EJEMPLO DE DESARROLLO DE UN MODELO DE SIMULACIÓN CON AQUATOOL.

2ª PARTE CREACIÓN DEL MODELO DE SIMULACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA.

1. Inicio del modelo.

Se parte del modelo de la cuenca realizado con SIMGES. Se debe mantener el coste de 850 en la conducción aguas abajo del embalse. Los valores de la demanda y prioridad de Villa Afuera deben ser los del enunciado.

Para iniciar el modelo se debe activar, si no se ha realizado previamente, la modelación del módulo GESCAL.

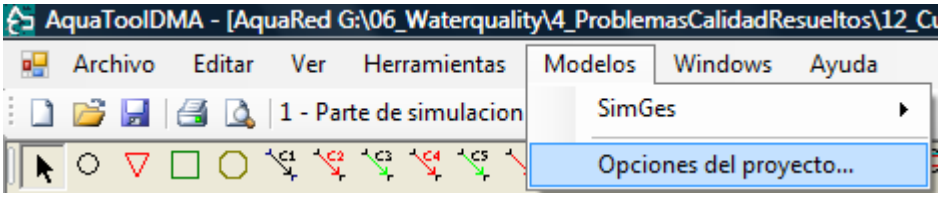


Figura 1. Acceso a los parámetros generales de SIMGES

Para ello se debe acceder a la ventana de definición de parámetros del modelo y activar la casilla que pone "GESCAL".

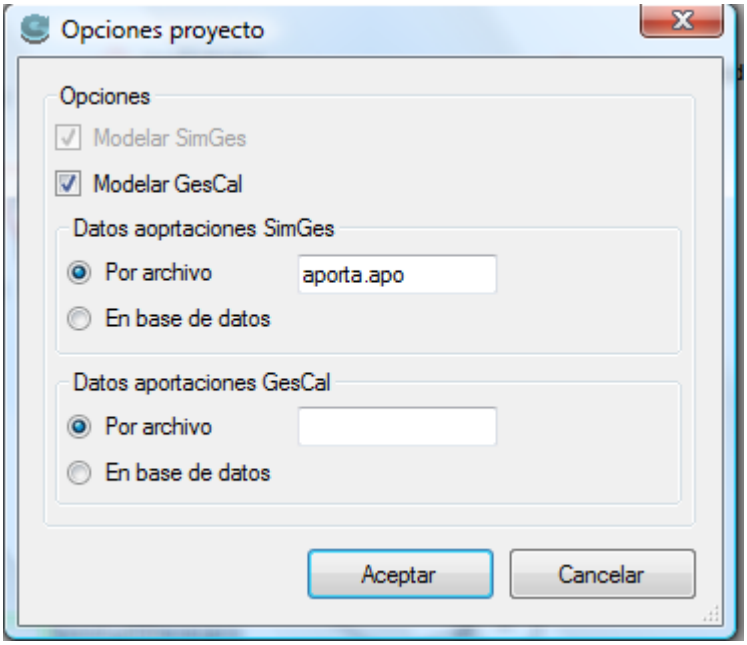


Figura 2. Parámetros del modelo de SIMGES. Selección de la opción para activar GESCAL.

Una vez que se marca la opción "Gescal" el programa presenta una ventana en la que nos presenta la ventana de opciones del modelo **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**.

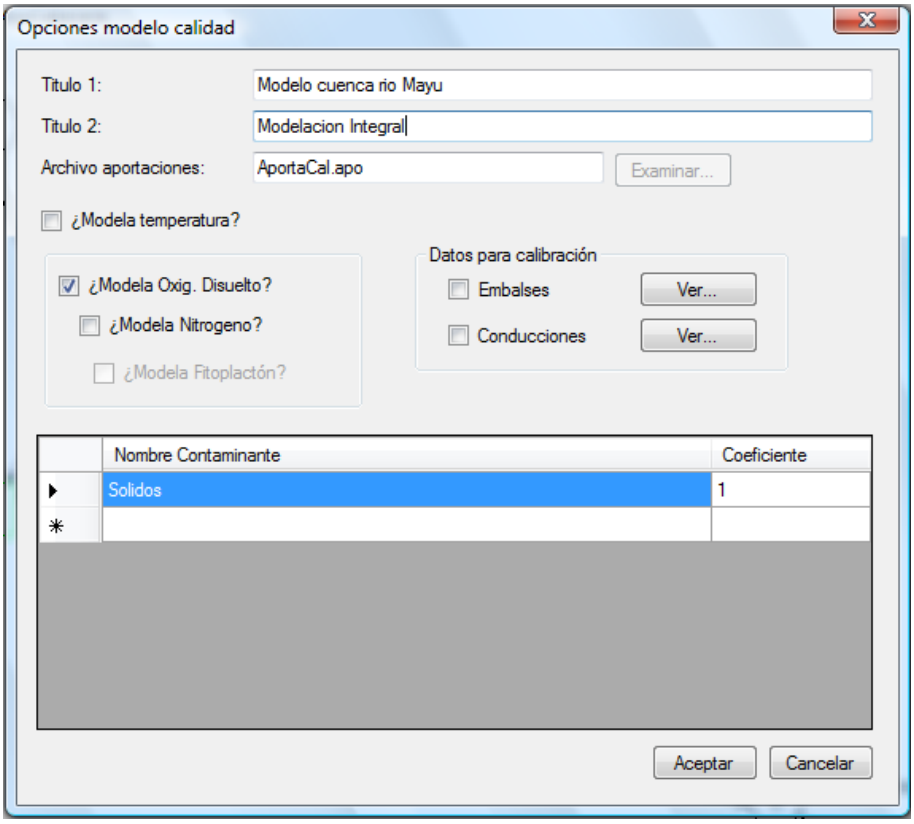


Figura 3. Parámetros del modelo de calidad.

Primeramente hay que definir los títulos de la simulación y el nombre del archivo de aportaciones de calidad.

Por defecto vienen seleccionadas todas las opciones de simulación. Para este ejemplo inicialmente sólo crearemos la opción básica en la que se modela la materia orgánica y el oxígeno disuelto. Para ello tendremos que deseleccionar las opciones de "¿Modela temperatura?", "Modela Fitoplancton" y "¿Modelo Nitrógeno?".

Además modelaremos los sólidos suspendidos como un contaminante arbitrario. Para ello introduciremos el nombre del constituyente a modelar, en este caso "solidos", en la tabla de la parte inferior de la ventana.

Al apretar la botón de Aceptar el programa nos devuelve a la pantalla anterior en donde tendremos que definir si las aportaciones se introducen por archivo o por interface. Si es el primer caso debemos definir el nombre que contiene el archivo de aportaciones.

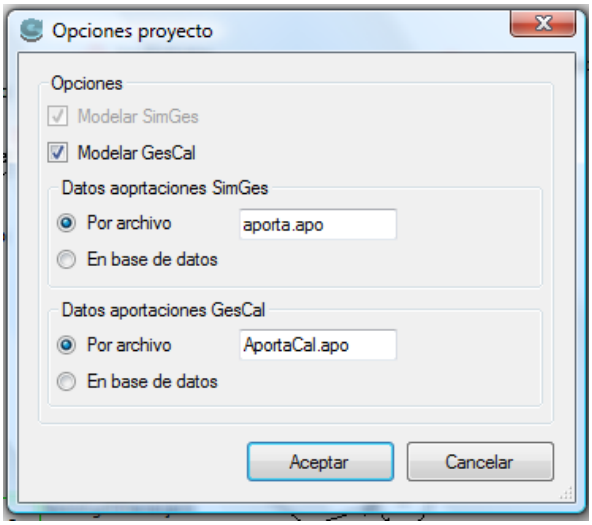


Figura 4. Definición del archivo de aportaciones de calidad.

2. Formulación del modelo básico.

Si se han realizado estos pasos correctamente estaremos un modelo en que se van a simular los sólidos suspendidos la DBO_5 y el oxígeno disuelto.

2.1. Formulación del modelo planteado.

En este apartado se explican los procesos que se modelas en los diferentes constituyentes. Junto con estos procesos se producen una serie de procesos físicos, según si estamos en un tramo de río y embalse, como puede ser la advección en un tramo de río. Estos procesos se explican en el manual técnico del modelo Gescal.

2.1.1. Sólidos suspendidos.

Para un caso de contaminante arbitrario, como son los sólidos suspendidos, la formulación de degradación implica un parámetro de degradación según una cinética de primer orden y una velocidad de sedimentación.

$$\sum W_i = -K\left(\theta^{T-20}\right)C - \frac{VS}{h}C \quad (1)$$

Donde: W_i representa el conjunto de procesos que se dan en la masa de agua, K representa la constante de descomposición a 20 ºC (día^{-1}); θ es el coeficiente por corrección de temperatura; la sedimentación se considera mediante un parámetro VS que representa la velocidad de sedimentación del constituyente (m día^{-1}); h es el calado del río (m); C representa la concentración del contaminante en el río (mgl^{-1}).

Los sólidos sólo sedimentan por lo que la constante de degradación se mantendrá nula (*K=0*) y se utilizará la velocidad de sedimentación (*VS*) como parámetro del modelo.

2.1.2. DBO_5 y oxígeno disuelto.

Por otro lado la modelación del oxígeno disuelto en su modo "básico" significa que se tienen en cuenta la DBO_5 y el oxígeno disuelto. La Figura 5 muestra los procesos considerados en la opción de modelación básica en cuanto a oxígeno disuelto (OD) y materia orgánica carbonosa (MOC) se refiere.

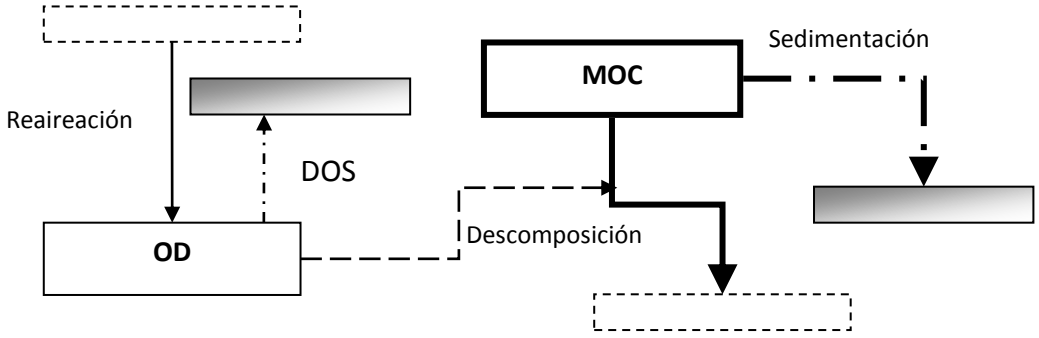


Figura 5. Procesos considerados en la hipótesis básica de modelación del oxígeno disuelto.

Nota: DOS= Demanda de Oxígeno por parte del Sedimento.

Para la modelación de la MOC se tiene en cuenta la degradación por microorganismos aeróbicos heterótrofos y la sedimentación de la parte particulada.

$$\sum W_i = -K_d \theta_d^{T-20} \frac{O}{O + K_{d\,1/2}} L - \frac{VS_L}{h} L \qquad (2)$$

Donde: L es la concentración de MOC o DBO en el río (M/V); K_d es la constante de degradación (T^{-1}); θ_d es la constante por corrección de la temperatura de la constante K_d; VS_L es la velocidad de sedimentación (m día^{-1}); *h* es la altura de la masa de agua; *T* es la temperatura de la masa de agua y O es la concentración de oxígeno disuelto en el río (mgl^{-1}); $K_{d1/2}$ es la constante de semisaturación para tener en cuenta el descenso de la degradación de la materia orgánica en condiciones anóxicas.

Para la modelación del oxígeno disuelto se consideran el consumo de oxígeno disuelto en el proceso de degradación de materia orgánica carbonosa.

$$\sum W_i = +K_a \theta_{Ka}^{T-20} (O_{sat} - O) - K_d \theta_d^{T-20} L - DOS \qquad (3)$$

Donde: O_{sat} es la concentración de saturación de oxígeno disuelto (mgl^{-1}); K_a es la constante de reaireación (día^{-1}); θ_{ka} es el factor de corrección por temperatura;

La Saturación del oxígeno disuelto (O_{sat}) se calcula en función de la temperatura. El factor de corrección se tiene un valor por defecto. Los parámetros que se manejan para calibrar este modelo son la K_d; V_{sd} y la K_a

2.2. Datos de Conducciones.

Para introducir la información necesaria basta con acceder a la ficha de cada una de las conducciones haciendo doble-clic sobre el elemento. Al haber activado el modelo GESCAL aparece una solapa con el título "Calidad" que nos permite editar los datos de calidad, Figura 6.

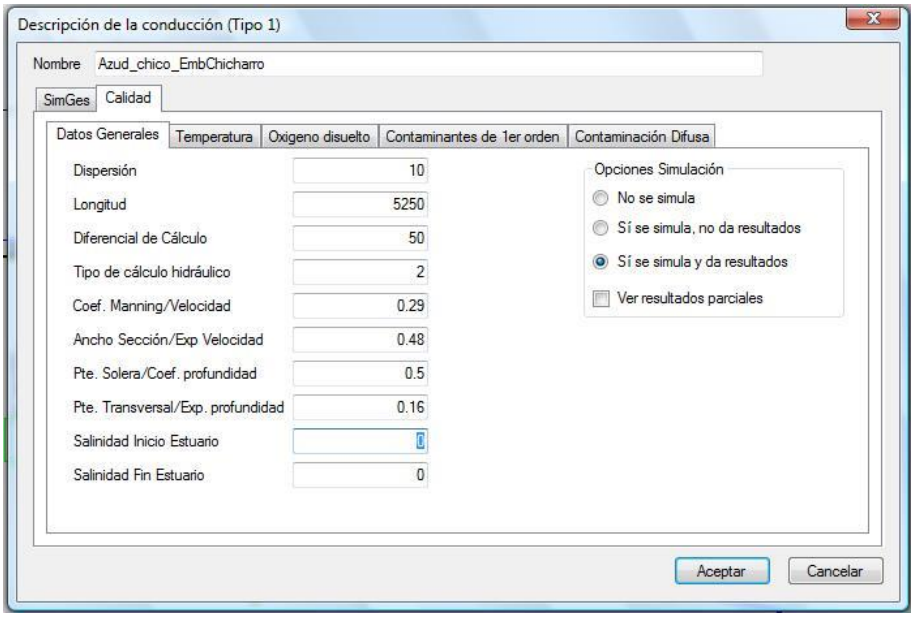


Figura 6. Ficha de datos de generales para la simulación de la calidad de los elementos conducción.

Como se puede ver los datos a introducir se diferencian entre Datos generales, temperatura, oxígeno disuelto, contaminantes de primer orden y contaminación difusa. En nuestro ejemplo en un principio sólo vamos a utilizar las dos primeras solapas.

2.2.1. Datos generales

De los datos generales basta introducir la longitud de la masa de agua y los coeficientes hidráulicos. Los coeficientes hidráulicos nos sirven para caracterizar la hidráulica de los tramos de río mediante relaciones potenciales. Lo que más nos interesa es el tiempo de viaje. Estos coeficientes pueden obtenerse mediante ajustes obtenidos por mediciones simultáneas de ancho, profundo, velocidad y caudal. Las redes biológicas suelen realizar este tipo de muestreos.

De los otros datos podemos remarcar lo siguiente:

El coeficiente de dispersión se puede dejar con un valor de 10 o se puede hacer nulo ya que estamos haciendo la hipótesis de que nuestro río es muy advectivo y que la dispersión es despreciable.

En cuanto al diferencial de cálculo un valor de 50 metros es un valor adecuado en la mayor parte de los casos.

El valor de "Tipo de cálculo hidráulico" debe mantenerse en 2 para que el análisis hidráulico lo realice con relaciones potenciales. En caso de querer utilizar el método de Manning tendríamos que poner el valor de 1.

La salinidad a inicio y final de estuario se pueden dejar con valores nulos.

En cuanto a las opciones de simulación la opción por defecto simula la conducción y saca resultados globales de la misma. Más adelante se profundizará más sobre estas opciones.

2.2.2. Temperatura

En este ejemplo la temperatura no se modela sino que se introduce como input de cada masa de agua. Para la introducción de los datos se debe seleccionar la pestaña de "temperatura".

La temperatura se introduce mediante un valor base y una curva temporal. Si los valores temporales de la curva son los valores definitivos es importante hacer la temperatura base igual a 1 ya que por defecto viene con el valor de 20.

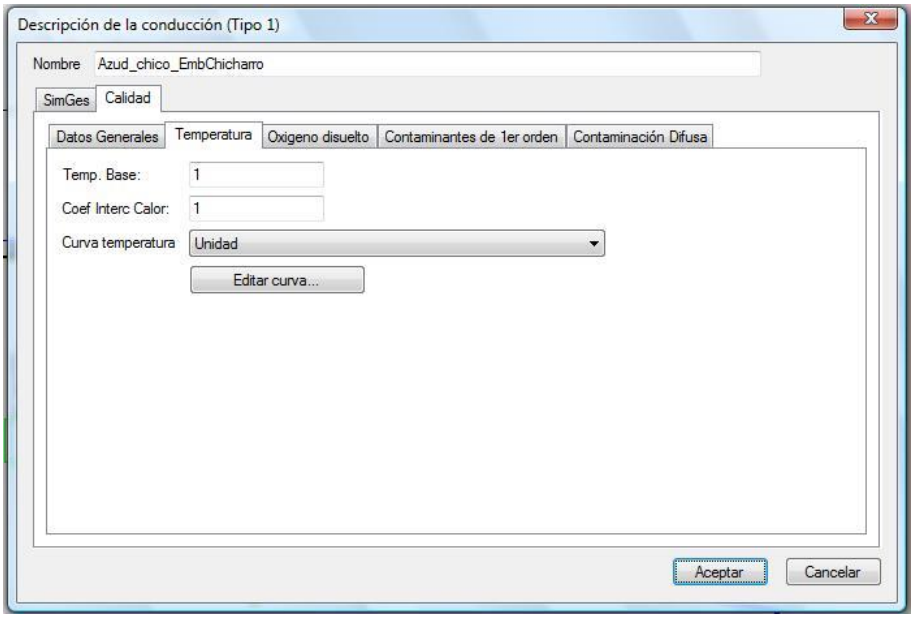


Figura 7. Datos de temperatura de conducciones.

Para introducir la curva temporal (tanto para temperatura como para otros parámetros que se verán más adelante) se edita el gestor de curvas temporales mediante el botón "Editar curva". El gestor de curvas, Figura 8, permite crear, editar y visualizar diferentes curvas temporales para la temperatura y otras variables. Para una mayor comodidad se puede introducir todas las curvas a la vez y luego asignar a cada caso la curva correspondiente.

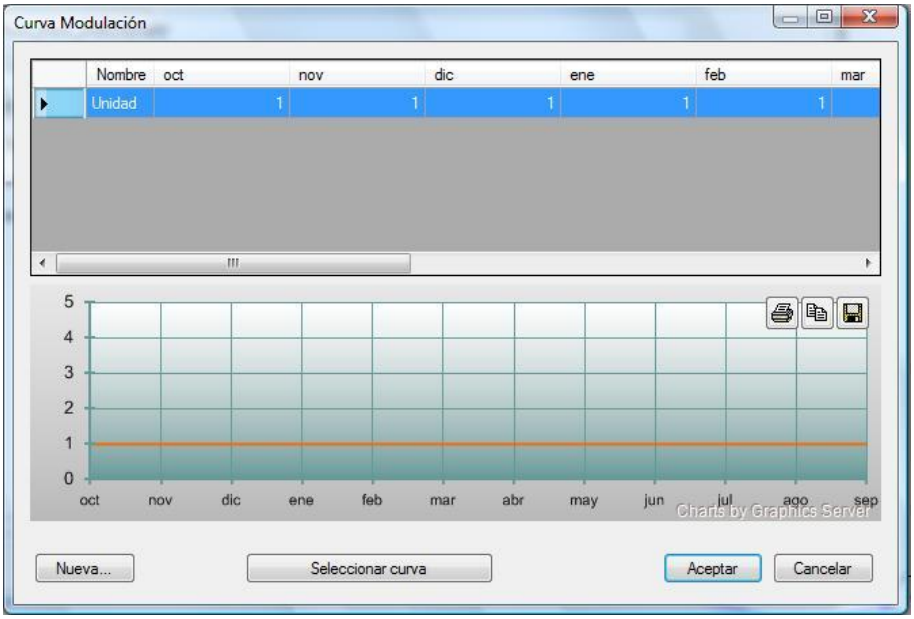


Figura 8. Gestor de curvas temporales

Para agregar una nueva curva basta con hacer clic sobre el botón “Nueva...”. La información a introducir es un nombre para la curva y los 12 valores mensuales que definen la variabilidad temporal.

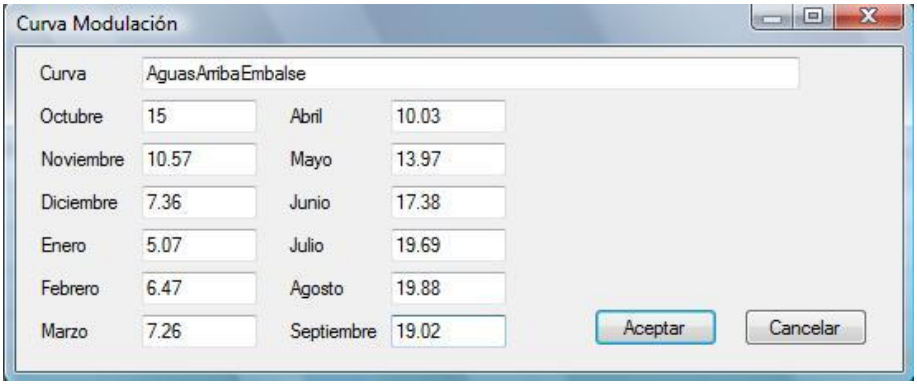


Figura 9. Creación de una nueva curva temporal

Una vez introducidas todas las curvas se pueden consultar en el editor.

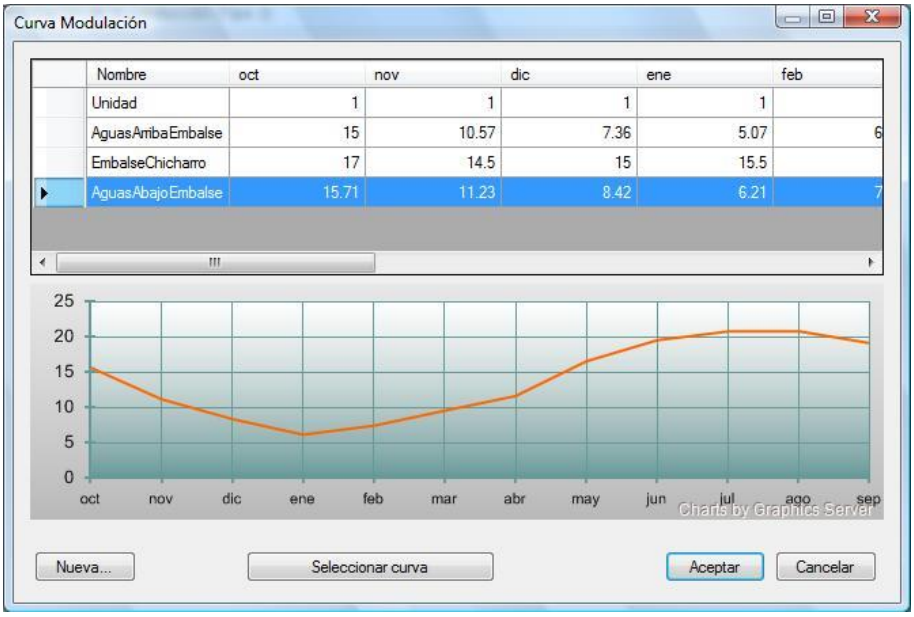


Figura 10. Almacenamiento de curvas temporales en el gestor de curvas.

Cuando se ha creado se debe volver a la ficha de la conducción en la que se estaba trabajando y asignar la curva que contiene la variabilidad temporal de la temperatura de esa masa de agua, Figura 11.

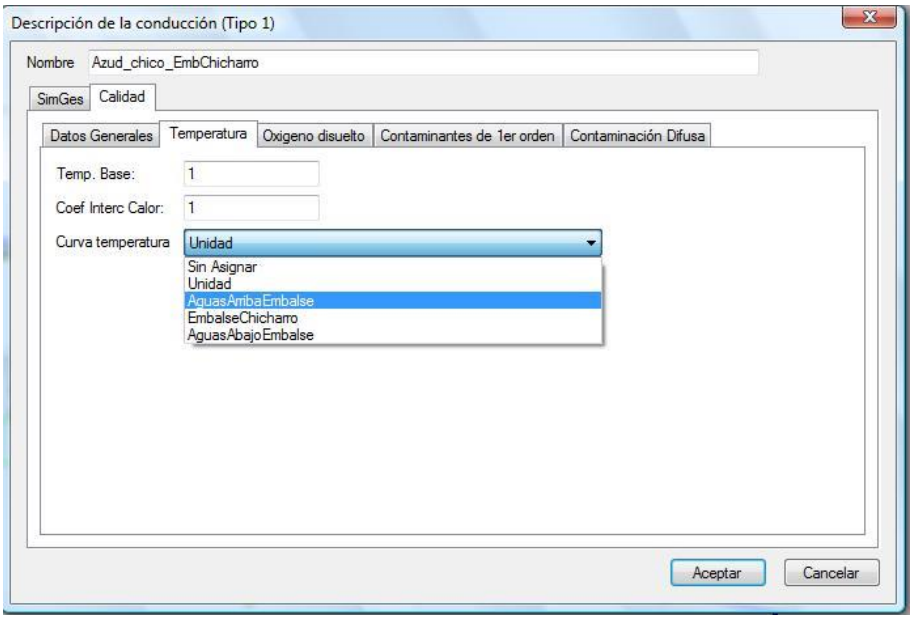


Figura 11. Asignación de curva de temperatura en una conducción.

De la misma forma se puede introducir toda la información necesaria del resto de conducciones.

2.3. Datos de Embalses.

Para introducir la información sobre los embalses basta con seleccionar el embalse y acceder a la pestaña de calidad de la ficha del elemento, Figura 12.

En esta ficha se encuentran los datos de: generales, temperatura, Oxígeno disuelto, contaminantes de primer orden, condiciones iniciales y flujo de sedimentos. En principio sólo introduciremos los datos generales, los de temperatura y las concentraciones iniciales.

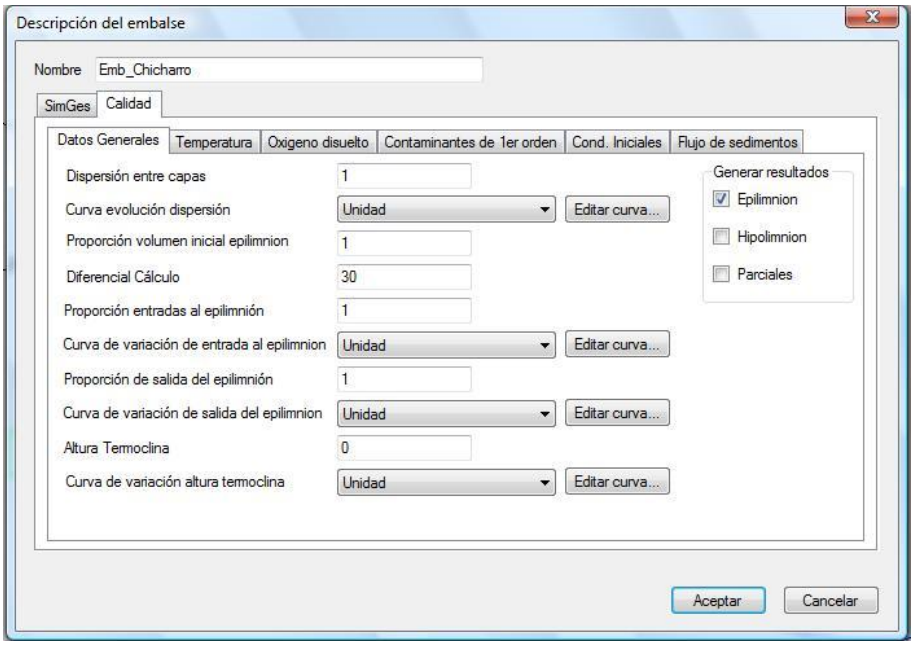


Figura 12. Datos generales para la modelación de la calidad en un embalse.

2.3.1. Datos generales

En la ficha de datos generales, Figura 12, se introducen datos en su mayoría para la simulación de un embalse en dos capas. En este momento se va a considerar el embalse como un tanque completamente mezclado o sea como una sola capa. Para ello la altura de la termoclina debe valer 0 en todo momento. Los datos por defecto corresponden a esta situación.

El otro dato importante es el diferencial de cálculo. Representa el número de intervalos temporales en que se divide el mes. Un valor de 30, representa una escala temporal aproximada diaria.

2.3.2. Temperatura.

Si se ha introducido previamente la curva temporal que representa la temperatura del embalse basta con poner la temperatura base en la unidad y asignar la curva que toca. En caso contrario se introducirá la nueva curva de igual modo que se hizo en las conducciones.

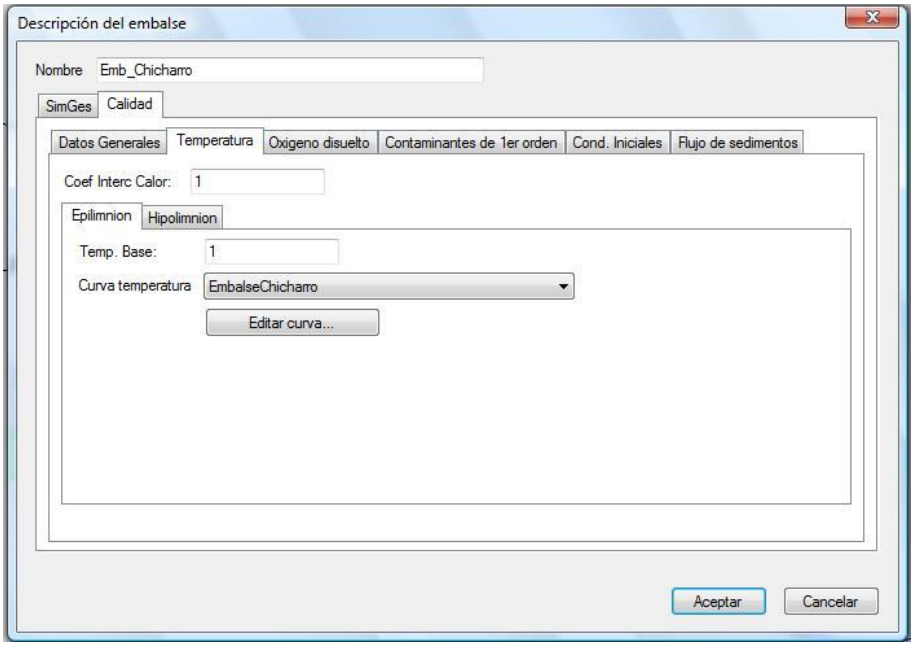


Figura 13. Asignación de la curva de temperatura en el embalse.

Cuando el embalse se simula como completamente mezclado (una capa) los datos, y resultados, se asocian al epilimnion o capa superior.

2.3.3. Condiciones iniciales.

Finalmente en la pestaña de condiciones iniciales se debe introducir las concentraciones de los diferentes constituyentes que se están modelando.

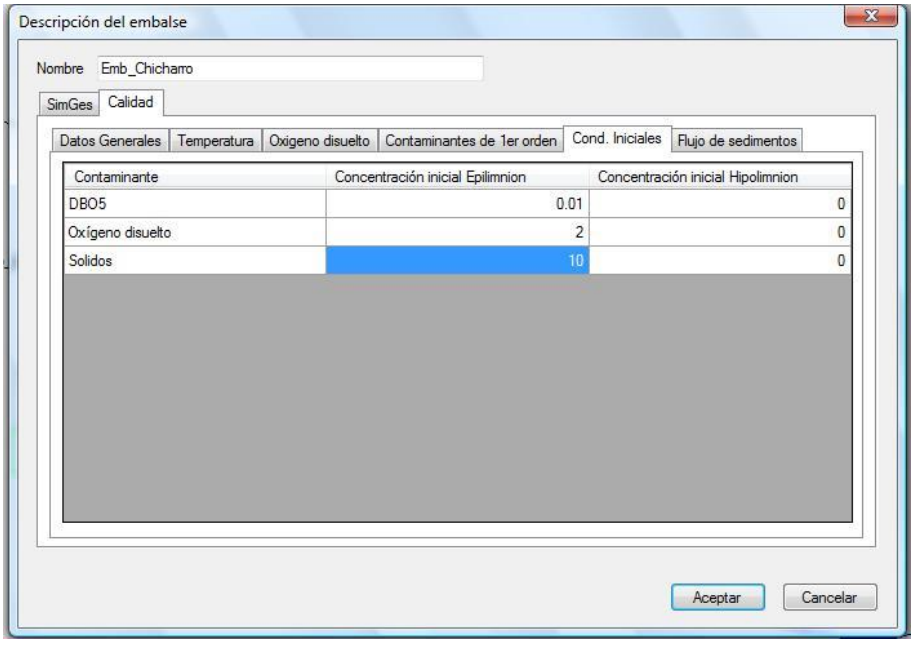


Figura 14. Introducción de concentraciones iniciales en el embalse.

En este caso se debe introducir, en el epilimnion, las concentraciones de Sólidos, DBO_5 y Oxígeno Disuelto. Para estimar las concentraciones iniciales se puede recurrir a las estaciones ICAs ubicadas en el embalse o aguas abajo del mismo o, en caso de disponer de ellos, datos de seguimiento limnológico.

Nota: es importante tener claro las unidades de entrada de concentraciones. Se anima al lector a revisar el manual del modelo GESCAL. En este caso la DBO_5 se introduce como mg/l de DBO_5 y los otros dos constituyentes en mg/l de Oxígeno y mg/l de sólidos suspendidos.

2.3. Datos de Retornos

El vertido de la depuradora de la EDAR de Villa Abajo se ha modelado con un elemento de retorno. Para incluir las concentraciones con las que vierte la depuradora basta con editar el elemento, ver Figura 15.

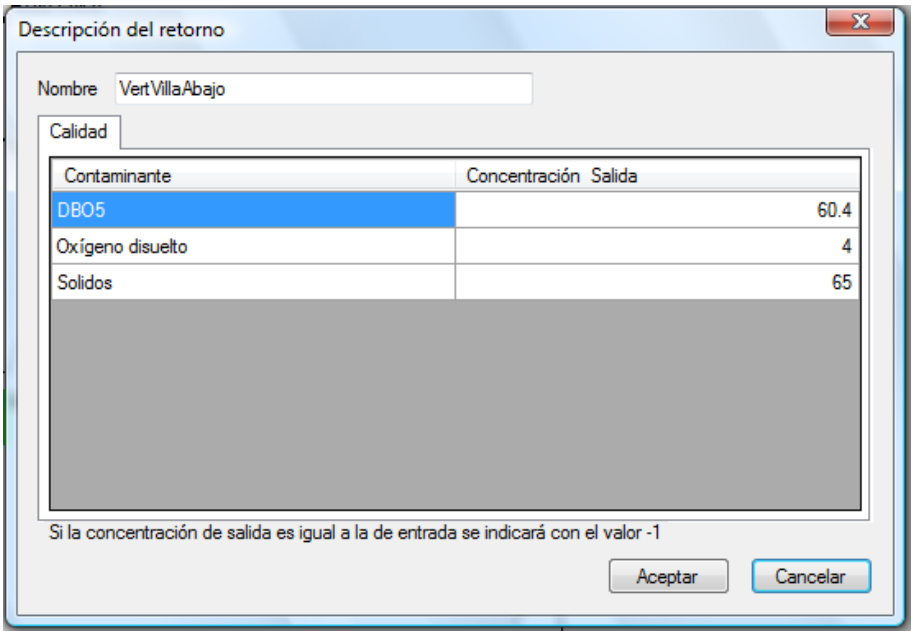


Figura 15. Introducción de concentraciones de salida del retorno.

Se debe comentar que un vertido se puede modelar como un elemento de aportación o como un elemento de retorno. Ambas formas tienen ventajas e inconvenientes. La modelación como aportación permite dar variabilidad temporal tanto del volumen de vertido como de las concentraciones. Por otro lado los retornos representan una relación con el suministro que en el caso de las aportaciones no se produce.

2.4. Datos de aportaciones

Los datos de las aportaciones se introducen vía fichero. Este archivo contiene las concentraciones de los diferentes constituyentes que se están modelando para las aportaciones consideradas. En el manual técnico del módulo GESCAL se indica el formato de este fichero. Antes de realizar la simulación debe copiarse el fichero de aportaciones de calidad dentro de la carpeta de estudio. En este caso el fichero se ha llamado “AportaCal.apo” y se encuentra en la carpeta de datos.

Es de destacar que, en general, se tiene pocos años de datos de calidad si se comparan con la longitud de las series de datos de aportaciones cuantitativas.

Finalmente remarcar que el orden de las columnas de aportaciones de GESCAL no tiene porque coincidir con el del archivo de aportaciones de SIMGES. El orden debe coincidir con la creación de aportaciones en el modelo. Adelantar también que está previsto para la próxima versión de Aquatooldma que estos datos sean requeridos a través de interface y queden almacenados en la base de datos.

Los datos de las concentraciones de las aportaciones se han obtenido de algunas de las estaciones de calidad de la red ICA. Se debe hacer notar que algunas de las estaciones se utilizan como entrada al modelo mientras que el resto se utilizan para la calibración del mismo. La decisión sobre donde comienza el modelo y que datos son entradas debe realizarse en la fase de diseño del modelo.

Como referencia general, los datos procedentes de cauces en régimen natural son útilies como aproximación de la calidad de las aportaciones en zonas similares. Mientras que las estaciones de medida afectadas por vertidos u otros procesos serán más útiles para calibrar el modelo.

3. Simulación y análisis de resultados

3.1 Simulación.

En este momento se tiene el modelo de simulación de la calidad montado a falta de simular para empezar a calibrar los parámetros. Antes de simular con GESCAL se debe simular con SIMGES sólo el período en que se va a simular la calidad. Para ello volvemos a simular el modelo SIMGES desde 1996 y para un período de 4 años. Se debe llamar la atención aquí sobre la diferencia entre las simulaciones con SIMGES que se hacían para evaluar las garantías del sistema y esta simulación. En este caso, se debe calibrar el modelo de simulación para reproducir la gestión histórica del periodo simulado, la cual no tiene por qué coincidir con la analizada en el primer caso.

Figura 16. Simulación de SIMGES para el período en que se disponen datos de calidad.

Una vez se ha realizado la simulación con SIMGES para el período indicado se puede hacer con GESCAL. Para ello se debe acceder al menú de Modelos/GESCAL/Ejecutar GESCAL.

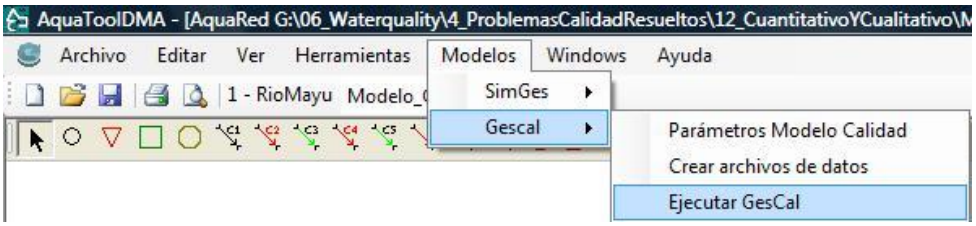


Figura 17. Acceso a la simulación de GESCAL.

En ese momento se escriben los archivos de entrada al modelo y se hace la llamada al módulo matemático. Si no se han cometido errores aparecerá la pantalla de la Figura 18 en la que se irán mostrando los años y meses de simulación y finalmente una etiqueta de “Fin de proceso”. Una vez aparece esta etiqueta se debe pulsar el botón aceptar para que la pantalla desaparezca y se pueden acceder a los resultados de las simulaciones.

Figura 18. Modelo GESCAL en funcionamiento.

En caso de que, por cualquier causa, la simulación diera un mensaje de error deberíamos comprobar el archivo de gestión de errores. Esto se puede ver en la interfaz mediante el menú Ver/Resultados de GESCAL/Incidencias del modelo.

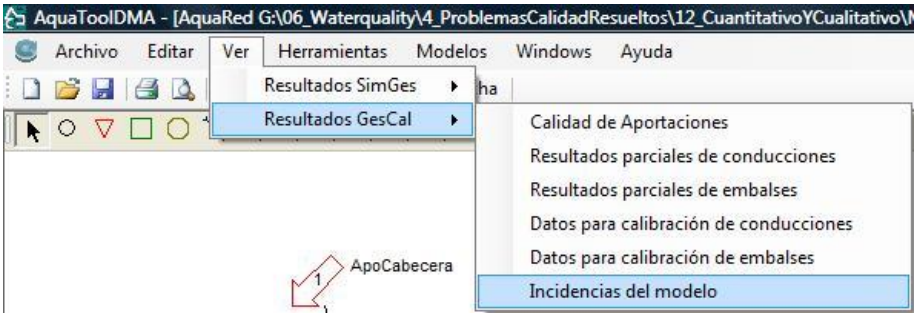


Figura 19. Acceso al archivo de incidencias.

3.2. Análisis de resultados.

Una vez que se ha realizado una simulación el acceso a los resultados es similar a lo visto para SIMGES. Cambiar el modo de edición de datos por el modo de acceso a resultados con un "click" sobre el texto “Ficha” en la barra de herramientas que cambiará a “Gráfico”.

Figura 20. Elección entre los modos de edición o visualización de resultados.

Una vez que aparece el modo “Gráfico” al acceder a cualquier elemento del esquema mediante un doble-clic se mostrará sus resultados activándose el Gestor de gráficos. En un principio los resultados que se muestran son los de las simulaciones cuantitativas. Para ver los resultados de calidad se debe seleccionar en el desplegable “tipo” si queremos visualizar los resultados de la calidad de un embalse o de un tramo de río.

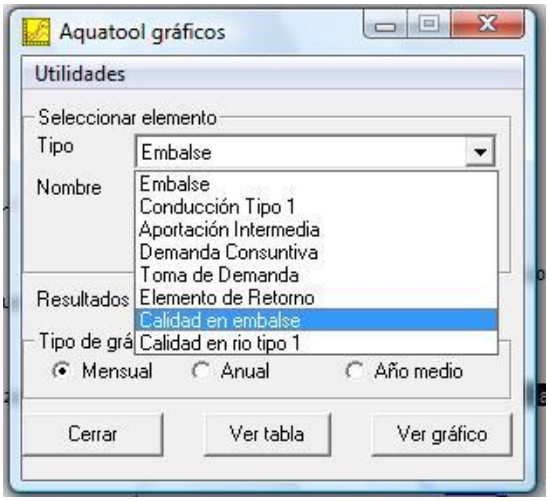
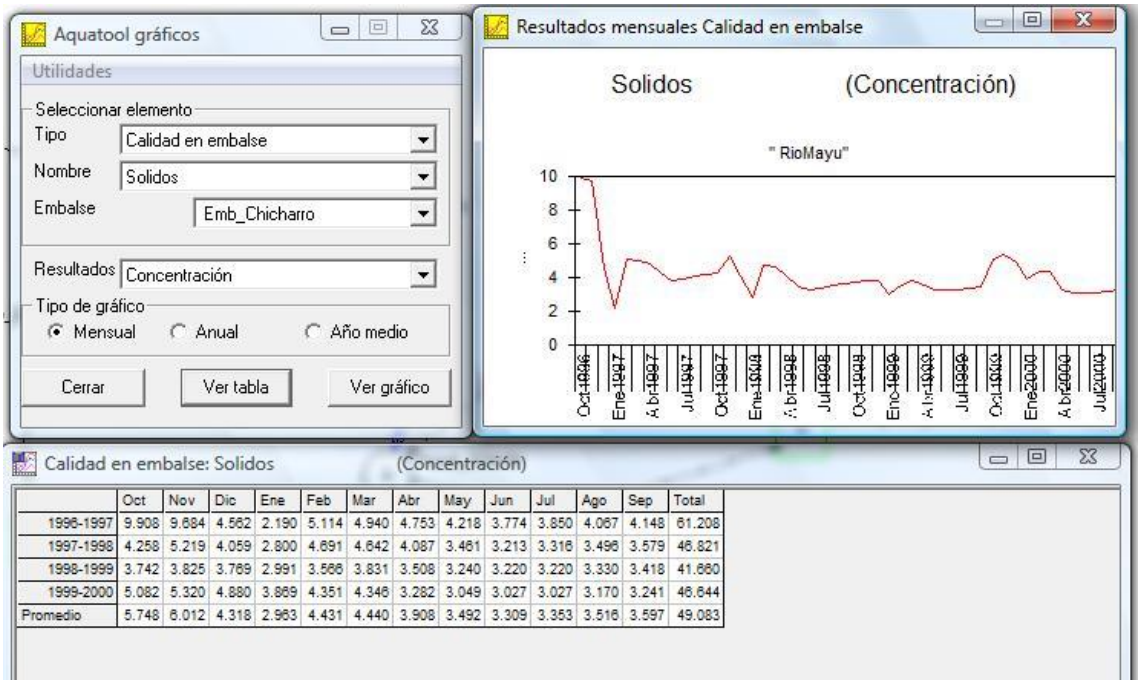


Figura 21. Acceso a los resultados de calidad en embalse o tramo de río desde el gestor de gráficos.

Una vez realizado esto en el campo “Nombre” se debe seleccionar que constituyente se quiere visualizar.

De este modo se accederá al gráfico y/o tabla de las concentraciones simuladas del constituyente y elemento elegidos.



	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Total
1996-1997	9.908	9.684	4.562	2.190	5.114	4.940	4.753	4.218	3.774	3.850	4.067	4.148	61.208
1997-1998	4.258	5.219	4.059	2.800	4.691	4.642	4.087	3.461	3.213	3.316	3.496	3.579	46.821
1998-1999	3.742	3.825	3.769	2.991	3.566	3.831	3.508	3.240	3.220	3.220	3.330	3.418	41.660
1999-2000	5.082	5.320	4.880	3.889	4.351	4.346	3.282	3.049	3.027	3.027	3.170	3.241	46.644
Promedio	5.748	6.012	4.318	2.963	4.431	4.440	3.908	3.492	3.309	3.353	3.516	3.597	49.083

Figura 22. Resultados del módulo de calidad.

3.2.1. Resultados en gráfico dinámico.

Antes de comenzar esta actividad se debe copiar el archivo “observados.csv” ubicada en la carpeta de los datos en la carpeta del escenario de trabajo. Esto se debe realizar de forma manual.

Debido a la gran cantidad de elementos que suelen haber en los modelos, y que los constituyentes modelados suelen ser varios, los resultados de modelación de la calidad suelen ser bastante numerosos. Esto, junto a la

necesidad de realizar calibraciones ha llevado a dar la posibilidad de exportar los resultados a una aplicación de gráfico dinámico que permite el tratamiento de datos masivos de una forma cómoda y sencilla.

Para ello, desde el gestor de gráficos en el menú Utilidades/Gráfico dinámico de GESCAL/Nuevo.

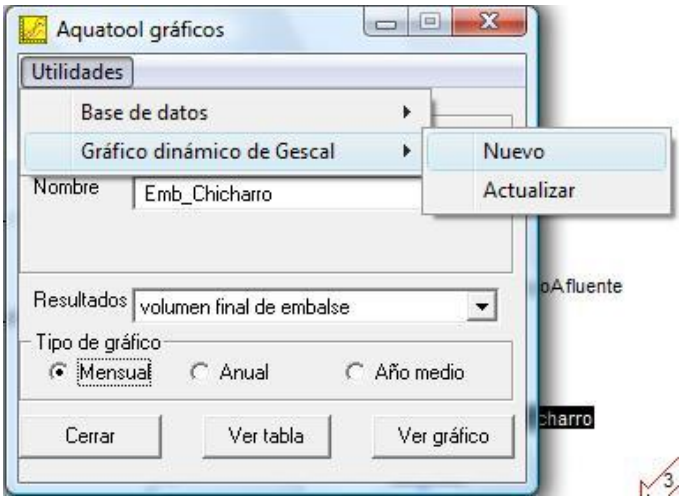


Figura 23. Creación de un gráfico dinámico con los resultados.

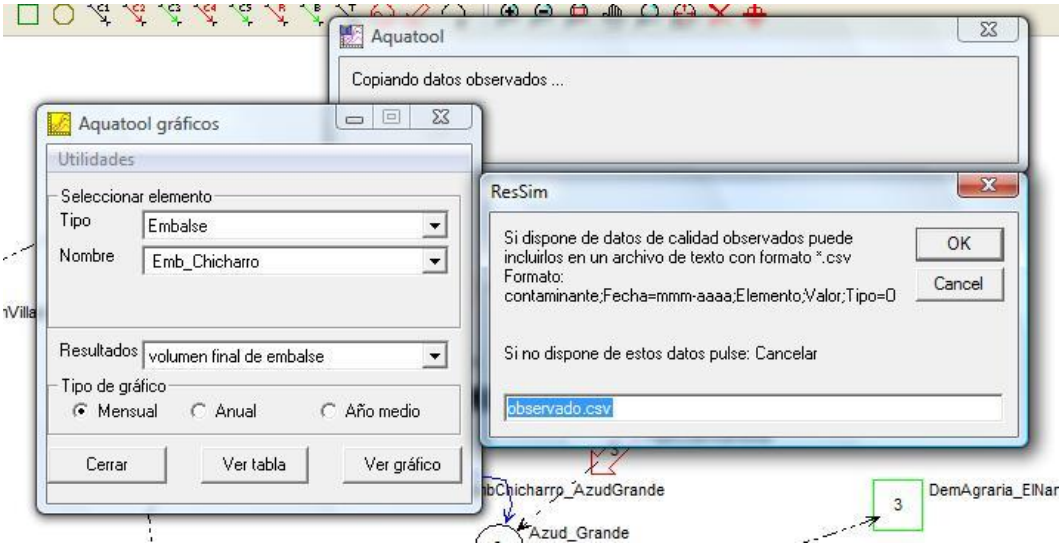


Figura 24. Definición del archivo de datos de observados.

Seguidamente el programa nos preguntará si disponemos de un archivo de datos observados para su comparación. El formato que debe contener este archivo se describe en el manual técnico de GESCAL. Si no se dispone de este archivo basta seleccionar la opción “Cancelar”. Si disponemos de este archivo, como es el caso, previamente a realizar esta operación debemos copiar el archivo a la carpeta de trabajo del modelo.

El programa abrirá un archivo Excel con un gráfico dinámico en el que se tienen todos los resultados y datos observados, Figura 25.

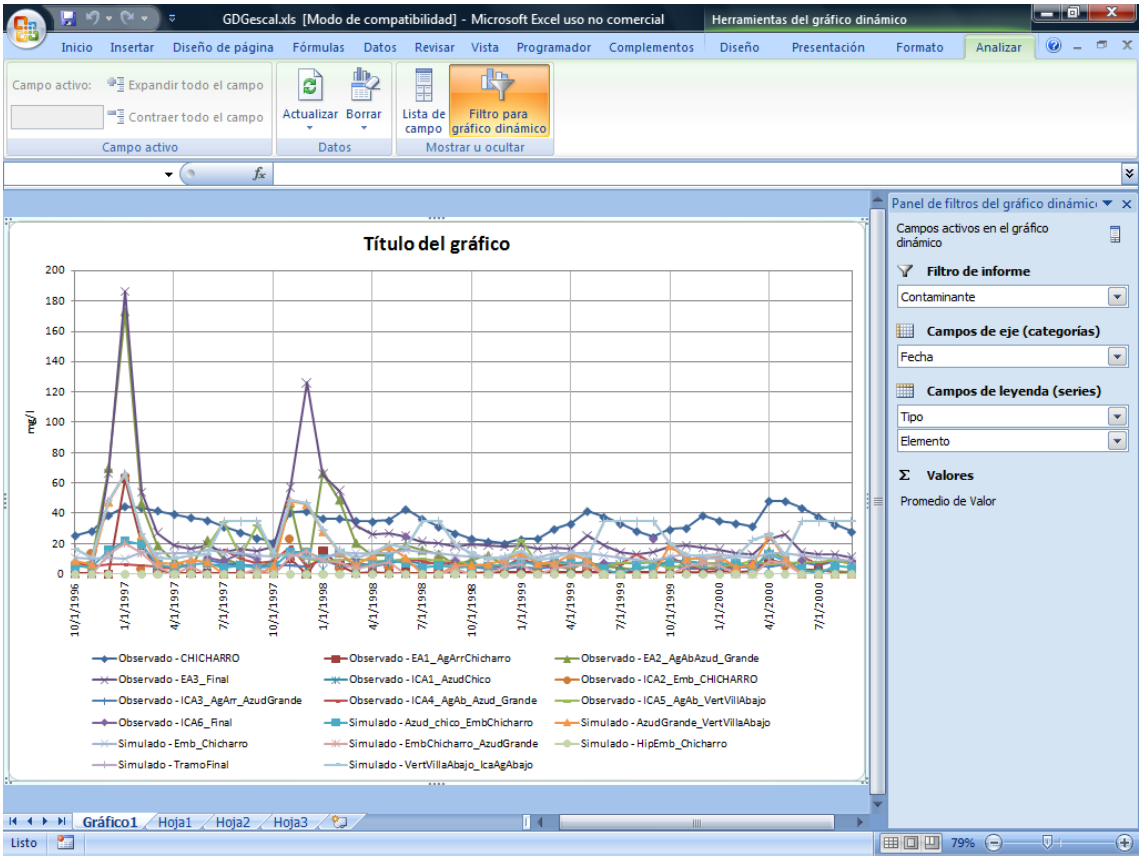


Figura 25. Gráfico dinámico con los resultados de la simulación y los datos observados.

A partir de ese momento se pueden ir haciendo filtros de contaminante, estaciones y fechas de los resultados que se quieres mostrar.

Hay que mencionar que las figuras, sobre el gráfico dinámico, que se muestran en este documento están obtenidas del programa Office Vista. Las ventanas son diferentes, aunque el concepto es el mismo, si se utilizan versiones anteriores de Office.

Por ejemplo se puede seleccionar como contaminante a visualizar el oxígeno disuelto.

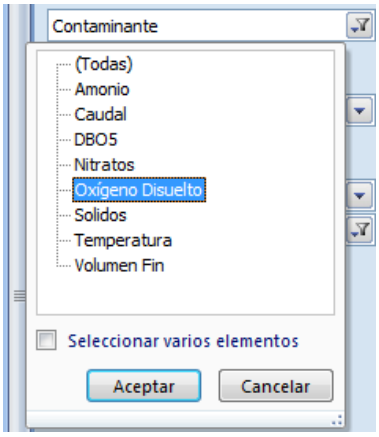


Figura 26. Filtro del contaminante

Y como estaciones a visualizar la estación "Ica1_Azud chico" (valor observado) versus el elemento "Azud_chico_EmbChicharro". Con lo que se obtiene el gráfico de la Figura 28.

Figura 27. Filtro por elementos.

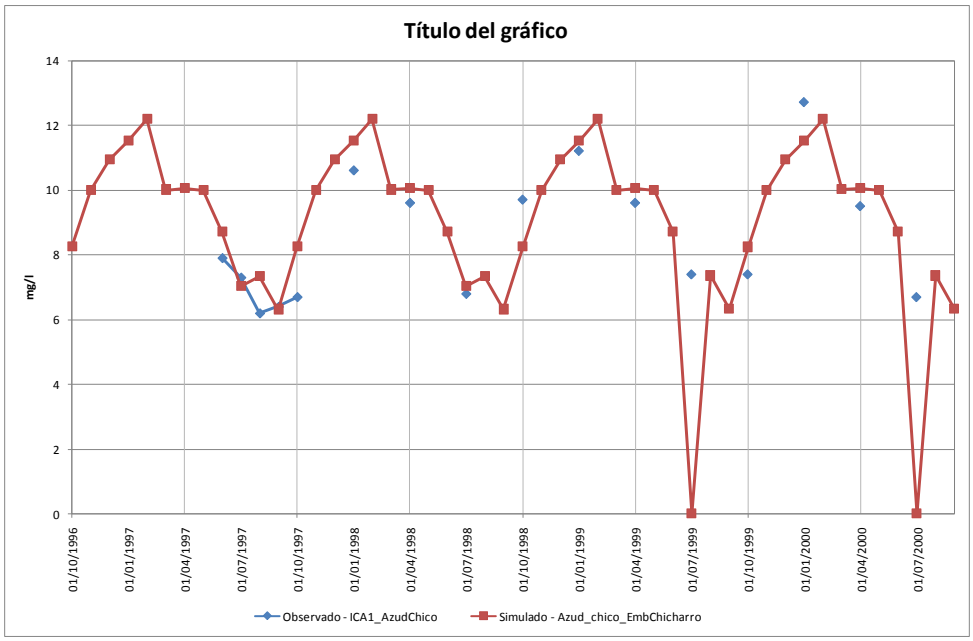


Figura 28. Gráfico de concentraciones de oxígeno disuelto. Simulado y Observado.

3.2.2. Actualización de resultados.

Para realizar el proceso de calibración es necesario hacer múltiples simulaciones variando los parámetros del modelo para ver los resultados. No es necesario iniciar en cada simulación el gráfico dinámico con los nuevos resultados, basta con actualizar los resultados cada vez que se cambia algún parámetro y se realiza un nueva simulación de la calidad. Para ello, una vez realizada la simulación, ir al menú del gestor de gráficos *Utilidades/Gráfico dinámico de GESCAL/Actualizar*.

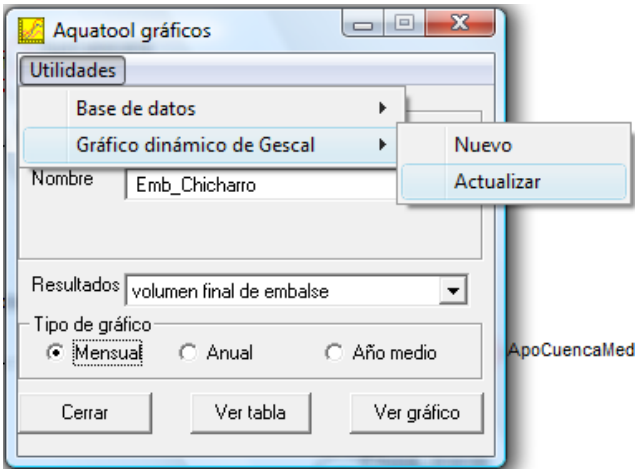
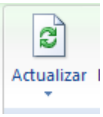


Figura 29. Actualización de los resultados del gráfico dinámico desde el programa de gráficos.

Una vez realizado este paso basta con pulsar el botón de actualizar del gráfico dinámico.



No es necesario cerrar y abrir el gestor de gráficos cada vez que se haga una simulación. Por otra parte hay que recordar que no hace falta simular el modelo SIMGES a no ser que se haya variado algún dato que modifique las variaciones de flujos en el sistema.

4. Calibración

En este momento se dispone del modelo funcionando con las entradas y datos físicos introducidos. Sin embargo para que el modelo de calidad este completo se debe realizar un proceso de calibración de los parámetros del mismo. Este proceso se puede realizar mediante cualquier técnica matemática de ajuste de parámetros o simplemente mediante la visualización de los resultados medidos frente a los simulados.

En cuanto a qué comparar, en el archivo de datos se adjunta la siguiente tabla para establecer que elementos deben de compararse con los resultados.

Caudales		
Estación	**Modelo**	**A comparar**
CHICHARRO	Emb_Chicharro	Volumen Final
EA1_AgAbChicharro	EmbChicharro_AzudGrande	Caudal
EA2_AgAbAzGrande	AzudGrande_VertVillaAbajo	Caudal
Calidad		
Estación	**Modelo**	**A comparar**
ICA1_AzudChico	AzudChico_EmbChicharro	Constituyentes
ICA2_EmbChicharro	Emb_Chicharro	Constituyentes
ICA3_AgArr_Azud Grande	Emb_AzudChico	Constituyentes
ICA4_AgAb_AzudGrande	AzudChico_VertitoVillaAbajo	Constituyentes
ICA5_AgAb_VertVillAb	VertVillaAbajo_IcaAgAbajo	Constituyentes
ICA6_Final	Tramo Final	Constituyentes

Tabla 1. Relación entre puntos de medición y resultados del modelo para comparación.

Para establecer los puntos de comparativa se ha de tener en cuenta que el modelo da como resultado las concentraciones a final del tramo.

4.1. Calibración de caudales y volúmenes de embalse.

El primer aspecto que de debe comprobar es el cuantitativo. La comparación de los volúmenes de embalses y caudales en estaciones de aforo nos indica si el modelo responde a la realidad del sistema y a la gestión que se está realizando. Este proceso es una forma de comprobar el modelo de simulación y dar una mayor robustez.

Al comparar la evolución del volumen embalsado medida en la realidad frente a lo estimado por el modelo se pueden ver diferencias apreciables sobre todo en los primeros años (Figura 30). Sin embargo esta comparación puede considerarse muy buena, dada la incertidumbre que se tiene sobre los verdaderos consumos históricos y la falta de exactitud en la restitución de las aportaciones naturales.

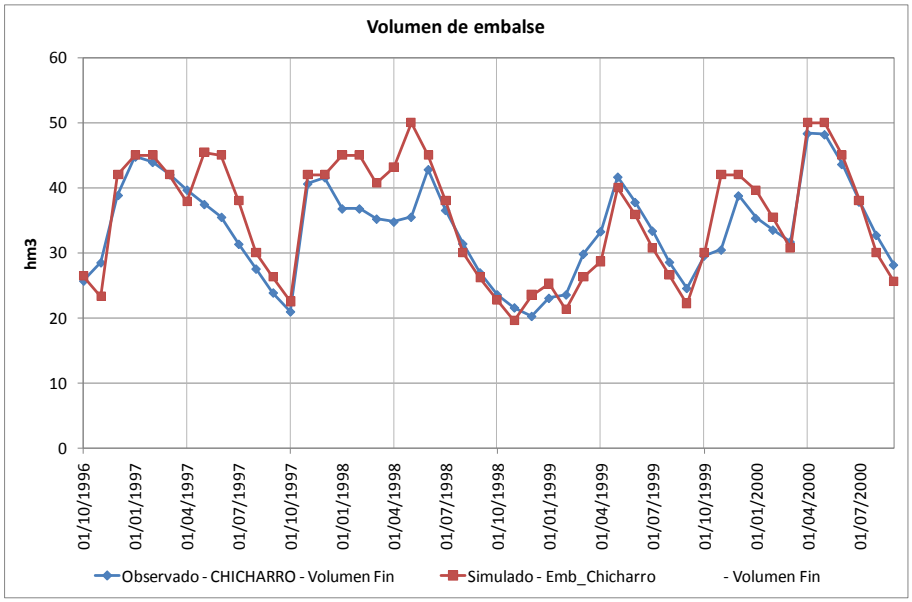


Figura 30. Comparativa del volumen simulado versus el observado en el embalse de Chicharro.

En segundo lugar comparamos los caudales simulados y observados aguas abajo del embalse de Chicharro. Como se puede ver la estación de aforos muestra unos caudales muy bajos y planos a partir de abril de 1998. El modelo, sin embargo muestra un caudal circulante bastante superior en los momentos de invierno y nulo en muchos meses de verano.

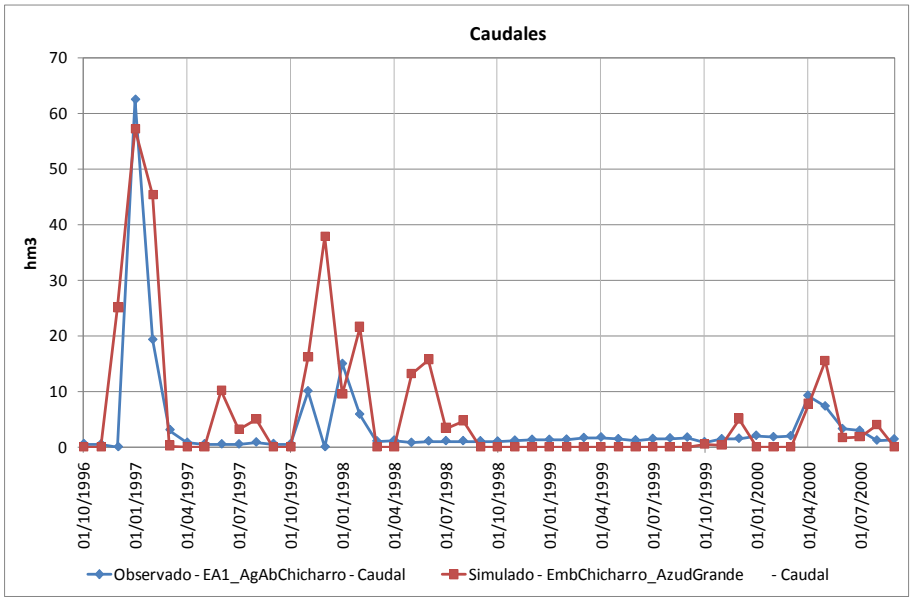


Figura 31. Comparativa de caudales aguas abajo del embalse.

Aunque los caudales superiores a los observados deberían ser investigados. Es muy importante evitar los caudales nulos que da el modelo ya que no podremos simular la calidad en ausencia de agua. Este efecto es bastante normal, ya que el modelo SIMGES solo simula el paso de agua si este es necesario. Mientras que en muchos puntos no se establece caudales mínimos de forma oficial pero no se suele gestionar dejando sin caudal los ríos. Por ello es conveniente definir un caudal mínimo en ese tramo de río. Para ello se puede escoger el mínimo histórico, o uno de los mínimos. En este caso, un valor de 1hm^3/mes podría ser un valor adecuado.

El mismo problema se tiene aguas abajo del azud Grande. Para este caso, analizando los datos históricos, un caudal adecuado podrías ser 2 hm^3/mes.

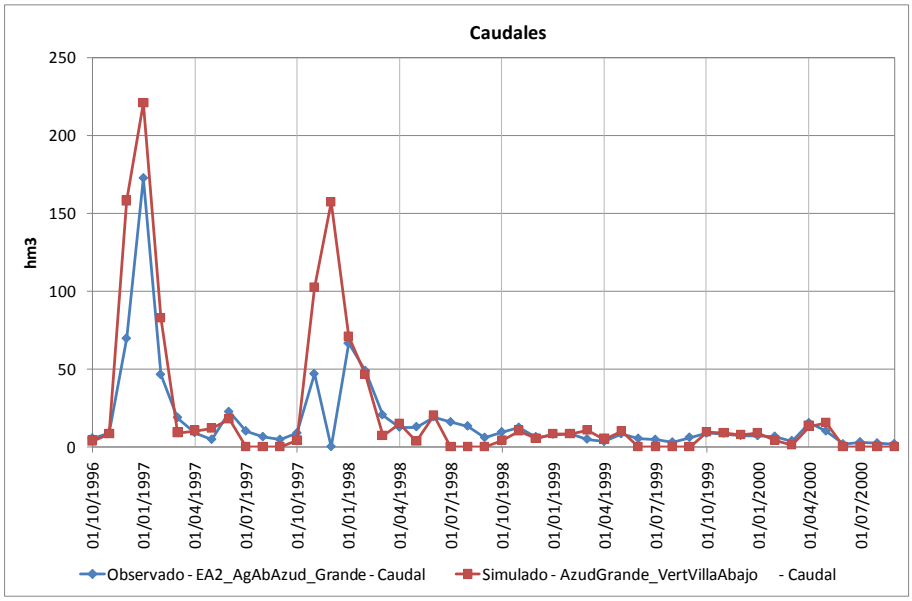


Figura 32. Comparativa de caudales aguas abajo del azud Grande.

La incorporación al modelo de estos caudales mínimos al modelo se realiza seleccionando las conducciones donde se quiere incorporar y definiéndolos como caudal mínimo.

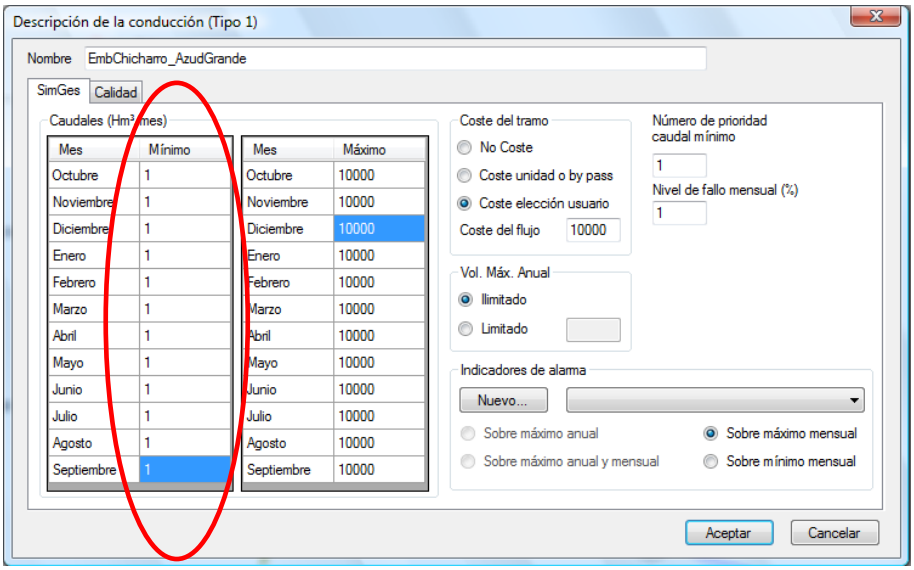


Figura 33. Definición de un caudal mínimo en una conducción.

Una vez modificado este caudal mínimo se debe volver a simular los modelos SIMGES y GESCAL y actualizar los resultados para que los cambios tengan efecto.

No se ahonda más en el tema de la calibración de los volúmenes de embalse y de los caudales debido a que no es el motivo de este ejercicio y porque el modelo propuesto es una simplificación muy burda del caso real en donde se han medido esos datos.

4.2. Comparativa de concentraciones.

El siguiente paso sería ir comparando las concentraciones de los sólidos suspendidos, DBO5 y Oxígeno disuelto entre las estaciones de calidad y los elementos correspondientes, según Tabla 1. Conviene ir realizando la comparativa de aguas arriba a aguas abajo.

4.2.1. Sólidos suspendidos.

Para la calibración de los sólidos suspendidos se dispone de la velocidad de sedimentación, v_s. Valores normales entre 0.01 y 1 m/d. Depende del tipo de sólidos ya que arcillas o limos pueden presentar valores mucho más altos de sedimentación. Un primer valor aproximado, si se nota un efecto de sedimentación en la masa de agua, puede ser 0.2 m/d. Este dato se asigna en la ficha de la conducción, en la pestaña "Contaminantes de 1er Orden".

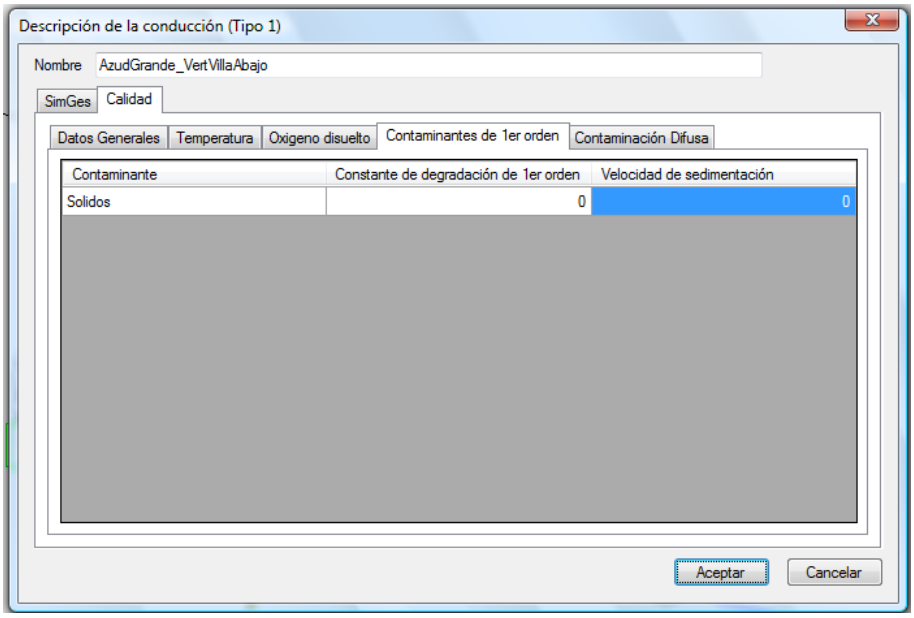


Figura 34. Definición de la velocidad de sedimentación en una conducción.

4.2.2. Materia orgánica y oxígeno disuelto

Para la DBO5 se dispone de la velocidad de sedimentación, V_{sd}, y la constante de degradación, K_d, de la materia orgánica. Los valores de la bibliografía para la velocidad de sedimentación se centran entre 0.01-0.36 m/d. Para la constante de degradación se encuentran valores entre 0.02 y 3.4 $dias^{-1}$.

En cuanto al oxígeno disuelto la constante de reaireación, K_a, con valores entre 0 y 100. Si damos un valor de "-1" el programa lo calcula internamente utilizando el método de Covar.

Los parámetros de la materia orgánica y el oxígeno disuelto se fijan en la pestaña "Oxígeno Disuelto" de la conducción correspondiente, Figura 35.

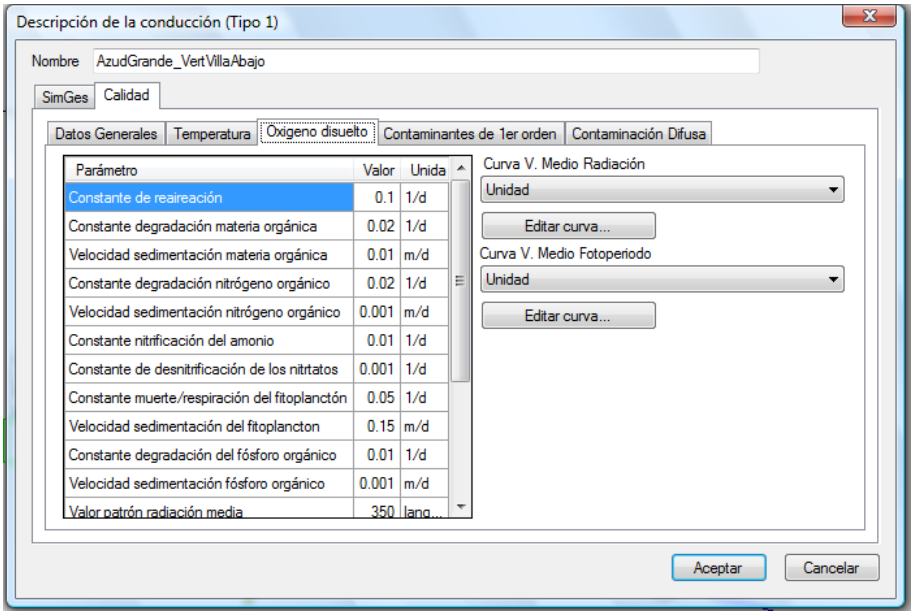


Figura 35. Definición de parámetros para simulación del oxígeno disuelto.

Al comparar las concentraciones en el primer punto "ICA1_Azud Chico" se puede ver que las concentraciones son muy similares debido a que la estación que se he escogido para caracterizar las aportaciones de cabecera está muy cercana a este primer punto de comparativa. Además no hay ninguna afección antrópica en la zona. En algunos meses se presentan concentraciones nulas debido a que ese mes no circula caudal por ese tramo de río.

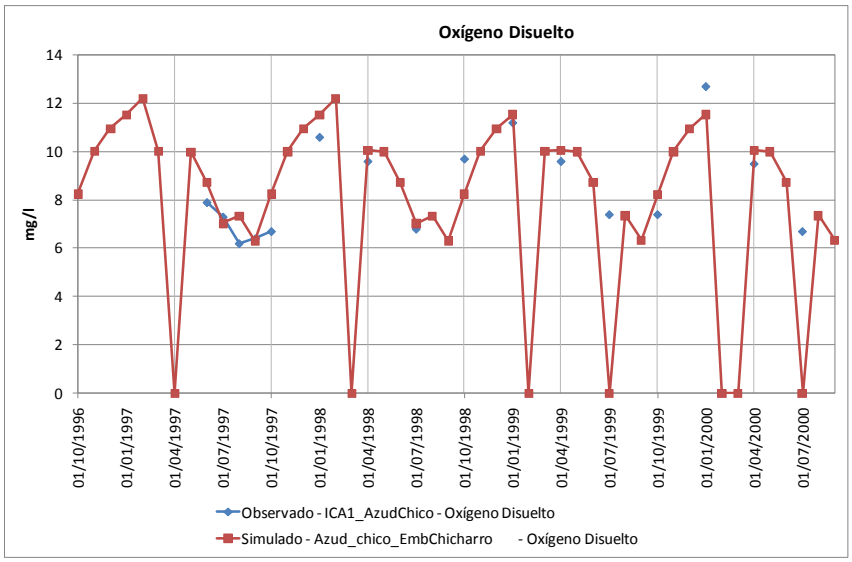


Figura 36. Comparativa de las concentraciones de oxígeno disuelto aguas arriba del embalse.

4.2.3. Zona aguas abajo del embalse.

Al analizar la comparativa en el embalse y aguas abajo del mismo se puede ver que el oxígeno disuelto presenta, en la realidad, una mayor variabilidad debido a los procesos que no se están teniendo en cuenta en el embalse como puede ser la estratificación. Por otro lado la materia orgánica aparece con valores muy naturales, del orden de 2mg/l, por lo que el modelo presenta un valor muy plano.

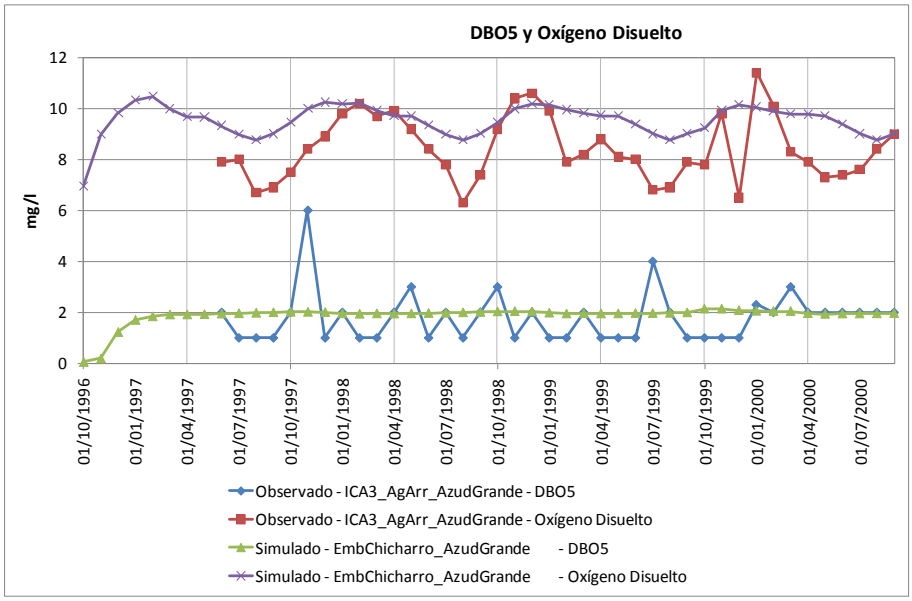


Figura 37. Comparativa de las concentraciones oxígeno disuelto y la DBO_5 aguas abajo del embalse.

Se puede decir que, a falta de solucionar el problema del oxígeno disuelto, los parámetros seleccionados en esta zona del modelo deben de ser muy bajos o nulos ya que estamos ante una zona de muy baja presión.

Aguas abajo, comparando la ICA número 4 con la conducción "Azud Grande_VertVilla Abajo" se puede ver que el modelo se ajusta casi totalmente a la realidad.

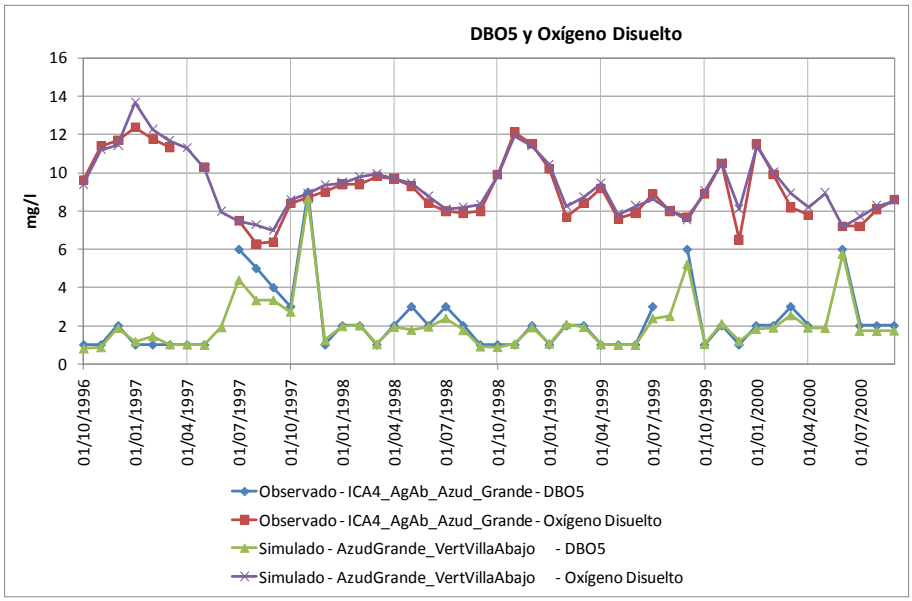


Figura 38. Comparativa de las concentraciones de oxígeno y DBO_5 aguas abajo del Azud Grande.

Esto se debe a que casi la totalidad del caudal que circula aguas abajo del azud Grande proviene del afluente de la cuenca media. La aportación de la cuenca media se ha caracterizado por una estación de calidad muy cercana a la confluencia y de ahí esa coincidencia casi completa.

Esta es una situación bastante común en muchos modelos, que en algunos puntos suaviza errores en la modelación que se van arrastrando de aguas arriba hacia aguas abajo.

4.2.4. Zona aguas abajo del vertido.

Aguas abajo de este punto se encuentra la zona más contaminada de la cuenca debida fundamentalmente al vertido de Villa Abajo. Merece una mayor atención en cuanto a lo que a la calibración se refiere.

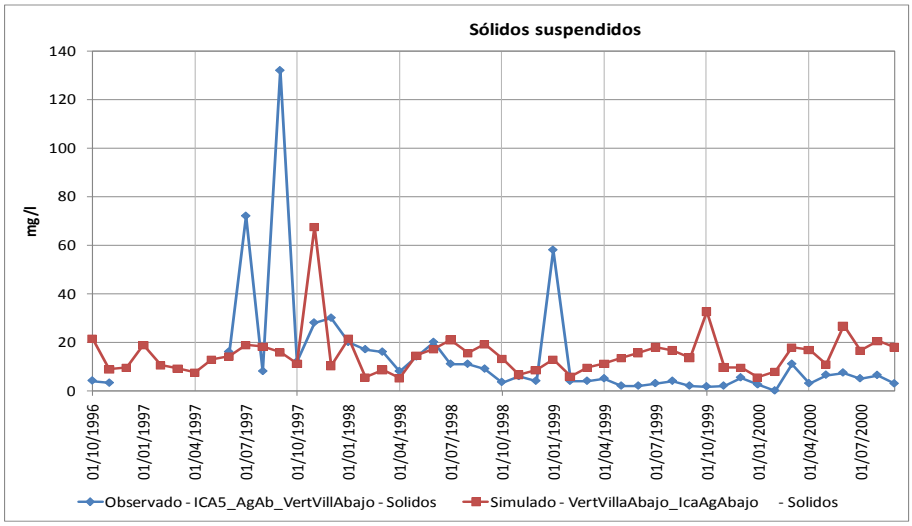


Figura 39. Comparativa de las concentraciones de sólidos suspendidos aguas abajo del vertido de Villa Abajo.

Si analizamos, sin haber calibrado ningún parámetro, la estación aguas abajo del vertido vemos que los sólidos suspendidos se estiman inferiores en algunas puntas que presentan los datos observados y superiores en la mayor parte de los meses. En este caso convendría "jugar" un poco con el parámetro de la velocidad de sedimentación para ver su efecto.

Después de realizar bastantes pruebas se puede obtener un ajusta bueno con una velocidad de sedimentación del orden de 0.3 m/d. La Figura 39 representa la comparativa con velocidad de sedimentación nula y la Figura 40 representa la calibración final.

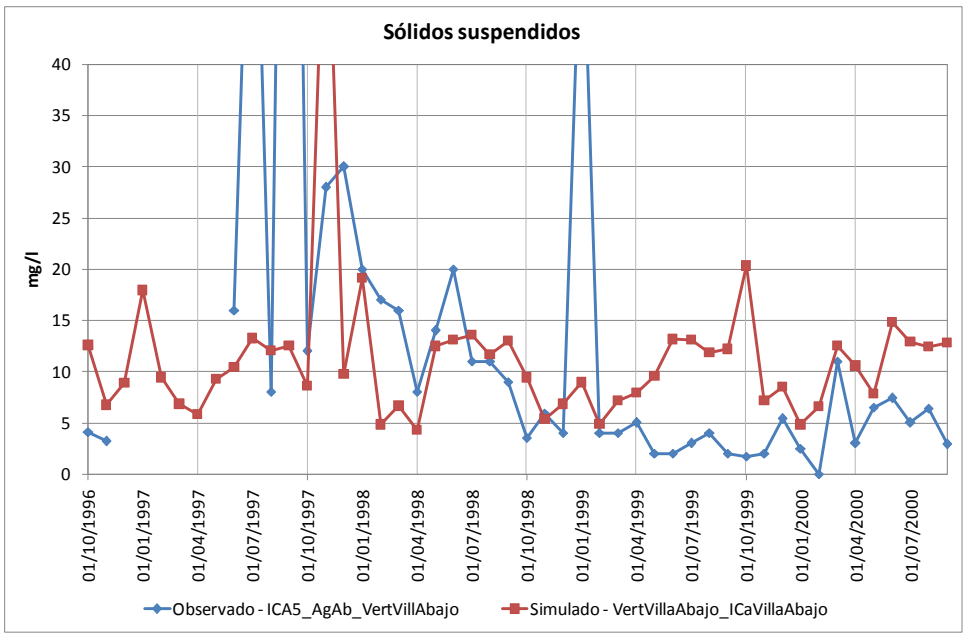


Figura 40. Comparativa de las concentraciones de sólidos suspendidos aguas abajo del vertido de Villa Abajo con una velocidad de sedimentación de 0.7 (m/d).

Analizando, en el mismo punto, la materia orgánica y el oxígeno disuelto se observan diferencias muy significativas. Se ha asumido que la constante de reaireación se estime por el método de Covar. Posteriormente se comprobarán los valores de reaireación que se están estimando. En la Figura 41 se compara en la ICA 5 antes y después de calibrarla DBO5 y el Oxígeno disuelto.

Como se puede ver el ajuste, una vez calibrado, mejora mucho. Sin embargo las concentraciones de oxígeno disuelto quedan un poco por encima de los valores reales.

Figura 41: Comparativa aguas abajo del vertido. Sin calibración y con ajuste de parámetros.

Seguidamente también se grafican los ajustes obtenidos en el punto final de la cuenca. Se ha asumido que los parámetros ajustados para el primer tramo se mantienen en el segundo. El ajuste es bueno para la DBO_5 aunque el oxígeno disuelto queda bastante por encima. Por otro lado, las velocidades de sedimentación se deberían disminuir porque, en general, inmediatamente aguas abajo del vertido es donde se produce una mayor sedimentación.

Llegados a este punto hay que mencionar que el programa tiene la posibilidad de utilizar una “calibración forzada” tanto para embalse como para conducciones. Esta calibración, en el caso de conducciones, consta de la posibilidad de que en una conducción definida los caudales y concentraciones de entrada se introduzcan por archivo en vez de ser obtenidos del nudo de origen. Este procedimiento tiene sentido en caso de que con el modelo no se consiga obtener unas condiciones de entrada a la conducción suficientemente razonables.

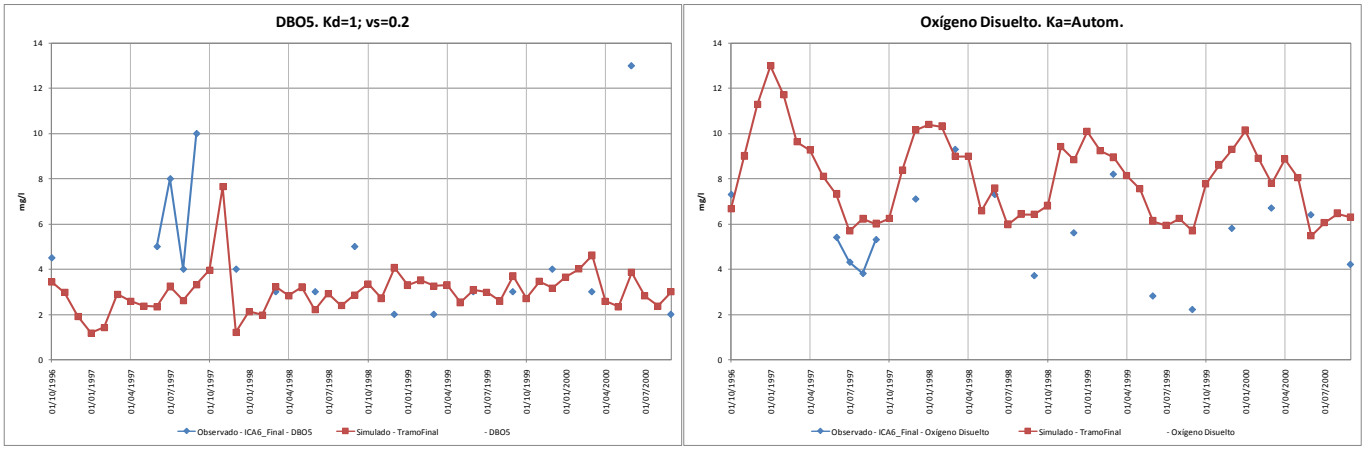


Figura 42: Comparativa en el punto final. Parámetros similares a los propuestos en el tramo de aguas arriba.

5. Simulación del ciclo de nitrógeno.

Una forma de dar mayor robustez al modelo es incluir el ciclo del nitrógeno. Los vertidos urbanos suelen incorporar nitrógeno orgánico, amonio y nitratos al medio natural. La nitrificación de amonio a nitratos consume oxígeno disuelto por lo que es interesante su consideración.

5.1. Formulación del modelo.

En la siguiente figura se muestran los procesos y constituyentes que se incluyen en la segunda opción de modelación del oxígeno disuelto, MOC y ciclo del nitrógeno.

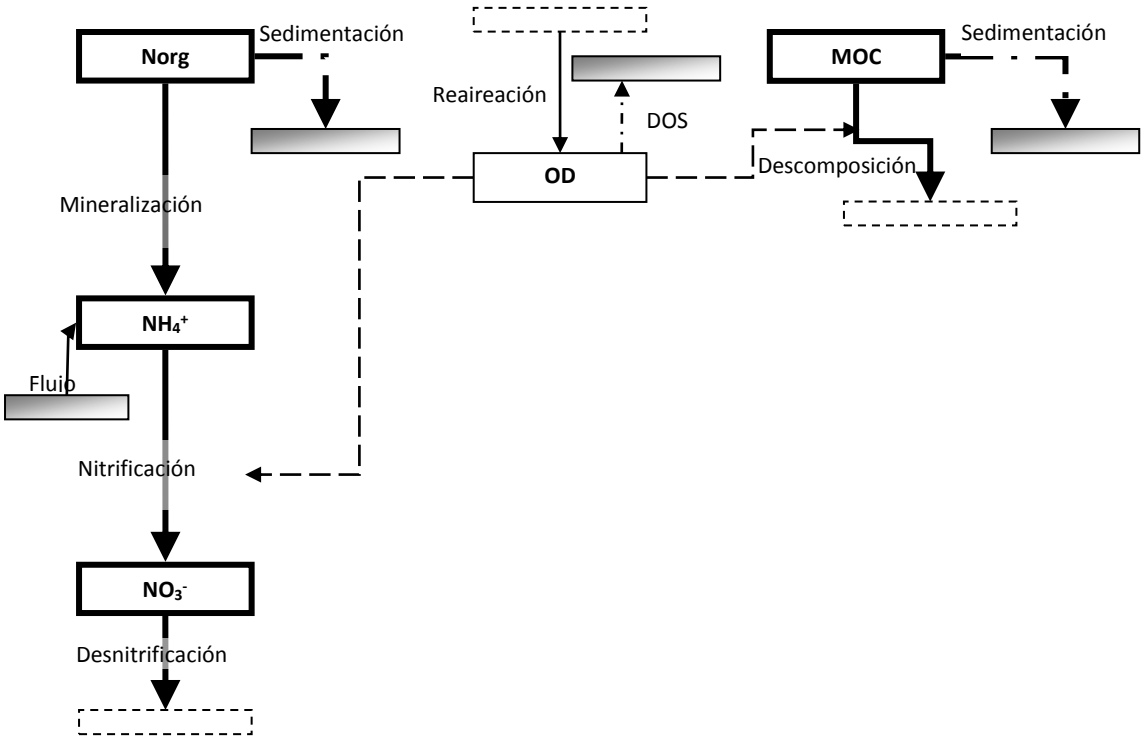


Figura 43. Procesos considerados en la modelación del oxígeno disuelto junto con el ciclo del nitrógeno

Para el nitrógeno orgánico se consideran los procesos de mineralización y sedimentación:

$$\sum W_i = -K_{Noa}\theta_{noa}^{T-20}N_o - \frac{VS_{No}}{h}N_o \qquad (1)$$

Donde: K_{noa} representa la constante de mineralización (día^{-1}); θ_{noa} representa el coeficiente de corrección de la constante anterior por temperatura; N_o es la concentración de nitrógeno orgánico (MT^{-1}); VS_{NO} velocidad de sedimentación del nitrógeno orgánico (mdía^{-1});

Los procesos considerados sobre el amonio han sido el incremento de concentración por la amonificación del nitrógeno orgánico y la disminución de la misma por la nitrificación. La nitrificación se ha considerado en su totalidad incluyendo el paso de amonio a nitritos y de estos a nitratos.

$$\sum \mathrm{W_i} = +K_{Noa}\theta_{Knoa}^{T-20}N_o - \left(K_{Nai}\theta_{nai}^{T-20}\frac{O}{O+K_{n1/2}}\right)N_a \qquad (2)$$

Donde: N_a representa la concentración de amonio (NH_4^+) en el río (mgl^{-1}); K_{Nai} es la constante de nitrificación de paso a nitritos (día^{-1}) θ_{nai} es la corrección por temperatura de la constante de nitrificación; $K_{n1/2}$ es la constante de semisaturación del nitrógeno (mgl^{-1}); O es la concentración de oxígeno disuelto

Los nitratos y nitritos se modelan de forma conjunta debido a la rapidez con que los primeros se oxidan a la forma más reducida. En el proceso de modelación de los nitratos se tiene en cuenta el efecto del incremento de concentración por la transformación de amonio y la disminución de los mismos por posibles procesos de desnitrificación. Esta desnitrificación sólo se produce en condiciones anaeróbicas.

$$\sum W_i = \left(K_{Nai}\theta_{nai}^{T-20}\frac{O}{O+K_{nai1/2}}\right)N_a - \left(K_{no3}\theta_{no3}^{T-20}\frac{O+K_{no31/2}}{O}\right)N_{o3} \qquad (6)$$

Donde: N_{o3} es la concentración de nitratos (mgl^{-1} –N); K_{no3} representa la constante de desnitrificación (día^{-1}); θ_{no3} es el factor de corrección de temperatura para la constante anterior;

5.2. Ampliación del modelo.

Para aumentar el modelo creado incorporando el ciclo del nitrógeno en primer lugar se accede a los parámetros del modelo de calidad a partir del menú Modelos/Parámetros Modelo Calidad

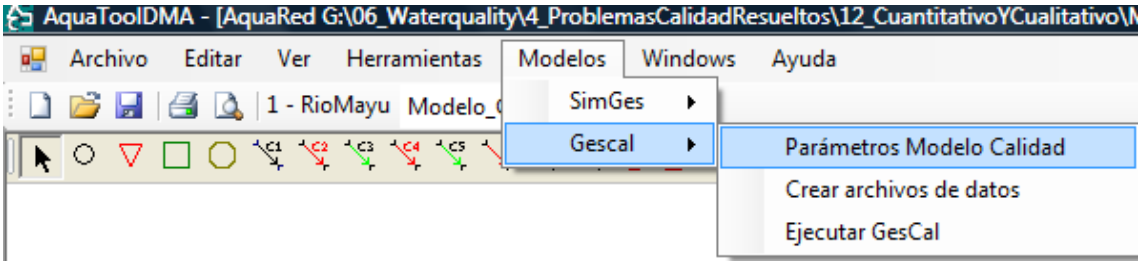


Figura 44. Acceso a los parámetros del modelo de calidad.

Una vez se accede a la pantalla de las opciones se marca la opción "¿Modela Nitrógeno?

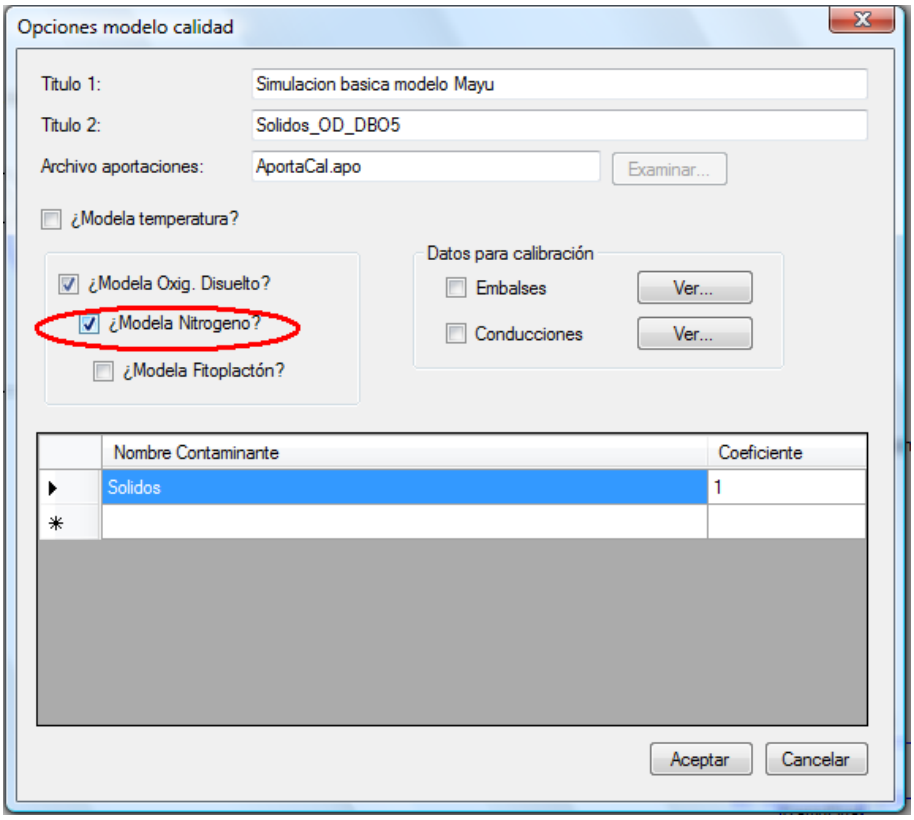


Figura 45. Activación de la modelación del ciclo del nitrógeno en el modelo.

Una vez realizado esto se deben incorporar los datos de aportaciones, condiciones iniciales de embalse y las concentraciones en retornos. La modelación del ciclo del nitrógeno supone incluir datos para el nitrógeno orgánico, al amonio y los nitratos. En general la mayor parte de las estaciones de calidad miden amonio y nitratos. El nitrógeno orgánico no suele medirse aunque es fácil hacer una hipótesis debido a que en aguas poco contaminadas suelen medirse valores realmente bajos. La parte de nitrógeno orgánico de un vertido puede obtenerse si se dispone de medición de amonio y nitrógeno Kjeldahl (TKN).

Se añaden las concentraciones iniciales del embalse accediendo a la pestaña de condiciones iniciales en la ficha del elemento.

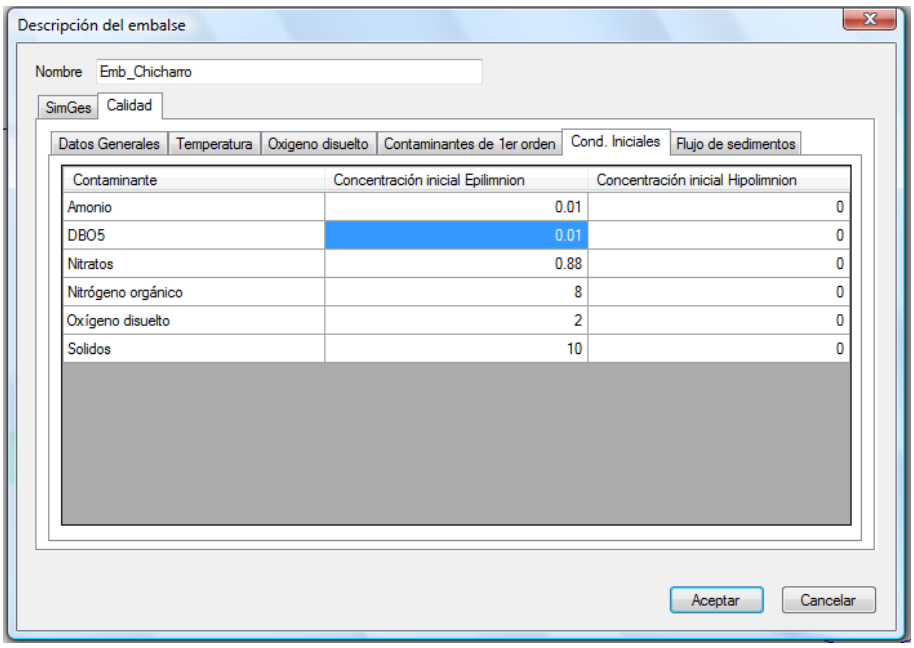


Figura 46. Definición de las concentraciones iniciales de compuestos de nitrógeno en el embalse.

Igualmente, en el retorno se introducen los datos que se disponen del vertido.

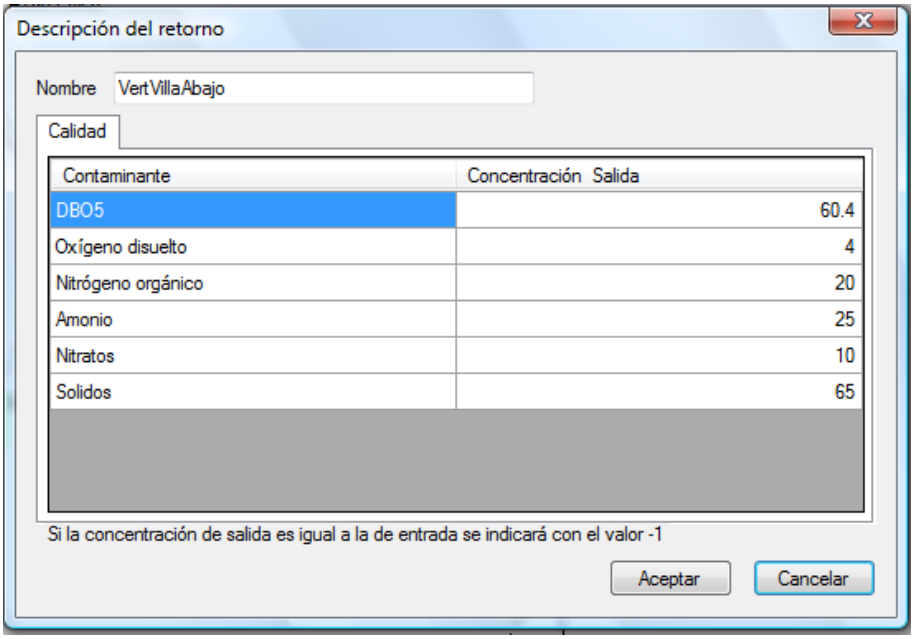


Figura 47. Definición de las concentraciones del retorno para los compuestos de nitrógeno.

5.3. Calibración

Una vez introducidos los datos se hace una primera simulación para comprobar su funcionamiento y visualizar los primeros resultados. Seguidamente se procede a la calibración de las constantes del ciclo del nitrógeno.

Para el ajuste de las concentraciones de nitrógeno orgánico se dispone de la velocidad de sedimentación, V_{sNorg}, y la constante de mineralizacióno de paso amonio, K_{Norg}. Para la velocidad de sedimentación el rango bibliógrafo marca valores entre 0.001 y 0.1 (m/d). En cuanto a la constante de degradación el rango usual se enmarca entre 0.02 y 0.4 (1/d).

El proceso de nitrificación del amonio se rige mediante una única constante, K_{nitr}, con valores entre 0.1 y 1 (1/d).

Para realizar una calibración coherente se debe tener en mente el ciclo del nitrógeno y como la degradación del nitrógeno orgánico aumenta las concentraciones de amonio. La degradación de este produce un consumo de oxígeno disuelto y un aumento de concentraciones de nitratos.

También es importante tener en cuenta que las unidades que se manejan son mg/l de amonio y nitratos y no de mg/l de nitrógeno como sucede en otros programas de modelación de la calidad del agua. Para cambiar esta configuración se anima al usuario a leer el manual de modelo GESCAL y la descripción del archivo de coeficientes.

Para las masas de aguas arriba del Azud Grande las constantes a introducir son realmente bajas ya que, como se ha explicado previamente, la calidad del agua presenta un estado muy natural.

Para la parte baja de la cuenca, tras realizar múltiples iteraciones cambiando los parámetros descritos, se puede obtener un buen ajuste con una constante de mineralización del nitrógeno orgánico de 0.05; una velocidad de sedimentación de 0.075 y una constante de nitrificación de 0.5.

Hay que comprobar las concentraciones de DBO5 y oxígeno disuelto ya que podrían haberse desajustado. Si esto pasa se podrían realizar nuevas iteraciones afinado otra vez los parámetros.

En las siguientes figuras se muestra el ajuste obtenido en el punto aguas abajo del vertido y en el punto final.

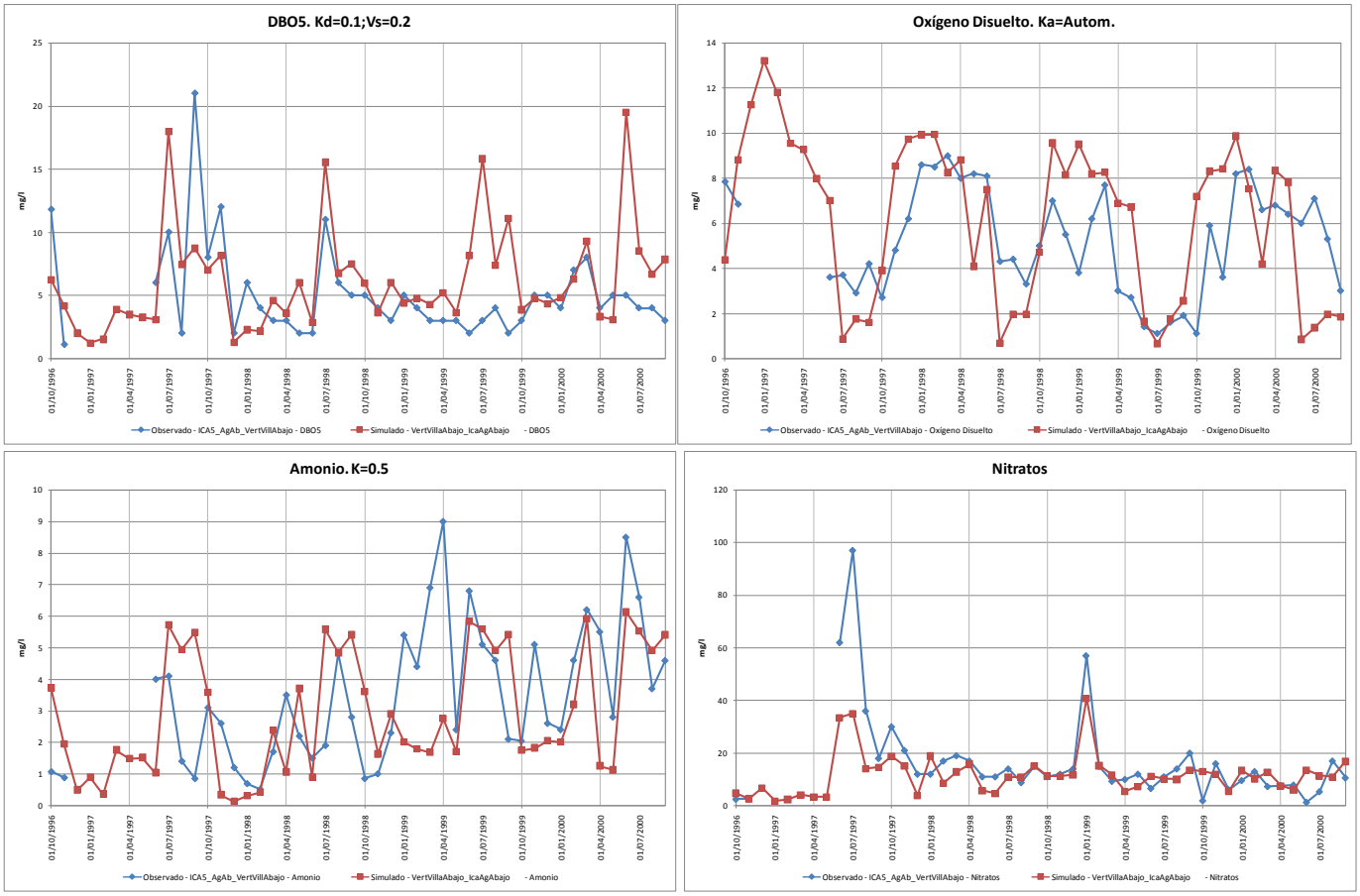


Figura 48: Calibración SS+DBO5+OD+Norg+NH4+NO3. En el tramo desde el vertido a la ICA aguas abajo.

Figura 49: Calibración. SS+DBO5+OD+Norg+NH4+NO3. En el tramo final.

6. Análisis de los datos parciales.

Los resultados que se han visto hasta el momento se corresponden con la concentración al final de la conducción. El modelo estima la concentración de cada conducción en cada tramo de río para cada diferencial de cálculo y para cada mes simulado. Por motivos de memoria sólo produce como resultado la del último punto. Si se quieren ver y analizar estas concentraciones parciales se puede acceder exigiendo que se creen los resultados parciales.

En los tramos de río más contaminados puede ser interesante estudiar la evolución de la calidad dentro de la masa de agua. Para ello basta con acceder a la ficha de la conducción o conducciones deseadas y seleccionar la opción "Resultados parciales".

Nota: de las conducciones que no se modelan no se pueden obtener resultados parciales.

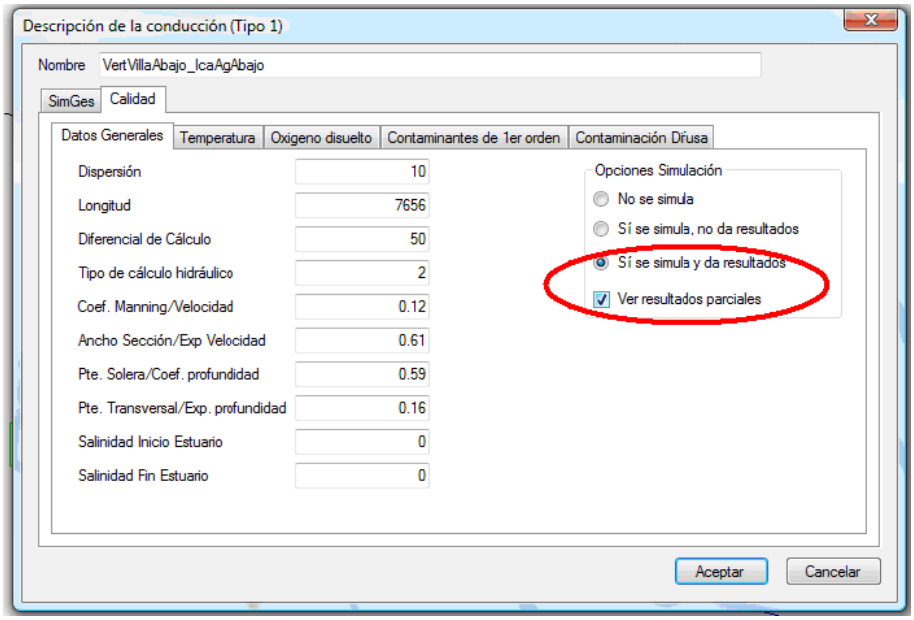


Figura 50: Salida de resultados detallados en conducciones.

El archivo que contiene los resultados parciales se denomina "Conducc.csv" y se puede abrir directamente en una hoja de cálculo. La descripción del archivo de resultados parciales se encuentra en el manual de GESCAL.

Aparte de las concentraciones en cada diferencial de cálculo el archivo presenta una serie de variables que pueden ser de interés como son la velocidad, profundidad, la constante de reaireación o la concentración de saturación del oxígeno disuelto.

Para nuestro caso sería interesante conocer la evolución de los diferentes constituyentes a lo largo del tramo río aguas abajo del vertido de Villa Abajo. Para ello se debe de requerir la obtención de resultados parciales en las dos últimas conducciones del modelo.

Una vez realizada la simulación podemos acceder a los resultados editando el archivo "Conduc.csv" con una hoja de cálculo.

En primer lugar se puede ver que la constante de reaireación determinada por el método de Covar se mueve entre 2.34 y 4.82 (1/d). Esto supone una reaireación medianamente alta para un tramo de río aunque bastante factible.

El momento más crítico, en cuanto a concentraciones de oxígeno disuelto se refiere, es el mes de septiembre de 1999. Analizando el perfil longitudinal de oxígeno disuelto y materia orgánica se puede ver un descenso muy acusado de concentración de oxígeno disuelto en los primeros 4.5 km para luego seguir con una tendencia

descendente hasta los últimos 2 km en donde se ve que el río comienza a recuperarse. El perfil de la DBO5 muestra un cambio de tendencia en el segundo tramo ya que se ha disminuido la velocidad de sedimentación.

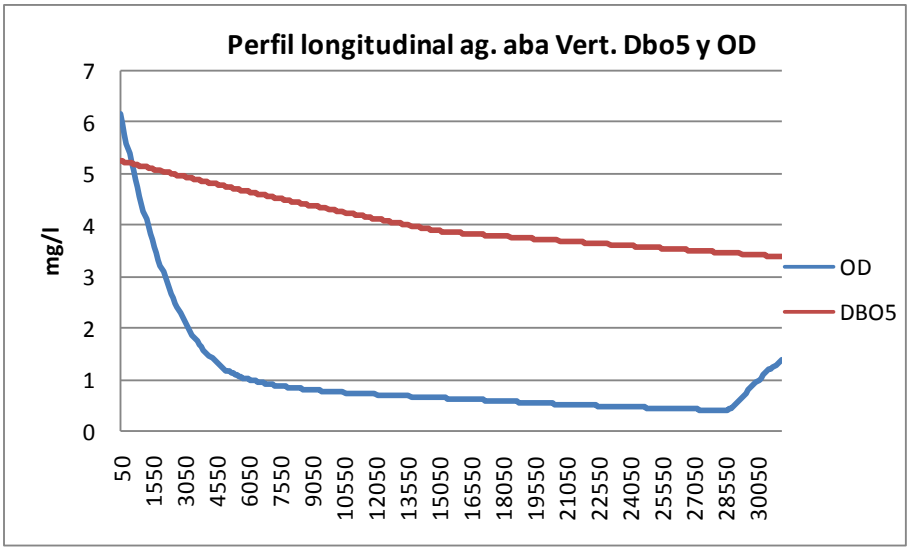


Figura 51. Concentraciones de DBO_5 y Oxígeno disuelto a lo largo del tramo aguas abajo del vertido.

Es importante darse cuenta de que la concentración mínima no se da a final del tramo final sino un poco antes. Analizando los resultados parciales se puede obtener la concentración mínima en el punto más crítico de todo el río.

Analizando los perfiles de nitrógeno se puede ver cómo el amonio tiene una clara tendencia descendente fruto del balance negativo entre el amonio que se crea por la amonificación del nitrógeno orgánico y del que se pierde por la nitrificación. Por otro lado, como era de esperar, las concentraciones de nitratos aumentan significativamente fruto de la degradación del amonio.

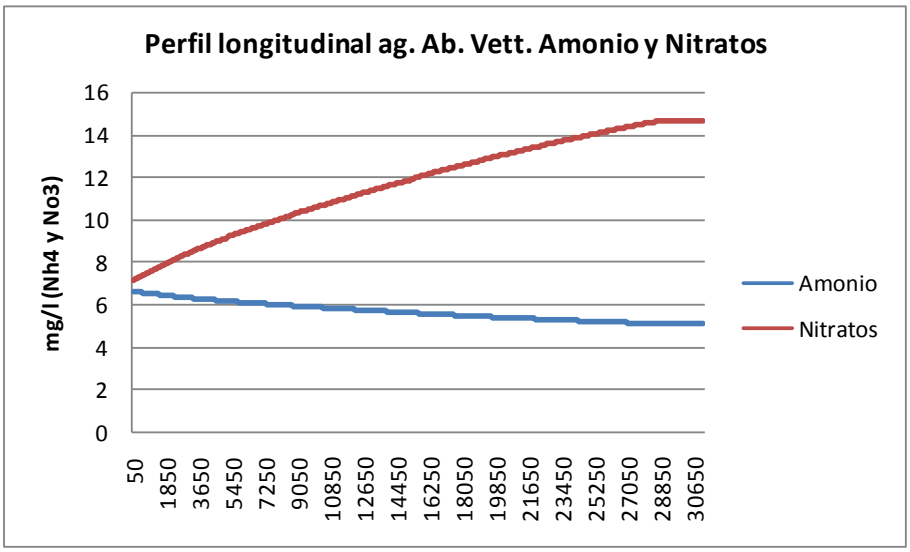


Figura 52. Concentraciones de Amonio y Nitratos a lo largo del tramo de río aguas abajo del vertido de Villa Abajo.

7. Simulación de alternativas.

Una vez se tiene el modelo calibrado se dispone de una herramienta para evaluar alternativas y escenarios y sus efectos tanto en la parte cuantitativa como la cualitativa. Una de las primeras soluciones que se pueden proponer es la depuración del vertido de Villa Abajo.

En primer lugar se asume que se mejora el tratamiento secundario y se consigue reducir la materia orgánica a una concentración de salida de 20 mg/l. Frente a este escenario se deberá estimar la constante de degradación de la materia orgánica ya que, lógicamente, tendrá una degradación mucho más difícil y lenta que la actual. Además la sedimentación se reducirá enormemente. Con un buen tratamiento la constante de degradación podría valer entre 0.2 y 0.05 (1/d). Para la velocidad de sedimentación se puede asumir que es nula. En este caso vamos a asumir una constante de 0.3 (1/d) ya que nos dejará del lado de la seguridad (para el oxígeno, ya que si la preocupación fuera las concentraciones de DBO_5 nos dejaría del lado de la inseguridad).

Previamente a simular debemos cambiar la concentración del retorno que representa el vertido de Villa Abajo asumiendo el nuevo valor. Además debemos modificar los parámetros de K_d y V_{sd}.

Una vez realizado esto simularemos de nuevo el modelo GESCAL. Analizando el perfil del modelo calibrado, denominado actual, frente a la opción depurada se observa que las concentraciones de oxígeno disuelto no bajan de 5 mg/l.

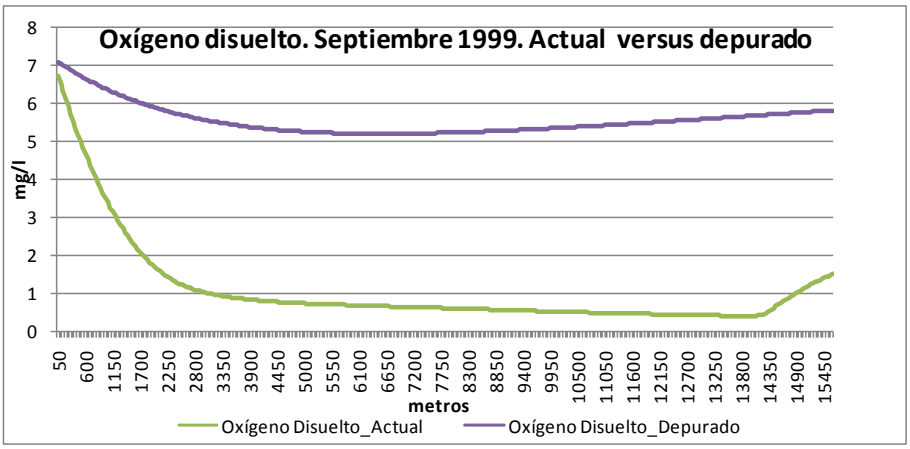


Figura 53: Corrección del oxígeno disuelto mediante depuración.

La normativa sobre calidad de agua piscícola establece un mínimo de 4mg/l para soportar la vida acuática. Se podría hacer un análisis de sensibilidad sobre la constante y la concentración de salida de DBO_5 de la depuradora para ver la robustez de esta simulación.

Otro aspecto que nos puede preocupar medioambientalmente son las concentraciones de amonio ya que en función del pH y de la temperatura del agua puede ser altamente tóxico para los peces. Una reducción del amonio a 1.93 $mgNH_4/l$ es factible con algún tratamiento que funcione bien. En este caso la constante de nitrificación podría verse altamente modificada. Una proyección adecuada serían valores entre 0.1 y 0.05. La simulación es directa cambiando las concentraciones del retorno y las constantes de nitrificación de las dos últimas conducciones.

8. Modelación de embalse en dos capas.

La mayor parte de los embalses españoles sufren un ciclo de estratificación térmica por la que a partir de primavera, cuando la radiación caliente la capa superior, se forman dos grandes capas. El epilimnion o capa superficial con una temperatura bastante alta y sometida a los efectos atmosféricos. Por otro lado el hipolimnion, o capa inferior, queda totalmente aislada y con una temperatura bastante inferior a la de la capa superficial. Las dos capas evolucionan de forma bastante diferente, en cuanto a los procesos que se producen en cada una de ellas. Cuando llega el otoño, en general en los meses de octubre o noviembre, la capa superior se enfría y se vuelven a mezclar permaneciendo el embalse completamente mezclado hasta la siguiente primavera.

Para tener esto en cuenta el modelo GESCAL permite la modelación en dos capas de forma variable. Para ello se debe definir cinco variables y su evolución temporal. Para introducir estas variables primeramente vamos a crear las curvas temporales. Para ello editamos la ficha del embalse y nos vamos a la pestaña de calidad, datos generales (Figura 55).

Desde esta pantalla vamos al gestor de curvas mediante cualquier botón de “Editar curva” que aparece en esta pantalla. Una vez en el gestor de curvas crearemos las diferentes curvas que se explican a continuación mediante el botón de “Nueva...”.

La primera variable es la **altura de la termoclina**. La altura de la termoclina marca el volumen del epilimnion a lo largo del año. Se debe hacer ver que el ciclo de estratificación puedo modelarlo mediante una termoclina que en los meses de mezclado valga cero o manteniendo la termoclina y haciendo uso del coeficiente de difusión entre las capas. Un valor alto de este coeficiente de dispersión entre las capas permite una mezcla completa de ambas. En este ejemplo hemos optado por la segunda forma de modelación.

La segunda variable temporal a introducir es el **reparto de las entradas**, para ello se debe analizar la temperatura del agua del río aportante y el de las dos capas. El agua de entrada se localizará en una u otra capa en función de su temperatura ya que de ella depende su densidad. El agua cuanto más fría más densa. En el modelo se introduce la proporción, en tanto por uno, del agua que entra que va a parar al epilimnion. El resto se considera que va al hipolimnion.

El siguiente dato temporal representa la **capa de la salida de agua**. En el modelo se introduce la proporción, en tanto por uno, del agua que se extrae del epilimnion. El resto se extrae del hipolimnion. En la mayor parte de los casos el agua se extrae desde salidas compuertas inferiores por lo que esta curva es constante y de valor cero.

La cuarta variable temporal que debemos introducir es la **dispersión entre las capas**. Existen varios métodos para estimar esta dispersión. En este caso hemos supuesto un valor muy bajo para la época de verano y un valor muy alto en la época de mezcla. Con esto, la modelación se realiza en dos capas continuamente pero la dispersión marca si la mezcla entre ambas capas es total o por el contrario está totalmente aislada.

La última variable temporal que debemos introducir es la evolución de la **temperatura del hipolimnion**. Para su caracterización se pueden utilizar datos de seguimiento limnológico de embalses o de la estación de calidad ubicada justo aguas abajo del embalse si las salidas se realizan desde el fondo.

Para definir todas estas variables es importante disponer de perfiles de calidad del embalse para al menos temperatura y oxígeno disuelto durante varios años.

Una vez introducidas las curvas el gestor de curvas las almacena con el resto de curvas, Figura 54.

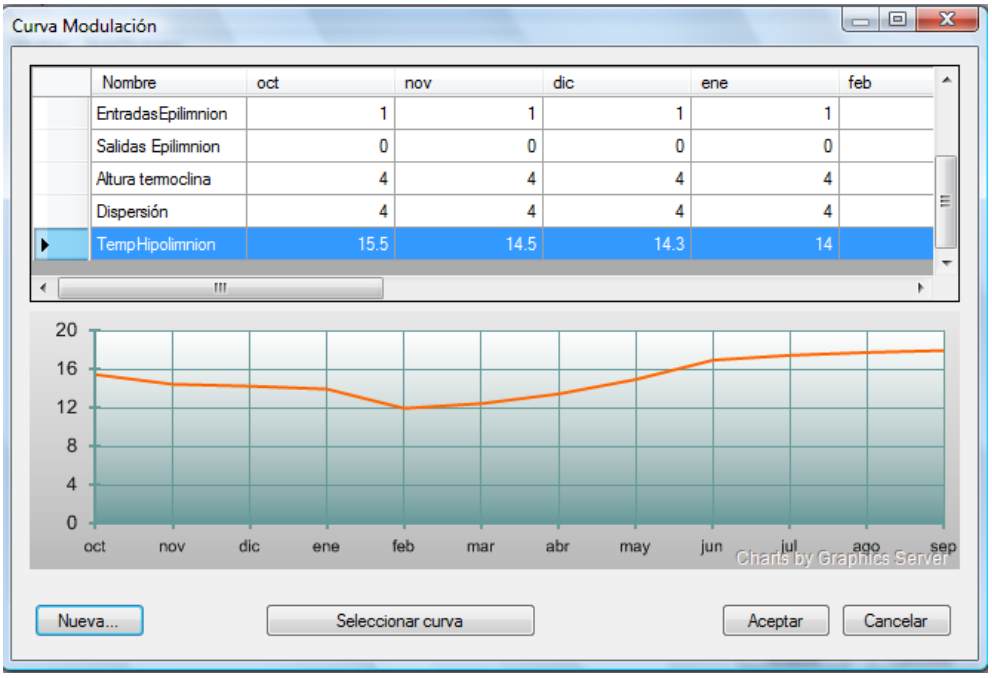


Figura 54 Curvas para la modelación del embalse en dos capas.

Una vez realizado esto se vuele a la pantalla de datos generales del embalse, mediante el botón Aceptar, y se asignan las respectivas curvas. El valor patrón de la altura de termoclina hay que cambiarlo de 0 a 1.

Además, es interesante analizar los resultados parciales por los que, marcaremos las opciones de generar resultados en Epilimnion, hipolimnion y resultados parciales. La ventana debe quedar como la que se presenta en la Figura 55

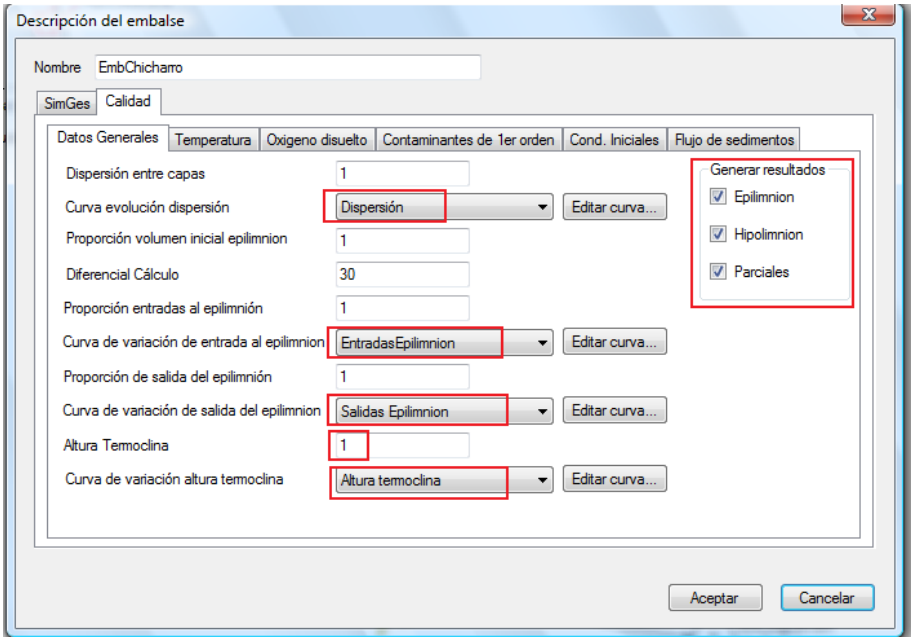


Figura 55. Datos generales para la modelación del embalse en dos capas.

Para asignar la temperatura del hipolimnion, en la pestaña de “temperatura” se accede a la ficha del hipolimnion y se cambia la temperatura base a la unidad y se asigna la curva temporal, Figura 56.

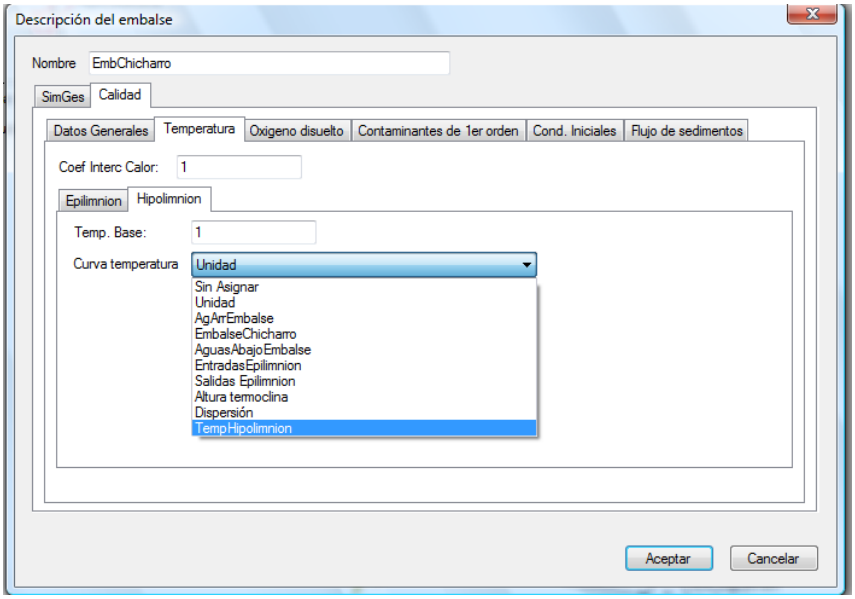


Figura 56. Definición de la temperatura del hipolimnion.

Por otro lado, si se modela el embalse en dos capas, es interesante tener en cuenta los flujos de contaminantes y el requerimiento de oxígeno disuelto por parte del sedimento. Para ello dentro de la ficha del embalse, en la pestaña de "Flujo de sedimentos" (Figura 57) se introduce el valor en (gr/m^{2}d). Antes de introducir los datos se debe marcar la opción "Simular flujo de sedimentos". En este caso se introduce un valor de -0.75 para el oxígeno disuelto y de 0.4 para el amonio.

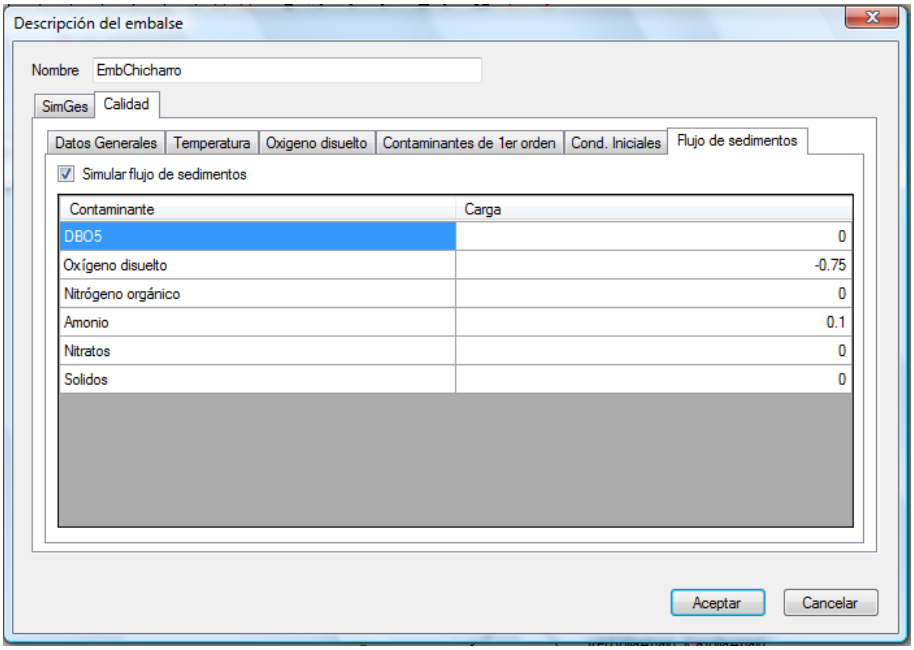


Figura 57: Datos de flujo de sedimentos en embalse

La obtención de estos valores pasa por ensayos de muestreo del sedimento o en caso de no disponer de este dato se puede calibrar el rango entre el cual puede estar esa variable.

Además se va a variar los coeficientes de reaireación del embalse y la conducción aguas abajo del mismo de 0.1 (valor excesivamente bajo) a 0.35 (1/d). Valor que puede ser más realista.

Una vez introducida toda esta información se simula GESCAL para obtener los resultados. Cuando se modela con este detalle un embalse es interesante analizar el archivo de resultados parciales porque nos da para cada intervalo de tiempo de cálculo la concentración de los diferentes constituyentes modelados. En la siguiente figura se puede ver la evolución de los volúmenes de embalse del epilimnion y del hipolimnion.

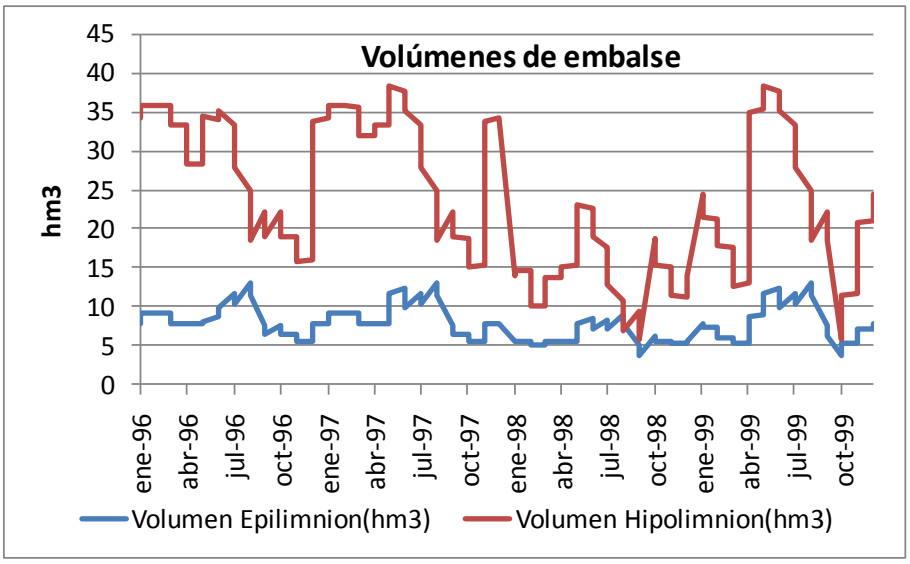


Figura 58. Volúmenes de embalse del epilimnion e hipolimnion.

Si analizamos la evolución del oxígeno disuelto en ambas capas, Figura 59, se puede observar concentraciones altas en el epilimnion mientras que el hipolimnion se reducen incluso a 4 mg/l en verano.

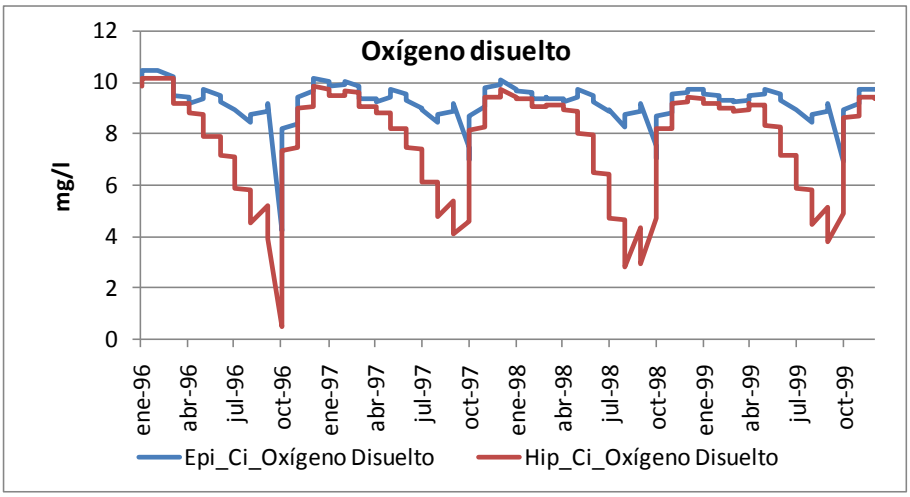


Figura 59. Concentraciones de oxígeno disuelto en las dos capas del embalse.

Esto se debe a que el hipolimnion no se airea por lo que la degradación de la materia orgánica, el amonio y el requerimiento por parte del sedimento consumen oxígeno sin que haya aportes del desde la atmósfera.

Las concentraciones de los demás constituyentes aparecen relativamente parecidas ya que no hay grandes modificaciones en sus condiciones. En la siguiente figura se puede ver las concentraciones de amonio de ambas capas.

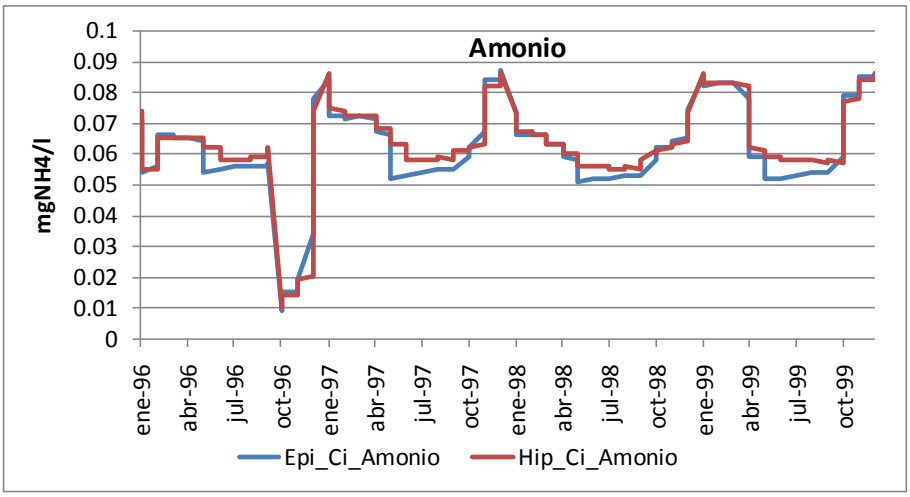


Figura 60. Concentraciones de amonio estimadas en la modelación del embalse con dos capas.

Si comparamos el oxígeno disuelto en la estación aguas abajo del embalse en la que, modelando el embalse como una sola capa, el ajuste era bastante deficiente se puede comprobar como ahora el modelo representa mucho mejor la realidad.

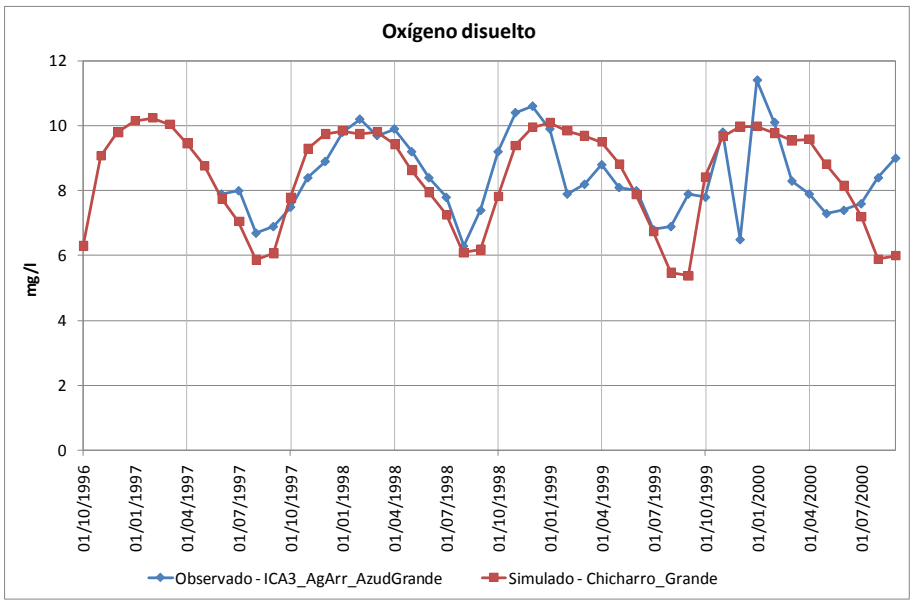


Figura 61. Comparativa de las concentraciones de oxígeno disuelto aguas abajo del embalse modelando el mismo en dos capas.

9. Simulación de procesos anaeróbicos en el embalse.

En este apartado vamos a analizar parte de los procesos que suelen darse en el hipolimnion debido a las condiciones anóxicas que suelen darse en la capa profunda de los embalses en épocas de estratificación térmica. En la simulación anterior no se han podido observar debido a que las concentraciones mínimas de oxígeno están en torno a los 4 mg/l.

Cuando el hipolimnion se dan condiciones anóxicas suele producirse un flujo de algunos constituyentes como el amonio y el fósforo desde el sedimento a la columna de agua. Otro proceso que se da es la desnitrificación de los nitratos pasando a N_2 gas.

Para reproducir episodios de anoxia vamos a incrementar el DOS (demanda de oxígeno desde el sedimento) a -2.5 (gr/m^2d), Figura 57. Además vamos a introducir en el embalse una constante de desnitrificación de 0.1. Esta constante se define en la ficha de Oxígeno disuelto del embalse.

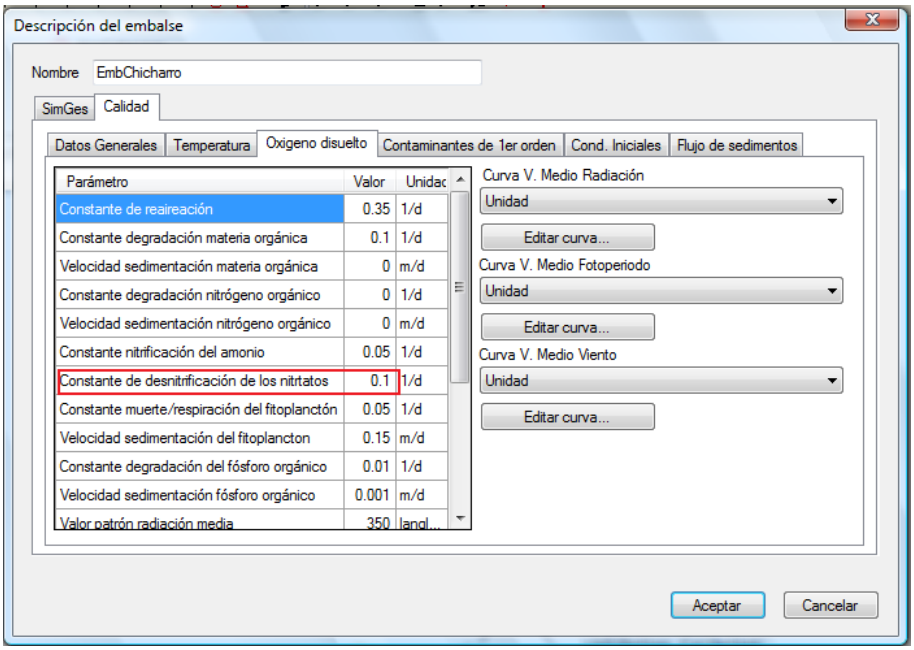


Figura 62. Asignación de la constante de desnitrificación en el embalse.

Una vez realizados estos cambios volvemos a simular GESCAL y volvemos a analizar los resultados parciales del embalse.

Si analizamos las concentraciones de oxígeno disuelto de ambas capas, Figura 63, se puede ver como en la época de estratificación el hipolimnion permanece en casi todo momento con concentraciones nulas.

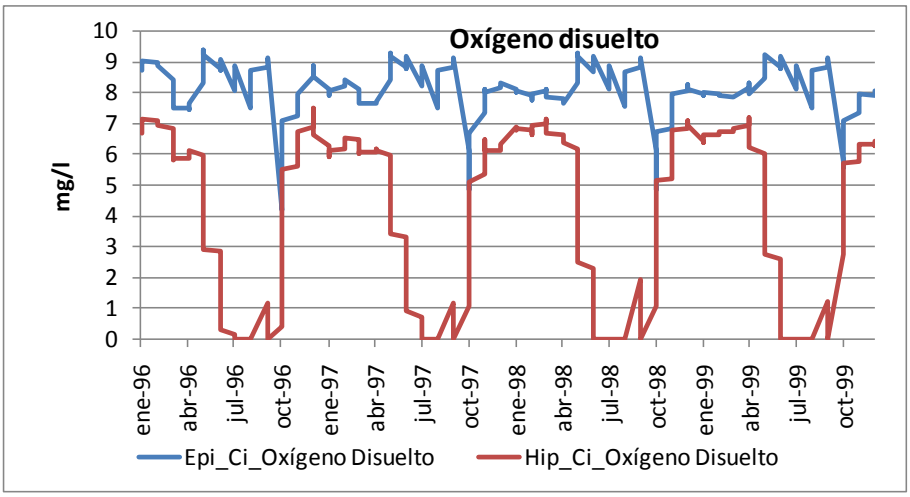


Figura 63. Concentraciones de oxígeno disuelto en el embalse incrementando el DOS.

Es interesante ver también como en el momento en que se produce la mezcla de ambas capas las concentraciones de oxígeno disuelto bajan hasta valores de 5mg/l. Esto, en la realidad, puede llegar a que todo el embalse se quede anóxico en los momentos puntuales en los que se produce la mezcla.

Analizando el amonio vemos que en la simulación anterior, Figura 60, las concentraciones no llegaban a 0.1 $mgNH_4/l$ mientras que en esta nueva situación, Figura 64, las concentraciones en el hipolimnion llegan a los 0.9 $mgNH_4/l$.

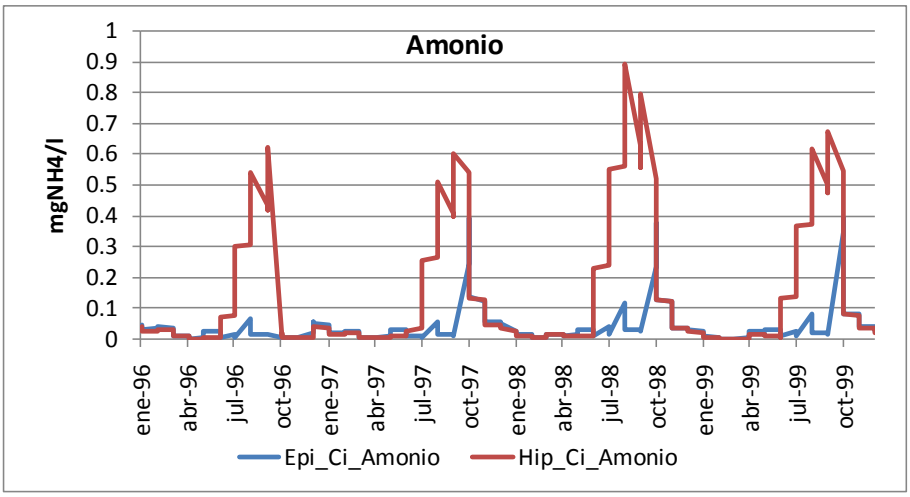


Figura 64. Concentraciones de amonio con el flujo de sedimentos e incrementando el DOS.

Estas puntas de amonio son muy comunes en muchos embalses presentando problemas en casos en donde el embalse se usa para abastecimiento humano y la toma de agua se ubica en las partes bajas del embalse.

Finalmente, es interesante ver el descenso de nitratos que se produce en el hipolimnion por procesos de desnitrificación cuando no hay oxígeno disuelto.

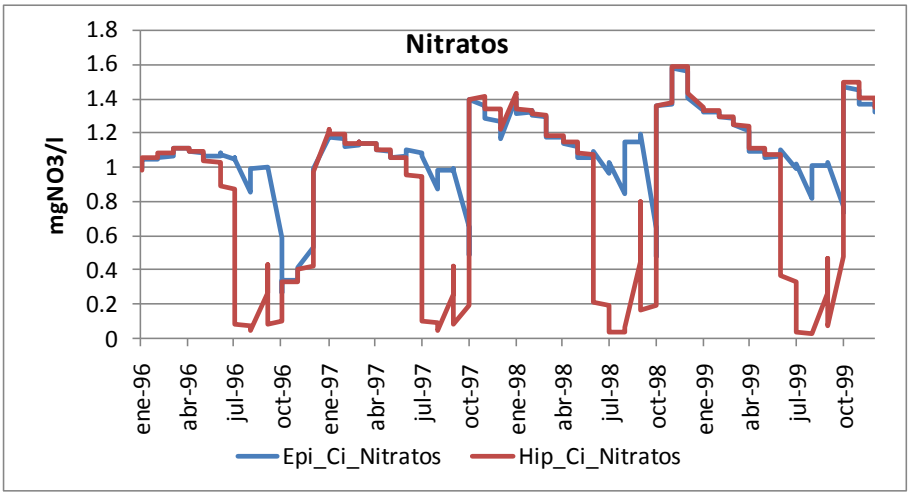


Figura 65. Concentración de nitratos en el embalse incrementando el DOS.

Aunque las concentraciones de nitratos son bajas, del orden de 1mgNO_3/l, se puede ver un claro descenso de las mismas en las épocas de desnitrificación. Este proceso también es bastante común en embalses en donde el hipolimnion se queda sin oxígeno durante el período de estratificación.

10. Conclusiones.

Con este documento se pretende enseñar el manejo del programa GESCAL perteneciente al Sistema Soporte a la decisión AQUATOOL y su uso para la modelación integral de sistemas de recursos hídricos.

Para ello se utiliza un caso práctico en el que se enseñan los datos necesarios para la modelación. Se ha hecho especial énfasis en la modelación de un tramo de río contaminado y en su calibración. Se ha mostrado las diferentes opciones que tienen el módulo para la modelación y el análisis de resultados.

Finalmente se ha mostrado como se puede modelar un embalse en dos capas simulando la estratificación térmica del embalse y los procesos que se producen en ella.

El programa ofrece muchas otras opciones para lo que se refiere al lector a los manuales técnicos y de usuario. Entre estas posibilidades destacan la creación de un modelo de eutrofización en donde el modelo realizado en este ejemplo se puede ampliar con la modelación del fitoplancton y el ciclo del fósforo.