurar que los impactos de las descargas de aguas residuales tratadas a cuerpos de agua receptores sean aceptables. El sistema de control de vertidos de aguas residuales más común consiste en establecer límites de calidad y cantidad de los efluentes y conceder permisos de vertido de acuerdo con éstos. Los límites que se establecen se basan en estudios de los posibles impactos ambientales, con el fin último de alcanzar los objetivos de calidad de las aguas ambientales.

Hace unos años las evaluaciones sobre los posibles impactos ambientales de los vertidos de aguas residuales tratadas se centraban en el contenido de oxígeno disuelto. El punto clave era la capacidad de asimilación de la materia orgánica vertida por las aguas receptoras, sin alterar los niveles adecuados de oxígeno disuelto. Recientemente se ha ampliado el número de constituyentes que hay que controlar, entre los que se han incluido nutrientes, compuestos tóxicos y gran variedad de compuestos orgánicos.

En el caso de vertidos de aguas residuales cuya composición fundamental es la materia orgánica biodegradable se utilizan parámetros tales como la DBO, DQO, COT, ..., que permiten conocer de manera global el contenido de materia orgánica. Las limitaciones legislativas se refieren a las medidas de estos parámetros globales y de otros más específicos como contenido en sólidos, bacterias... Para los compuestos tóxicos los límites se establecen particularizados a cada compuesto químico específico

2. PROCESOS QUE CONTROLAN LA EVOLUCIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA

Existen procesos físicos, químicos o biológicos que controlan la evolución de los parámetros de calidad de un agua. Estos procesos son muy variados y numerosos y normalmente suelen agruparse en *procesos de transporte* y *procesos de transformación*. Con respecto a los constituyentes o componentes de un agua afectados se suele distinguir entre sustancias *conservativas* y *no conservativas* o *reactivas*.

Para estudiar la evolución de los contaminantes a partir del punto de vertido se aplica la ecuación de balance de materia a los distintos constituyentes en un determinado *volumen de control* (figura 1).



Figura 1. Volumen de control establecido para aplicar el balance de materia a un cuerpo de agua natural donde se produce un vertido.

La forma general de la ecuación de balance de materia se puede expresar de la siguiente manera:

$$\begin{array}{ccccccc}
 \text{Velocidad de} & & \text{Velocidad de} & & \text{Velocidad de} & & \text{Velocidad de} \\
 \text{variación de} & & \text{entrada de materia} & & \text{salida de materia} & & \text{generación de} \\
 \text{materia en el} & = & \text{en el volumen de} & - & \text{del volumen de} & + & \text{materia en el} \\
 \text{volumen de control} & & \text{control} & & \text{control} & & \text{volumen de control}
 \end{array} \quad (1)$$

Esta ecuación general es aplicable tanto si el vertido es a un lago, a una corriente de agua o a una zona costera, sin embargo, las diferentes características físicas de estos cuerpos de agua receptores obligan a adoptar enfoques y aproximaciones diferentes en cada caso para obtener la evolución de las concentraciones de los constituyentes implicados.

3. VERTIDOS DE AGUAS RESIDUALES EN RÍOS

Cuando se produce un vertido de agua residual en un río se puede observar variaciones de los niveles de algunos parámetros químicos y especies biológicas aguas abajo del punto de vertido. Los niveles de sólidos en suspensión y DBO son elevados en las cercanías del punto de vertido y el nivel de oxígeno desciende rápidamente. Los niveles de amonio y fosfatos son elevados en el lugar de vertido pero a medida que se descompone la materia orgánica van variando sus concentraciones y transformándose en otras especies. Estas variaciones están relacionadas con los cambios en los microorganismos y macroorganismos de un río. La abundancia de bacterias y hongos en las aguas residuales es elevada en las cercanías del punto de vertido y produce un impacto significativo en el nivel de oxígeno. Esta reducción de oxígeno provoca el declive de la diversidad de macroinvertebrados de aguas limpias. Las especies más tolerantes (ej, gusanos tubiformes) sobreviven y predominan cerca del punto de entrada del efluente y reaparecen progresivamente formas de aguas más limpias a medida que la calidad del agua mejora río abajo.

Se puede establecer cuatro zonas de influencia:

- a) *Zona de degradación*: es la zona inmediata a la incorporación de las aguas contaminadas al río. Es el área de mayores concentraciones de contaminantes.
- b) *Zona de descomposición activa*: el oxígeno desciende a los niveles mínimos, pudiendo llegar a cero.
- c) *Zona de recuperación*: aumento de oxígeno disuelto, agua más clara, reaparición de la vida acuática macroscópica, disminución de hongos y aparición de algas.
- d) *Zona de agua limpia*: condiciones de corriente natural. El oxígeno disuelto está cerca de la saturación. Quedan bacterias patógenas y compuestos metálicos no alterados por procesos bioquímicos existentes.

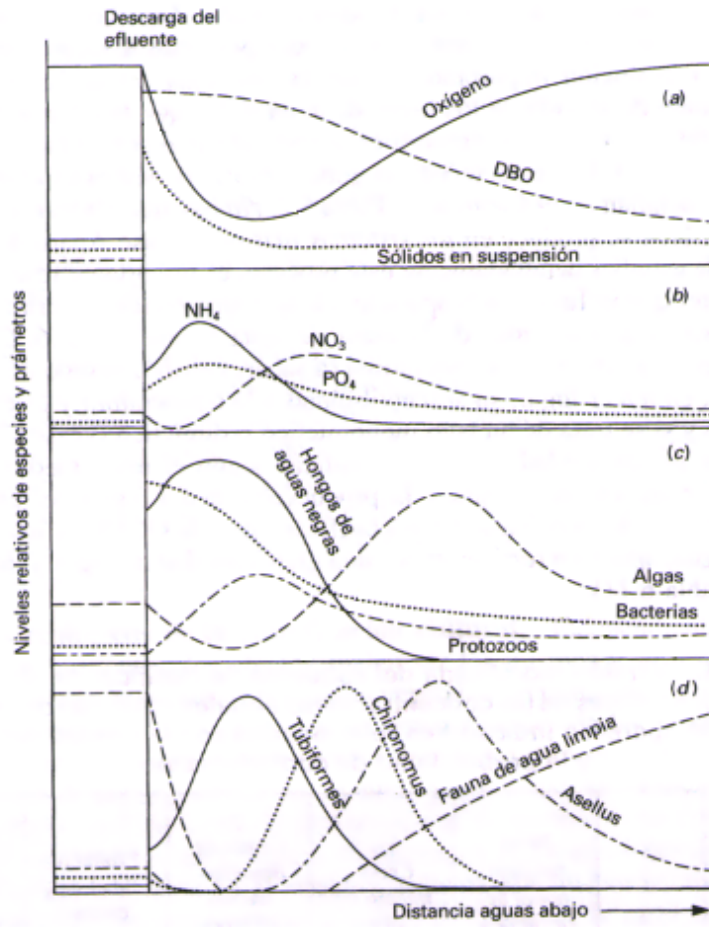


Figura 2. Variación de los niveles de algunos parámetros químicos y especies biológicas con la distancia aguas abajo del punto de vertido

4. MODELIZACIÓN DEL VERTIDO DE AGUAS RESIDUALES EN RÍOS

Para intentar estudiar la evolución de los contaminantes a partir del punto de vertido se han ido creando diferentes modelos, más o menos simplificados, que se utilizan en la gestión de la calidad de las aguas. Una de las expresiones más utilizadas es la ecuación de conservación de materia o ecuación de continuidad para un componente A que considerando constante la densidad del fluido (ρ) y el coeficiente de dispersión (D_L), tiene la siguiente forma:

$$\frac{\partial C_A}{\partial t} = - \left(U_x \frac{\partial C_A}{\partial x} + U_y \frac{\partial C_A}{\partial y} + U_z \frac{\partial C_A}{\partial z} \right) + D_L \left(\frac{\partial^2 C_A}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 C_A}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 C_A}{\partial z^2} \right) + \sum r_i + S \quad (2)$$

ACUMULACIÓN

CONVECCIÓN

DISPERSIÓN

TRANSFORMACIÓN

FUENTES/
SUMIDEROS

donde

C_A = concentración del componente A, [M/L³]

t = tiempo, [T]

U_x, U_y, U_z = velocidad del agua en las direcciones x, y, z, respectivamente, [L/T]

r_i = velocidad de producción del componente A según el proceso de transformación i, [M/TL³]

S = fuentes externas / sumideros, [M/TL³]

La ecuación de conservación de materia (2) es la base de, prácticamente, la totalidad de los modelos de calidad de aguas de ríos. Es una ecuación diferencial en derivadas parciales de segundo orden, cuya resolución requiere, normalmente, el empleo de técnicas numéricas. Sin embargo, se pueden realizar numerosas simplificaciones para las cuales sí existe una solución analítica.

En muchos casos se puede considerar que los ríos suelen tener una dimensión preponderante, constituyendo cuerpos de agua mucho más largos que anchos. Como consecuencia de ello, las aportaciones de efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales u otras fuentes se mezclan rápidamente en la sección transversal y por tanto se puede utilizar un modelo unidimensional:

$$\frac{\partial C_A}{\partial t} = - \left(U_x \frac{\partial C_A}{\partial x} \right) + D_L \left(\frac{\partial^2 C_A}{\partial x^2} \right) + \sum r_i + S \quad (3)$$

En el caso en que el término relativo a transformaciones sea aplicado a un constituyente cuya cinética de desaparición sea de primer orden y no existan aportes por fuentes externas o eliminación por sumideros, la ecuación anterior quedaría:

$$\frac{\partial C_A}{\partial t} = -\left(u_x \frac{\partial C_A}{\partial x}\right) + D_L \left(\frac{\partial^2 C_A}{\partial x^2}\right) - K C_A \quad (4)$$

4.1 Vertido instantáneo

En el caso en que se produzca una descarga intencionada de un trazador o un accidente en el punto $x = 0$, la solución analítica de la ecuación (4) para este caso particular es (Metcalf y Eddy, 1995):

$$C_A = \frac{M e^{-Kt}}{A \sqrt{4\pi D_L t}} e^{-\left[\frac{(x-u_x t)^2}{4D_L t}\right]} \quad (5)$$

donde

M = masa descargada, [M]

A = área transversal del curso de agua, [L²]

En la figura 3 se representa la concentración de constituyente A en función de la distancia al punto de vertido en diferentes instantes de tiempo. Se indican los valores de los parámetros para los que han sido obtenidos tales resultados.

Cada curva tiene forma de curva gaussiana, cuya forma general es:

$$C_A = C_m e^{-\frac{x'^2}{2\sigma^2}} \quad (6)$$

donde

C_m = máximo valor de la concentración, obtenido en $x' = 0$

σ = desviación típica = media anchura de la curva en el punto en el que $C = 0.61 C_m$

Esta similitud permite calcular de forma experimental el coeficiente de dispersión D_L de manera sencilla, a partir del valor de σ y de las concentraciones máximas observadas.

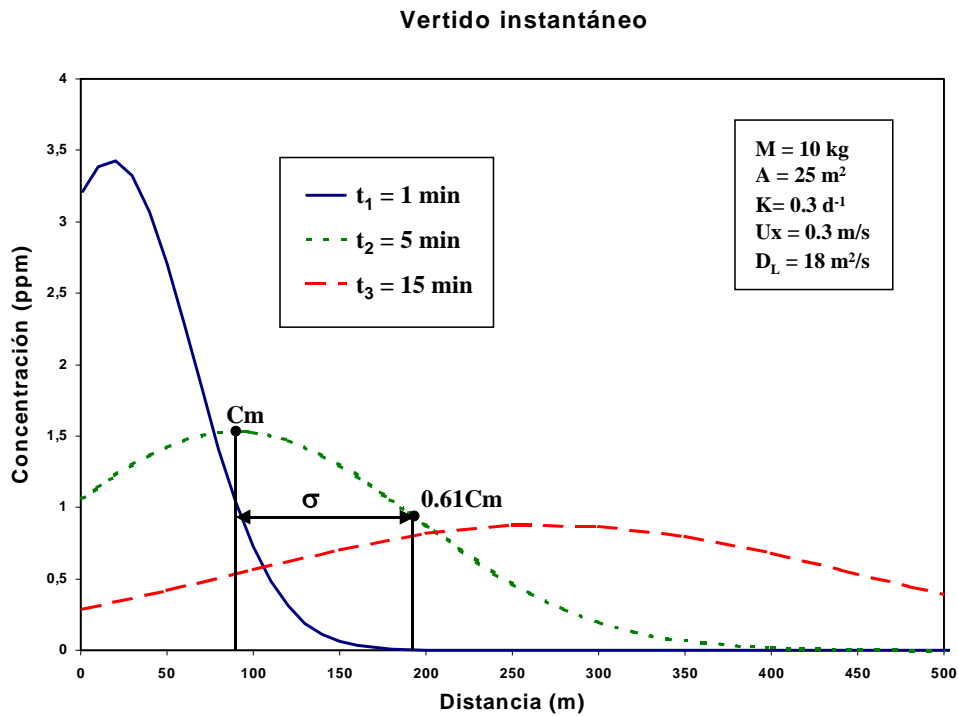


Figura 3. Concentraciones longitudinales a diferentes tiempos en función de la distancia al punto de vertido (descarga instantánea)

4.2 Vertido continuo

La solución analítica de la ecuación (4), en el caso de un vertido continuo en el punto $x=0$, con caudal Q_D y concentración del constituyente A en el punto de vertido C_D , y en condiciones de régimen estacionario es (Loucks, 1981):

$$C_A = \frac{Q_D C_D}{A U_x m} e^{\left(\frac{x U_x}{2 D_L}\right)^{(1 \pm m)} \quad (8)$$

siendo

$$m = (1 + 4 K D_L / U_x^2)^{1/2}$$

$\pm = +$ para $x < 0$ y $-$ para $x > 0$

En la figura 4 se representa la concentración de constituyente "A" a lo largo del río, para las condiciones que se especifican, aplicado a distintos casos:

- para un valor de $K = 0.30 \text{ d}^{-1}$.
- para un trazador o sustancia conservativa ($K=0$).
- despreciando en la ecuación (4) el término de dispersión e integrando

$$C_A = \frac{Q_D C_D}{A U_x} e^{-\left(\frac{Kx}{U_x}\right)}$$

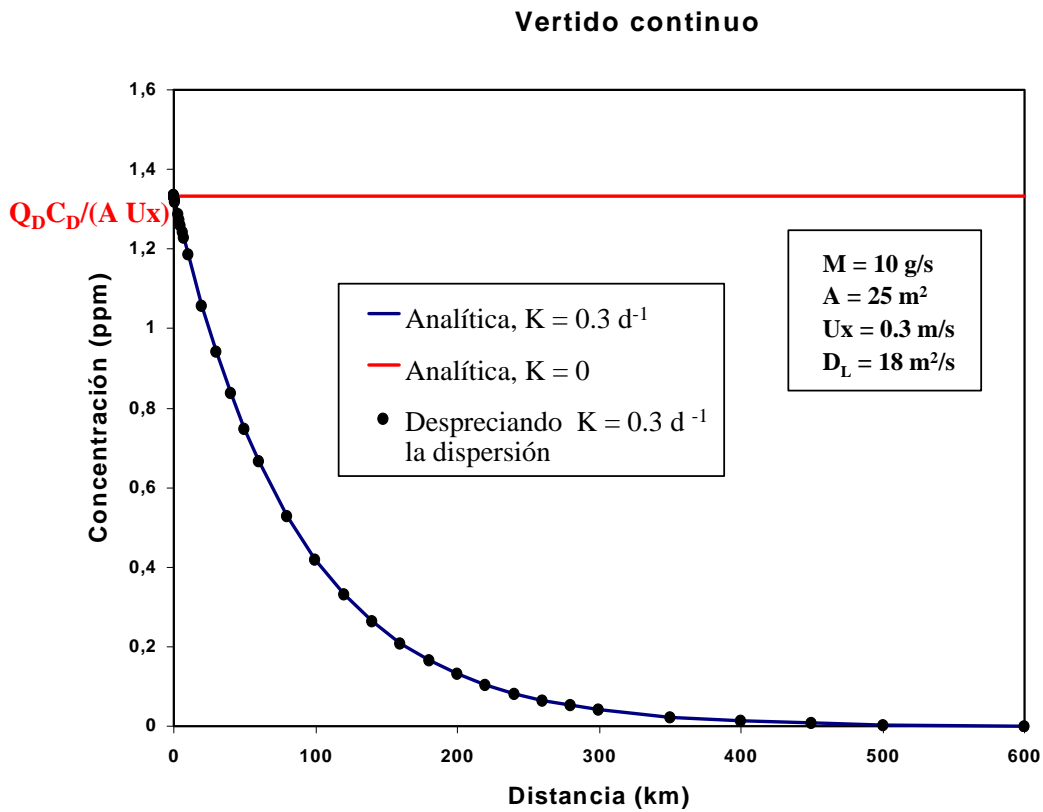


Figura 4. Concentraciones longitudinales para distintas condiciones en función de la distancia al punto de vertido (descarga continua).

5. PROCESOS DE TRANSFORMACIÓN

Algunos constituyentes presentes en un agua residual están sometido a procesos de transformación que no siguen procesos cinéticos de primer orden y que obedecen a expresiones específicas de pérdida o ganancia de materia para un volumen de control en un intervalo de tiempo. En la tabla 1 se proporcionan algunas de estas expresiones más utilizadas, indicando las variables y constantes del proceso así como los valores habituales para éstas últimas. En primer lugar, se tratan algunos de los procesos más relevantes relacionados con eliminación y aporte de oxígeno (oxidación de la materia orgánica biodegradable, reaireación superficial, demanda de oxígeno de los sedimentos, fotosíntesis y respiración) y posteriormente se analizan otros procesos de transformación (deposición de sólidos, mortalidad bacteriana, adsorción y volatilización) que no implican reacciones directas con oxígeno.

Tabla 1. Procesos de transformación que influyen en los procesos de vertido de aguas residuales al medio ambiente

Proceso de transformación	Expresión/es de velocidad	Cte/s del proceso	Variables del proceso	Valores típicos ó estimados
Oxidación de la materia orgánica biodegradable	$r_c = -k_C L_C$	k_C	$L_C = \text{DBO carbonosa}$	<ul style="list-style-type: none"> • Agua residual no tratada
	$r_N = -k_N L_N$	k_N	$L_N = \text{DBO nitrogenada}$	
	$r_0 = r_C + r_N$	K_1	remanente	<ul style="list-style-type: none"> • Agua residual tratada
	$r_0 = -K_1 L$		$L = \text{DBO remanente}$	
Reaireación superficial	$r_R = k_2 (C_S - C_A)$	k_2	$C_A = \text{conc. de componente A}$	<ul style="list-style-type: none"> • Aguas tranquilas
			$C_S = \text{conc. de saturación de A}$	<ul style="list-style-type: none"> • Rápidos de ríos
				$k_2 = 1.0 \text{ d}^{-1}$
Demanda de oxígeno de los sedimentos	$r_S = \frac{k_S}{H}$	k_S	$H = \text{profundidad}$	<ul style="list-style-type: none"> • Punto de vertido • Aguas abajo
Fotosíntesis y respiración	En caso de riesgo de eutrofización	μ	$\alpha_3 = \text{producción de oxígeno por algas (crecimiento)}$	<ul style="list-style-type: none"> • Tienden a compensarse si la concentración de nutrientes es baja.
			$\alpha_4 = \text{consumo de oxígeno por respiración de algas}$	
			$A = \text{conc. de biomasa en las algas}$	
			$r_P - r_{Rp} = (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho) A$	

Tabla 1 (cont.). Procesos de transformación que influyen en los procesos de vertido de aguas residuales al medio ambiente

Proceso de transformación	Expresión/es de velocidad	Cte/s del proceso	VARIABLES del proceso	Valores típicos ó estimados
Deposición de sólidos	$r_D = \frac{w}{H} S_s$		S _s = concentración de sólidos suspendidos w = velocidad de sedimentación. de sólidos	w = 0.1 – 10 m/d
Adsorción	Actúa junto a la deposición de sólidos $r_A = -\frac{k_d w S_s}{H(k_d S_s + 1)} C_A$	k _d	F = masa de constituyente por unidad de masa de sólido	$k_d = \frac{F}{C_A}$
Volatilización	$r_V = -k_V C_A$	k _V	D ₀ = coef. de difusión del oxígeno en agua D _c = coef. de difusión del compuesto en agua	$k_V \approx k_2 \frac{D_0}{D_c}$
Mortalidad bacteriana	$r_B = -k_B C_B$	k _B	C _B = concentración de bacterias	k _B = 0.12 - 26 d ⁻¹

6. ANÁLISIS DEL OXÍGENO DISUELTO PARA UN VERTIDO CONTINUO

Elegir un criterio para la caracterización del grado de contaminación de un río es bastante difícil ya que son muy variados los efectos que producen los diferentes tipos de contaminantes sobre las aguas. Sin embargo, la contaminación debida a materia orgánica es a menudo la que produce un efecto más significativo sobre el sistema acuático. La fuerte demanda de oxígeno puede crear problemas muy graves en todo el sistema acuático y en consecuencia, el oxígeno disuelto es una de las más importantes variables del sistema acuático.

Los primeros trabajos realizados sobre el OD se desarrollaron entre los años 1870 y 1900. Theriault (1927) ya presentaba el ensayo de la DBO y citaba las investigaciones sobre el OD en el río Támesis (Thomann y Mueller, 1987). En Estados Unidos los estudios en el río Ohio, llevados a cabo entre 1914 y 1916, permitieron la realización del fundamental trabajo de Streeter-Phelps sobre la modelización matemática del OD. Posteriores trabajos contribuyeron al avance del modelo. Orlob en su libro “Mathematical modeling of water quality: streams, lakes and reservoirs” (1983), realiza una extensa recopilación de referencias al respecto.

Dada su importancia, se analiza la variación del oxígeno disuelto en un río, en el que se descarga un caudal constante de agua residual, como ejemplo de aplicación de un constituyente implicado en distintos procesos de transformación. Por tanto, la ecuación (3) quedaría de la siguiente forma:

$$\frac{\partial OD}{\partial t} = - \left(U_x \frac{\partial OD}{\partial x} \right) + D_{OD} \left(\frac{\partial^2 OD}{\partial x^2} \right) + r_0 + r_R + r_S + r_P + r_{R_p} + S \quad (10)$$

siendo:

OD = concentración de oxígeno disuelto, [M/L³]

r₀ = pérdida de oxígeno por unidad de tiempo y volumen por consumo de la materia oxidable, [M/TL³]

r_R = ganancia de oxígeno por unidad de tiempo y de volumen de agua debida a la reaireación superficial, [M/TL³]

r_S = consumo de oxígeno debido a la demanda de oxígeno de los sedimentos por unidad de tiempo y de volumen de agua, [M/TL³]

r_P = velocidad de producción de oxígeno por fotosíntesis por unidad de tiempo y de volumen de agua, [M/TL³]

r_{Rp} = velocidad de consumo de oxígeno por respiración por unidad de tiempo y de volumen de agua, [M/TL³]

Asumiendo condiciones de régimen estacionario, despreciando el término de dispersión y suponiendo que no existen fuentes y/o sumideros, la ecuación anterior quedaría:

$$0 = -U_x \frac{\partial OD}{\partial x} - K_1 L + k_2 (OD_S - OD) + \left(r_P + r_{R_p} - \frac{k_S}{H} \right) \quad (11)$$

Integrando la ecuación con respecto a x y suponiendo una concentración inicial de oxígeno disuelto en el punto de vertido (OD₀), siendo DBO_∞ la DBO consumida a tiempo infinito para (DBO)_t = DBO_∞ (1 - e^{-K₁t}), la solución analítica es (Waite y Freeman, 1977):

$$OD_S - OD = \left(\frac{K_1 DBO_\infty}{k_2 - K_1} (e^{-K_1 x / U_x} - e^{-k_2 x / U_x}) \right) + ((OD_S - OD_0) e^{-k_2 x / U_x}) - \left(\frac{r_p + r_{Rp} - \frac{k_s}{H}}{k_2} (1 - e^{-k_2 x / U_x}) \right) \quad (12)$$

siendo $OD_S - OD$ el déficit de oxígeno en un determinado punto en el que la concentración de oxígeno disuelto es OD .

En el caso de que los términos de demanda de oxígeno para la fotosíntesis, la respiración y la demanda de oxígeno de los sedimentos resulten despreciables, se pueden eliminar y se obtendría la llamada *ecuación de Streeter-Phelps*:

$$OD_S - OD = \left(\frac{K_1 DBO_\infty}{k_2 - K_1} (e^{-K_1 x / U_x} - e^{-k_2 x / U_x}) \right) + ((OD_S - OD_0) e^{-k_2 x / U_x}) \quad (13)$$

Esta ecuación corresponde a la clásica curva en cuchara que se representa en la figura 5, que proporciona la disminución y posterior recuperación del oxígeno disuelto en un río.

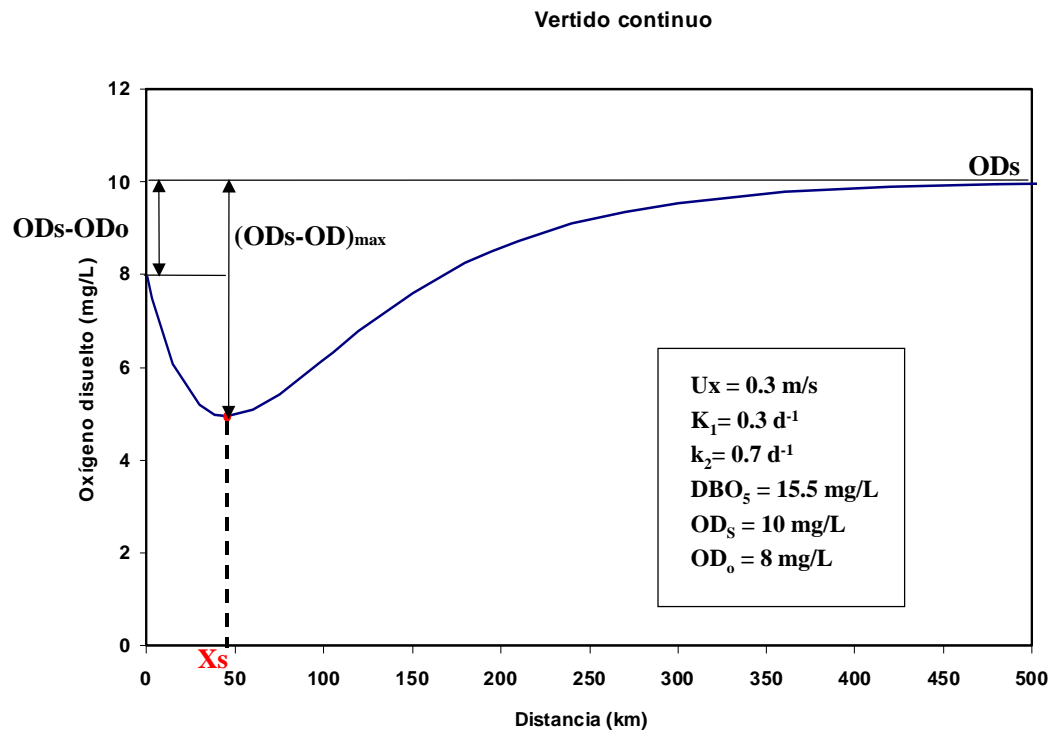


Figura 5. Curva de déficit de oxígeno disuelto en un río

El punto del río con peores condiciones en cuanto a contenido de oxígeno disuelto recibe el nombre de *punto crítico*. A la distancia comprendida entre el punto de vertido y este mínimo se le conoce como *distancia crítica* (x_C). El punto correspondiente al máximo déficit de oxígeno disuelto, $(OD_S - OD)_{max}$, se obtiene diferenciando la ecuación (13) respecto a la distancia de recorrido e igualando la derivada a 0. Este proceso permite obtener:

$$x_C = \frac{U_x}{k_2 - K_1} \ln \left[\frac{k_2}{K_1} \left(1 - \frac{(OD_S - OD_0)(k_2 - K_1)}{K_1 DBO_\infty} \right) \right] \quad (14)$$

$$(OD_S - OD)_{max} = \frac{K_1}{k_2} DBO_\infty e^{-K_1 x_C / U_x} \quad (15)$$

Las ecuaciones anteriores son válidas para un tramo del río sin fuentes o cursos de agua tributarios, sin embargo se puede aplicar secuencialmente a una serie de tramos, adoptando los valores de DBO y OD_0 adecuados. En la tabla 2 se indican las características de las aguas mezcla en el punto de vertido, en función de las condiciones aguas arriba y de las características del vertido.

Tabla 2. Condiciones aguas abajo de un punto de vertido en función de las condiciones aguas arriba y de las características del vertido

	Aguas arriba del vertido	Vertido	Aguas mezcla en el punto de vertido
Caudal	Q_x	Q_D	$Q_A = Q_x + Q_D$
DBO	DBO^x	DBO^D	$DBO^A = (Q_x DBO^x + Q_D DBO^D) / Q_A$
Déficit de OD	$OD_S - OD_x$	$OD_S - OD_D$	$OD_S - OD_A = [(Q_x (OD_S - OD_x) + Q_D (OD_S - OD_D))] / Q_A$

7. PROGRAMAS DE SIMULACIÓN PARA MODELIZACIÓN DE CALIDAD DE AGUAS DE RÍOS

En los casos en los que se prevén efectos sustanciales provocados por fotosíntesis, respiración o bien por otros procesos de transformación, puede quedar justificado el empleo de un modelo que tenga en cuenta estos fenómenos. En la década de los setenta se desarrollaron un gran número de modelos de calidad de aguas aplicables a ríos y corrientes. McCutcheon (1989) realiza una revisión pormenorizada y la comparación de estos modelos (tabla 3).

Tabla 3. Lista de modelos de contaminación convencional de ríos y corrientes (McCutcheon, 1989).

Modelo	DOMINIO ESPACIAL		DOMINIO TEMPORAL			VARIABLES CONSIDERADAS EN EL MODELO							
	Corr. ramif.	Tramos de corr.	Estado estac.	Cuasi-din.	Din.	Hidr.	DBO -OD	Nitr.	Fósf.	Carb.	Sól.	Biol.	Temp.
AUTO-QUAL	*	*	*			*	*						
AUTO-QD	*	*	*	*		*	*						
Bauer and Bennett	*	*		*			*						
DOSAG-I	*	*	*			*	*						
DOSAG-II	*	*	*			*	*	*	*	*			
DOSCI	*	*	*			*	*						
EXPLORE-1	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*
GENQUAL	*	*			*								
G475	*	*	*				*	*	*				
HSPF	*	*			*	*	*	*	*	*	*	*	*
LTM		*			*		*						
MIT-DNM	*	*			*	*	*	*					
MTI-DNM	*	*			*	*	*	*	*			*	
St. Lawrence)													
Overton and Meadows	*	*		*			*	*	*				
PIOONER		*	*				*	*	*		*	*	
QUAL-I	*	*	*			*	*	*	*			*	
QUAL-II	*	*	*	*		*	*	*	*			*	
RECEIV (SWMM)	*	*			*	*	*	*	*				*
RECEIV-II	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*		*	*
RIBAM	*	*	*	*	*	*	*	*	*				*
RIVSCI	*	*	*		*	*	*	*	*			*	
SNSIM	*	*	*				*						
SMM	*	*	*				*	*	*				
SSAM-IV	*	*	*				*	*	*			*	
WASP	*	*			*								
WASP/SUISAN	*	*			*		*	*	*			*	
WIRQAS (Velz)	*	*	*				*	*					
WRECEV	*	*			*	*	*	*	*				
WQAM	*	*	*				*	*	*				
WQMM/Chowam	*	*			*	*	*	*	*			*	
WRRS	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*	*

Programa de simulación QUAL2

El modelo QUAL2 (US EPA, 1987) es muy utilizado y se encuentra disponible al público. La ecuación básica resuelta por QUAL2 es la ecuación unidimensional de transporte por convección-dispersión (2), que está integrada numéricamente sobre el espacio y el tiempo para cada componente de calidad de agua. En el modelo también se incluyen ecuaciones empíricas para entidades concretas. La ecuación diferencial considerada para el oxígeno disuelto incluye los términos que aparecen en la figura 6.

$$\frac{\partial OD}{\partial t} = -U_x \frac{\partial OD}{\partial x} + D_L \frac{\partial^2 OD}{\partial x^2} + S_{OD} + \left[k_2(OD_S - OD) + (\alpha_3 \mu - \alpha_4 \rho)A - K_1 L - \frac{k_4}{H} - \alpha_5 \beta_1 N_1 - \alpha_6 \beta_2 N_2 \right] \quad (16)$$

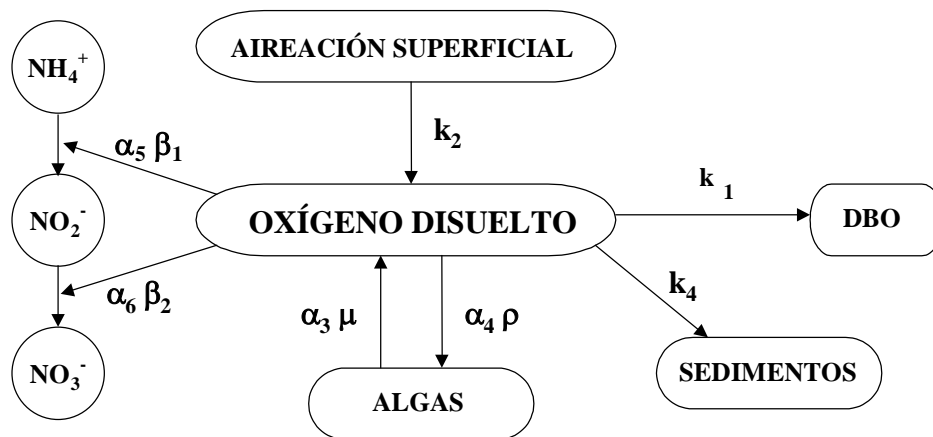


Figura 6. Esquema general del balance de oxígeno con el modelo QUAL2 con sus diferentes variables y parámetros.

BIBLIOGRAFÍA

- Hernández, A.**, "Depuración de Aguas Residuales". 3ª ed. Paraninfo. Madrid (1996).
- Kiely, G.**, "Ingeniería Ambiental: Fundamentos, Entornos, Tecnologías y Sistemas de Gestión". McGraw-Hill. Reino Unido (1999).
- Levenspiel, O.**, "Chemical Reaction Engineering". 2ª ed. John Wiley. Nueva York (1972). Traducción al castellano. Reverté. Barcelona (1986).
- Loucks, D.P.**, "Water Quality Models for River Systems" en "Models for Water Quality Mangement". Biswas (ed.). McGraw-Hill. Estados Unidos (1981).
- Metcalf y Eddy**, "Ingeniería de Aguas Residuales. Tratamiento, Vertido y Reutilización", 3ª ed. Mc Graw-Hill, Madrid (1995).
- McCutcheon, S.C.**, "Water Quality Modeling. Transport and Surface Exchange in Rivers". Vol. I. CRC Press. Florida (1989).
- Orlob, G.T.**, "Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes and Reservoirs", Wiley – Interscience, Gran Bretaña (1983).
- Ramalho, R.S.**, "Tratamiento de Aguas Residuales". Reverté. Barcelona (1993).
- Tejero, J.I. y Suarez, J.**, "Vertidos de Efluentes Líquidos (I): Modelación de la Calidad del Agua de los Ríos" en "Contaminación e Ingeniería Ambiental" Vol. III. Bueno y col. FICYT. Oviedo. (1997).
- Thomann, R. y Mueller, J.A.**, "Principles of Surface Water Quality Modeling and Control. Harper & Row. Estados Unidos. (1987).
- US EPA.** "QUAL2 – The Enhanced Stream Water Quality Models". EPA/600/3-87/007, US EPA, Athens, Georgia. Estados Unidos. (1987).
- Waite, T.D. y Freeman, N.J.**, "Mathematics of Environment Processes". Lexington Books. Londres. (1977).