

Modelos de simulación de la calidad del agua de los ríos Nalón, Caudal y Nora (Asturias, España) (*)

III.- Validación de modelos

Por SAINZ BORDA, J.A.; ASCORBE, A.; LIAÑO, A.; SUAREZ, J. y TEJERO, I.

Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente.
ETS. de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Universidad de Cantabria.

Dentro de los estudios del Plan de Saneamiento de la cuenca minera de Asturias se ha elaborado un modelo de simulación de la calidad de las aguas de los ríos Nalón, Caudal y Nora. Este es el tercer artículo de una serie en la que se describe el procedimiento de modelación seguido, así como los resultados obtenidos y las dificultades encontradas. En esta parte se expone la metodología de validación del modelo, mediante comparación de los resultados obtenidos por aplicación del modelo a una situación diferente de la utilizada para su calibración, con las medidas de calidad del agua efectuadas durante la misma.

1. INTRODUCCION

La Confederación Hidrográfica del Norte de España (CHN), al elaborar el Plan de Saneamiento de la cuenca minera de Asturias, dentro del Plan Nacional de Interés Comunitario (PNIC), ha considerado la necesidad de construir un modelo de simulación de la calidad de las aguas de los ríos Nalón, Caudal y Nora, con el fin de disponer de tal herramienta de cara a la planificación y gestión de dicha cuenca.

El presente artículo es el tercero de una serie en la que se describe y detalla el procedimiento de modelación seguido, así como los resultados obtenidos y las dificultades encontradas.

En el primero de los artículos [1], tras unos comentarios sobre cuestiones de carácter teórico, se ha realizado una breve presentación del modelo QUAL2E [2] y se han expuesto las diferentes fases que, a juicio de los autores, se deben contemplar en el proceso de modelación.

El resto del citado artículo se ha centrado en el proceso de establecimiento de premodelos, considerando tanto aspectos metodológicos como prácticos, concretándose estos últimos en la simulación de una situación de estiaje severo en los ríos Nalón, Caudal y Nora.

En el segundo de los artículos [3] se ha expuesto con detalle el desarrollo de la segunda de

las fases del proceso mencionado anteriormente, designada como construcción del modelo inicial mediante calibración y ajuste.

En relación con este tema, se han planteado diversas cuestiones de carácter metodológico: la necesidad de mejorar la caracterización hidráulica, fundamentalmente en lo que hace referencia al modelo hidráulico de circulación; la búsqueda de información más precisa en cuanto a localización y caracterización de vertidos; y el establecimiento de un proceso racional para el ajuste y calibración de parámetros.

En el citado artículo se ha hecho mención a la necesidad de realizar campañas de aforos y de medida de velocidades, así como una campaña de calidad, según una metodología acorde con las características del modelo de calidad QUAL2E.

En cuanto a la presentación de resultados, se han resumido las características principales de la modelación realizada y su aplicación a la situación existente, en los ríos Nalón y Caudal, durante el desarrollo de la campaña de calidad. Dada la poca representatividad del modelo de circulación del río Nora y la escasa información adicional sobre localización y caracterización de vertidos en la cuenca de dicho río, no se ha desarrollado el modelo inicial del mismo.

En el presente artículo se expone con detalle el desarrollo de la tercera de las fases del proceso general de elaboración de un modelo de simulación de calidad de agua, designada como validación del modelo inicial.

(*) Se admiten comentarios sobre el presente artículo que podrán remitirse a la Redacción de esta Revista hasta el 31 de julio de 1991.

2. METODOLOGIA

Se denomina "validación del modelo" al proceso mediante el cual se comparan los resultados obtenidos mediante la aplicación del denominado modelo inicial a una situación diferente de la utilizada para su calibración, con las medidas de calidad del agua efectuadas durante la misma.

La nueva situación de comparación se elabora a partir de una campaña específica de toma de muestras y análisis, análoga a la utilizada para la calibración del modelo inicial.

La aplicación del modelo inicial a la nueva situación supone la modificación de los valores de entrada (caudales circulantes, caudales y contaminación de vertidos, etc.), manteniendo inalterables, por el contrario, los valores de los parámetros que caracterizan los fenómenos de autodepuración del río.

En principio, resulta imprescindible introducir los valores del nuevo perfil de caudales, correspondiente a la nueva situación de cálculo, obtenidos a partir de la oportuna campaña de aforos, que, al igual que para la campaña de calibración, debe ser bastante extensa en términos espaciales.

También es necesario modificar los valores de las variables que representan las condiciones existentes durante la realización de la campaña de muestreo. En concreto, es importante conocer la temperatura del aire, dada su repercusión en el desarrollo de algunos de los procesos.

Además de estas modificaciones consideradas como imprescindibles, cabe plantearse otras de carácter puntual. En este sentido, es importante poder contar con información adicional como la proporcionada por una campaña de caracterización de vertidos realizada simultáneamente con la campaña de validación de calidad del agua del río. Así se podrá representar más fielmente (modificando oportunamente los datos de dichos vertidos, si ello fuera necesario) la situación real que se pretende modelar.

Una vez realizadas todas las modificaciones y adaptaciones a que antes se ha hecho referencia, el análisis comparativo entre los resultados de la simulación y las medidas reales efectuadas (validación inicial) conducirá a conclusiones de carácter positivo o negativo, según la bondad o no del ajuste.

En el primero de los casos, el modelo se considera validado y susceptible de ser aplicado a nue-

vas situaciones, siguiendo la metodología antes indicada. Por el contrario, en el segundo de los casos se plantea la necesidad de proceder a una recalibración del modelo inicial.

Previamente, cabe plantearse la realización de una serie de modificaciones, en función de la información adicional de que se disponga o de la realización de nuevos planteamientos en el análisis de la información inicialmente disponible.

Realizadas estas modificaciones, es posible realizar un nuevo análisis comparativo de los resultados obtenidos en las correspondientes simulaciones, tanto en situación de calibración como de validación, si bien no es de esperar que se alcancen resultados totalmente satisfactorios.

Como consecuencia, se aborda una nueva fase, no contemplada en la metodología general descrita en el primero de los artículos, en la que se recomienda seguir, de manera simultánea, dos líneas de actuación. La primera de ellas es la de recalibración del modelo inicial modificado, propiamente dicha, y la segunda es la de validación del modelo recalibrado, utilizando para cada una de ellas los datos y medidas reales correspondientes. En cierta medida, es como si se ajustase el modelo con dos situaciones de cálculo y dos campañas de medidas.

Para el reajuste y recalibrado de los parámetros se sigue el mismo proceso racional recomendado en el artículo anterior: comenzar por los parámetros correspondientes a las variables independientes, abordando posteriormente el ajuste de los correspondientes a las variables dependientes.

Habida cuenta de la metodología utilizada, es de suponer que los resultados obtenidos en esta segunda validación sean satisfactorios, por lo que las versiones correspondientes de los modelos podrían ser consideradas adecuadas, a salvo, claro está, de futuras modificaciones, fruto de las labores de seguimiento y actualización de los modelos.

3. VALIDACION INICIAL

De acuerdo con la metodología expuesta en el apartado anterior, se ha realizado una campaña de medida de velocidades en los ríos Nalón y Caudal, durante el mes de septiembre de 1989, con la ayuda de trazadores químicos [4].

Los resultados de esta campaña han servido, por una parte, para perfeccionar los respectivos

modelos de circulación y, por otra, para diseñar la campaña de calidad para validación.

Los aforos efectuados durante dicha campaña han puesto de manifiesto una situación de estiaje más severa que la de la campaña del año anterior (utilizada para el calibrado). Los caudales circulantes en los tramos finales del río Nalón han pasado de 6.30 m³/seg a 3.60 m³/seg, mientras que en el río Caudal han pasado de 6.60 m³/seg a 3.20 m³/seg.

Con base en toda esta información, se han definido tanto los caudales en las respectivas cabeceras como los caudales incrementales por tramos. Además se ha mejorado el modelo hidráulico de circulación, ajustando los valores del coeficiente de rugosidad de Manning correspondientes a cada tramo.

Durante la realización de la campaña de calidad se han llevado a cabo también medidas en una serie de vertidos considerados importantes: los lavaderos Carrocera y Modesta, los vertidos urbanos de Sama y La Felguera y el arroyo Candín, en el río Nalón; y los lavaderos Sovilla y Batán, el alcantarillado del río Turón y el río San Juan, en la cuenca del río Caudal.

La escasez de medios disponibles ha imposibilitado la toma de muestras en número suficiente como para poder reflejar correctamente la variación, tanto en cantidad como en calidad, de dichos vertidos. Por otro lado, las características del modelo QUAL2E obligan a transformar el fenómeno variable, que constituye esencialmente el vertido, en un fenómeno "estacionario" equivalente.

Por todo ello, ha sido necesario realizar diferentes interpretaciones e hipótesis de trabajo sobre los resultados de las medidas efectuadas, hasta llegar a definir los valores de estos vertidos importantes, con vistas a su introducción en el modelo. En cuanto a los vertidos mineros, el valor representativo se ha supuesto igual a la media de las medidas efectuadas.

Para reflejar las condiciones climáticas definitorias de la situación a analizar, se han realizado medidas de temperatura del aire coincidiendo tanto espacial como temporalmente con las medidas de la campaña de calidad, habiéndose adoptado como representativo para cada cuenca un valor igual a la media de la totalidad de las medidas efectuadas en la misma.

Análogamente a lo indicado en el artículo anterior [3], el diseño de la campaña de calidad,

llevada a cabo en la primera quincena del mes de octubre de 1989, se ha realizado según el criterio de "seguimiento de la gota", remitiéndonos a lo indicado en [5] para cualquier precisión sobre la realización concreta de la campaña y los resultados obtenidos, si bien hay que señalar que el número de estaciones de muestreo ha sido mayor que en la campaña de calibración, con objeto de tener un conocimiento más detallado en algunas zonas.

Los resultados de las medidas efectuadas en los puntos más próximos a las cabeceras de los ríos modelados han servido de base a la hora de establecer las concentraciones de los diversos contaminantes en dichas cabeceras.

Por otro lado, hay que señalar que se ha tomado como término de comparación de la calidad del agua del río, en cada punto considerado y para cada variable, la media aritmética de las tres medidas efectuadas durante la correspondiente campaña.

Una vez realizadas todas las modificaciones y adaptaciones antes indicadas, se ha abordado la validación inicial de cada uno de los modelos, habiéndose obtenido unos resultados poco satisfactorios, como queda patente a la vista de los gráficos que se incluyen, a modo de ejemplo, en la figura 1, siendo de destacar que se ha seguido adoptando el criterio de representar en el eje de abscisas la longitud del curso principal, sin incluir afluentes.

Este comportamiento anómalo no ha sido totalmente inesperado, ya que, como se puede ver en el apartado 5 del artículo anterior, se era consciente de la existencia de algunas imperfecciones en los modelos calibrados.

4. RECALIBRACION DE MODELOS

Ante la necesidad de mejorar los modelos, se ha comenzado por considerar el tratamiento dado a la determinación de las tasas de reaireación del río en los diferentes tramos.

En este sentido, cabe recordar que, en el proceso de calibración, los valores de dichas tasas se han ajustado manualmente con el criterio de conseguir un mejor ajuste en los valores del oxígeno disuelto. De esta forma, en el modelo inicial de los ríos las tasas han adoptado valores fijos para cada tramo y, por lo tanto, independientes de las condiciones de caudal del río.

MODELOS DE SIMULACION DE LA CALIDAD DEL AGUA

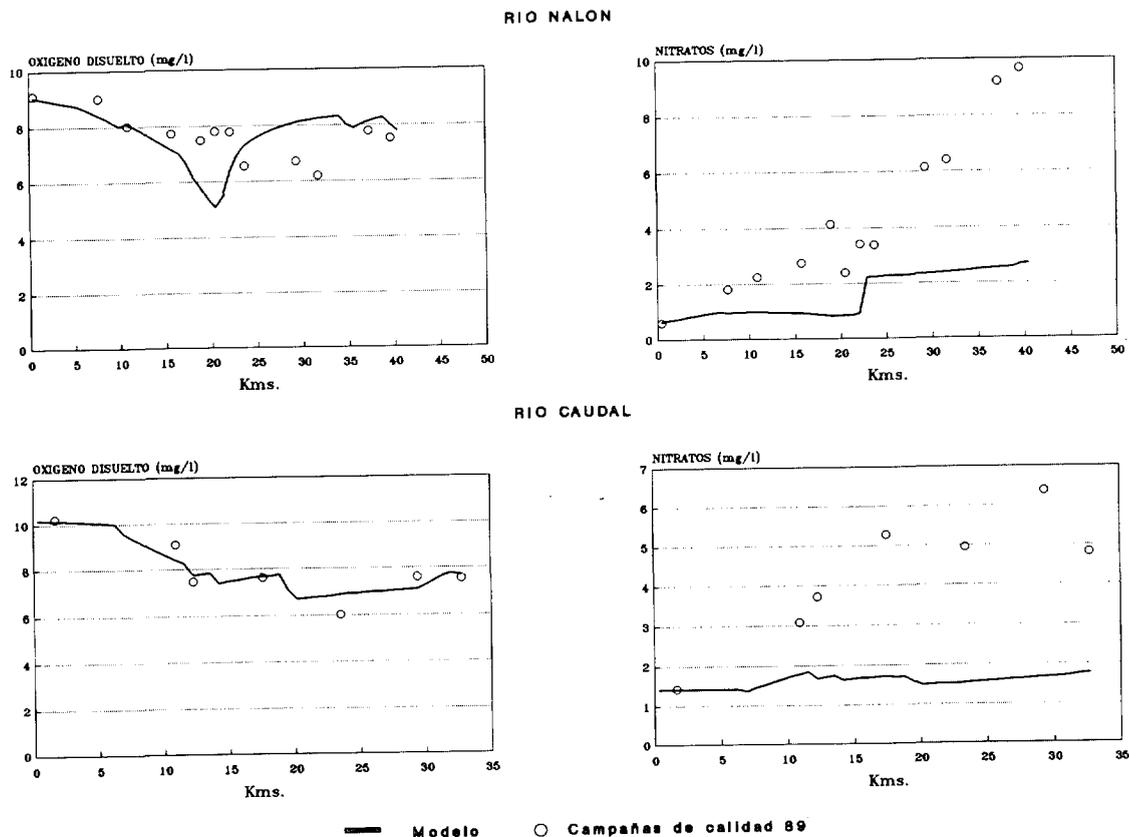


Figura 1. Validación Inicial de los modelos.

En el nuevo planteamiento del problema se ha intentado que sean las características geométrico-hidráulicas del río las que, de forma automática, produzcan dichos valores, facilitando así la extrapolación del modelo. Para ello, se han analizado comparativamente los resultados proporcionados por cada uno de los 6 modelos empíricos de la reaeración contemplados en el modelo QUAL2E, cuyo detalle se puede ver en [2], habiéndose adoptado finalmente la propuesta por Langbien y Durum [6].

Una vez realizadas estas modificaciones, la simulación obtenida con las nuevos modelos iniciales ha empeorado, al compararla con las medidas efectuadas durante la campaña de calibración, como se puede ver en los gráficos de la figura 2, en los que, a modo de ejemplo, se representa la variación del oxígeno disuelto, poniendo así de manifiesto la necesidad de proceder a una recalibración de los mismos.

En este nuevo proceso se ha incorporado toda la información adicional de que se ha ido disponiendo con posterioridad al primer calibrado de los modelos. Así, en lo que hace referencia a los

vertidos, se han considerado los que aparecen en el censo reflejado en [7].

Esta decisión ha supuesto ligeros cambios en el número total de vertidos y en el de elementos con vertido. Respecto a este último dato, cabe señalar que en el modelo del río Nalón se ha pasado de 32 elementos con vertido a 35, mientras que en el modelo del río Caudal se ha pasado de 44 a 46. Sin embargo, tanto el caudal total como los kd/día globales de los diferentes contaminantes no han sufrido variación, por lo que cabe hablar de un proceso de relocalización de vertidos.

En cuanto al proceso de recalibración propiamente dicho, se ha tenido en cuenta la experiencia anterior, dando por válidas la mayor parte de las hipótesis y modificaciones realizadas durante el proceso de calibración, actuando tan sólo en la línea de mejorar dos aspectos fundamentales: la simulación del oxígeno disuelto y la del ciclo del nitrógeno.

El deseo de mejorar el ajuste del ciclo del nitrógeno no se ha debido únicamente a los malos resultados obtenidos en la validación ini-

MODELOS DE SIMULACION DE LA CALIDAD DEL AGUA

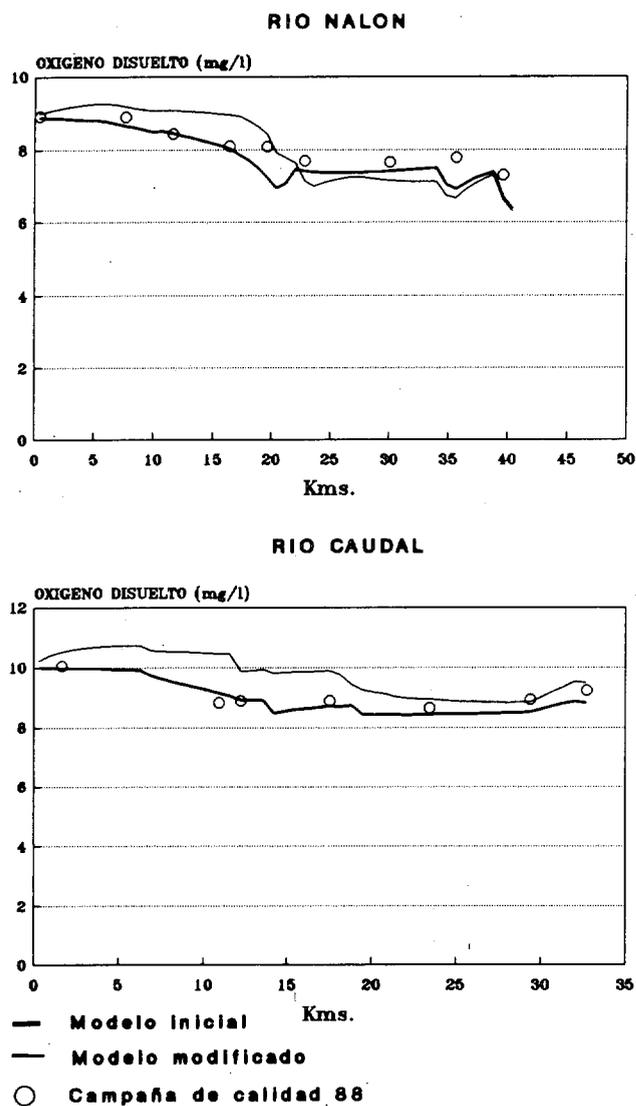


Figura 2. Influencia de la modificación de las tasas de reaeración.

cial, sino que también ha influido la existencia de un fenómeno extraño de nitrificación, especialmente en el río Nalón, sobre el que se había hecho hincapié con anterioridad [3].

Al realizar la campaña de validación, se ha podido observar una variación considerable de la cantidad de oxígeno total en el río Nalón respecto a la existente durante la campaña de calibración. Se ha seguido detectando una importante aportación de nitrógeno, pero sin llegar nunca a producir concentraciones tan elevadas en forma de nitritos (4-5 mg/l) en el río Nalón como en la anterior campaña.

Tras el contraste de diversas hipótesis, se ha admitido como más plausible la de considerar la

existencia de un vertido puntual con una elevadísima concentración de nitrógeno en forma de nitritos. Aunque queda la duda de saber si dicho vertido era habitual con anterioridad a la campaña de calidad de 1988 o era esporádico y coincidió temporalmente con la misma, nos ha parecido razonable, a efectos de construcción del modelo, considerar como particularmente anómala la situación del río Nalón durante la realización de la campaña de calibración.

Por todo ello, el proceso de recalibración del ciclo del nitrógeno se ha realizado fundamentalmente con base en los datos del río Caudal y se han adoptado los mismos valores de los parámetros para el río Nalón. Finalmente, se ha realizado un intento de reflejar, mediante modificaciones puntuales, la anómala situación de la campaña de calibración del río Nalón, habiéndose llegado a la conclusión de tener que admitir una inhibición total de los procesos de nitrificación en el tramo situado aguas abajo de la confluencia del río Candín. Esta hipótesis ha sido la única capaz de producir una simulación adecuada de la citada situación.

Durante el proceso de recalibración, al analizar la variación del contenido de nitrógeno total, se ha observado la existencia de un cierto déficit, lo cual ha puesto de manifiesto la existencia de aportaciones de nitrógeno de forma progresiva a lo largo de ambos ríos.

Como posibles productores se han considerado la contaminación difusa, los pozos mineros y los vertidos urbanos. Se ha dado mayor relevancia a los dos primeros ya que, consultadas diversas fuentes, se ha tenido conocimiento de que, en nuestras cuencas, la concentración de nitrógeno en forma de nitratos puede llegar a superar las 20 ppm en los acuíferos subterráneos y que las aguas procedentes de los pozos mineros pueden alcanzar concentraciones elevadas de nitratos (4.6 mg/l) y significantes de nitritos (0.1 mg/l) y nitrógeno amoniacal (1 mg/l).

Una vez ajustados los parámetros del ciclo del nitrógeno, se ha procedido al ajuste del oxígeno disuelto. Por tratarse de una variable muy dependiente, han sido pocos los grados de libertad de que se ha dispuesto. Como principal modificación hay que señalar la adopción de un valor nulo para el contenido de oxígeno disuelto en los vertidos de pozos mineros, intentado reflejar así la demanda inmediata de oxígeno que tienen las aguas ácidas de drenaje de las minas de carbón [8].

En cuanto a la presentación de resultados, en la tabla 1 se indican, al igual que en el artículo anterior, los valores de las variables y parámetros considerados más representativos, estableciendo una distinción en función de su variabilidad o no de un tramo a otro. En el primero de los casos, la primera de las columnas corresponde a tramos tipo canal y la segunda a tramos tipo embalse o azud.

Comparando el contenido de esta tabla con el de la correspondiente del artículo anterior se deduce, en primer lugar, que los parámetros globales de nitrógeno, fósforo, algas y luz no han

TABLA 1
Parámetros globales de Nitrógeno, Fósforo, Algas y Luz

PARAMETROS	RIO NALON	RIO CAUDAL
α_5	3.50	3.50
α_6	1.20	1.20
α_3	1.60	1.60
α_4	2.00	2.00
α_1	0.085	0.085
α_2	0.012	0.012
μ_{max}	2.50	2.50
ρ	0.10	0.10
KN	0.20	0.20
KP	0.04	0.04
λ_1	0.02	0.02
λ_2	0.055	0.055
KNITRF	0.60	0.60

Parámetros de Oxígeno disuelto y DBO

K	300	6,000	6.00	6,000
K_1	0.25-3.0	0.25-3.0	0.6-3.5	0.60
K_3	0.00	0.2-10.0	0.00	10.00
K_4	0.00	0.50	0.00	1.00

TABLA 1 (Cont.)
Parámetros de Nitrógeno y Fósforo

PARAMETROS	RIO NALON		RIO CAUDAL	
β_3	0.20	0.20	0.20	0.20
σ_4	0.001	0.05-0.1	0.001	0.10
β_1	1.00	1.00	1.00	1.00
σ_3	0.00	1.00	0.00	1.00
β_2	1.80	1.80	1.80	1.80
β_4	0.20	0.20	0.30	0.30
σ_5	0.001	0.05-0.1	0.001	0.05
σ_2	0.00	1.00	0.00	1.00

Parámetros varios

α_0	50	50	50	50
α_1	0.09	0.09	0.15	0.15
λ_0	0.38-20	3.8-10	0.38-20	0.50
K_5	4.00	4.00	1.50	1.50
K_6	0.00	0.00	0.00	0.00
σ_6	1.00	8.0-50	1.00	25.00
σ_1	0.00	0.00	0.00	0.00

experimentado ninguna modificación en el proceso de recalibración.

En el resto de los bloques de parámetros sí se observan cambios, que afectan a ambos modelos, con una incidencia ligeramente mayor en el modelo del río Nalón. En bastantes casos se observa la sustitución de un valor constante por un cierto rango de variación entre unos tramos y otros, aún dentro del mismo tipo de tramo (canal o embalse).

Para la presentación de los resultados correspondientes a la simulación mediante estos modelos recalibrados, se ha recurrido al empleo de gráficos, con objeto de facilitar su análisis y comprensión.

En las figuras 3 y 4, correspondientes a los ríos Nalón y Caudal, respectivamente, se incluye la variación, a lo largo del tramo modelado, de la

MODELOS DE SIMULACION DE LA CALIDAD DEL AGUA

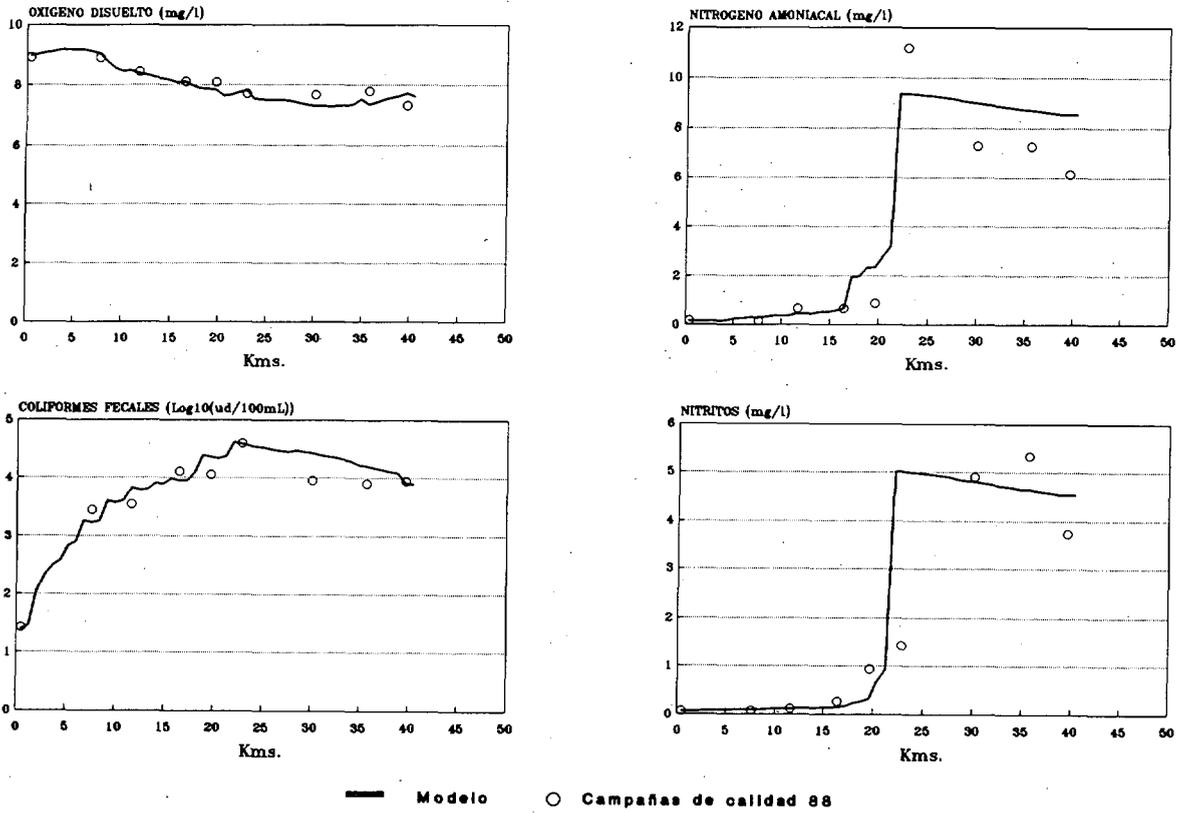


Figura 3. Río Nalón. Recalibrado del modelo.

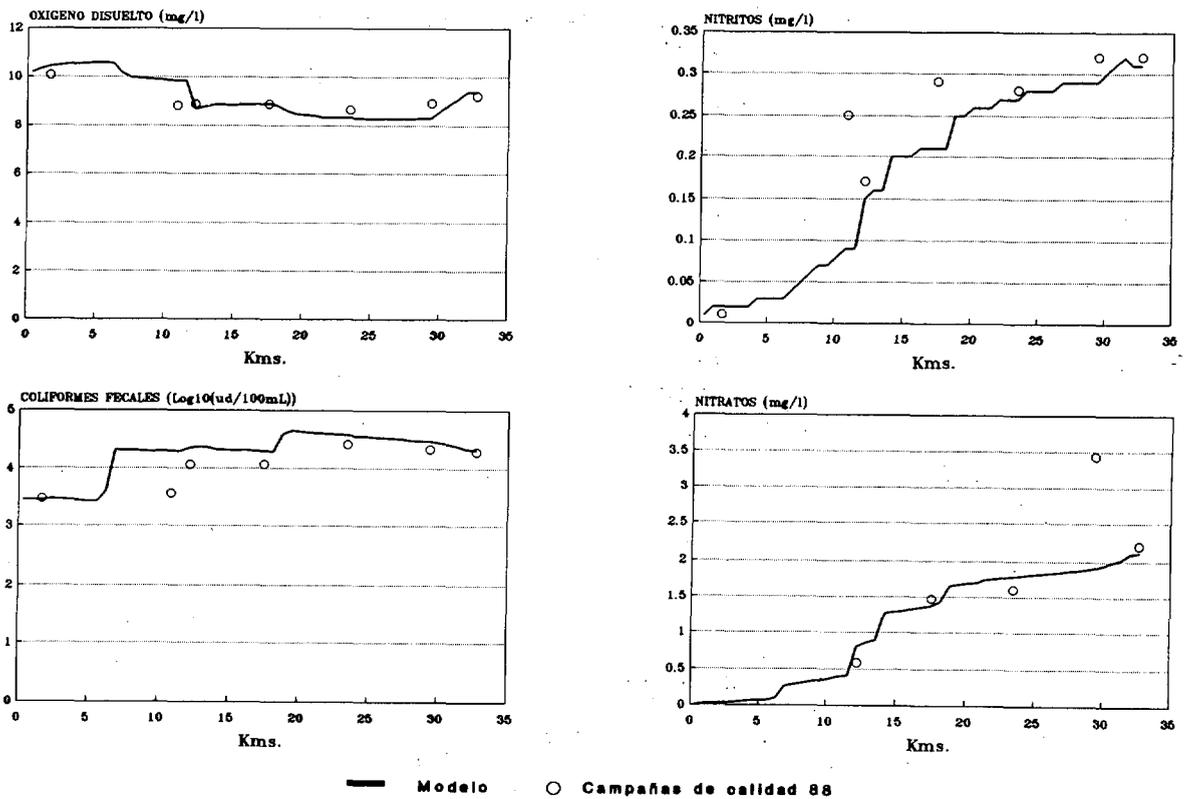


Figura 4. Río Caudal. Recalibrado del modelo.

concentración de oxígeno disuelto, coliformes fecales y nitrógeno en diversas formas.

En este punto conviene precisar que los gráficos del río Nalón son los correspondientes a la hipótesis particular de inhibición total de la nitrificación en el tramo inferior, mientras que los valores de los parámetros reflejados en la tabla 1 son los correspondientes al modelo general.

Del examen de los gráficos incluidos en las figuras 3 y 4 se deduce que la simulación obtenida mediante los modelos recalibrados proporciona resultados bastante satisfactorios en relación con las medidas efectuadas durante la campaña de calibración.

En concreto, en relación con el oxígeno disuelto, al comparar estos gráficos con los de la figura 2, se observa que, en ambos ríos, se ha conseguido mejorar el ajuste respecto al conseguido con los modelos calibrados iniciales.

Las discrepancias que se observan en otros componentes, que pueden ser debidas incluso a errores en las medidas, se han considerado razonables, habida cuenta, por otro lado, de las escalas adoptadas.

5. VALIDACION FINAL

Como continuación lógica de todo lo anterior, se ha procedido a la validación de los modelos recalibrados, siguiendo para ello la metodología descrita en el apartado 3, es decir, manteniendo los valores de los parámetros correspondientes a los modelos recalibrados y estableciendo las modificaciones oportunas para reflejar las nuevas condiciones (en términos de caudales, condiciones climáticas, concentración de contaminantes en las cabeceras y vertidos principales) definitivas de la nueva situación de cálculo.

Las características principales de dicha situación se resumen en la tabla 2. Comparando el contenido de dicha tabla con el de la correspondiente del artículo anterior, se observa que las diferencias se centran, por una parte, en el perfil de caudales y, sobre todo, en la carga contaminante de los vertidos.

Como resultado de la validación de los modelos recalibrados [9], en las figuras 5 a 8 se incluyen algunos gráficos considerados como representativos de la variación espacial de la calidad del agua a lo largo de los ríos Nalón y Caudal en la situación antes definida.

TABLA 2

RIOS	NALON	CAUDAL
No. tramos	14	10
No. cabeceras	2	3
Afluentes	Sta. Bárbara	Aller Turón
No. elementos	53	79
Longitud elemento (mts.)	800	660
L. modelo río princ. (km)	40.8	33
Pend media río principal	0.00495	0.00719
Caudal cabec. río princ.	2.10	0.60
Caudal final (m ³ /seg)	3.83	3.49
Modelo circulación	Manning	Manning
Tiempo total de paso (h)	44	32
Población total (hab)	81,772	75,945
No. vertidos	229	119
No. elementos con vertido	35	46
Caudal total vertido (m ³ /s)	1.149	1.237
Carga contaminante (Kg/día)		
DBO	5,616	5,198
Sólidos en suspensión	1,753,975	539,649
Nitrógeno amoniacal	619	178
Nitrógeno orgánico	767	324
Fósforo disuelto	226	109

Del examen de los gráficos incluidos en las citadas figuras se deduce que, en la mayor parte de los casos, la simulación obtenida mediante los modelos recalibrados, tras su adaptación a la situación de validación, es bastante acorde con las medidas efectuadas en el propio río.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

La metodología clásica de un proceso de modelación ha tenido que ser modificada, a la vista de

MODELOS DE SIMULACION DE LA CALIDAD DEL AGUA

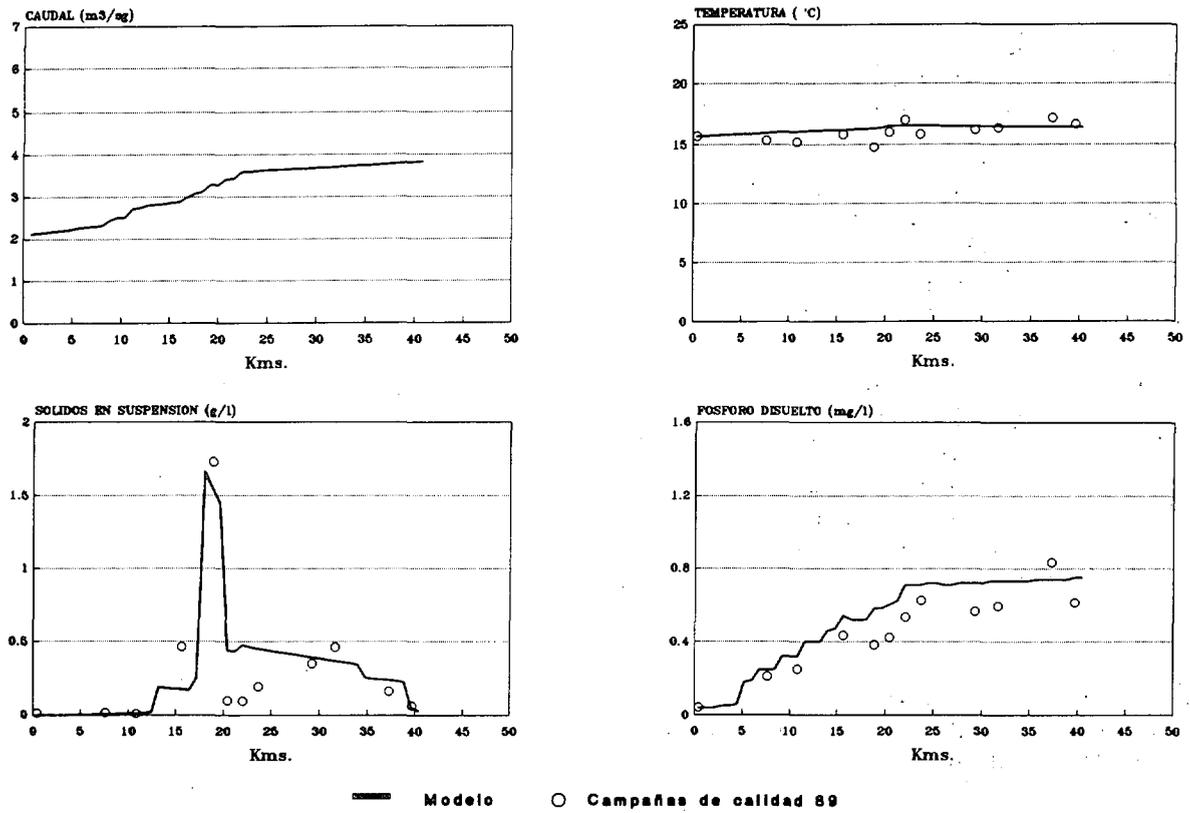


Figura 5. Río Nalón. Validación final del Modelo.

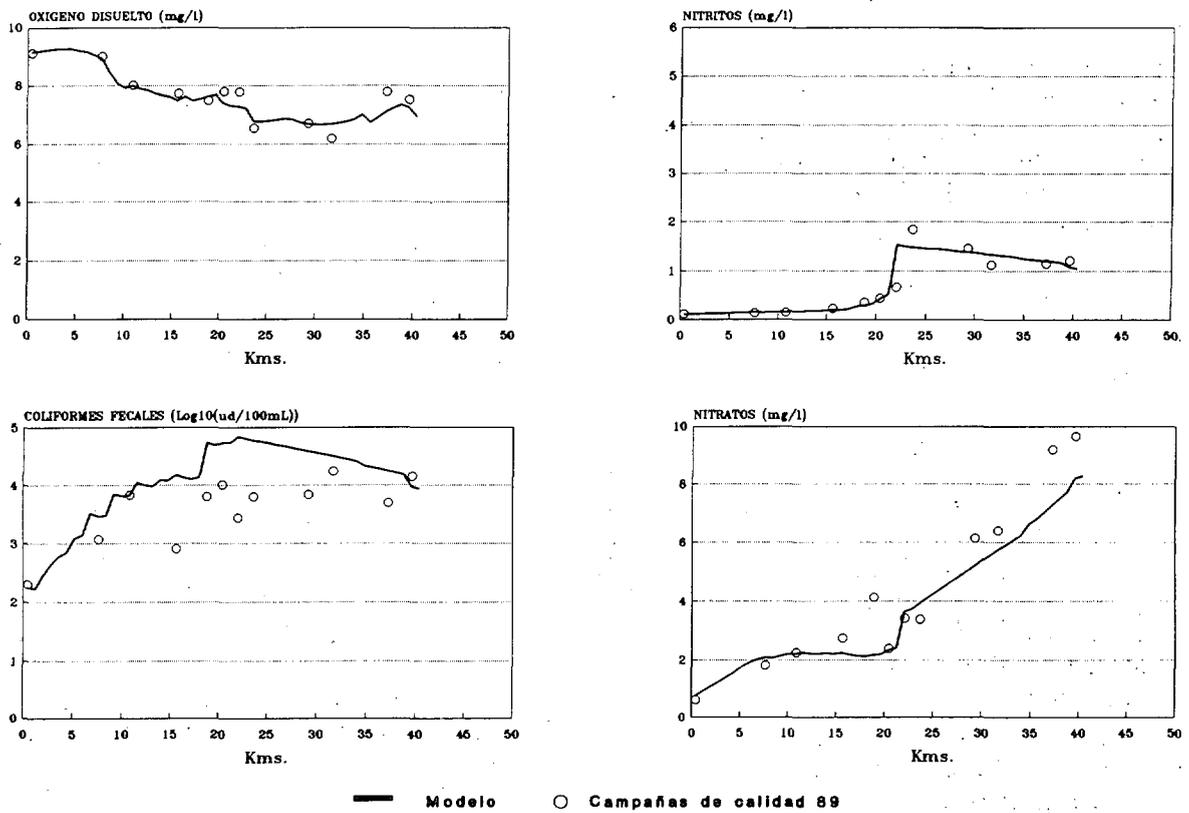


Figura 6. Río Nalón. Validación final del Modelo.

MODELOS DE SIMULACION DE LA CALIDAD DEL AGUA

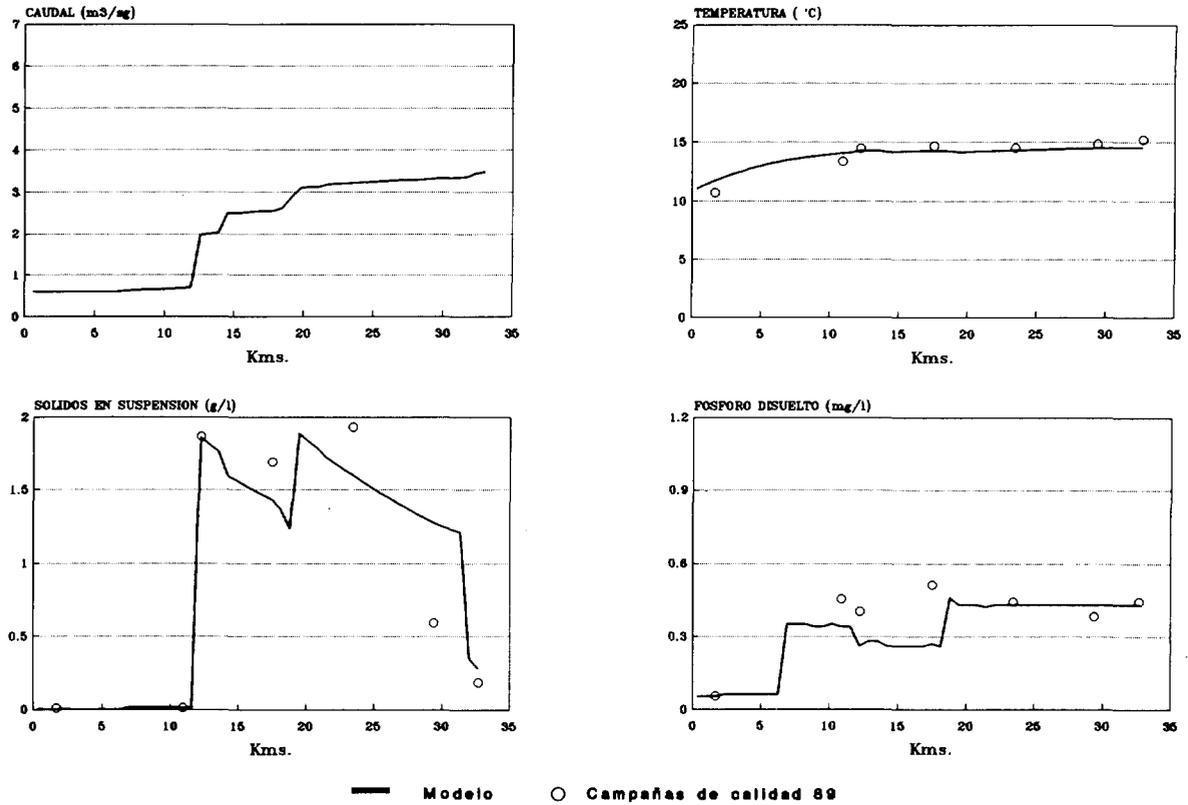


Figura 7. Río Caudal. Validación final del Modelo.

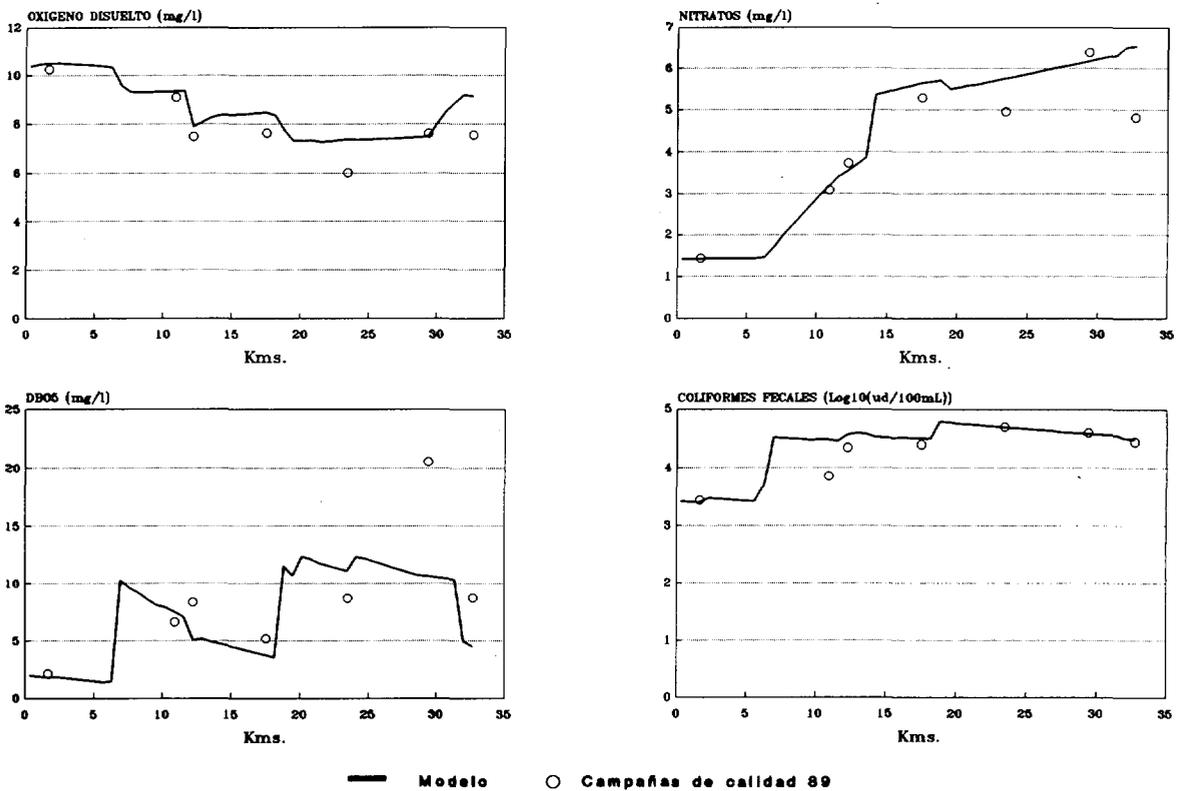


Figura 8. Río Caudal. Validación final del Modelo.

los resultados obtenidos en la validación inicial de los modelos calibrados. Así, se ha procedido a una "recalibración" de los modelos iniciales, que ha dado lugar a una aceptable "revalidación". Prácticamente, se puede considerar que se ha realizado una calibración del modelo con dos campañas independientes. La razón de esta alteración del procedimiento convencional de modelación hay que buscarla principalmente en la existencia de anomalías del fenómeno de nitrificación durante la campaña de calibración, especialmente en el río Nalón, tal como ya se había indicado en [3].

Tal como ya se indicó en el citado artículo, y con el fin de disminuir la incertidumbre producida por la falta de datos reales, en las campañas de validación se ha aumentado el número de estaciones de muestreo y se han caracterizado, de forma importante aunque no completa, los principales vertidos de aguas residuales. De esta forma se ha conseguido obtener una mejor imagen de la realidad, reduciendo el rango de variación de las estimaciones razonables.

Para conseguir una mejor estimación del contenido de materia orgánica del agua y evitar la disparidad de resultados de anteriores situaciones [1] y [3], se han diseñado las campañas de validación incluyendo como parámetros a medir la DBO₅, OD y COT, pero por diversos errores y problemas los resultados obtenidos no han sido satisfactorios.

Tal como se planteó en el artículo anterior, se han ampliado los estudios de campo, permitiendo ajustar mejor el modelo hidráulico de circulación. También se ha definido y adoptado el modelo empírico de reaeración que mejor se adapta a nuestros ríos, reajustando correspondientemente las tasas de consumo de oxígeno. Con todo ello, se ha conseguido obtener un modelo capaz de representar situaciones diferentes a las de las campañas.

Como consecuencia de los datos obtenidos en la campaña de validación y del proceso de validación propiamente dicho, se ha confirmado la anomalía de los fenómenos de nitrificación habidos durante la campaña de calibración en el río Nalón [3], confirmándose la importancia de dicho fenómeno, tal como ya se apuntó al construir los premodelos [1]. Frente a otras hipótesis anteriormente planteadas, parece que durante la campaña de calibración se produjo un vertido muy importante de nitritos, que aumentó su con-

centración de forma importante en el río Nalón y, debido a éstos o a alguna sustancia que los acompañaba, se produjo la inhibición completa de los organismos nitrificantes.

Como en anteriores ocasiones, se ha confirmado la importancia de la contaminación por nitratos de los caudales incrementales (contaminación difusa), especialmente en las zonas bajas del río, junto con la correspondiente a los vertidos puntuales de los pozos mineros.

Se ha detectado la posible falta o incluso demanda de oxígeno de los vertidos de los pozos de las minas de carbón, pero no ha hecho falta considerar valores negativos de la concentración de oxígeno disuelto de dichos vertidos para representar la potencial Demanda Inmediata de Oxígeno de los mismos.

AGRADECIMIENTO

Este trabajo ha sido financiado por la Confederación Hidrográfica del Norte de España, a través de un Convenio con la Fundación Leonardo Torres Quevedo de la Universidad de Cantabria. El estudio ha sido dirigido por los Ingenieros de Caminos, Cañales y Puertos, D. Ramón Alvarez Maqueda, D. Luis Gil García y D. Carlos Blanco Quirós. El desarrollo de las campañas de análisis y aforos ha sido llevado a cabo por personal de la citada Confederación.

NOTACION

Parámetros	Definición
α_5	Consumo específico de oxígeno para la oxidación del amoníaco
α_6	Consumo específico de oxígeno para la oxidación de los nitritos
α_3	Producción específica de oxígeno por crecimiento de las algas
α_4	Consumo específico de oxígeno por respiración de las algas
α_1	Contenido específico de nitrógeno en la biomasa de las algas
α_2	Contenido específico de fósforo en la biomasa de las algas
μ_{max}	Tasa máxima de crecimiento de las algas
ρ	Tasa de respiración de las algas
KN	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación para el nitrógeno

KP	Constante de Michaelis-Menton de semisaturación para el fósforo
λ_1	Coefficiente lineal de auto-oscurecimiento producido por las algas
λ_2	Coefficiente no lineal de auto-oscurecimiento producido por las algas
K	Constante de dispersión
K_1	Tasa de desoxigenación debida a la materia orgánica carbonácea
K_3	Tasa de sedimentación de la DBO carbonácea
K_4	Tasa de consumo béntico de oxígeno
K_2	Tasa de reaireación
β_3	Tasa de hidrólisis del nitrógeno orgánico
σ_4	Tasa de sedimentación del nitrógeno orgánico
β_1	Tasa de oxidación biológica del amoníaco
σ_3	Tasa de producción béntica de nitrógeno amoniacal
β_2	Tasa de oxidación biológica de los nitritos
β_4	Tasa de solubilización del fósforo orgánico
σ_5	Tasa de sedimentación del fósforo orgánico
σ_2	Tasa de producción béntica de fósforo disuelto
α_0	Contenido de clorofila A en la biomasa de las algas
α_1	Contenido específico de nitrógeno en la biomasa de las algas
λ_0	Coefficiente de extinción de luz independiente de las algas
K_5	Tasa de desaparición de coliformes
K_6	Tasa de desaparición del elemento arbitrario no conservativo
σ_6	Tasa de sedimentación del elemento arbitrario no conservativo
σ_1	Tasa de producción béntica del elemento arbitrario no conservativo

BIBLIOGRAFIA

[1] SAINZ, J.A. y otros (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. Dic. 1990. Pags. 41-49.

[2] BROWN, L. y BARNWELL, T. (1985). "Computer Program Documentation for the Stream Quality Model QUALII. Versión QUAL2E". U.S. Environmental Protection Agency.

[3] SAINZ, J.A. y otros (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. Febrero 1991. Pags. 37 a 46.

[4] TEJERO, I. y otros (1990). "Campañas de Trazadores. Año 1989". Informe emitido para la Confederación Hidrográfica del Norte de España.

[5] TEJERO, I. y otros (1990). "Campañas de calidad. Año 1989". Informe emitido para la Confederación Hidrográfica del Norte de España.

[6] LANGBIEN, W.B. y DURUM, W.H. (1967). "The Aeration capacity of Streams". U.S. Geolog. Survey. Circ. 542.

[7] TEJERO, I. y otros (1990). "Caracterización de vertidos para los modelos de los ríos Nalón y Caudal". Informe emitido para la Confederación Hidrográfica del Norte de España.

[8] KRENKEL, P.A. y NOVOTNY, V. (1980). "Water Quality Management". Ed. Academic Press.

[9] TEJERO, I. y otros (1991). "Validación de los modelos de los ríos Nalón y Caudal". Informe emitido para la Confederación Hidrográfica del Norte de España.

José Angel Sáinz Borda

Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos (1975). Doctor Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos (1979). Profesor Titular de Ingeniería Hidráulica (1).

Agustín Ascorbe Salcedo

Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos (1981). Doctor Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos (1983). Profesor Titular de Ingeniería Hidráulica (1).

Andrés Liaño Herrera

Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos (1976). Doctor Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos (1981). Profesor Titular de Ingeniería Hidráulica (1).

Joaquín Suárez López

Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos (1991). Becario de la Fundación Leonardo Torres Quevedo de la Universidad de Cantabria.

Ignacio Tejero Monzón

Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos (1976). Doctor Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos (1980). Catedrático de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (1).

Como equipo de trabajo han llevado a cabo estudios e investigaciones en diversos campos dentro del ámbito de la Ingeniería Hidráulica y de la Ingeniería Sanitaria y Ambiental, que han dado lugar a varios informes técnicos y publicaciones, tanto a nivel nacional como internacional.

(1) Departamento de Ciencias y Técnicas del Agua y del Medio Ambiente de la Universidad de Cantabria.