

ANEJO 2. ADAPTACIÓN DEL MODELO DE SIMULACIÓN DE LA CALIDAD GESCAL A UN ENFOQUE ESTOCÁSTICO DE LA MODELACIÓN

Contenido

Introducción	5
1. Análisis de un tramo de río piloto con problemas de calidad del agua: Caso del río Manzanares	5
1.1. Descripción de la cuenca del río Manzanares	6
1.2. Situación actual del río	7
1.2.1. Datos disponibles y fuentes de información	7
1.2.2. Esquema de la cuenca baja del río Manzanares	15
1.3. Descripción de la problemática. Zonas de fuertes presiones puntuales	18
1.4. Obras de restauración del cauce del Manzanares	18
1.5. Diagnóstico de calidad actual.....	19
1.5.1. Oxígeno disuelto (OD) y Demanda Biológica de Oxígeno (DBO5).....	20
1.5.2. Conductividad.....	24
1.5.3. Nitrógeno	26
1.5.4. Fósforo	34
1.6. Desarrollo de un modelo de simulación de la calidad del tramo de estudio.....	35
1.6.1. Caudales. Balance de caudales.....	39
1.6.2. Características hidráulicas.....	46
1.6.3. Concentraciones de vertido	47
1.6.4. Unidades.....	56
1.6.5. Temperatura del río Manzanares. Comparativa agua versus aire.....	56
1.7. Calibración del modelo desarrollado	58
1.7.1. Constantes de calibración	58
1.7.2. Resultados. Comparativa con las estaciones de la red ICA	60
1.8. Análisis a escala reducida: modelo diario	75
1.8.1. Diagnóstico de la calidad.....	75
1.8.2. Resultados de la simulación	91
1.9. Análisis de soluciones mediante simulación determinista	94
1.9.1. Soluciones propuestas por la Confederación Hidrográfica del Tajo	95
1.9.2. Otras simulaciones propuestas	116
1.9.3. Conclusiones de las simulaciones deterministas	124
2. Análisis y caracterización estadística de las variables de entrada al modelo: vertidos, cargas de contaminación y caudales.....	127
2.1. Ajuste de las distribuciones de vertido.....	127

2.1.1.	Caudales	128
2.1.2.	Conductividad.....	135
2.1.3.	Fósforo total	139
2.1.4.	DBO ₅	143
2.1.5.	Oxígeno Disuelto	147
2.1.6.	Nitrógeno Orgánico	148
2.1.7.	Amonio	152
2.1.8.	Nitratos.....	156
3.	Desarrollo de la herramienta de simulación múltiple de GESCAL mediante técnicas de Monte-Carlo	161
3.1.	La herramienta GESCAL.....	161
3.1.1.	Introducción	161
3.1.2.	Formulación del modelo	161
3.2.	La herramienta CALRISK	169
3.2.1.	Descripción de la herramienta	169
3.2.2.	Distribuciones propuestas.....	175
3.2.3.	Ajuste de las distribuciones mediante STATGRAPHICS.....	178
3.2.4.	Bondad del ajuste.....	179
3.2.5.	Generación de números pseudo-aleatorios. Formulación.....	184
3.2.6.	Generación de la serie (o de las distribuciones)	186
3.2.7.	Niveles de contaminantes.....	186
3.2.8.	Análisis de sensibilidad de longitud de series	187
4.	Aplicación práctica de la nueva herramienta.....	189
4.1.	Situación actual	189
4.2.	Reducción de nutrientes en las 3 grandes estaciones depuradoras.....	194
5.	Bibliografía	199

Introducción

El programa GESCAL permite el desarrollo de modelos de la simulación de la calidad del agua de masas de agua y a escala de cuenca. Desde su desarrollo, ha sido muy aplicado a nivel nacional en diferentes cuencas españolas debido a la necesidad que existía de una herramienta de este tipo. De esta amplia aplicación ha surgido la importancia de considerar las incertidumbres y los riesgos en su aplicación. Esto viene motivado fundamentalmente por la variabilidad de sus datos, sobre todo en la carga y volumen de vertidos, así como por la incertidumbre hidrológica. Para abordar este problema se plantea el desarrollo de una ampliación del módulo que permita aplicar la técnica de Monte Carlo en la simulación de modelos de calidad.

El objetivo principal de esta parte del proyecto INTEGRAME es desarrollar una herramienta que, asignando las distribuciones a las diferentes fuentes de datos, permita la simulación múltiple de un modelo previamente realizado y posteriormente interpretar los resultados para obtener probabilidades de concentración en diferentes puntos del sistema modelado.

Para todo ello, se tiene que analizar un caso de aplicación, analizar la variabilidad de los datos, desarrollar una herramienta que permita la generación de números aleatorios con diferentes distribuciones de probabilidad y la simulación múltiple del modelo GESCAL. Además, la herramienta deberá ser completada con un postprocesador que recoja los resultados de las múltiples simulaciones y haga un tratamiento estadístico de los mismos, dando así como resultado final unas probabilidades del suceso.

Los sub objetivos planteados en este apartado son:

1. Análisis de un tramo de río piloto con problemas de calidad del agua: Caso del río Manzanares.
2. Análisis y caracterización estadística de las variables de entrada al modelo: vertidos, cargas de contaminación y caudales.
3. Desarrollo de la herramienta de simulación múltiple de GESCAL mediante técnicas de Monte-Carlo.
4. Aplicación de la herramienta al caso real: caso del río Manzanares.

En este anejo se presentan los resultados obtenidos durante el desarrollo de los trabajos orientados a la consecución de este objetivo del proyecto.

1. Análisis de un tramo de río piloto con problemas de calidad del agua: Caso del río Manzanares

1.1. Descripción de la cuenca del río Manzanares

El Manzanares es un río situado en la zona centro de la Península Ibérica, afluente del Jarama, que a su vez es afluente del Tajo. El Manzanares nace en la sierra de Guadarrama y pasa por la ciudad de Madrid, zona por la cual el cauce se encuentra canalizado. Desemboca en el río Jarama en el término municipal de Rivas-Vaciamadrid, en el embalse del Rey. Su longitud total desde el nacimiento hasta la desembocadura es de 92 km.

Desde su nacimiento baja como curso bravo de montaña, de aguas limpias y torrenciales, hasta Manzanares el Real, donde se remansa debido al embalse de Santillana.

El río Manzanares forma parte de la vertiente meridional del Sistema Central, por lo que mantiene una abundante escorrentía superficial en su sector más elevado, que canaliza a través de una red de arroyos que forman su cabecera. Las variaciones de caudal que sufre el río a lo largo del año revelan que los aumentos y disminuciones del volumen de agua que discurre por el lecho no son muy importantes ni frecuentes comparado con otros ríos de la península, lo que en parte es debido a la regulación introducida por las dos presas hidráulicas realizadas en este río: embalse de Santillana y embalse de El Pardo.

El embalse de Santillana se trata de un embalse cuyo uso es de abastecimiento, siendo una de las fuentes de agua potable más importantes de la Comunidad de Madrid.

El embalse de El Pardo se encuentra localizado dentro de la Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) conocida como "Monte de El Pardo", de acuerdo con el Catálogo de Embalses y Zonas Húmedas de octubre de 1991, y revisado en septiembre de 2004. La ZEPA *Monte El Pardo* se encuentra incluida en el Lugar de Importancia Comunitaria (LIC) de la cuenca del río Manzanares, y posee valor faunístico y paisajístico. El uso del embalse de El Pardo es doble: riego y cumplir el caudal ecológico del río.

La cuenca del río Manzanares se puede dividir en dos grandes partes: la cuenca de cabecera (apenas modificada antrópicamente) y la cuenca media-baja (esta zona es la que mayores presiones antropogénicas sufre de toda la Demarcación del Tajo). Esta última parte es la que centrará nuestro estudio, puesto que será una zona sobre la que tendrán que imponerse importantes medidas correctoras. Esto es:

- **Cuenca de cabecera:** Río Manzanares desde su nacimiento hasta el embalse de El Pardo, incluyendo el río Navacerrada. En esta zona la calidad del río no se encuentra muy alterada debido a que las presiones antropogénicas no son muy importantes.
- **Cuenca media-baja:** Río Manzanares desde el embalse de El Pardo hasta su confluencia con el río Jarama, aguas arriba de la presa del Rey. En esta zona el río recibe el vertido de seis grandes estaciones depuradoras procedentes de la ciudad de Madrid produciendo una merma importante en la calidad del agua. Además sufre los vertidos de otras dos estaciones depuradoras vertientes en el arroyo Culebro.

La cuenca baja del río Manzanares se emplea como desagüe, donde se vierten gran parte de los caudales depurados tras el uso de la población de la zona. El río atraviesa la ciudad de

Madrid, y junto a su cauce existen seis plantas de tratamiento de aguas residuales y pluviales, que llegan a las estaciones depuradoras a través de la red de colectores de la ciudad. Estas Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) que vierten directamente sobre el río Manzanares son:

- Viveros de la Villa
- La China
- La Gavia
- Butarque
- Sur
- Sur Oriental

El arroyo Culebro, situado en la cuenca baja del Manzanares, confluye con el Manzanares entre las estaciones depuradoras Sur y Sur Oriental, en Getafe. En este arroyo se encuentran las estaciones depuradoras de:

- Arroyo Culebro cuenca media-alta.
- Arroyo Culebro cuenca baja.

Hay que destacar que esta última estación se puso en funcionamiento en noviembre de 2008, periodo no incluido en nuestro modelo, por lo que no será modelada.

El caudal que el arroyo Culebro aporta al Manzanares se debe, en su mayoría, al caudal vertido por las estaciones depuradoras situadas junto al arroyo.

1.2. Situación actual del río

1.2.1. Datos disponibles y fuentes de información

Para el análisis de la situación actual del río, y el posterior desarrollo de un modelo mecanicista es necesario disponer de una serie de datos. Entre otros datos, para la realización del análisis de la calidad actual del río, así como para la realización del modelo se ha empleado la siguiente información:

- Sistemas de Información Georreferenciada (SIG)
- Estaciones de aforo (EA)
- Sistemas Automáticos de Información Hidrológica (SAIH)
- Red Integral de Calidad de las Aguas (red ICA)
- Red de Sistemas Automáticos de Información de Calidad del Agua (red SAICA)
- Datos de vertidos de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR)

Estos datos provienen principalmente de tres fuentes distintas de información: la Comisaría de Aguas de la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT), de la información disponible en la página web de la Confederación Hidrográfica del Tajo (www.chtajo.es) y de página web del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX).

A continuación se detalla la información disponible y la fuente de la información de cada uno de los distintos tipos de datos citados anteriormente.

1.2.1.1. Sistemas de Información Georreferenciada (SIG)

Se dispone tanto de información general de la cuenca del Tajo, así como de información detallada perteneciente únicamente al río Manzanares. A través de esta información se puede localizar geográficamente cada uno de los puntos singulares de la cuenca del Manzanares. Los siguientes datos de información georreferenciada han sido obtenidos de la página web de la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT). La información disponible es:

- Estaciones de Aforo (EA)
- Sistemas Automáticos de Información Hidrológica (SAIH)
- Red Íntegra de Calidad de las Aguas (red ICA)
- Red de Sistemas Automáticos de Información de Calidad de las Aguas (SAICA)
- Masas de agua
- Provincias y Municipios
- Áreas Hidrográficas

Además de esta información, la Comisaría de Aguas de la CHT proporcionó la siguiente información auxiliar para el tramo final del río Manzanares:

- Cauce
- Canales
- Puentes
- Caudal del Dominio Público Hidráulico
- Curvas de nivel cada 1 y 5 metros
- Caudal máximo de avenida de 100 y 500 años

Gran parte de esta información junto con su localización, se incluye en la Figura 1.

1.2.1.2. Estaciones de Aforo (EA)

Las estaciones de aforo son instalaciones empleadas para medir los caudales circulantes por ciertos puntos del río.

En el tramo de estudio se disponen de tres estaciones de aforo actualmente en funcionamiento. Estas estaciones de aforo son: Mingorrubio, Parque Sindical y Rivas-

Vaciamadrid. En la información GIS aparecen un mayor número de estaciones de aforo, pero éstas no se encuentran actualmente en funcionamiento. Además de las EA se dispone del aforo realizado de las sueltas del embalse de El Pardo, donde se mide el caudal saliente por el mismo.

Los datos disponibles tanto de las EA como de las salidas del embalse, proceden de la página web de la CHT para los valores del periodo 2001-2006. Estos valores están medidos en hm^3/mes . El resto de datos de aforo de caudales (años 2007-2008), tanto de las EA como de las salidas del embalse, han sido proporcionados por la Comisaría de Aguas de la CHT, cuyas unidades de medida del caudal son m^3/s . La disponibilidad de datos de las estaciones de aforo es de un valor al mes.

La localización espacial de las EA se puede observar en la Figura 1 del final del punto 3.1. A continuación se muestra una tabla con las distintas estaciones de aforo en activo, sus coordenadas y el periodo de funcionamiento. Además se incluye la información correspondiente a las salidas del embalse El Pardo.

Número	X UTM	Y UTM	Nombre	Año de inicio	Cota (m)	Cauce
263	433.299	4.488.075	Salidas El Pardo	1973	Máx. Nivel: 629	Río Manzanares
243	433.108	4.487.210	Mingorrubio	1985	605	Río Manzanares
070	436.715	4.479.240	Parque Sindical (Madrid)	1912	588	Río Manzanares
177	452.966	4.464.022	Rivas-Vaciamadrid	1929	535	Río Manzanares

Tabla 1. Salidas del embalse y estaciones de aforo en funcionamiento.

Estos datos se han obtenido de la página web del CEDEX (<http://hercules.cedex.es>).

1.2.1.3. Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH)

El Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) es capaz de captar, transmitir, procesar y presentar información del estado hidrológico e hidráulico de la cuenca, incluyendo el conocimiento puntual del funcionamiento de los dispositivos y obras de control que en ella se ubican.

Estos sistemas de información proporcionan volúmenes de caudal en m^3 que circulan por el cauce cada segundo. Los datos analizados de caudales son los promedios: horario, diario y mensual, medidos en dichas unidades.

En cuanto a este tipo de información, se poseen datos de caudales cada quince minutos, desde el día 1 de octubre de 2006 hasta el 31 de enero de 2009. Se dispone de dos estaciones SAIH: una localizada en la salida del embalse de El Pardo y la otra situada en Rivas.

La información procedente del SAIH ha sido proporcionada por el Área de Explotación de la Dirección Técnica de la Confederación Hidrográfica del Tajo, con las fechas señaladas anteriormente.

De la página web del SAIH de la CHT se obtiene la siguiente información (<http://saihtajo.chtajo.es>) de las estaciones.

Código	X UTM	Y UTM	Nombre	Cota (m)	Cauce
E_21	433.268	4.488.018	Salidas El Pardo	632	Río Manzanares
AR_18	452.950	4.464.075	Rivas-Vaciamadrid	553	Río Manzanares

Tabla 2. Datos SAIH disponibles.

De la misma manera que en los casos anteriores, su localización se puede observar en la Figura 1 del punto 3.1.7. de la memoria.

1.2.1.4. Red Íntegra de Calidad de las Aguas (red ICA)

La red de Calidad de las Aguas, realiza un control sistemático de la calidad físico-química y microbiológica de las aguas superficiales mediante muestreos de frecuencia mensual. Esta red lleva a cabo un seguimiento específico de diferentes factores que sirven para conocer la calidad de las aguas.

En cuanto al inventario de las estaciones de la red ICA en la cuenca baja del río Manzanares encontramos, en la actualidad, 6 estaciones. De estas estaciones, 5 están situadas en el cauce del río Manzanares y la otra estación está situada en el arroyo Culebro, afluente del río Manzanares.

Las estaciones localizadas en el cauce del Manzanares, ordenadas de aguas arriba hacia aguas abajo, son: El Pardo, Parque Sindical, San Fermín, Villaverde y Rivas-Vaciamadrid. La estación de la red ICA situada en el arroyo Culebro es la estación de Getafe. De esta última estación es importante citar que, tras la construcción de la estación depuradora de Culebro bajo, cambió su posición en el arroyo Culebro. Pasó de aguas arriba de la nueva depuradora de la cuenca baja de Culebro a aguas abajo de la misma. Sin embargo, este cambio de localización no afecta a nuestro análisis, pues el periodo analizado es anterior a dicha modificación.

De estas estaciones de la red ICA se tiene información de las siguientes concentraciones de contaminantes:

- Amonio (mgNH_4^+/l)

- Conductividad a 25°C ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
- DBO₅ (mgO_2/l)
- DQO (mgO_2/l)
- Fósforo total (mgP/l)
- Fosfatos (mgPO_4^-/l)
- Nitrógeno Kjeldhal (mgN/l)
- Nitrógeno total (mgN/l)
- Nitratos (mgNO_3^-/l)
- Nitritos (mgNO_2^-/l)
- pH (ud. pH)
- Sólidos suspendidos (mg/l)
- Temperatura ambiente y del agua ($^{\circ}\text{C}$)
- Oxígeno disuelto (mg/l)

El periodo de datos disponibles de la red ICA es desde octubre de 1999 hasta diciembre de 2008. Estos datos han sido proporcionados por la Comisaría de Aguas de la CHT. También, se ha obtenido información auxiliar de las estaciones de la red ICA de la página web de la CHT (www.chtajo.es).

Además de esta información, la Comisaría de Aguas ha proporcionado una aplicación “ICA-TAJO” en la que se puede consultar la concentración de cualquier contaminante medido en la red ICA en la estación y periodo deseados.

En la siguiente tabla se recogen las estaciones utilizadas para el diagnóstico de la calidad, además se adjunta las coordenadas UTM de su localización y el cauce en el que están situadas, obtenidas de la página web de la CHT (www.chtajo.com).

Número	Cód. ICA	X UTM	Y UTM	Nombre	Municipio	Cauce
63	TA 53405001	433.060	4.487.19 8	El Pardo Manzanares	MADRID	Río Manzana res
64	TA 55905001	436.721	4.479.22 9	Parque Sindical Manzanares	MADRID	Río Manzana res

65	TA 55905002	441.605	4.470.45 1	San Fermín Manzanares	MADRID	Río Manzana res
66	TA 55905003	442.233	4.468.19 0	Villaverde Manzanares	MADRID	Río Manzana res
67	TA 58205003	455.431	4.463.73 8	Rivas- Vaciamadrid Manzanares	RIVAS- VACIAMADRI D	Río Manzana res
69	TA 53405001	447.616	4.460.78 8	Getafe Culebro (antigua)	GETAFE	Arroyo Culebro

Tabla 3. Estaciones ICA utilizadas para la obtención de perfiles medios de calidad.

1.2.1.5. Red de Sistemas Automáticos de Información de la Calidad de las Aguas (red SAICA)

Los Sistemas Automáticos de Información de Calidad de las Aguas constituyen el complemento de las redes de muestreo periódico (red ICA) al proporcionar un control continuo y sistemático de los niveles de calidad en las aguas. Además, participan en el control y vigilancia de los vertidos más significativos, tanto industriales como urbanos. Se produce un barrido automático de información de las estaciones cada 15 minutos. La información se recoge en el panel de control video-wall, y existen pantallas de gestión de alarmas, en caso que se detectase algún problema.

En el caso de la cuenca baja del río Manzanares existe una única estación de la red SAICA, localizada en Rivas, en la parte final del tramo, tras el vertido de todas las estaciones depuradoras y antes de alcanzar el embalse del Rey. Es la última estación del tramo y posteriormente no se produce vertido controlado alguno, por lo que se consideran los valores medidos como los valores de calidad al final del tramo.

De esta estación se extrae la siguiente información:

Número	X UTM	Y UTM	Nombre	Municipio	Cauce
306	455.865	4.464.359	Rivas	MADRID	Río Manzanares

Tabla 4. Estación SAICA empleada para caracterizar la calidad de río Manzanares.

La red SAICA, como se ha citado anteriormente, proporciona una información continua cada 15 minutos. Para la estación de Rivas se dispone de datos desde el 1 de enero de 2007 hasta el 31 de diciembre de 2008. Los datos medidos en la estación son:

- Temperatura del agua (°C)
- Conductividad (µS/cm)

- pH
- Oxígeno disuelto (mgO_2/l)
- Amonio (mgNH_4^-/l)
- Turbidez
- Nivel del agua (cm)

A partir del nivel del agua se calcula el caudal circulante, aunque éste es poco fiable, y puesto que disponemos de la información de la estación de aforo y del SAIH, no tendremos en cuenta esta medida.

Mediante los datos cada quince minutos de las concentraciones se ha obtenido un valor promedio diario. Estos datos diarios serán empleados en nuestro análisis diario. Para el análisis mensual se ha realizado el promedio del mes. También se dispone de los valores mensuales de la red ICA.

Los datos procedentes de la red SAICA han sido proporcionados por la Comisaría de Aguas de la CHT.

1.2.1.6. Datos de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR)

Una Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR), es una planta que recoge el agua residual de una población y/o de una industria, y de la escorrentía de la lluvia a través de unos colectores y, después de una serie de tratamientos y procesos, la devuelve a un cauce receptor (río, embalse, mar...).

Las aguas residuales urbanas son aquellas generadas por diferentes actividades humanas se pueden clasificar por su origen en: aguas negras, aguas grises (proceden de agua de la bañera, lavabo...) y aguas blancas o pluviales. Se denomina agua industrial a aquellas que derivan de cualquier actividad industrial y/o comercial no relacionada directamente con los usos sanitarios. Para nuestro estudio, trataremos únicamente aguas urbanas.

En nuestro tramo de estudio existen actualmente 8 grandes estaciones depuradoras. Del total de las estaciones, 6 de ellas vierten el agua tratada directamente sobre el cauce del río Manzanares. Estas EDAR son, ordenadas desde aguas arriba a aguas abajo: Viveros, La China, La Gavia, Butarque, Sur y Sur Oriental. Las otras dos grandes estaciones depuradoras vierten el agua sobre el arroyo Culebro, afluente del río Manzanares. Estas depuradoras son las situadas en la cuenca media-alta y cuenca baja de Culebro. Esta última EDAR, como se ha indicado anteriormente, fue puesta en funcionamiento en un periodo posterior al periodo de estudio, por lo que no se ha tenido en cuenta en el modelo.

La fecha de construcción de cada estación es distinta, por lo que en cada EDAR la cantidad de datos disponibles no es la misma. A continuación se muestra un cuadro que recoge los principales vertidos urbanos incluidos en el estudio, incluyendo características de los mismos.

Estación Depuradora de Aguas Residuales (EDAR)	Año de autorización	Cauce receptor	Volumen máximo de vertido (m³/año)
Viveros	1983	Río Manzanares	69.379.200
La China	1983	Río Manzanares	117.477.075
La Gavia	2003	Río Manzanares	63.072.000
Butarque	1983	Río Manzanares	111.887.465
Sur	1985	Río Manzanares	204.796.390
Sur Oriental	1985	Río Manzanares	25.228.800
Culebro Cuenca Alta	2005	Arroyo Culebro	47.304.000
Culebro Cuenca Baja	2007	Arroyo Culebro	63.072.000

Tabla 5. Principales vertidos urbanos considerados en el tramo de estudio.

Los vertidos no son constantes a lo largo del periodo modelado y sufren fluctuaciones de caudal vertido, puesto que al entrar en funcionamiento nuevas estaciones depuradoras o al producirse una remodelación de las mismas, el caudal vertido por las nuevas estaciones varía.

Se disponen de dos grandes grupos de datos de los vertidos: volúmenes de caudal y concentraciones de contaminantes.

Los datos iniciales de volúmenes de las EDAR datan del año 2002. Se disponen de datos medios anuales de volumen de vertidos, medidos en m³/año, durante el periodo 2002-2006. Estos datos han sido facilitados por la CHT, y proceden del Ayuntamiento de Madrid, encargado de la gestión de estas estaciones depuradoras durante este periodo.

A partir del año 2007 la gestión total de todas las depuradoras situadas en el Municipio de Madrid (Viveros, La China, La Gavia, Butarque, Sur y Sur Oriental), pasa a formar parte del Canal Isabel II (CYII). A partir de este periodo se dispone de una cantidad mayor de datos.

Se dispone, además, del aforo de caudales diarios vertidos por las estaciones depuradoras situadas en el Municipio de Madrid (las citadas anteriormente) sobre el Manzanares. Estos datos se encuentran aforados en m³/día.

Paralelamente, se dispone del vertido promedio mensual de todas las estaciones del tramo de estudio, incluyendo los vertidos sobre el arroyo Culebro. Este caudal se encuentra aforado en m³/mes. Estos caudales, tanto mensuales como diarios, han sido proporcionados por la Comisaría de Aguas de la CHT.

En cuanto a concentraciones de vertidos se distinguen dos grandes periodos: previo a septiembre de 2006 y posterior a esta fecha. Los datos previos a septiembre de 2006 son

escasos. Se encuentran aforadas, desde enero de 2002, las concentraciones de los siguientes constituyentes:

- DBO₅
- Nitrógeno total
- Sólidos suspendidos

Además también se tienen datos de conductividad desde enero de 2004. El resto de contaminantes estudiados (amonio, oxígeno disuelto, fósforo total, nitrógeno orgánico y nitratos) no han sido medidos.

Estas concentraciones han sido medidas en las EDAR de Viveros, La China, Butarque, Sur y Sur Oriental. La periodicidad de muestreo ha sido mensual.

En el periodo que abarca desde septiembre de 2006 hasta febrero de 2009, los datos de concentraciones medidos aumentan considerablemente. Se disponen de mediciones cada 15 días (salvo excepciones) de las EDAR que en el periodo analizado están en funcionamiento. En nuestro estudio se han empleado datos hasta septiembre de 2008 (inclusive).

En este caso se ha medido:

- Amonio
- Sólidos suspendidos
- Conductividad
- Fósforo total
- DBO₅
- Nitrógeno total

De la misma manera que en el periodo anterior, tampoco se han medido concentraciones de oxígeno disuelto, nitrógeno orgánico ni nitratos.

Los datos de concentraciones de ambos periodos han sido aportados por la Comisaría de Aguas de la CHT.

1.2.2. Esquema de la cuenca baja del río Manzanares

A continuación se muestra la figura resumen citada anteriormente de los datos disponibles, a la que se hace referencia en este documento.

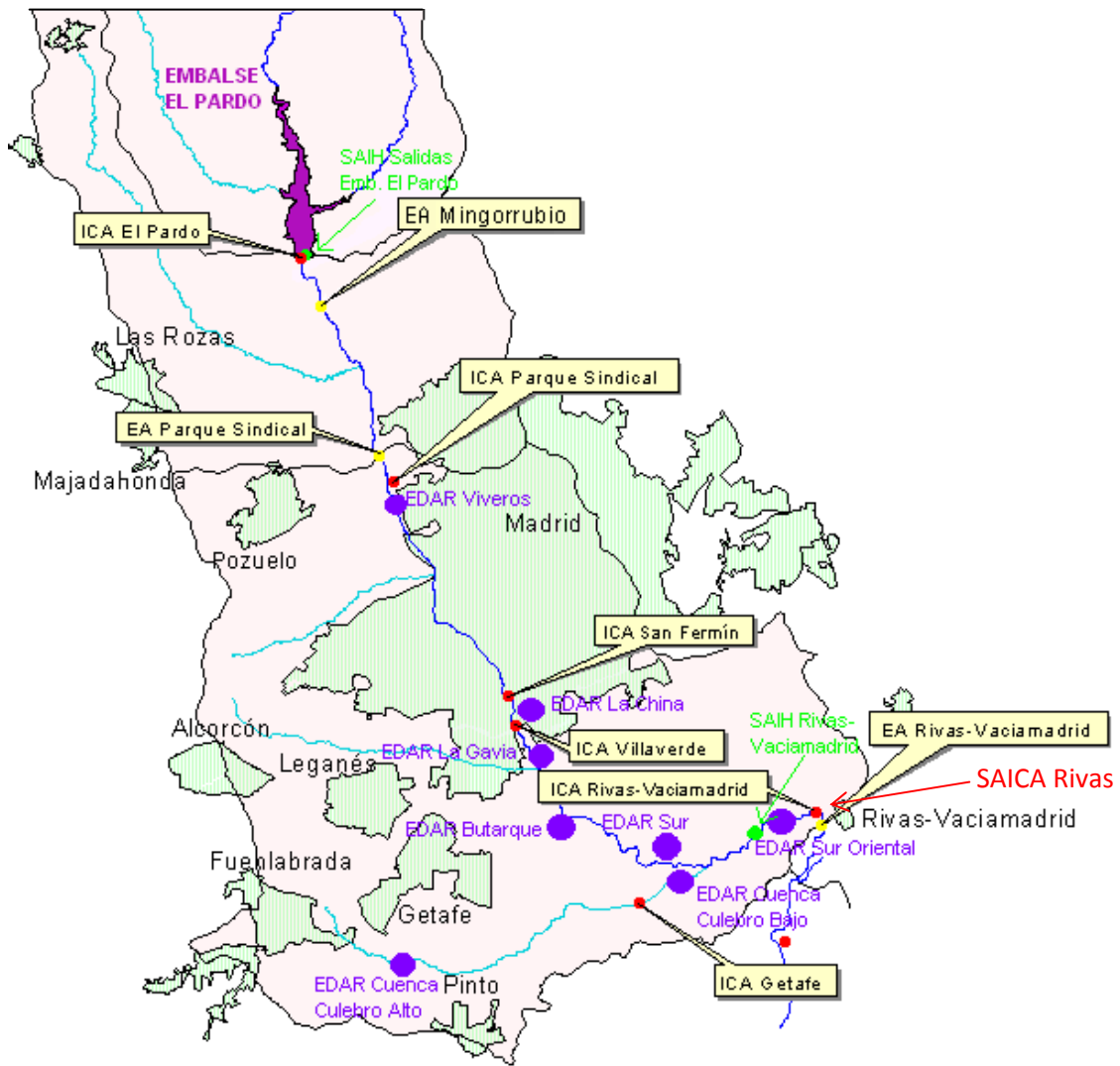


Figura 1. Mapa de la cuenca baja del río Manzanares

A continuación se resume esquemáticamente la cuenca media-baja del río Manzanares:

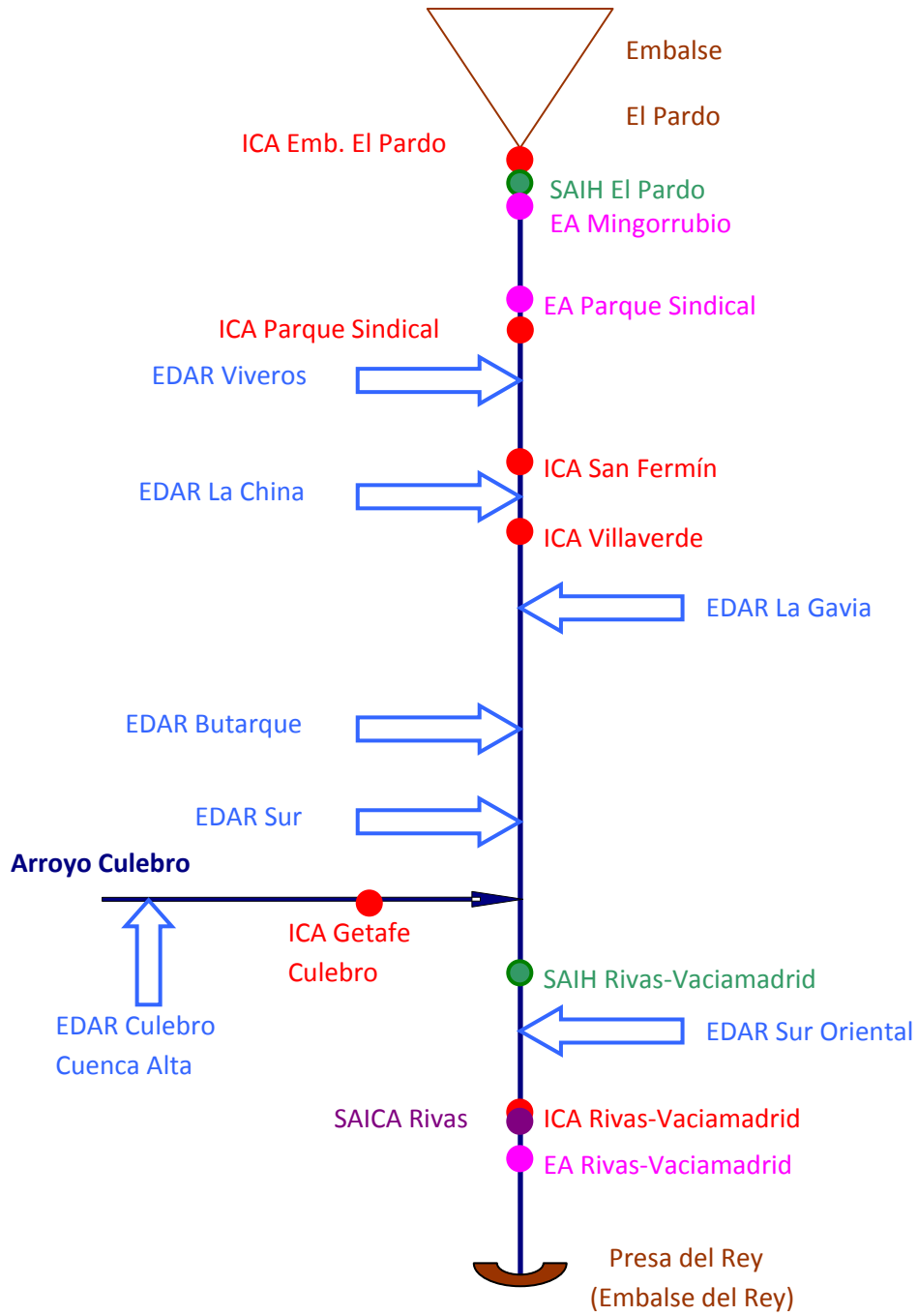


Figura 2. Esquema cuenca media-baja del río Manzanares

1.3. Descripción de la problemática. Zonas de fuertes presiones puntuales

El río Manzanares es un río atípico en cuanto a su calidad se refiere. Es uno de los ríos más contaminados de España. En él se vierten las aguas residuales depuradas y la red de colectores pluviales procedentes del Municipio de Madrid y sus alrededores. El mayor problema en la cuenca media-baja del río Manzanares radica en los vertidos, tanto en número como en volumen, que se dan sobre el río. Estos vertidos proceden de las Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) localizadas en el Municipio de Madrid y en los alrededores. En concreto se trata de seis estaciones depuradoras vertientes directamente sobre el cauce del río Manzanares, junto con otras dos EDAR (aunque en el periodo estudiado tan sólo estaba en funcionamiento una) vertientes sobre el arroyo Culebro, afluente del Manzanares en su cuenca baja. Dichas EDAR ya han sido citadas en un punto anterior de la memoria. Cada vertido de las EDAR es una fuerte presión puntual sobre el río.

El tramo analizado abarca desde la presa de El Pardo hasta la presa del Rey. Inicialmente las sueltas (o caudal de salida) de la presa de El Pardo son relativamente bajas, están en torno a un metro cúbico por segundo. La función de la presa de El Pardo es de regulación de caudales y riego, por lo que tan sólo se deja pasar el caudal ecológico que necesita el río en la zona catalogada como ZEPA, por tanto la presa no suelta toda el agua que recibe aguas arriba del embalse. Esto provoca que el caudal de sueltas del embalse sea constante y no existan grandes diferencias entre meses secos y meses húmedos.

Como se ha citado anteriormente, en el periodo de estudio siete grandes depuradoras vierten sus aguas residuales tratadas sobre el río Manzanares, por lo que calidad del mismo será altamente mermada. El volumen de caudal total tratado por las EDAR y vertido posteriormente sobre el río es del orden de diez veces superior al caudal circulante por el río, es decir, a las sueltas del embalse. Este hecho provoca que la capacidad de depuración de las aguas naturales se vea fuertemente reducida y apenas sea eficaz. Además, debido a la cercanía entre las EDAR, la recuperación natural del río es prácticamente nula. Este es el principal motivo y problema de la contaminación del río.

La situación en el río Manzanares es la contraria a la que se da casi en todos los ríos comunes. Lo habitual es que en un río caudaloso se tenga un pequeño vertido de altas concentraciones de contaminantes. De esta manera, los contaminantes se diluyen en el gran caudal circulante reduciendo los efectos negativos sobre el cauce. Sin embargo, en este caso el caudal circulante por el río es bastante escaso, mientras que los vertidos son de un orden de magnitud superior. Esto provoca el efecto contrario, es decir, que el caudal circulante tenga calidad de vertido ligeramente diluido. A medida que van vertiendo más estaciones depuradoras sobre el río, esta pequeña capacidad de depuración natural del río desaparece.

1.4. Obras de restauración del cauce del Manzanares

Además de esta situación de fuertes presiones puntuales producidas por los vertidos de las EDAR, existen otras fuentes que actualmente empeoran la calidad del río. Una de ellas es la realización de obras de ingeniería civil en las márgenes del río Manzanares, a su paso por el

Municipio de Madrid. Algunas de estas obras ya han sido finalizadas y otras aún se encuentran en ejecución, pero durante el periodo de estudio la mayoría se encontraban realizándose. Estas obras son principalmente las de soterramiento de la carretera M-30 a lo largo de seis kilómetros, a su paso por el Municipio de Madrid y paralelas al cauce del río.

Tras la finalización del soterramiento, se ha procedido a la restauración de las márgenes del río, con lo que el río Manzanares tiene una zona localizada de contaminación a su paso por Madrid.

El resultado de estos movimientos de tierras se aprecian en el aumento de los sólidos suspendidos medidos en la estación de San Fermín durante el año 2006, alcanzando valores anormales superiores a 500 mg/l. Este efecto se describirá posteriormente.

1.5. Diagnóstico de calidad actual

Para la realización de un modelo de calidad, es interesante disponer de un conocimiento previo de la evolución de la calidad del agua, tanto temporal como espacial. Además es interesante conocer las principales características que influyen en la calidad.

En este estudio se realiza un análisis espacio temporal de la calidad del agua en el río Manzanares y su afluente, el arroyo Culebro, entre los embalses de El Pardo y del Rey. Para ello se han utilizado los datos de la red Integrada de Calidad de Aguas (red ICA) en activo en la Confederación Hidrográfica del Tajo. El objetivo es caracterizar la calidad en la cuenca, su evolución espacial y temporal tanto estacional como a lo largo de los años. El estudio de la calidad del agua es fundamental para analizar la realidad del sistema, evaluar los focos contaminantes y el posterior desarrollo de modelos de calidad.

Las concentraciones de contaminantes a analizar en este diagnóstico de calidad son: oxígeno disuelto, DBO₅, fósforo, conductividad y formas de nitrógeno (amonio, nitratos y nitrógeno orgánico).

Es importante tener en cuenta el agua sale del embalse con una calidad influenciada por el efecto que el embalse tiene sobre la misma. Esto es debido a que la toma de salida del agua se encuentra en el hipolimnion del embalse, donde algunas concentraciones pueden estar ligeramente alteradas. Sin embargo, las condiciones de la calidad del agua son buenas puesto que aguas arriba del embalse El Pardo la influencia antrópica sobre el río es muy baja. Aguas abajo del embalse, este efecto se va disipando y el río recupera su calidad "natural". Se considera que la influencia del embalse sobre la calidad ha desaparecido a su paso por el Parque Sindical. El volumen medio de salida del embalse, salvo avenidas, es de aproximadamente 1 m³/s.

Tras el paso por el Parque Sindical, y antes de entrar en el Municipio de Madrid, se produce el primer vertido de una EDAR sobre el río. El vertido medio de la EDAR de Viveros de la Villa es del orden de 1 m³/s, con lo que el aporte sufrido por el río es el mismo que el caudal que circulaba previamente por el mismo, duplicando su volumen. La calidad total del agua del río descende puesto que el vertido es de aguas previamente tratadas, con una calidad inferior al caudal circulante previo al vertido. En la estación de la red de calidad de las aguas de San

Fermín recoge el efecto que tiene el vertido de Viveros, que ya ha sufrido una cierta degradación, sobre el Manzanares. En esta estación también se recoge el efecto del tramo de canalización del río Manzanares a su paso por el Municipio de Madrid, así como las obras llevadas a cabo a orillas del río, los posibles vertidos incontrolados y la contaminación propia de un río urbano a su paso por la ciudad.

La siguiente estación de la red ICA siguiendo el orden descendente del curso del agua se trata de Villaverde. Esta estación está situada aguas abajo del vertido de la EDAR de la China, por lo que la influencia de este vertido en la estación es muy elevada. Además, el volumen vertido por dicha EDAR es mayor de $2 \text{ m}^3/\text{s}$, como en el caso anterior, el caudal de vertido medio posee el mismo volumen de caudal circulante. Este hecho influye disminuyendo la calidad del río. En este punto del río, la proporción agua natural por agua depurada es 1:3, por lo que el descenso de la calidad del agua será más evidente.

El tramo final será el considerado desde la estación de la red ICA de Villaverde hasta el punto final del tramo de estudio. En este tramo no existen más estaciones intermedias de control de calidad de las aguas. El gran inconveniente de este tramo es que se produce el vertido de 4 grandes depuradoras sobre el río Manzanares (La Gavia, Butarque, Sur y Sur Oriental), más el aporte del caudal vertido por la EDAR del arroyo Culebro alto (y en la actualidad también del Culebro bajo) sobre el arroyo Culebro.

En el citado arroyo existe una estación de control de la calidad, pero puesto que la intención de la CHT no es la de simular el arroyo Culebro, la estación de calidad situada en el mismo, será considerada como un input en el modelo, e informará de la calidad de los aportes del arroyo. El arroyo Culebro confluye con río Manzanares entre las EDAR Sur y Sur Oriental.

En el tramo final, el volumen total de estos vertidos es de aproximadamente $6.5 \text{ m}^3/\text{s}$, frente al caudal previamente circulante de $4.5 \text{ m}^3/\text{s}$. La ausencia de otras mediciones de calidad en el tramo produce una gran incertidumbre en este tramo del río siendo muy complejo un análisis en profundidad. Se considera que la estación de Rivas mide la calidad del agua en el punto final del tramo, puesto que no se realizan más vertidos autorizados en el resto del tramo. Como es lógico pensar, la estación de calidad de Rivas, mide la situación más desfavorable del río en cuanto a calidad del agua se refiere. En este punto, la proporción entre el agua "natural" salida del embalse y los vertidos de las EDAR es de 1:10, es decir, por cada m^3/s que sale del embalse, se vierten $10 \text{ m}^3/\text{s}$ de agua tratada previamente en una estación depuradora.

A continuación se hace una descripción con mayor detalle de la situación actual del río de las concentraciones de contaminantes citadas anteriormente.

1.5.1. Oxígeno disuelto (OD) y Demanda Biológica de Oxígeno (DBO5)

Tradicionalmente se ha considerado el oxígeno disuelto como el parámetro más significativo a la hora de evaluar la salud de un ecosistema. Una de las principales causas de disminución de oxígeno disuelto es la degradación de la materia orgánica. Por ello en general se analizan ambos parámetros de forma conjunta. En aguas naturales (poco contaminadas) las concentraciones de oxígeno disuelto deben ser cercanas a la concentración de saturación dependiendo esta de la temperatura, salinidad, presión atmosférica y presión parcial del agua.

Como se aprecia en el siguiente gráfico, previo al vertido de la EDAR de Viveros, la concentración de oxígeno disuelto se encuentra cercana a la saturación. Los valores de OD superan los 7 mg /l a lo largo de todo el periodo, manteniendo buenas condiciones de oxígeno.

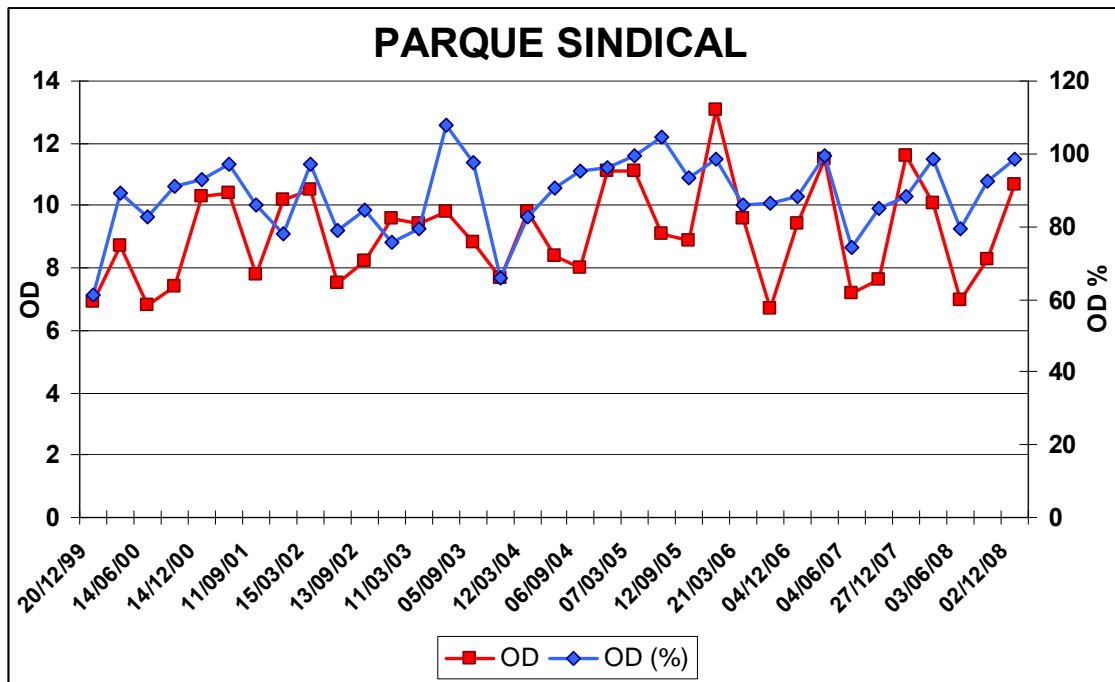


Figura 3. Concentración de OD y OD (%) en la ICA Parque Sindical

Los valores mínimos de OD se alcanzan los meses de verano, mientras que los máximos se alcanzan los meses de invierno. Esto es debido a la dependencia del OD con la temperatura, puesto que a mayores temperaturas la concentración de OD desciende, ocurriendo lo contrario cuando las temperaturas son bajas. En esta estación se mantienen unas concentraciones de OD medias de 9 ± 1 mg/l durante todo el periodo, así como concentraciones entorno al 80-90% de OD (%).

En cuanto a DBO_5 se refiere, cabe destacar que esta concentración en la estación de Parque Sindical está fuertemente influenciada por el embalse de aguas arriba. Existen grandes fluctuaciones de las concentraciones de DBO_5 medidas en esta estación. Cuanto mayor es la concentración de OD, la concentración de DBO_5 aumenta, y viceversa. Hasta el año 2002 las concentraciones de DBO_5 medidas son muy bajas inferiores a 5 mg/l, sin embargo, durante el citado año las concentraciones medidas aumentan considerablemente a valores superiores a 10 mg/l. Tras este periodo parece estabilizarse a valores medios de 5 mg/l, con máximos de 10 y mínimos de 3 mg/l.

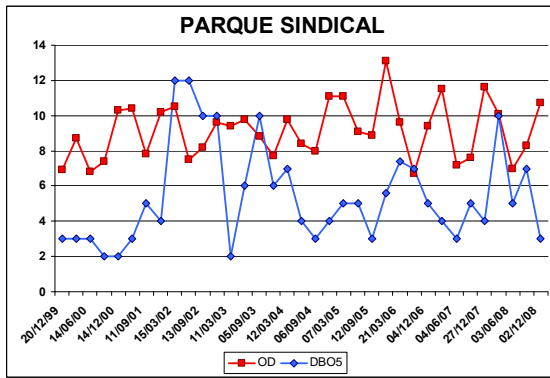


Figura 4. Concentración de OD (mgO₂/l) y DBO₅ (mgO₂/l) en la ICA Parque Sindical

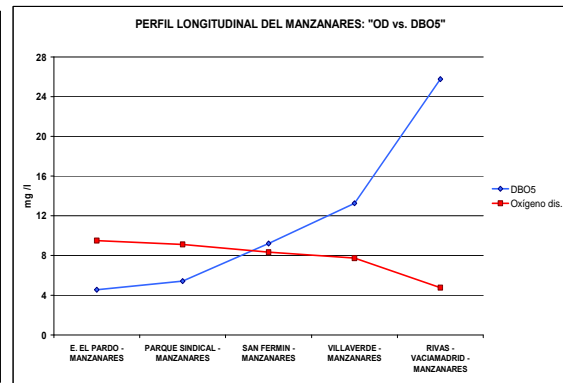


Figura 5. Perfil longitudinal del río Manzanares: Concentración de OD y DBO₅.

Si se realiza un perfil longitudinal del tramo analizado, se observa que conforme se van realizando los vertidos sobre el cauce del río Manzanares, la concentración de oxígeno disuelto va descendiendo hasta alcanzar peligrosamente la anoxia en la estación de Rivas. El efecto contrario sucede con la concentración de DBO₅, puesto que sufre un fuerte crecimiento a lo largo del río.

Si analizamos el resto de estaciones de la red ICA se puede apreciar cómo la influencia de estos vertidos produce el perfil longitudinal anterior, reduciéndose progresivamente la cantidad de OD en el río y aumentando la cantidad de DBO₅.

Si se observa la gráfica de la concentración de OD en las estaciones de calidad del agua, se ve como conforme se avanza hacia aguas abajo la concentración de OD va descendiendo ligeramente hasta alcanzar los valores mínimos en la estación de Rivas. Todo lo contrario se puede observar en la gráfica de la concentración de DBO₅, en la que a medida que las EDAR vierten sobre el río, la concentración de DBO₅ aumenta.

Tras el vertido realizado por la depuradora de Viveros, se distingue en San Fermín un ligero descenso de la concentración de OD, tomando valores medios ligeramente superiores a 8 mg/l. La concentración de DBO₅ aumenta muy ligeramente, alcanzando un máximo en los meses de verano de 2007, periodo en cual alcanza valores de 30 mg/l. Estas variaciones son debidas a la concentración y volumen de vertido de la EDAR de Viveros.

La influencia del vertido de la China se observa en la estación de Villaverde, en la que debido al citado vertido, así como a su cercanía con la estación de calidad, se empeora la calidad del agua. Se alcanzan concentraciones de vertido medias de OD ligeramente inferiores a 8 mg/l. Puntualmente se alcanzan concentraciones bajas, aunque en ningún caso se llega a valores por debajo de 4 mg/l, por lo que no se alcanzarán situaciones de anoxia. En esta estación la concentración de DBO₅ no supera los valores de 20 mg/l en ninguna medición realizada a lo largo del periodo. El valor promedio de la estación es de unos 13-14 mg/l, superior a los valores medios de la estación ICA anterior (entorno a los 10 mg/l). Sin embargo, los valores son mucho más constantes y no se alcanzan picos tan fuertes como los medidos en San Fermín. De esto se deduce que el vertido de la China es más constante que el de Viveros.

La estación de Rivas es la que mide las condiciones más desfavorables, puesto que ya han vertido sobre el Manzanares la totalidad de las estaciones depuradoras. La concentración de oxígeno disuelto toma valores muy bajos. Existen gran cantidad de mediciones por debajo de 4 mg/l, mientras que también existen multitud de situaciones en la que se alcanza la anoxia (concentraciones inferiores a 2 mg/l). En estas condiciones, la posibilidad de respiración de los organismos es prácticamente nula, por lo que la vida no es posible en este punto del tramo. En esta parte del río se produce un aumento de las concentraciones de DBO₅ totalmente injustificado. Estas altas concentraciones medidas no se corresponden con los aportes que las estaciones depuradoras realizan sobre el cauce. En la estación de calidad del agua anterior no se superan los 20 mg/l de concentración de DBO₅, siendo los vertidos producidos entre ambas estaciones no superiores a 20 mg/l de materia orgánica (DBO₅). Este hecho nos hace pensar que existe una fuente muy fuerte y descontrolada de DBO₅ en el tramo final del río. Como se ha citado anteriormente, sería considerable incluir alguna estación intermedia de medición de la calidad en dicho tramo para disminuir la incertidumbre existente en este tramo e intentar localizar, o al menos cercar, la fuente externa de DBO₅.

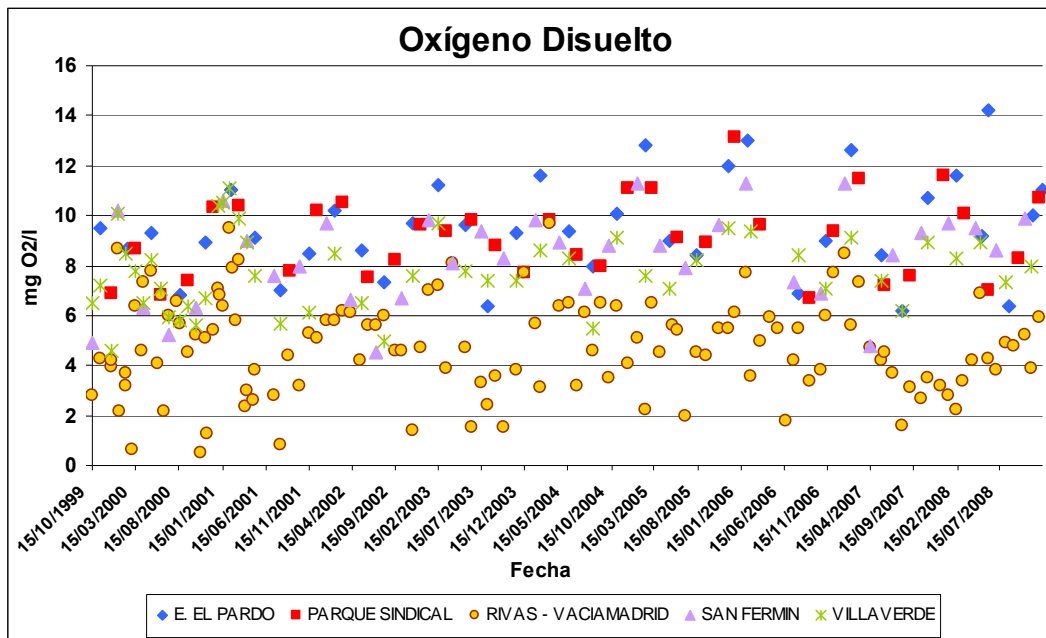


Figura 6. Concentración de OD: Evolución en la red ICA

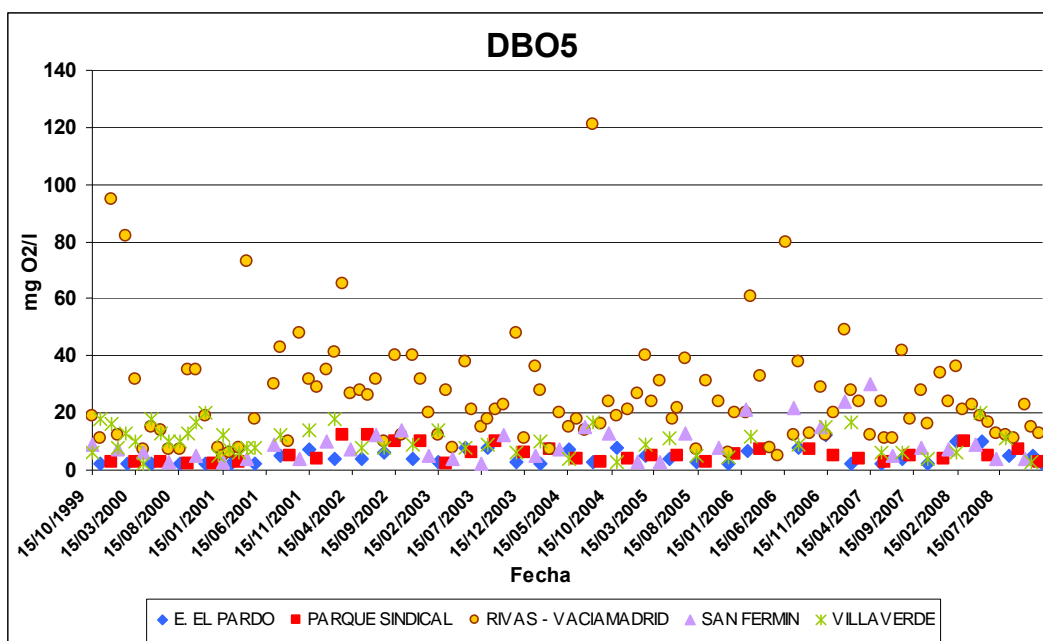


Figura 7. Concentración de DBO5: Evolución en la red ICA.

1.5.2. Conductividad

La conductividad es una medida de la capacidad del agua como conductor de la corriente eléctrica, dependiendo su valor de los sólidos disueltos. Debido a su carácter altamente conservativo, su medición y análisis permite establecer fuentes de contaminación ya sea de origen antrópica o natural. En aguas naturales suele oscilar entre 100 y 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (WHO, 1992) aunque se puede exceder de este valor máximo de forma natural, como suele pasar en las cuencas mediterráneas de la península ibérica.

Analizando el perfil longitudinal de la cuenca media-baja del río Manzanares se puede apreciar que la conductividad sufre un proceso ascendente, inicialmente con valores cercanos a 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hasta finalizar una conductividad media ligeramente superior a 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Todos los incrementos significativos de conductividad se explican por aportes producidos en las estaciones depuradoras del tramo del río. El mayor crecimiento se produce en el citado tramo final del río, entre las estaciones de Villaverde y Rivas.

El incremento de la conductividad sufrido entre el embalse de El Pardo y el Parque Sindical es debido a los pequeños aportes naturales por escorrentía directa. La cuenca media se encuentra situada en la llanura silíceo del Tajo, sobre un acuífero terciario detrítico, rico en minerales. Esta es la causa por la que se produce un incremento en la conductividad tras los pequeños aportes por escorrentía directa sobre el Manzanares y la escorrentía procedente del arroyo Trofa.

El primer incremento significativo se produce en la estación San Fermín. En ella se aprecia el efecto que tiene el vertido de Viveros sobre el río Manzanares. Se produce un incremento en la conductividad de 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$, debido al volumen de aporte procedente del vertido de Viveros y a la conductividad de éste.

El siguiente escalón medido de la conductividad se produce en Villaverde. Este escalón es menos significativo que el anterior. Se produce un incremento en el perfil del río de aproximadamente 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, alcanzando un valor medio medido en la estación de Villaverde de 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

A partir de este punto del río se produce el vertido de las EDAR de la Gavia, Butarque, Sur, Sur Oriental y Culebro alto, con unas conductividades variables en el tiempo. Los vertidos de todas las depuradoras superan la conductividad medida en la estación de Villaverde, por lo que la medición de conductividad en Rivas será superior a la medida en la estación de la red ICA anterior. Puesto que los mayores volúmenes vertidos se producen desde las estaciones Sur, Butarque y la Gavia, la conductividad medida en Rivas será semejante a estas. Como más adelante se verá en los vertidos de las estaciones depuradoras, estos vertidos son muy parecidos y con valores ligeramente superiores a 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Por esto, la conductividad medida en Rivas es de unos 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

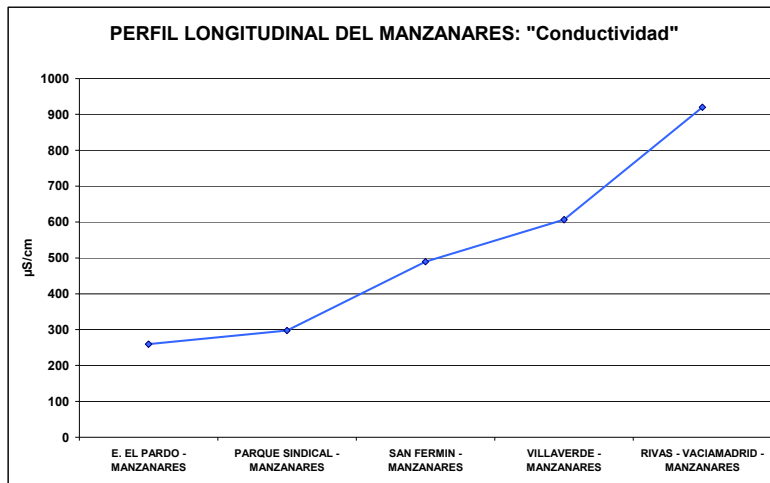


Figura 8. Perfil longitudinal del río Manzanares: Conductividad

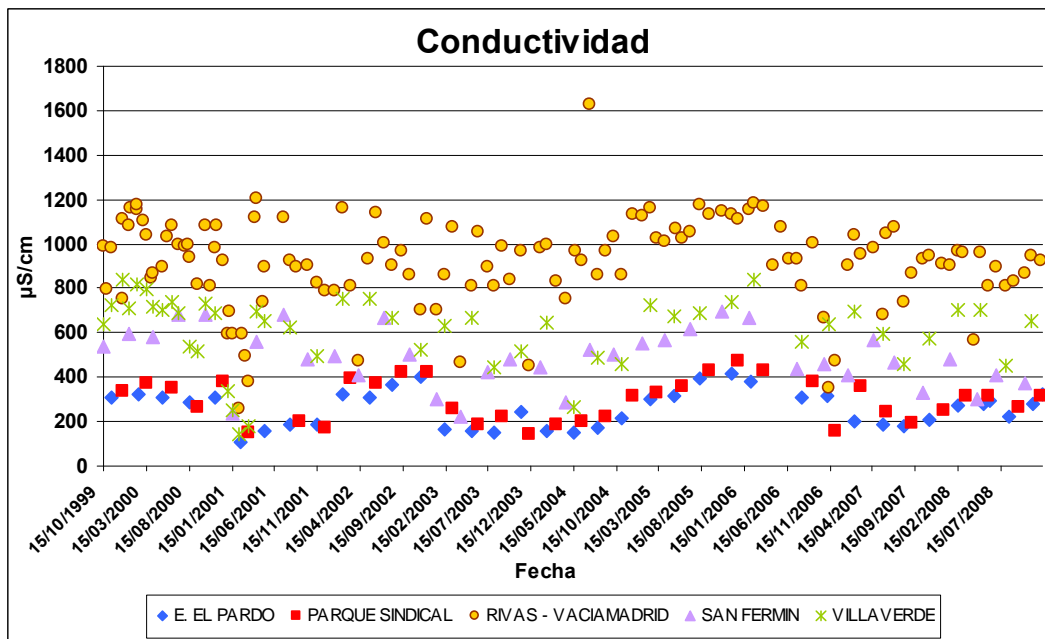


Figura 9. Concentración de Conductividad: Evolución en la red ICA

La evolución de la conductividad en las estaciones de Parque Sindical, San Fermín y Rivas mantiene la tendencia que sufre la concentración a la salida del embalse. Este efecto se va haciendo menos notable conforme el caudal procedente de las EDAR aumenta. Finalmente, la tendencia en la estación de Rivas apenas se aprecia.

La variación de la conductividad a la salida del embalse varía entre 150 y 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Este hecho posiblemente esté asociado a periodos de abundancia y sequía en el río, con periodos de grandes avenidas por escorrentía superficial que incrementa la conductividad natural del embalse.

1.5.3. Nitrógeno

El nitrógeno es un nutriente fundamental para los seres vivos. La disponibilidad de nitrógeno en el medio ambiente es muy grande. En volumen casi el 80% de la atmósfera está formada por nitrógeno gas (N_2). Sin embargo el nitrógeno como gas debe ser convertido a formas asimilables, como a amonio (NH_4^+) o a nitratos (NO_3^-), para la mayoría de los organismos vivos. Esta transformación entra dentro de llamado ciclo del nitrógeno.

En los sistemas acuáticos el nitrógeno puede darse en diversas formas: nitrógeno gas (N_2), amonio (NH_4^+ y NH_3), nitritos (NO_2^-), nitratos (NO_3^-) y nitrógeno orgánico, en forma particulada o disuelta. En este estudio de la cuenca del río Manzanares se han analizado las concentraciones de amonio, nitratos y nitrógeno orgánico ya que no se dispone de medidas de nitritos. Cabe destacar que el nitrógeno orgánico ha sido obtenido por diferencia de otras formas de nitrógeno (nitrógeno Kjeldahl y amonio), asumiendo nitritos como nitratos, como se explicará más adelante en el *balance de nitrógeno*.

1.5.3.1. Amonio (NH_4^+)

El amonio en el agua natural procede del arrastre de la escorrentía de nitrógeno orgánico e inorgánico, excreciones de la biota, de la reducción de nitrógeno gas por microorganismos y del intercambio de gas con la atmósfera. Las fuentes no naturales que aportan amonio al medio acuático son los vertidos urbanos e industriales.

El amonio puede presentarse en su forma ionizada como NH_4^+ o en su forma no ionizada como NH_3 , la cual puede ser tóxica para los organismos acuáticos. El equilibrio entre las dos formas de amonio viene marcado por el pH, la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto, salinidad, dióxido de carbono y compuestos tóxicos, siendo los dos primeros los más influyentes.

La toxicidad del NH_3 tiene especial importancia sobre las comunidades de peces mientras que los invertebrados y plantas acuáticas tienen una mayor tolerancia. Aguas naturales, no contaminadas, tienen concentraciones muy bajas de amonio, generalmente inferiores a 0.1 – 0.2 mg/l. Concentraciones superiores puede ser indicativo de contaminación antropogénica.

1.5.3.2. Amonio no ionizado (NH_3)

El amonio simulado en el estudio será el amonio en su forma ionizada (NH_4^+). De ahora en adelante cuando nos refiramos a amonio se considerará su forma ionizada, salvo que se indique lo contrario.

Sin embargo, en este estudio también se realizará un pequeño análisis del amonio en su forma no ionizada (NH_3). La importancia de este tipo de amonio, como se ha citado anteriormente, radica en la toxicidad de este componente para los organismos acuáticos.

Si se analiza el perfil longitudinal del amonio no ionizado del río Manzanares, se observa como los valores medidos se encuentran por debajo de 0.1 mg/l hasta la estación de Villaverde inclusive. Tras la gran cantidad de vertidos que tienen lugar entre Villaverde y Rivas, se incrementa ligeramente la concentración de esta forma de amonio sin llegar a superar los 0.25 mg/l de concentración media. Este nivel de amonio ya se puede considerar como contaminado antropogénicamente, como es evidente tras realizar los análisis anteriores y realizar los vertidos urbanos sobre el cauce. La calidad de esta agua es tóxica y la vida en este tramo está muy limitada.

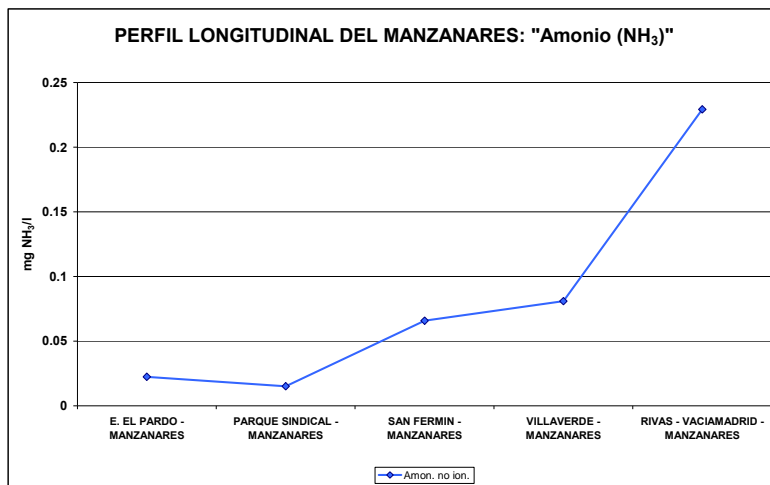


Figura 10. Perfil longitudinal del río Manzanares: Amonio no ionizado (NH_3)

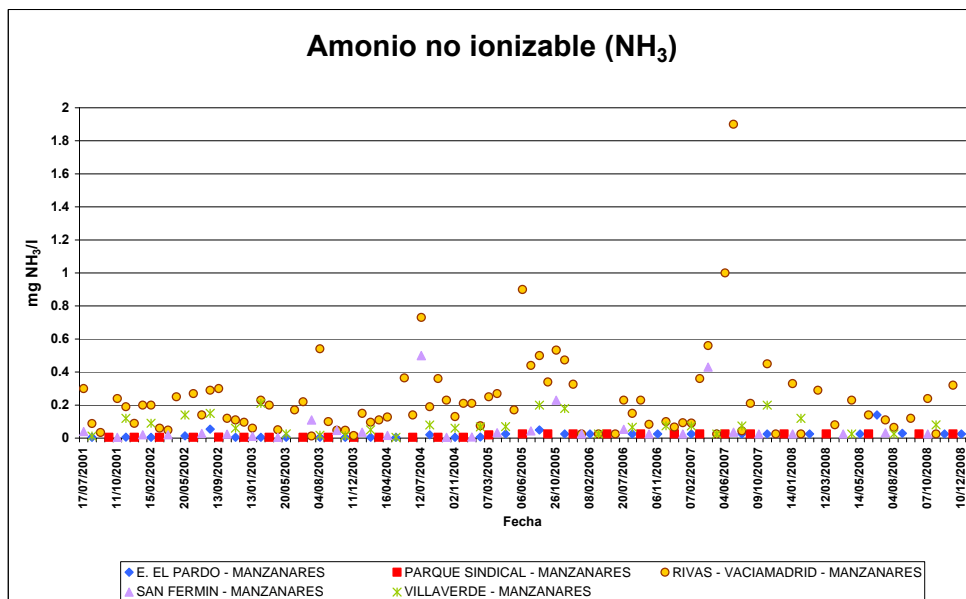


Figura 11. Concentración de amonio no ionizado (NH_3): Evolución en la red ICA

1.5.3.3. Amonio ionizado (NH_4^+)

La forma de amonio que más interesa para nuestro diagnóstico de la calidad es la ionizada. Si se observa su perfil longitudinal se aprecia como la concentración de amonio sufre un importante aumento con los vertidos de las distintas EDAR. Se pasa de valores iniciales medios inferiores a 1 mg/l en la estación de calidad de Parque Sindical, hasta valores medios cercanos a 27 mg/l, aforados en el tramo final del río, a su paso por la estación de Rivas.

Tras la salida del embalse de El Pardo, la concentración de amonio va reduciéndose hasta alcanzar la estación de Parque Sindical. En este tramo se produce la nitrificación del amonio a nitratos, como se verá más adelante. La concentración de amonio desciende ligeramente, mientras que la concentración de nitratos aumenta. También se produce una pequeña sedimentación de nitratos, puesto que el nitrógeno total se reduce ligeramente (ver la Figura 14).

A partir del vertido de Viveros se inicia un crecimiento en la concentración de amonio en su perfil longitudinal. En San Fermín, se alcanzan concentraciones puntuales de amonio de hasta 20 mg/l en los años anteriores a 2001, mientras que las concentraciones medidas en los periodos más recientes son menores y en pocas ocasiones superan los 15 mg/l. La concentración media del periodo es ligeramente superior a 6 mg/l. En este punto, se continúa dando la nitrificación aunque a una velocidad menor. Además el vertido de amonio y nitratos procedente de Viveros permite que la cantidad total de nitrógeno aumente. El vertido de Viveros tiene una baja concentración de amonio.

La siguiente estación de la red ICA, Villaverde, recoge el efecto que la EDAR de la China tiene sobre el río. Como en el caso anterior, hasta el año 2001 la concentración reflejada en Villaverde es mucho mayor que la media, alcanzando valores de hasta 50 mg/l. Sin embargo, a partir de este año y hasta finales de 2006, esta concentración de amonio medida se reduce, alcanzando valores medios de aproximadamente 13 mg/l de amonio. A partir del año 2007, la concentración medida vuelve a aumentar hasta alcanzar valores medios de unos 25 mg/l. El valor promedio del periodo se encuentra en 17 mg/l de amonio. Estas variaciones en la concentración de amonio medida en Villaverde son debidas a la variación de la concentración del vertido de la China.

Finalmente, en la estación de Rivas se recoge el efecto del resto de vertidos de las estaciones depuradoras en el río. En esta estación se mide una concentración media de amonio mayor de 25 mg/l, alcanzándose en multitud de ocasiones valores superiores a 40 mg/l. Este valor de la concentración es muy elevado, siendo tóxico para la vida piscícola del río. Éste no es un problema como tal en el río Manzanares, puesto que no existe vida en este tramo, sin embargo el mayor inconveniente de estas altas concentraciones es su extensión hacia aguas abajo, en la que sí que existe vida piscícola. La concentración de amonio vertida por las EDAR en el tramo final va disminuyendo ligeramente, pese a que este efecto no se ve reflejado en la medición de Rivas, por lo que se puede pensar que existe una fuente no controlada de amonio en el tramo.

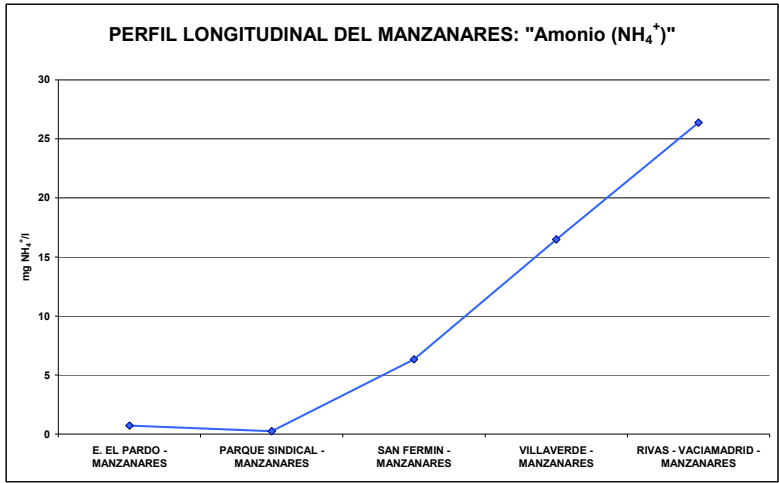


Figura 12. Perfil longitudinal del río Manzanares: Amonio (NH₄⁺).

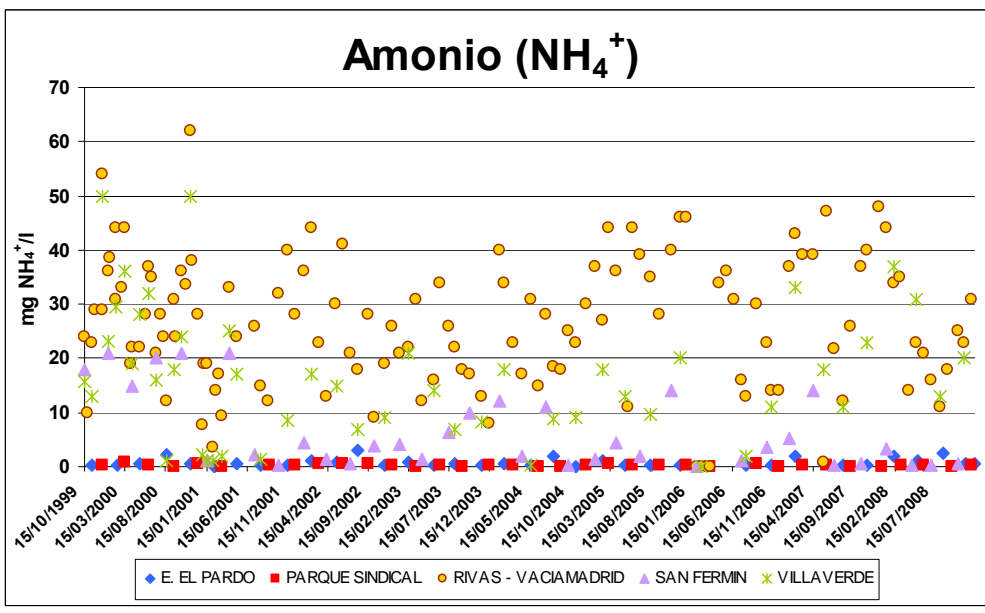


Figura 13. Concentración de amonio ionizado (NH₄⁺): Evolución en la red ICA.

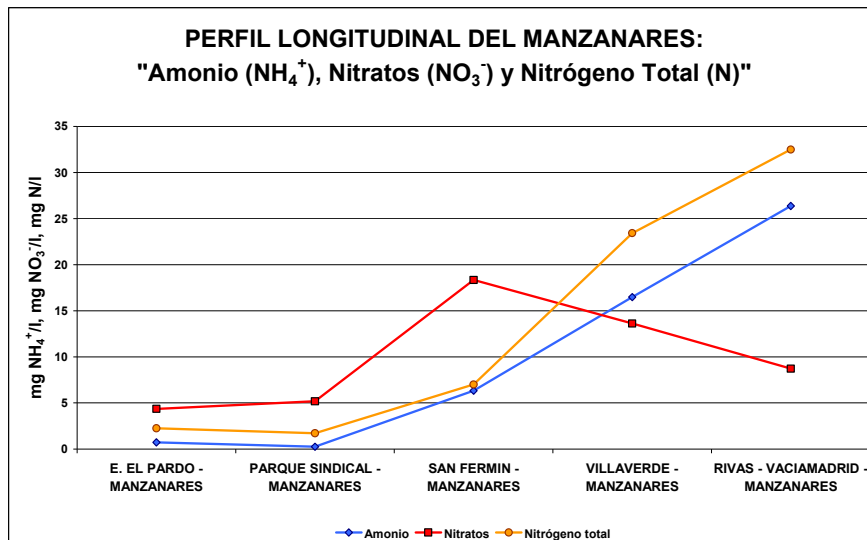


Figura 14. Perfil longitudinal del río Manzanares: Amonio, Nitratos y Nitrógeno total.

1.5.3.4. Nitratos (NO₃-)

El ión nitrato es un nutriente esencial para la vida. Concentraciones en aguas no contaminadas no suelen exceder de los 5 mg/l de NO₃⁻. Altas concentraciones suelen ser indicativas de contaminación difusa de origen agrario o ganadero. La OMS recomienda un límite máximo de 50 mg/l para suministro humano.

En lagos y embalses la disponibilidad de nitratos suele estimular el crecimiento de las algas y puede provocar, junto con otros factores, situaciones de eutrofización.

En aguas subterráneas la contaminación por nitratos suele provenir de la aplicación de fertilizantes en la agricultura. Las concentraciones en las aguas subterráneas suelen alcanzar valores muy superiores a los de las superficiales.

Inicialmente la calidad media del agua se encuentra por debajo de los 5 mg/l de nitratos al ser una concentración no contaminada. Desde la salida del embalse de El Pardo hasta Parque Sindical, como se ha citado anteriormente, se produce una nitrificación de amonio a nitratos. Crece ligeramente la concentración de nitratos hasta alcanzar valores medios de 5 mg/l.

Tras el vertido de la estación depuradora de Viveros y de su paso por la canalización del tramo del Municipio de Madrid, se produce un fuerte incremento de la concentración de nitratos medida en el río. La estación de calidad de San Fermín mide un promedio superior a 18 mg/l de nitratos, llegándose a alcanzar valores superiores a 50 mg/l en el año hidrológico 2001-2002.

A partir de 2007 se incrementa la concentración medida hasta alcanzar valores medios cercanos a los 23 mg/l. No se conoce la concentración de vertido de nitratos de la depuradora de Viveros, pero a la vista de los perfiles obtenidos, ésta parece ser elevada. Durante este tramo, se sigue produciendo la nitrificación del amonio, que junto con el vertido de nitratos provoca el fuerte incremento de los nitratos medidos.

Tras el tramo de canalizado, se produce el vertido de la EDAR de la China. Se observan descensos en la concentración de nitratos en la estación de Villaverde. Estos descensos son debidos a la hipotética baja concentración de vertido de nitratos de la China, así como de la reducción del proceso de nitrificación del amonio y el aumento del proceso de desnitrificación de los nitratos. En este punto de control de calidad del río, se aprecia como la concentración de amonio se incrementa mientras que la de nitratos desciende. Esto nos hace pensar que los procesos de nitrificación se han detenido bruscamente, posiblemente debido al incremento de la temperatura del agua.

La concentración de nitrógeno orgánico aumenta como se verá más adelante, incrementándose la concentración de amonio. Este hecho también explica el fuerte crecimiento de concentración de amonio.

La tendencia a disminuir de los nitratos se mantiene hasta su paso por la estación de calidad de Rivas. En este punto se toman medidas medias de nitratos inferiores a 9 mg/l, pese a que se alcanzan valores puntualmente superiores a 20 mg/l. Cabe pensar que esta reducción en el proceso de nitrificación se mantiene en su cuenca baja, desde la estación de Villaverde hasta la de Rivas.

Existe una tendencia al alza medida en Rivas, superior a los 20 mg/l a partir del mes de mayo de 2008. Esta tendencia se debería comprobar con datos posteriores a diciembre de 2008, para comprobar si realmente es una tendencia o tan sólo se trata de un periodo limitado.

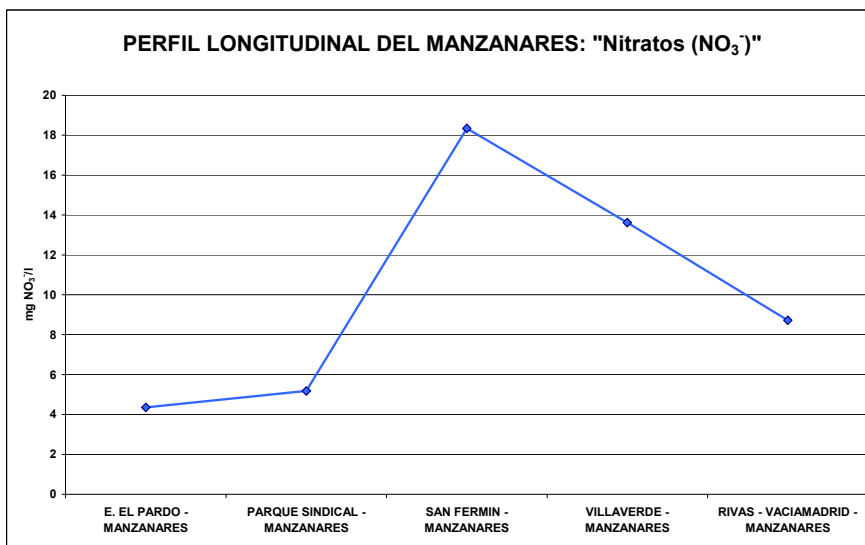


Figura 15. Perfil longitudinal del río Manzanares: Nitratos (NO₃-)

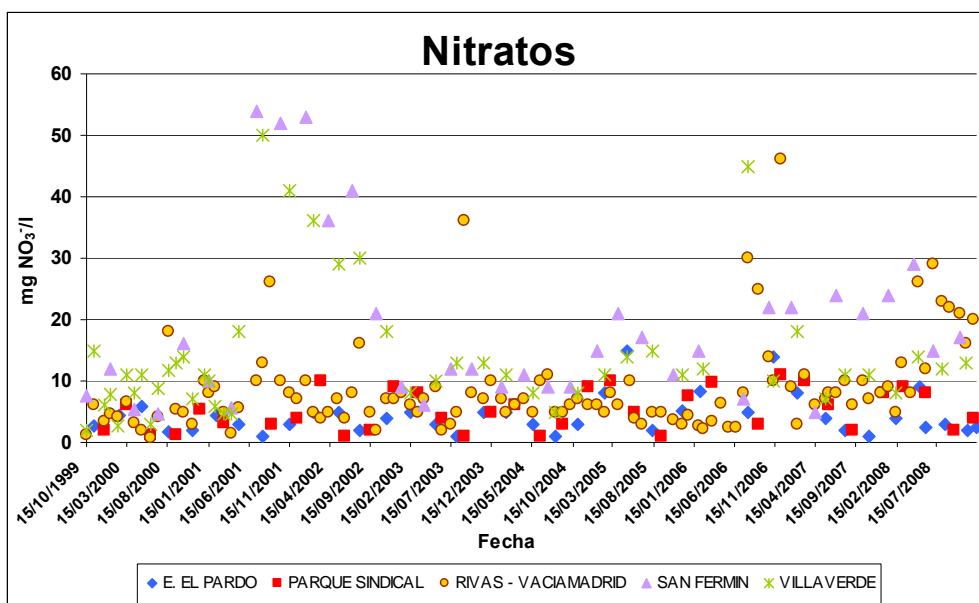


Figura 16. Concentración de nitratos (NO₃-): Evolución en la red ICA

1.5.3.5. Nitrógeno orgánico (Norg)

No existen datos medidos directamente de nitrógeno orgánico, habiendo sido calculado como diferencia entre el nitrógeno Kjeldahl y el amonio, ambos aforados en las estaciones de calidad. Como se observa tan sólo se dispone de datos en el periodo inicial y en el periodo final. En el periodo intermedio existe una gran incertidumbre, pues tampoco es conocida la concentración de nitrógeno orgánico que vierten las depuradoras.

La concentración de nitrógeno orgánico a la salida del embalse y en la estación de calidad de Parque Sindical es ligeramente inferior a 1 mg/l. Estas condiciones son las naturales del río, ya que la modificación antrópica hasta este punto ha sido muy baja.

Tras el vertido de Viveros y el paso por la canalización de Madrid, la concentración aumenta hasta un promedio de 2 mg/l. Este incremento de la media es debido a un pico en la medición que alcanza los 7 mg/l, puesto que si se elimina este pico, la concentración medida sería de 1.5 mg/l. Estos valores sugieren que la concentración nitrógeno orgánica de vertido no es elevada, y se da el proceso mineralización (paso de nitrógeno orgánico a amonio) en el tramo.

La estación de calidad de la Villaverde detecta un incremento medio de nitrógeno orgánico de 4 mg/l, alcanzando un valor medio de 6 mg/l. Este incremento puede ser debido a que el proceso de mineralización se reduce. Al estar la estación de calidad justo aguas abajo del vertido, y no da tiempo a mineralizar. En esta hipótesis también se considera que la concentración de vertido no es excesivamente elevada.

Finalmente en la estación de Rivas, se mide un valor medio de 9.5 mg/l de nitrógeno orgánico, dándose picos de 30 mg/l. Esto hace pensar que el proceso de mineralización de nitrógeno orgánico a amonio se ha detenido. Se produce el vertido de un elevado número de estaciones depuradoras que explicaría el aumento hasta concentraciones medias de 9.5 mg/l.

Con la ausencia de datos intermedios, así como de concentraciones de vertidos, se tiene una gran incertidumbre de lo que realmente está ocurriendo. Podría ser que la concentración de vertido de las depuradoras fuese eleva, descendiendo la concentración de nitrógeno orgánico por mineralización y sedimentación, incrementando la cantidad de amonio, o bien podría estar ocurriendo lo citado anteriormente y la mineralización y sedimentación ha descendido considerablemente y los vertidos de las EDAR tienen bajas concentraciones de nitrógeno orgánico.

Sería conveniente aforar la concentración de este contaminante en las EDAR, así como una estación intermedia entre Villaverde y Rivas.

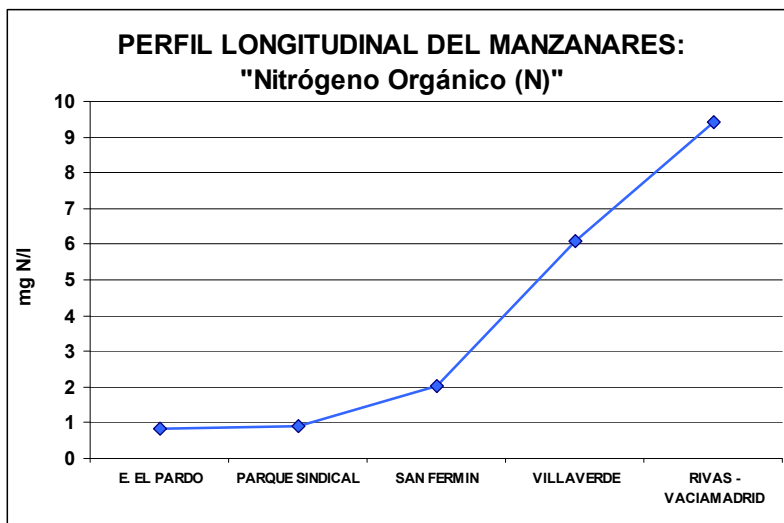


Figura 17. Perfil longitudinal del río Manzanares: Nitrógeno orgánico

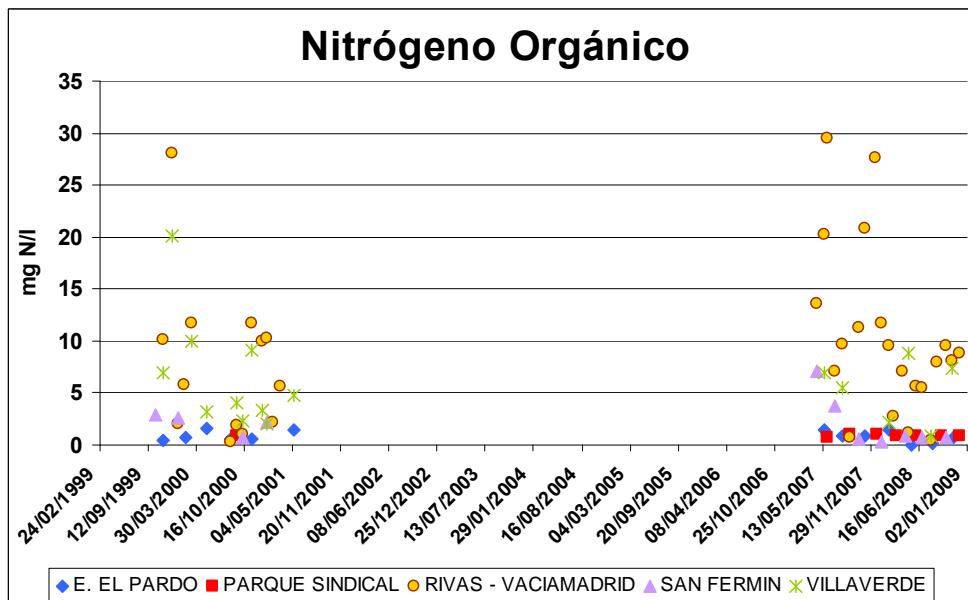


Figura 18. Concentración de nitrógeno orgánico (Norg): Evolución en la red ICA

1.5.4. Fósforo

En condiciones naturales el fósforo es un elemento escaso en medios acuáticos. Algunos tipos de roca pueden ser una fuente natural de aporte de fósforo en la escorrentía. Dentro de las formas posibles en las que se puede encontrar el fósforo en forma soluble, la más destacable es la de fosfatos (PO_4^{3-}) ya que es fácilmente asimilable por las plantas, y por lo tanto es un factor muy importante, junto con el nitrógeno, en los procesos de eutrofización.

Analizando el perfil longitudinal de la cuenca media-baja del río Manzanares se puede apreciar que la concentración de fósforo total sufre un proceso ascendente a lo largo del río. Inicialmente, el agua sale del embalse de El Pardo con concentraciones inferiores a 0.5mgP/l, incrementándose debido a los sucesivos vertidos de las depuradoras de la cuenca, hasta alcanzar una concentración de fósforo total media ligeramente inferior a 3.5mgP/l.

El incremento más fuerte se produce tras el vertido de la EDAR de Viveros y su circulación a lo largo del tramo canalizado de la ciudad de Madrid. Como se comprobará en un punto posterior de la memoria, el vertido de Viveros tiene altas concentraciones de fósforo. Sin embargo, un cambio en el tratamiento reduce estos valores de vertido, viéndose reflejado en un descenso de las concentraciones medidas en la estación ICA de San Fermín.

En la Figura 20, se aprecia la evolución descendente de la concentración de fósforo total medida, y un gran escalón a partir de enero de 2008, momento en el cual el tratamiento de reducción de fósforo se pone en funcionamiento en las mayor parte de las estaciones depuradoras.

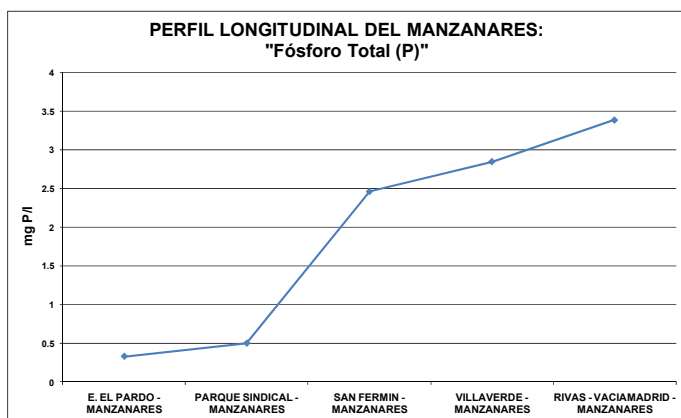


Figura 19. Perfil longitudinal del río Manzanares: Conductividad.

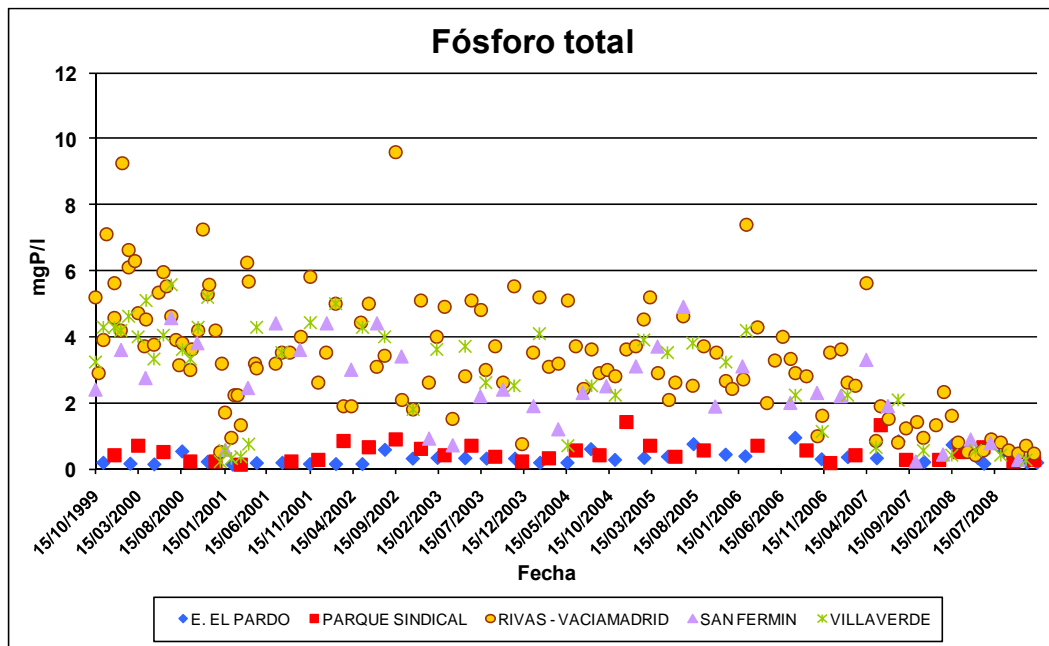


Figura 20. Concentración de fósforo total: Evolución en la red ICA.

1.6. Desarrollo de un modelo de simulación de la calidad del tramo de estudio

En este estudio se ha decidido realizar 2 modelos del río Manzanares con características hidráulicas de ambos modelos iguales. La diferencia entre ambos modelos es la longitud de la serie del modelo, es decir, el periodo modelado.

En primer lugar se ha desarrollado el denominado modelo largo, que abarca los años 2001-2008. En este modelo son desconocidos gran cantidad de datos, tanto de concentraciones como de volúmenes de caudales de vertidos de depuradoras y de las estaciones de calidad de la red ICA.

En segundo lugar se ha desarrollado el modelo corto, que comprende los años 2006-2008. Para la realización de este modelo se dispone de prácticamente la totalidad de los datos de entrada. Durante este periodo, la gestión total de la cuenca del Manzanares es llevada a cabo por el Canal Isabel II (actualmente mantiene esta gestión). La fiabilidad de los datos en este periodo debido a la mejora en los instrumentos de medida. Además, el funcionamiento de las EDAR es prácticamente el mismo que se sigue en la actualidad. La cercanía en el tiempo hace pensar que el funcionamiento durante este corto periodo será similar al llevado a cabo actualmente.

A partir de las capacidades de la herramienta anterior, realmente se han desarrollado los modelos con los siguientes constituyentes:

- Conductividad a 20°C ($\mu\text{S}/\text{cm}$)
- Sólidos suspendidos (mg/l)

- Fósforo total (mgP/l)
- DBO₅ (mgO₂/l)
- Oxígeno disuelto (mg/l)
- Nitrógeno orgánico (mgN/l)
- Amonio (mgNH₄⁺/l)
- Nitratos (mgNO₃⁻/l)

En la siguiente figura se muestran los procesos y constituyentes que se están desarrollando en el modelo.

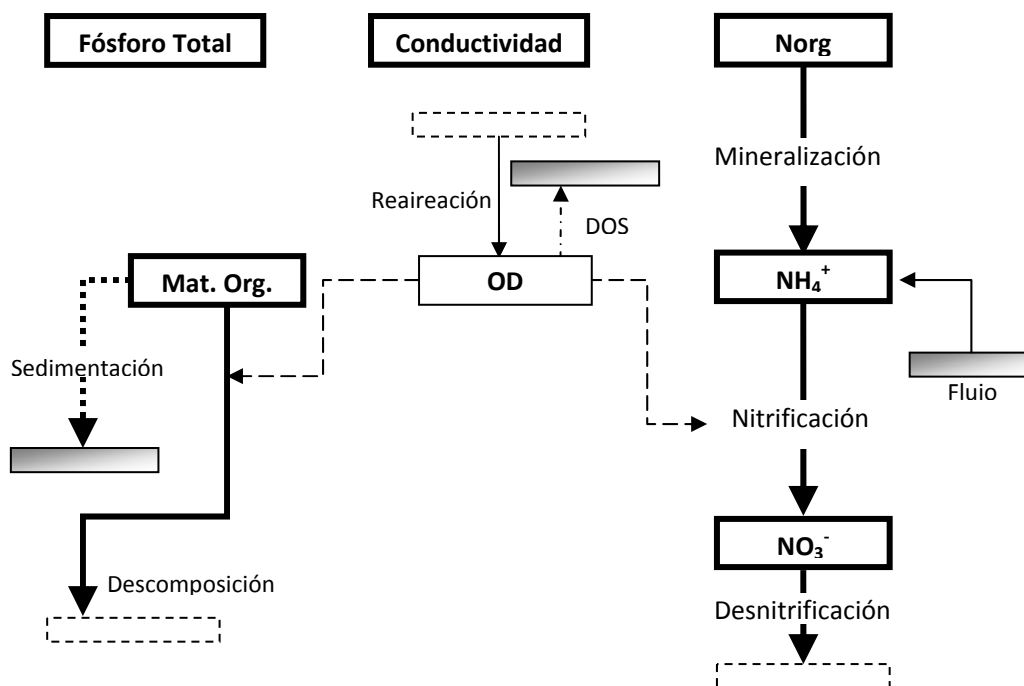


Figura 21. Procesos considerados en el modelo. Modelación del oxígeno disuelto junto con el ciclo del nitrógeno y resto de contaminantes arbitrarios

Los modelos desarrollados se han dividido en varios tramos de conducción. Se ha realizado esta tramificación con el objetivo de poder adjudicar, tanto las características hidráulicas como los valores de parámetros, no obligatoriamente iguales para toda la conducción. De esta manera, y como es evidente, las características de la conducción al inicio del tramo modelado son distintas a las características en el punto final.

El criterio para establecer los tramos del modelo está basado en los puntos singulares del modelo. Cada tramo de conducción unirá dos puntos significativos del río, ya sea porque se produce un vertido, o bien porque se dispone de una estación de control de la calidad del agua.

A continuación se ha construido una tabla resumen, donde se representa la longitud de cada tramo del modelo, así como una pequeña descripción de los puntos significativos del modelo entre los que se encuentra.

Nombre	Longitud (m)	Descripción del tramo
Manz1_ICa63_EA_EIPardo	5231	Entre embalse El Pardo y la estación de aforo Mingorrubio.
Manz2_EA_EIPardo_Vert_Majadahonda	2176	Entre la estación de aforo Mingorrubio y el vertido de la EDAR Majadahonda (futura ampliación).
Manz3_Vert_Majadahonda_Ica64_ParqueSindical	2455	Entre el vertido de la EDAR Majadahonda y la estación ICA Parque Sindical.
Manz4_ICa64_VertidoEdar_Viveros	1123	Entre la estación ICA Parque Sindical y el vertido de la EDAR Viveros.
Manz5_Vert_Viveros_Ica65_SanFermín	9894	Entre el vertido de la EDAR Viveros y la estación ICA San Fermín. En este tramo el río se encuentra encauzado.
Manz6_Ica65_Vertido_LaChina	2225	Fin del tramo encauzado. Entre la estación ICA San Fermín y el vertido de la EDAR la China.
Manz7_Vert_LaChina_Ica66_Villaverde	500	Entre el vertido de la EDAR la China y la estación ICA Villaverde.
Manz8_Ica66_Vert_LaGavia	2043	Entre la estación ICA Villaverde y el vertido de la EDAR la Gavia.
Manz9_Vert_LaGavia_Vert_Butarque	1944	Entre el vertido de la EDAR la Gavia y el vertido de la EDAR Butarque.
Manz10_VertButarque_VertSur	5419	Entre el vertido de la EDAR Butarque y el vertido de la EDAR Sur.
Manz11_Vert_Sur_Culebro	3125	Entre el vertido de la EDAR Sur y la confluencia con el arroyo Culebro. Se reciben los aportes del arroyo Culebro, donde vierte la EDAR Culebro alto.
Manz12_Culebro_Vert_SurOriental	5955	Entre la confluencia con el arroyo Culebro y el vertido de la EDAR Sur Oriental.
Manz13_Ver_SurOriental_ICA67_Vaciamadrid	1808	Entre el vertido de la EDAR Sur Oriental y la estación ICA Riva-Vaciamadrid. En este punto también existe la estación SAICA de Rivas.
Manz14_ICA67_EmbRey	2633	Entre las estaciones ICA y SAICA de Rivas y el embalse del Rey. Tramo final del modelo.

Tabla 6. Resumen tramificación del modelo. Descripción de los tramos.

Para crear el modelo del tramo de río se empleó la interfaz gráfica del sistema AQUATOOL. Para la modelación de la calidad se empleó el modelo GESCAL.

Las aportaciones del modelo consideradas, es decir, las entradas, han sido tanto las aportaciones naturales de la salida del embalse, como los valores de los vertidos de las depuradoras declarados, inicialmente por el Ayuntamiento de Madrid, y actualmente, por el Canal Isabel II. Estos valores hacen referencia tanto a volumen de caudal como a concentración de los constituyentes.

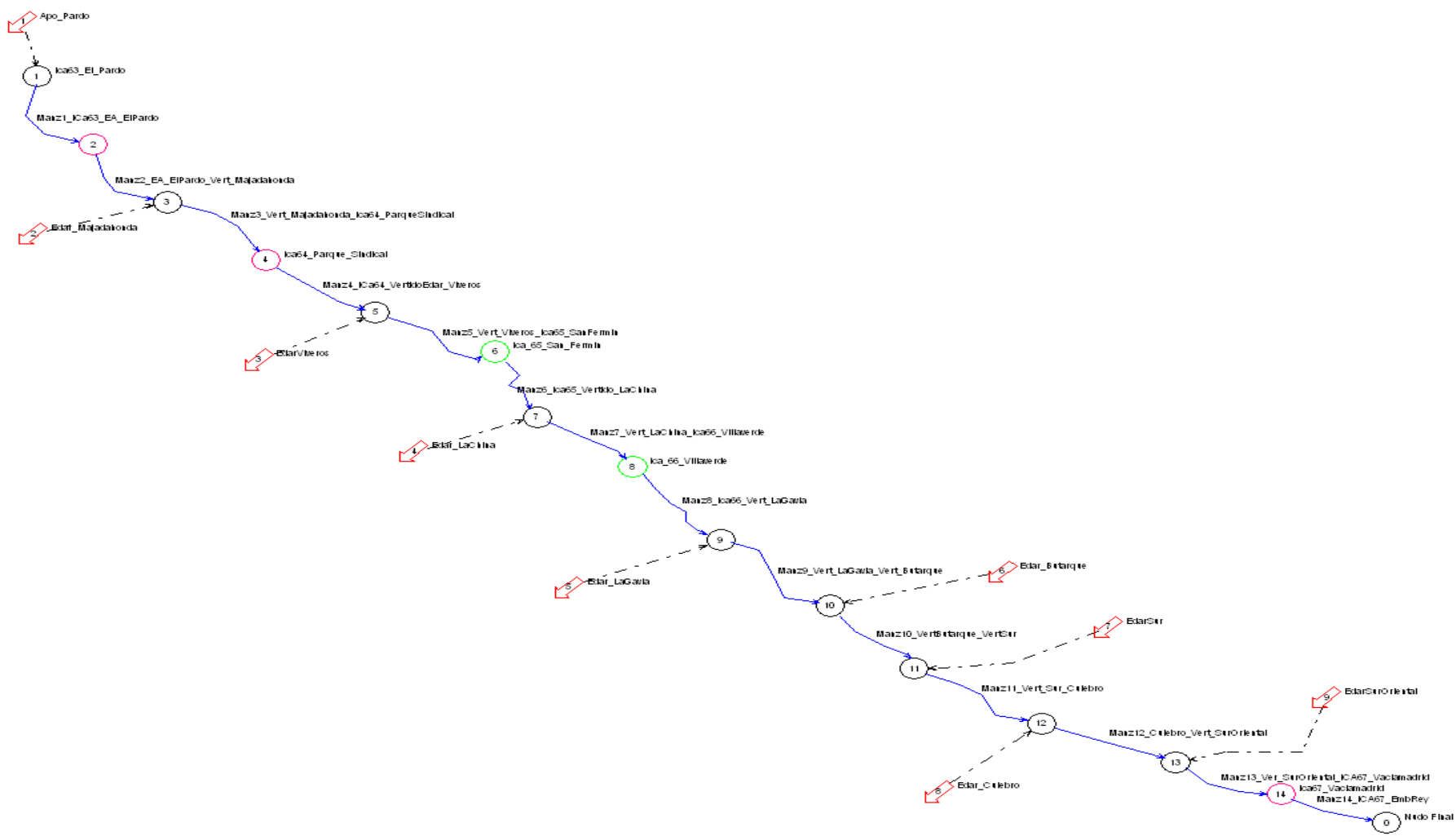


Figura 22. Esquema del SSD AQUATOOL para el modelo de la cuenca media-baja del río Manzanares.

1.6.1. Caudales. Balance de caudales

A continuación se realiza un análisis de los caudales circulantes en el río Manzanares entre el embalse de El Pardo y el del Rey.

Como datos de partida se disponen de las salidas del embalse de El Pardo sobre el río, el caudal vertido por cada una de las depuradoras, y las mediciones de la estación de aforo de Rivas, obtenidos de la red de estaciones de aforo, aguas arriba del embalse del Rey.

Se ha realizado un balance de los caudales de salida del embalse junto con los caudales de vertidos por las EDAR (caudal estimado), comparándolo con los caudales medidos en la estación de aforo de Rivas-Vaciamadrid (caudal medido), como se muestra en la siguiente figura.

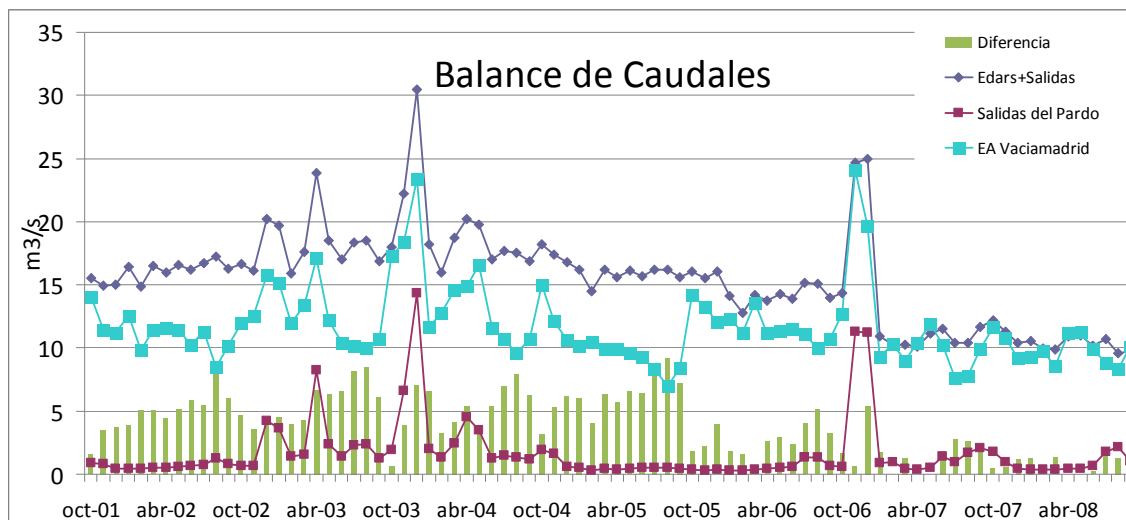


Figura 23. Balance inicial. Salidas + vertidos EDAR vs. EA Rivas.

En caso de inexistencia de otros flujos, positivos o negativos, el caudal estimado debería coincidir con el medido en la estación de aforo. Los posibles flujos se han considerado despreciables o nulos en comparación con los vertidos procedentes de las estaciones depuradoras.

Analizando el gráfico se puede comprobar que existen dos grandes periodos de tiempo diferenciados: valores desde octubre de 2001 hasta diciembre de 2006, y desde enero de 2007 hasta septiembre de 2008. En el primer periodo se observa que existen unas diferencias entre los caudales estimados y medidos aproximadamente constantes de unos 5 m³/s.

En el segundo periodo los valores estimados se ajustan mucho más a los valores medidos. Se produce un descenso en el caudal vertido por las estaciones depuradoras a partir del año 2007. Se pasa de un vertido medio de unos 15 m³/s en el periodo inicial de análisis a un vertido de unos 10 m³/s a partir de 2007.

Esta diferencia entre ambos periodos ya había sido advertida por el personal de la CHT. La hipótesis era que los datos de vertidos que el Ayuntamiento de Madrid pasaba a la Confederación eran incorrectos, y estos se encontraban sobredimensionados. Este cambio entre ambos periodos coincide con el cambio en la gestión de las estaciones

depuradoras en el Municipio de Madrid. Anteriormente éstas eran gestionadas por el Ayuntamiento de Madrid. La cronología de este cambio en la gestión explica la evolución de caudales vertidos por las depuradoras. Esta cronología se describe a continuación.

A finales del año 2005 el Ayuntamiento de Madrid firma un convenio con el Canal Isabel II (CYII), por el cual ésta última se encargaría de la gestión de las EDAR dependientes del Ayuntamiento de Madrid. Durante el año 2006, el CYII fue tomando progresivamente el control de la gestión de las depuradoras. A medida que el CYII tomaba el control de mayor número de EDAR, los caudales aforados de vertido se fueron reduciendo, y estas diferencias entre el caudal observado y el caudal teórico fueron disminuyendo. Fue a partir de enero de 2007 cuando el CYII pasa a gestionar por completo todas las depuradoras, consiguiendo con ello controlar totalmente la gestión de la cuenca del Manzanares.

Por este motivo el mayor interés de la CHT en el estudio se centra en este segundo periodo final. Se han realizado dos modelos denominados modelo largo (2001-2008) que abarca el periodo completo de estudio, y modelo corto (2006-2008), centrado en el último periodo con la gestión actual por parte del CYII.

Si se representa gráficamente el segundo periodo de tiempo se observa como la diferencia entre el caudal estimado y el medido disminuye considerablemente, hasta alcanzar valores máximos de 2 m³/s, producidos estos en los meses de verano. Este máximo en la diferencia podría ser debido a derivaciones de riego durante estos meses veraniegos, puesto que en ambos años se repite esta tendencia. También puede influir la evaporación del agua debido a las altas temperaturas alcanzadas durante estos meses. En el resto de meses esta diferencia entre el caudal estimado y el medido se reduce a valores inferiores a 1 m³/s, posiblemente debido a pequeñas salidas del sistema no controladas o a evaporación.

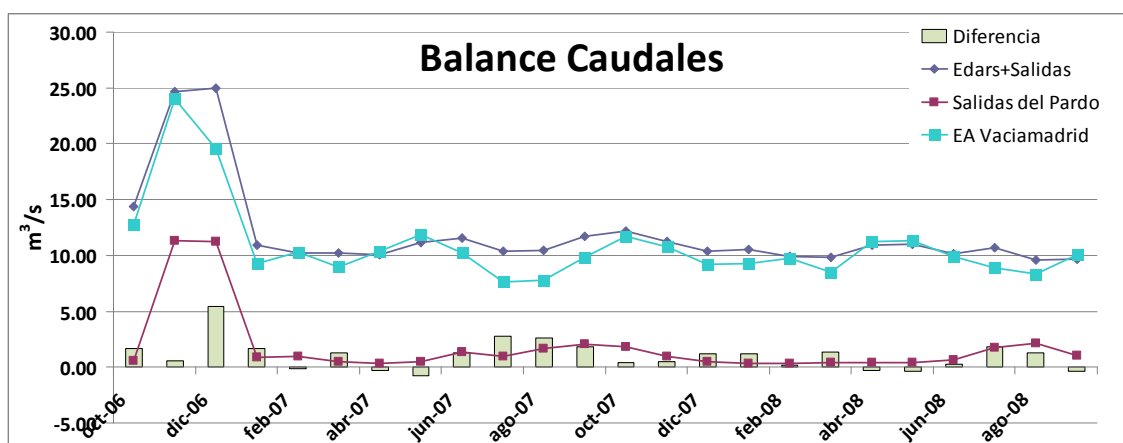


Figura 24. Balance inicial. Salidas + vertidos EDAR vs EA Rivas (2006-2008)

Ante estos resultados se puede pensar en tres posibles hipótesis: la primera es que durante los años 2001-2006 se produjese una gran derivación de caudal del río Manzanares, y en 2007-2008 se produjese un descenso en los caudales vertidos por las

estaciones depuradoras; la segunda es que el caudal vertido declarado por el Ayuntamiento de Madrid durante los años 2001-2006 no era correcto, por lo que el caudal aforado era mayor que el caudal real (esta hipótesis es la que defiende la CHT); por último, podría ser que el funcionamiento de la estación de aforo de Rivas no fuera correcto.

A continuación se realizan una serie de reflexiones que pretenden validar o rechazar las hipótesis anteriores.

En cuanto a nuestra primera hipótesis de una gran derivación de caudal inicial y un descenso de caudal vertido por las EDAR a partir del año 2007 se puede extraer las siguientes postulaciones:

- Podría pensarse que el descenso de caudal es debido a la escorrentía urbana en donde previo al 2007 la época fue húmeda y posteriormente fue seca por lo que se reduce esa escorrentía. Asumiendo además que la escorrentía fuera a parar a las depuradoras. Esta hipótesis no es correcta ya que el primer período recoge varios veranos y la reducción se hubiera visto reflejada durante estos meses.

- Se asume que no ha habido un gran cambio de la gestión en las depuradoras en el periodo final, es decir, que un gran volumen de agua que antes se vertía en el Manzanares haya pasado a verse a alguno de los otros ríos como podría ser el Jarama. No sería lógico pensar lo contrario ya que estaríamos hablando de más de la mitad del volumen depurado.

- La hipótesis que podemos plantear es que previo al año 2006 el sistema de colectores de la ciudad de Madrid recogía drenajes del acuífero a la cuenca del río Manzanares. Posteriormente al año 2006 las obras realizadas de soterramiento de la M-30 u otras posibles obras de mejora de colectores hayan recogido esas aguas y las estén evacuando a otro punto. Por otro lado si esta hipótesis fuera correcta las concentraciones de las depuradoras deberían haberse incrementado en los últimos años al menos en cuanto a la conductividad se refiere ya que estamos suponiendo que antes del año 2007 existía un aporte de agua natural. Esta condición no se cumple, por lo que la hipótesis será falsa.

- También se podría pensar que el descenso en los vertidos de las estaciones depuradoras son debidos a un descenso en el volumen de tratamiento. Este descenso podría ser debido a un descenso de la población en la ciudad de Madrid, que conllevaría un volumen tratado en las EDAR menor. Sin embargo, a la vista del siguiente gráfico del censo de población en el Municipio de Madrid, desechamos esta hipótesis.

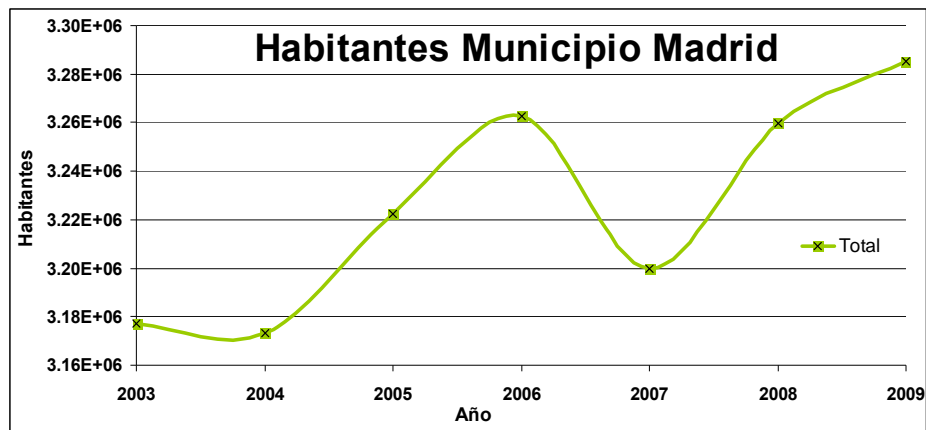


Figura 25. Censo población. Municipio de Madrid (2003-2009).

El incremento del censo de la población ha sido positivo, salvo en el año 2007 que sufrió una bajada de población de la que se recuperó en 2008, como se aprecia en el siguiente gráfico. Cuanto mayor sea la población a abastecer, la depuración y el vertido sobre el cauce deberían aumentar, aunque este aumento no debe ser muy significativo. Este incremento de la población a abastecer se contrarresta con un consumo más eficiente y controlado por parte de población, por lo que este incremento de la población no se ha visto influido en los volúmenes de vertidos.

En cuanto a la segunda hipótesis, en la que el caudal de las depuradoras declarado no se corresponde con la realidad, se puede extraer la siguiente postulación:

- Si los vertidos declarados por el Ayuntamiento de Madrid fueran correctos, la diferencia con la estación de aforo de Rivas se mantendría constante durante el periodo de gestión del Canal Isabel II (CYII). Deberían existir grandes salidas incontroladas del sistema, que como anteriormente se ha supuesto, estas no existen. Asumiendo que los datos de vertidos de las depuradoras a partir del año 2007 son correctos, se observa cómo las diferencias con la estación de aforo son mínimas, por lo que se debería mantener a lo largo de todo el periodo de análisis. Ante esto, se llega a la conclusión de que esta hipótesis también defendida por el personal de la CHT podría ser cierta.

Por último, la hipótesis de que el funcionamiento de la estación de aforo de Rivas funciona incorrectamente, será comprobada en el siguiente apartado. La estación de aforo será comparada con los datos del SAIH (Sistema Automático de Información Hidráulica) en dicha estación.

1.6.1.1. Comprobación EA-SAIH

En este apartado se pretende dar validez o rechazar la hipótesis del funcionamiento incorrecto de la estación de aforo de Rivas formulada previamente. Para ello se comprueba la validez y correlación de los datos de las estaciones de aforo (EA) y de los Sistemas Automáticos de Información Hidrológica (SAIH), en el periodo posterior a octubre de 2006, que es el mes inicial a partir del cual se disponen datos.

Los puntos del tramo analizado del río Manzanares de los que se disponen de datos del SAIH son: en el punto situado a la salida del embalse, y en el punto de Rivas, situado aguas arriba del vertido de la EDAR Sur Oriental.

El objetivo de este apartado es la comprobación en Rivas, sin embargo también se realiza una comprobación de las salidas de El Pardo. Esta comprobación es imprescindible si se pretende dar validez al balance de caudales realizado previamente, pues los valores de las salidas de El Pardo se han considerado ciertos. A continuación se muestra el gráfico correspondiente a las salidas del embalse de El Pardo.

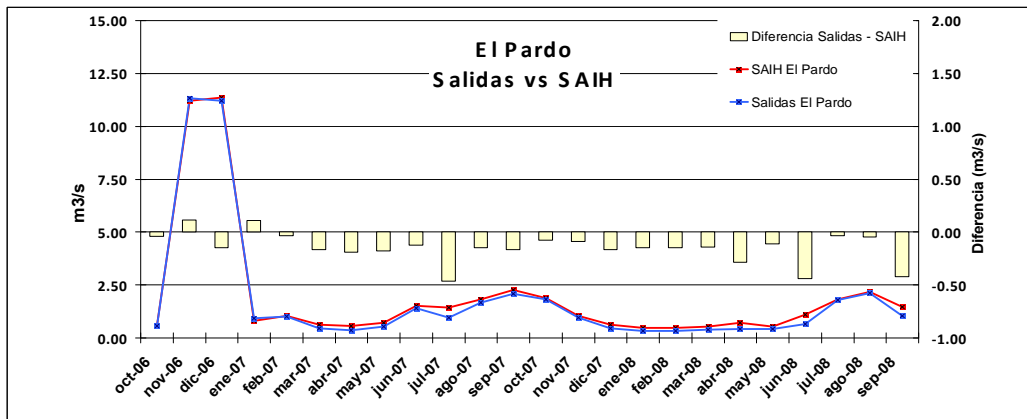


Figura 26. Salidas El Pardo: Salidas vs SAIH.

NOTA: La escala de la diferencia entre ambas se encuentra en la ordenada derecha.

En el gráfico se puede comprobar que los datos correspondientes a las salidas del embalse de El Pardo y los medidos por el SAIH son prácticamente iguales. La máxima diferencia entre ambos no alcanza los $0.5 \text{ m}^3/\text{s}$. La tendencia se mantiene, aunque los valores no son idénticos pues se trata de una media mensual. Ante estos resultados se dan por válidos los datos obtenidos de las salidas del embalse El Pardo.

Una vez se ha comprobado que el aforo de las salidas del embalse de El Pardo funciona correctamente, se procede a la comprobación de la estación de Rivas-Vaciamadrid.

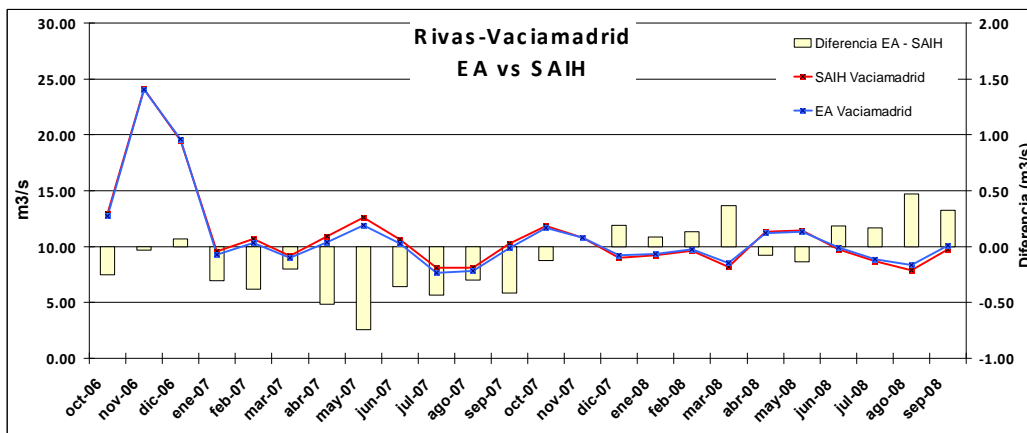


Figura 27. Rivas-Vaciamadrid: EA vs SAIH.

NOTA: La escala de la diferencia entre ambas se encuentra en la ordenada derecha.

Al observar esta figura, se aprecia la correlación entre la estación de aforo de Rivas-Vaciamadrid y el aforo medido en el SAIH. La diferencia entre ambos aforos es pequeña pudiendo ser debida a pequeños errores en la sensibilidad de los instrumentos de medida, lo que nos hace llegar a la conclusión que el funcionamiento de la estación de aforo es correcto. Igual que con las salidas de El Pardo, la diferencia entre ambos aforos no es excesivamente grande, y en este caso es relativamente menor. Ante estas observaciones validamos el funcionamiento de la estación de aforo de Rivas.

De todo lo descrito anteriormente, se deduce que nuestra tercera hipótesis del apartado anterior es falsa, puesto el funcionamiento de la estación de aforo de Rivas-Vaciamadrid funciona correctamente.

Por descarte, y ante la vista de los resultados de estos dos últimos apartados, se llega a la conclusión que la hipótesis acertada es la segunda. Por tanto, el caudal de vertido de las estaciones depuradoras declarado por el Ayuntamiento de Madrid durante el periodo 2001-2006 es incorrecto. Se ha aforado incorrectamente de manera que el caudal realmente vertido durante dicho periodo es inferior al aforado.

1.6.1.2. Reescalado de vertidos.

Ante este hecho, para poder realizar el modelo es necesario corregir los datos incorrectos de vertidos de volumen. Para ello se ha procedido a realizar un reescalado de los vertidos previos a 2006. Hay que ser conscientes que los datos introducidos en el modelo tras este reescalado no son ciertos, sin embargo se consigue una mayor aproximación a la realidad.

Como se puede observar en la Figura 28, la evolución del volumen de caudal vertido por las estaciones depuradoras aforado no ha sido constante a lo largo de todo el periodo, y ha sufrido escalonamientos. Tras comprobar que las Estaciones de Aforo no sufrían tal escalonamiento, se ha llegado a la conclusión que los datos ofrecidos por el Ayuntamiento de Madrid, en cuanto a vertidos de volumen de caudal se refiere, no son ciertos y ha existido un error en la medición de los mismos.

Para solucionar este error en la medición se ha forzado el modelo reescalando los vertidos de las estaciones depuradoras hasta que por balance de caudales, coincidan las salidas de El Pardo junto con los vertidos con los caudales aforados en las Estaciones de Aforo de Rivas. Puesto que se han validado los datos de las salidas del embalse y de la estación de Rivas, el aporte total de las depuradoras será la diferencia entre ambos. Se realiza la hipótesis que no existen otras entradas o salidas no controladas en el modelo. Además se mantiene la proporcionalidad de los vertidos declarados por el Ayuntamiento de Madrid.

Los pasos necesarios para realizar este reescalado se describen a continuación.

Para reescalar, se calcula un factor de escala, haciendo un cociente del volumen de vertidos declarados por el Ayuntamiento de Madrid entre el volumen real de vertidos de las EDAR, calculado este último como la diferencia entre el aforo en Rivas-

Vaciamadrid y las salidas del embalse. Este factor de escala se calcula para cada mes y es válido para todas las estaciones depuradoras.

Expresado matemáticamente, el factor de escala mensual se obtiene con la siguiente ecuación:

$$F_{esc,m} = \frac{Vol.vertidos\ EDAR\ (Datos\ Ayto.Madrid)}{EA_Rivas - Salidas_Emb}$$

Finalmente, se le aplica este factor de escala a todos los vertidos, realizando el cociente entre el vertido declarado de cada EDAR y el factor de escala:

$$V_{esc,i} = \frac{[V(Dato\ Ayto.Madrid)]_i}{F_{esc,m}}$$

siendo m el mes del reescalado, e i cada una de las distintas EDAR

En la siguiente figura se muestra la evolución del volumen de caudal vertido por todas las depuradoras, antes y después del reescalado del vertido. En el periodo reescalado la diferencia entre el volumen aforado en la estación de aforo de Rivas, y el volumen teórico calculado por balance es nulo.

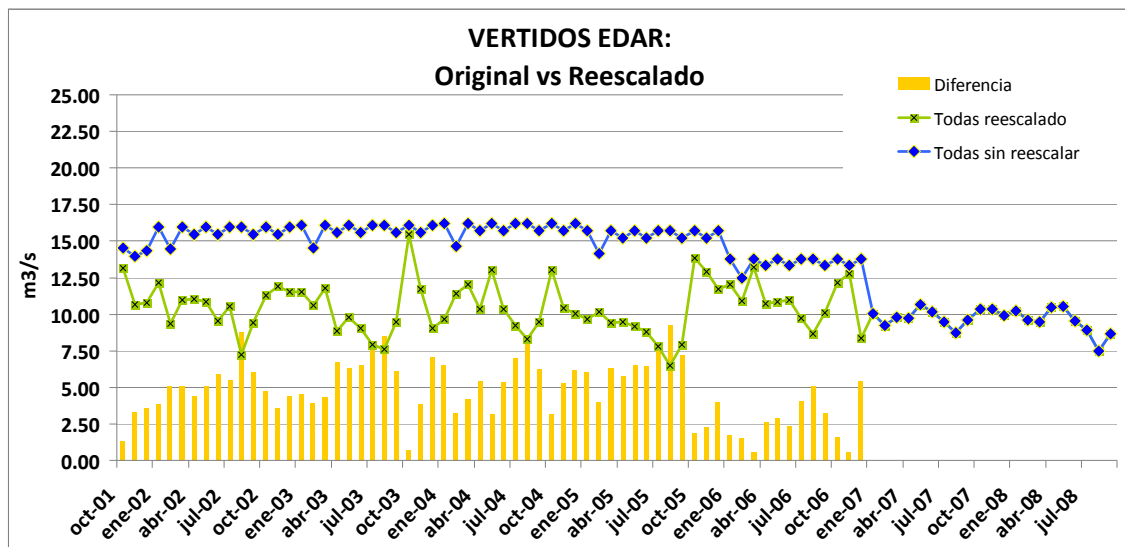


Figura 28. Volumen de vertidos. Vertido original vs Reescalado.

Se puede interpretar que el reescalado de los datos de los vertidos tiene sentido puesto que el caudal circulante por la Estación de Aforo de Rivas permanece relativamente constante, con un valor medio cercano a $10\text{ m}^3/\text{s}$, mientras que el volumen de vertidos de las depuradoras desciende hasta alcanzar una media semejante a la aforada en la estación de aforo. Además, tiene poco sentido que la evolución del caudal tratado por las depuradoras y vertido posteriormente sobre el cauce tenga estos grandes escalonamientos descendentes.

1.6.1.3. Caudales finales

Recapitulando, tenemos:

- Periodo 2001-2006: Desde octubre de 2001 hasta diciembre de 2006 se realiza un reescalado de los vertidos de las estaciones depuradoras.
- Periodo 2007-2008: A partir de enero de 2007 se mantienen los datos de vertido de las estaciones depuradoras

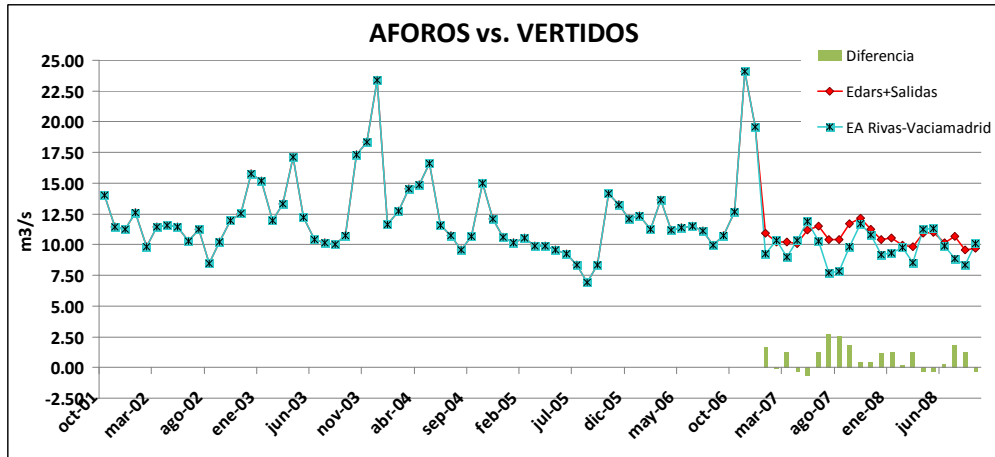


Figura 29. Balance mixto. Salidas + EDARs vs EA Rivas-Vaciamadrid

1.6.2. Características hidráulicas

Para la construcción de nuestro modelo es necesario establecer un modelo hidráulico que relacione los caudales circulantes con la velocidad, profundidad y ancho del río. La herramienta de trabajo Gescal dispone de dos métodos, definidos previamente en el apartado “Hidráulica de Ríos.” de la memoria.

En nuestro modelo se ha empleado el primer método, el método de relaciones potenciales, puesto que del Método de Manning no son conocidas las secciones transversales del cauce (muy variables a lo largo del tramo) ni la rugosidad del río.

Las características hidráulicas del río se pueden dividir en dos grandes grupos. En un primer grupo donde el río tiene una mayor velocidad, y un segundo grupo de tramos en el que la velocidad del río se reduce considerablemente.

El primer grupo abarca los diez primeros tramos del modelo, hasta el vertido de la EDAR Sur. El segundo grupo abarca el resto de tramos hasta el embalse del Rey. Los valores tomados de velocidad y calado son:

Tramos Manz1-Manz10

$$u = 0.4 \cdot Q^{0.28}$$

$$h = 0.28 \cdot Q^{0.32}$$

$$u = 0.22 \cdot Q^{0.43}$$

$$h = 0.20 \cdot Q^{0.45}$$

Tramos Manz10-Manz14

Hay que destacar que estos valores han sido obtenidos de un estudio previo del río, y ha sido proporcionado por la CHT.

1.6.3. Concentraciones de vertido

En este apartado se pretende realizar un análisis de las concentraciones de vertido de las estaciones depuradoras sobre el cauce del Manzanares.

Para poder conocer la influencia que los vertidos de las EDAR tendrán sobre el cauce, es importante conocer la importancia relativa del volumen vertido de cada estación depuradora. Anteriormente se ha realizado un balance de caudales, teniendo en cuenta el volumen total aportado por cada EDAR. En este punto se pretende realizar, además del análisis de las concentraciones, un pequeño desglose de los caudales vertidos por las estaciones depuradoras.

1.6.3.1. Caudales

Los datos de caudales vertidos previos a 2007 como se ha deducido anteriormente no se correspondían con la realidad, de modo que para realizar este pequeño análisis se emplearán los datos a partir de 2007. Además se tienen datos diarios de caudales vertidos por todas las EDAR salvo la de Culebro alto, que tan sólo se dispone de la media mensual. Sin embargo tan sólo se emplearán los datos medios mensuales y no los diarios, que se reservarán para el modelo a escala diaria.

La evolución del caudal tratado por las distintas estaciones depuradoras puede ser variable debido a la cierta flexibilidad que se da entre algunas depuradoras. Existe la posibilidad de derivar un caudal de la red de saneamiento y colectores de lluvia a una depuradora u otra, en función de nuestras necesidades. Esta capacidad no se da en todas las depuradoras siendo necesaria una localización geográfica cercana. Estos cambios de volumen se limitan a situaciones puntuales de remodelación de la planta u operaciones de mantenimiento de la misma.

Un cambio de volumen de tratamiento se puede apreciar en la Figura 30, principalmente en las estaciones de Butarque y Sur, que sufren fluctuaciones en el caudal tratado. Se produce otro cambio en el volumen tratado tras la puesta en funcionamiento de la depuradora Culebro alta en noviembre de 2007. El resto de estaciones depuradoras tienen un vertido bastante constante a lo largo de todo el periodo.

Las principales variaciones en el caudal total de tratamiento son debidas a las variaciones de la EDAR Sur, la China y Butarque, puesto que se trata de las estaciones con mayor volumen de tratamiento.

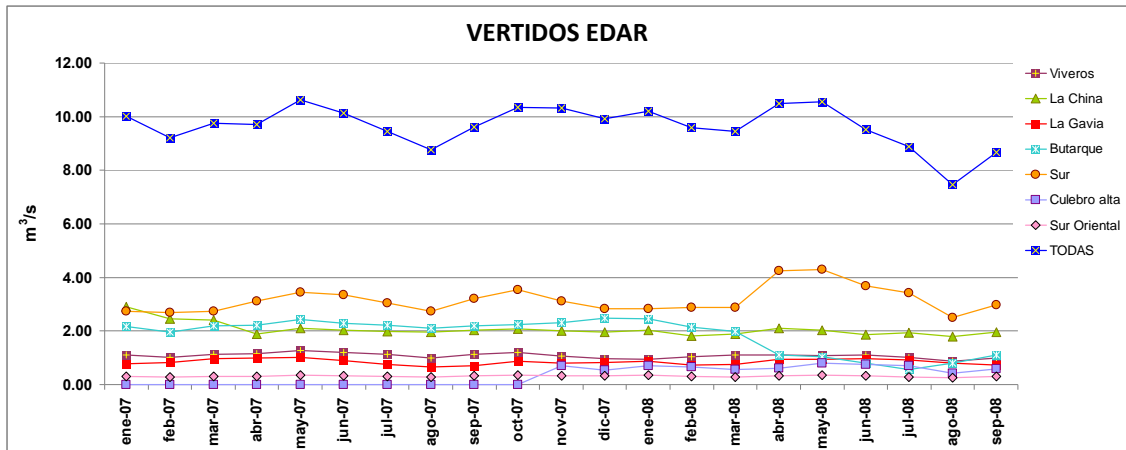


Figura 30. Vertidos EDAR Años 2007-2008. Caudales de vertido.

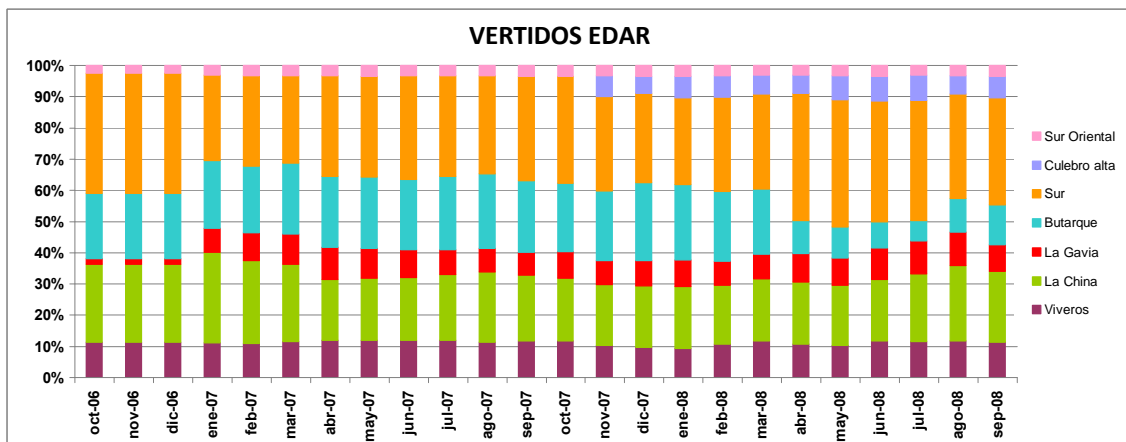


Figura 31. Vertidos EDAR Años 2007-2008. Porcentaje de vertido total.

1.6.3.2. Concentraciones

Como entrada al modelo se debe aportar las concentraciones de los caudales considerados. Para el caudal proveniente del embalse de El Pardo se ha considerado la estación de calidad aguas abajo del embalse.

Por lo que se refiere a estaciones depuradoras, en primer lugar hay que destacar que no todas las estaciones realizan los mismos tratamientos de depuración de las aguas. La construcción de las distintas EDAR no data del mismo periodo, por lo que la eficiencia de cada una de ellas será distinta. Aquellas estaciones que sean de nueva construcción o hayan sido remodeladas recientemente, teóricamente tendrán una eficiencia mayor en sus tratamientos que aquellas estaciones que tengan un estado de conservación inferior.

Otro factor a tener en cuenta es la calidad del agua influyente a la depuradora, pues no toda el agua recogida tiene la misma calidad. La parte sur de Madrid es una zona más industrializada que el resto, por lo que recibirá caudales con mayores concentraciones de constituyentes. Las depuradoras de la zona norte reciben un vertido urbano con menor cantidad de vertidos industriales. El tratamiento en la zona norte será menos complejo que en la zona sur, al recibir el agua con una calidad mejor.

Se disponen de datos de algunos contaminantes desde el año 2002, sin embargo de la gran mayoría de contaminantes tan sólo se tienen datos a partir de octubre de 2006. A continuación se procede a realizar un pequeño análisis por contaminante de las concentraciones de vertido de las EDAR.

En el Anejo III, “*Tratamientos de las EDAR localizadas en la cuenca media-baja del río Manzanares*”, se describen los tipos de tratamientos de las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR), así como los tratamientos que tienen lugar en cada una de las EDAR de nuestro modelo.

1.6.3.3. Conductividad

Existe una gran dispersión en cuanto a conductividad de vertido entre las distintas EDAR. Se puede comprobar la diferencia de calidad de la zona en la que se encuentra la depuradora, si recibe un caudal de entrada puramente urbano o si el caudal tratado se encuentra más industrializado. A la vista de los resultados, la EDAR de Viveros, situada más al norte que el resto, tiene una conductividad de vertido entorno a los 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$. La siguiente estación aguas abajo de Viveros, la China, tiene una conductividad de vertido relativamente baja. Durante los años 2004-2005 tiene una conductividad media de 700 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que a partir de 2006 se incrementa a valores entre 800-900 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Es destacable el cambio en la gestión de la EDAR Butarque, que sufre un cambio en su gestión a partir de febrero de 2007. Previo a este año, el caudal medio de vertido de esta depuradora se encontraba entre 900 y 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mientras que después de esta fecha se reduce notablemente la conductividad en el vertido, alcanzando valores medio cercanos a 500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, aunque con una mayor dispersión de concentraciones. Hay que recordar que en este periodo el CYII toma el control de la gestión de las depuradoras de Madrid.

Mención especial hay que realizar sobre la depuradora Sur Oriental. Se trata de la EDAR que posiblemente reciba el influente con peor calidad de todas las estaciones, debido principalmente a zona más industrial de la que capta las aguas. Se miden concentraciones medias de vertido de conductividad superiores a 1500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ hasta mayo de 2008. Posterior a esta fecha no se disponen de más aforos por lo que no se sabe si la tendencia se mantiene o cambia.

El resto de las EDAR tienen un vertido medio entre 800 y 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y dado que constituyen la mayor parte del volumen de vertido, y como se ha podido observar en el análisis de la calidad actual, la conductividad media del río está en torno a los 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

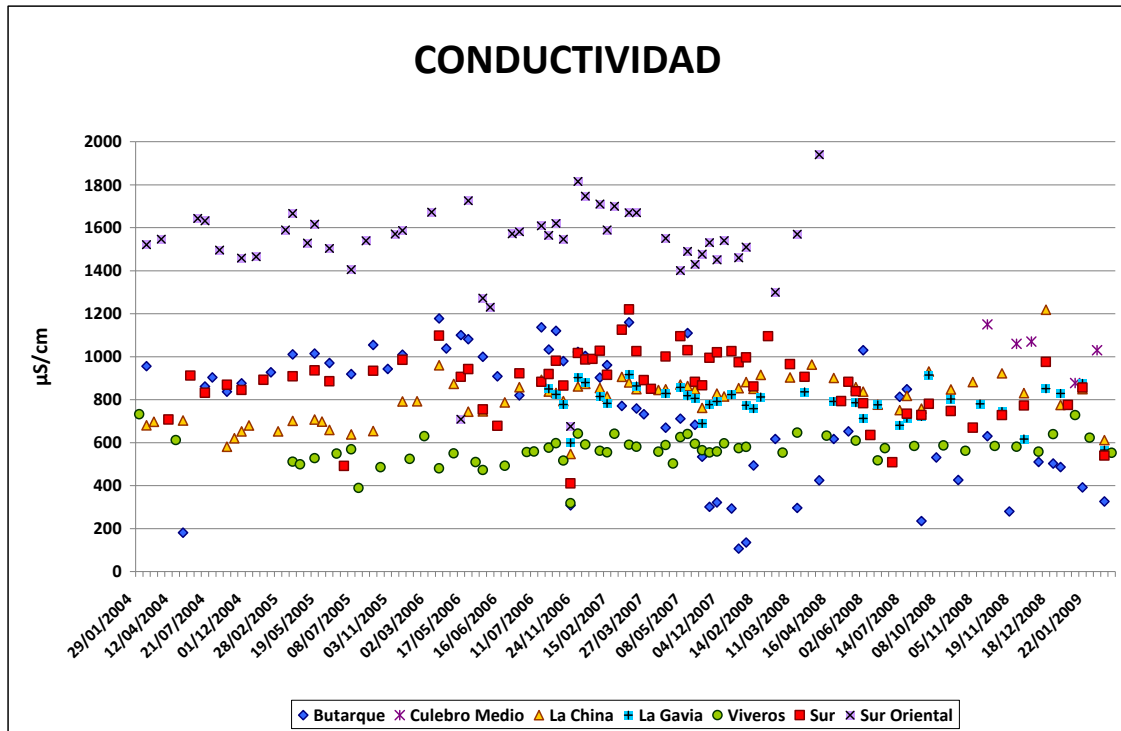


Figura 32. Vertidos EDAR Años 2004-2008. Conductividad.

1.6.3.4. Fósforo total

La concentración de vertido de fósforo total sufre un gran cambio en los vertidos de las estaciones depuradoras a partir del año 2008.

Previo a 2008, los vertidos de las diferentes estaciones depuradoras tenían una gran dispersión tomando valores entre 0 y 7 mgP/l. Sin embargo, a partir del año 2008 esta dispersión desaparece, dándose un vertido medio de 0.5 mgP/l, tan sólo superado por el vertido de Culebro alto, que posee concentraciones de fósforo total entre 1 y 2 mg/l.

Este cambio en el vertido se debe a la puesta en marcha de mejoras de control del fósforo en el tratamiento de las estaciones depuradoras. Uno de los objetivos que se propuso el CYII al iniciar la gestión total de la cuenca del Manzanares fue la reducción del fósforo disponible en el cauce. Como se puede apreciar, se han tomado las medidas correctas para conseguir este objetivo de descender la concentración de fósforo del vertido.

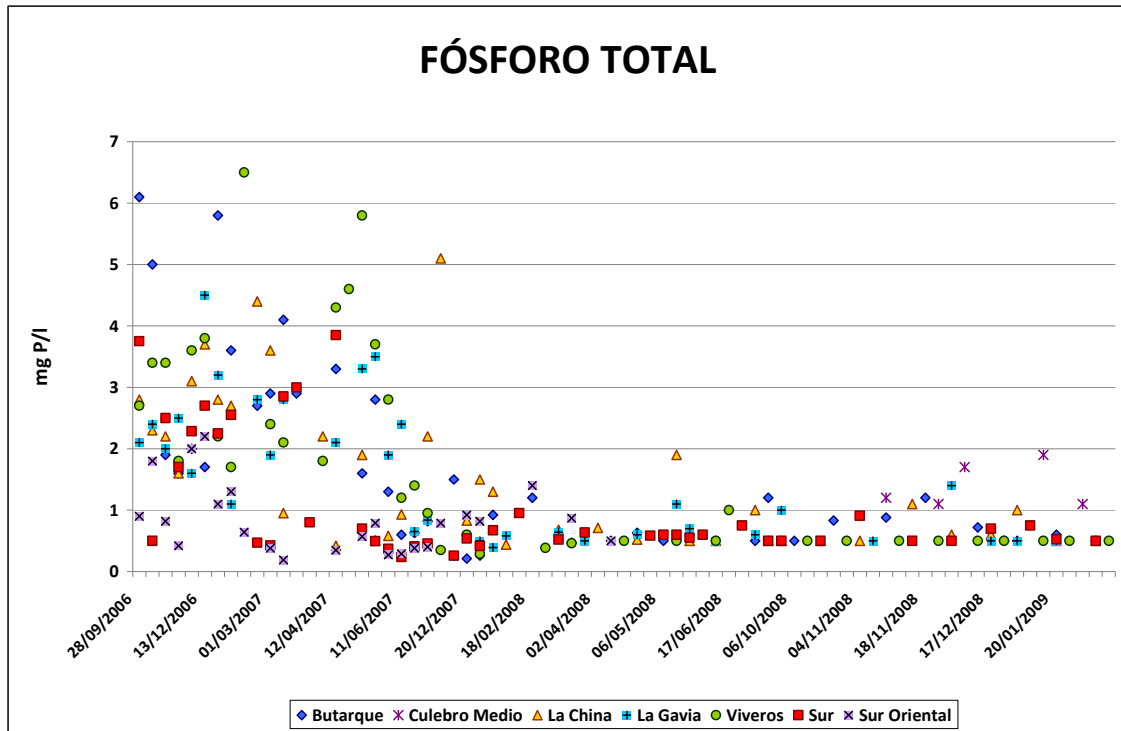


Figura 33. Vertidos EDAR Años 2006-2008. Fósforo total.

1.6.3.5. DBO₅

Algo semejante a lo que ocurre con los sólidos suspendidos ocurre con la materia orgánica.

Hasta finales de 2006, tanto el vertido de la EDAR Sur como de la Sur Oriental sufren grandes concentraciones de DBO₅. Se alcanzan valores superiores a 100 mg O₂/l en este periodo. Sin embargo, a partir de octubre de 2006, la gestión en la EDAR Sur sufre un cambio, a partir del cual las concentraciones de vertido son inferiores a 20 mg/l.

La EDAR Butarque sufre un pequeño incremento en la concentración de vertido de DBO₅, durante el periodo entre junio de 2006 hasta enero de 2008. Durante este periodo, se produce un vertido medio de la estación de Butarque cercano a 40 mg/l, alcanzando picos de 70 mg/l. Sin embargo, a partir de febrero de 2008 las concentraciones de vertido se vuelven a estabilizar por debajo de 20 mg/l.

El vertido medio de las depuradoras está en torno a 10 mg/l, mientras que se alcanzan las concentraciones de DBO₅ mínimas en Viveros y en la Gavia, con valores inferiores a 5 mgO₂/l.

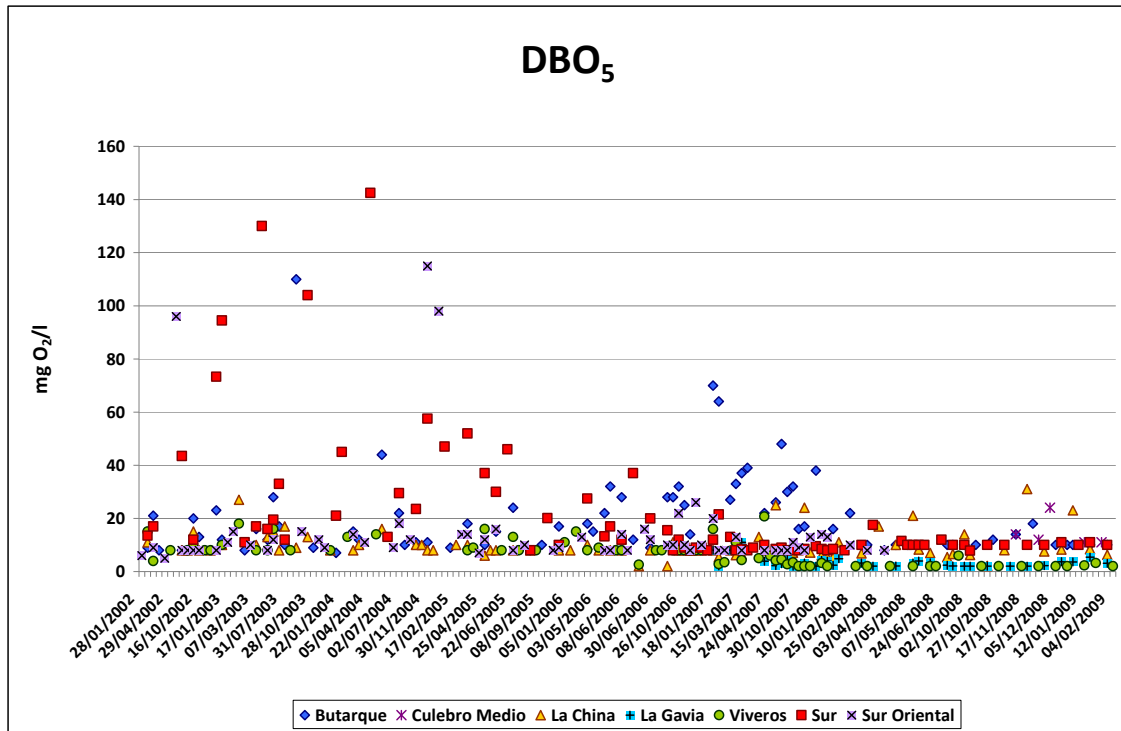


Figura 34. Vertidos EDAR Años 2002-2008. Materia orgánica: DBO5.

1.6.3.6. Oxígeno disuelto (OD)

No se disponen de datos de oxígeno disuelto de los vertidos. Por ello se ha considerado una concentración constante para todas las depuradoras de 4 mg/l. Únicamente la EDAR de la China se ha aumentado este valor a 5mg/l por motivos de calibración.

Además del oxígeno disuelto no se dispone de concentraciones de Nitrógeno orgánico ni de nitratos en las medidas de las salidas de las EDAR. Sí que se dispone de amonio y nitrógeno total.

1.6.3.7. Amonio

Se producen altas concentraciones de amonio en los vertidos de algunas estaciones depuradoras. Las estaciones de Viveros, la Gavia y Culebro alto presentan concentraciones de vertido inferiores a 10 mg/l, mientras que estaciones como Sur, Sur Oriental y Butarque vierten concentraciones medias entre 30 y 40 mg/l con una gran dispersión en las concentraciones. Destaca la depuradora de la China con un vertido medio superior a 50 mg/l.

Esta gran dispersión entre las estaciones depuradoras complica enormemente el modelo, pues en el último tramo del río, la incertidumbre de los procesos que tienen lugar en la zona es muy elevada.

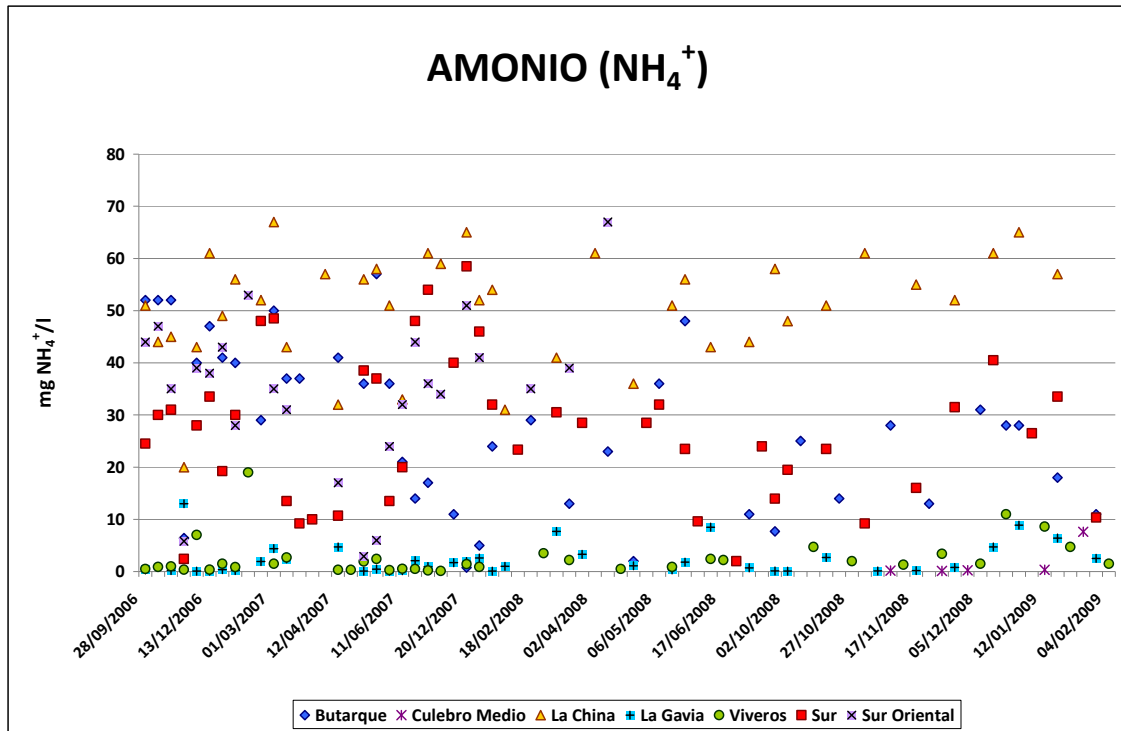


Figura 35. Vertidos EDAR Años 2006-2008. Amonio.

1.6.3.8. Nitrógeno total

La evolución del nitrógeno total de vertido mantiene la tendencia de los vertidos de amonio. Bajas concentraciones en los vertidos de Viveros y la Gavia (alrededor de 10 mgN/l). Las concentraciones más elevadas se dan en el vertido de la China, mientras que las EDAR Sur, Sur Oriental y Butarque mantienen una alta dispersión como en el amonio.

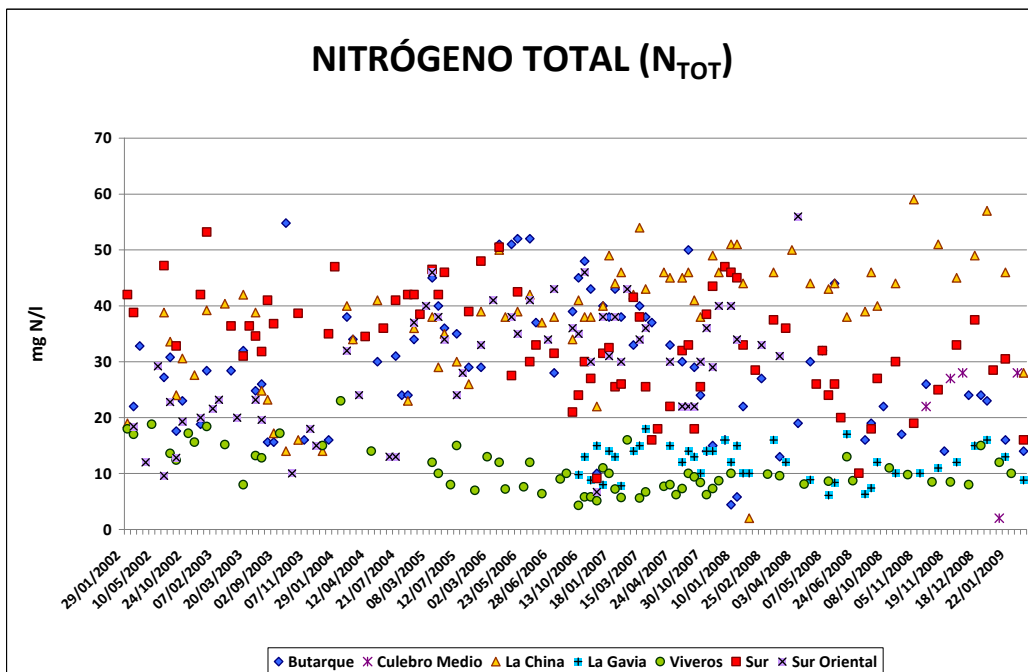


Figura 36. Vertidos EDAR Años 2002-2008. Nitrógeno total.

Balance de nitrógeno

En el modelo se está simulando concentraciones de nitratos, nitrógeno orgánico y de amonio. Sin embargo la única concentración de vertido conocida es la del amonio (también se dispone de nitrógeno total pero sin conocer la concentración de otro componente más de nitrógeno, esta información nos es inútil).

Para estimar la cantidad de nitrógeno orgánico y de nitratos (se asumen los nitritos como nitratos y se modelan de forma conjunta debido a la rapidez con que los primeros se oxidan a la forma más reducida) que se vierte se ha realizado el proceso que se explica a continuación.

Se ha establecido un balance de nitrógeno para las diferentes estaciones de calidad del río en las que sí que se dispone de valores de nitrógeno total, amonio, nitrógeno Kjeldahl, nitritos y nitratos. A partir de esta información se ha establecido el balance de nitrógeno, y se ha estimado qué porcentaje de la parte de nitrógeno que no es amonio es nitrógeno orgánico, y qué parte son nitratos.

Las ecuaciones de balance de nitrógeno empleadas han sido:

$$N_{org,2} = \frac{Q_1 * N_{org,1} + Q_v * N_{org,v}}{Q_2} \quad ; \quad NO_3^-,2 = \frac{Q_1 * NO_3^-,1 + Q_v * NO_3^-,v}{Q_2}$$

Siendo: Q el caudal en m^3/s , N_{org} la concentración de nitrógeno orgánico en $mg\ N/l$, y NO_3^- la concentración de nitratos en $mg\ NO_3^-/l$. El subíndice 1 el que hace referencia a la estación de la red ICA de aguas arriba del vertido, el subíndice 2 hace referencia a la estación de la red ICA de aguas abajo del vertido, y el subíndice “v” hace referencia al vertido entre ambas estaciones de la red ICA.

El esquema gráfico se muestra a continuación:

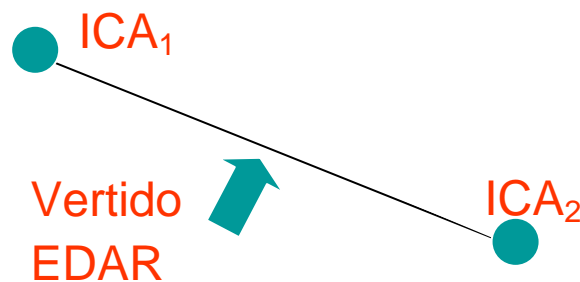


Figura 37. Esquema gráfico balance nitrógeno.

Esos porcentajes obtenidos se utilizan para repartir el nitrógeno del vertido, asociando el vertido a la estación de la red ICA de aguas abajo.

Los coeficientes obtenidos y la asociación de los vertidos con las estaciones de calidad. Se obtiene % del nitrógeno orgánico de la parte de nitrógeno total que no es amonio. Los resultados son:

- Parque Sindical: 35%.
- San Fermín: 10%.
- Villaverde: 60% .
- Rivas: se diferencian dos períodos. Entre Abril de 2007 y Abril de 2008 el 78% del nitrógeno total que no es amonio es nitrógeno orgánico y a partir de Abril de 2008 ese coeficiente pasa a ser el 47%.

Para la extrapolación a momentos anteriores hay que tener cierta precaución ya que la información de las estaciones de la red ICA con las que se ha hecho este balance son datos a partir de 2007. Los coeficientes estimados de reparto de nitrógeno se cumplen sobre todo para el último período.

En el caso de Rivas se han establecido dos períodos con diferentes coeficientes debido a un cambio en el patrón de las concentraciones de vertidos. El primer período comprende entre abril de 2007 y el mismo mes del año siguiente. El segundo período va desde abril de 2008 en adelante.

Aunque los porcentajes de reparto de nitrógeno en la estación de Rivas pueden ser relacionados claramente con la EDAR Sur por la influencia de esta sobre la calidad del río no tiene porqué cumplirse para las EDAR de Butarque, Culebro y la Gavia siendo esto una posible fuente de incertidumbre.

1.6.3.9. Otras consideraciones

Para la realización del modelo largo se ha tenido que modificar algunas concentraciones de vertido previas a 2006, ya que no se correspondían con la realidad. Estas son:

- Para el fósforo total se ha supuesto 5 mg/l.
- El amonio en la China se ha supuesto 20 mg/l mientras que en Viveros se ha asumido 15 mg/l.

Finalmente, el oxígeno disuelto de la EDAR de la China se ha tenido que aumentar a 5 mg/l en todo el período.

Para el resto de constituyentes de los que no se dispone de datos de vertido de las depuradoras, se ha supuesto un reparto constante en el tiempo, es decir, se ha hecho la hipótesis de que los vertidos previos a 2006 mantienen la tendencia de los valores mostrados posteriores a este año.

1.6.4. Unidades

En cuanto a las unidades en las que se ha trabajado se deben tener en cuenta las siguientes consideraciones.

- Los caudales se introducen en m³/s para ello se ha tenido que modificar en el archivo de coeficientes (coeficientes.cal) del modelo las unidades de caudal.
- La conductividad se ha trabajado en unidades de μS/cm. Se ha tenido que transformar algunas medidas porque representaban la conductividad a 25°C cuando en general todas las medidas son a temperatura de 20°C.
- El fósforo se ha modelado como fósforo total y con unidades de mgP/l.
- La materia orgánica se introduce en unidades de DBO₅. Internamente se traduce en materia orgánica última con una constante de 0.1d⁻¹ y con la siguiente fórmula:

$$L = \frac{DBO_5}{1 - e^{-k \cdot 5}}$$

- Al amonio se introduce como mgNH₄⁺/l, internamente se convierte a mgN/l y los resultados se vuelven a dar en las unidades de entrada. Las estaciones de calidad miden también mg de amonio.
- Igualmente con los nitratos se utilizan como unidad de entrada mgNO₃⁻/l e internamente se traducen a mgN para finalmente pasar otra vez a mg de nitratos y así poder comparar con los datos observados.

1.6.5. Temperatura del río Manzanares. Comparativa agua versus aire.

En cuanto a la evolución de la *temperatura del agua* en los diferentes tramos de río se obtuvieron de los datos disponibles de las estaciones ICA. Debido a la similitud en algunas estaciones y a la falta de datos tras el análisis de las medidas se han realizado las siguientes *agrupaciones*:

- Las estaciones 63 y 64 tienen el mismo comportamiento en cuanto a la temperatura se refiere por lo que se consideran como una única estación.
- Se han juntado las estaciones 65 (Villaverde) y 69 (Culebro) para rellenar datos.
- Es de destacar que el gradiente térmico entre las estaciones 64 y 65 es de 2°C de forma bastante estable.
- Finalmente se han considerado homogéneas las estaciones 66 (Villaverde) y 67 (Rivas).

En tabla siguiente se adjuntan las temperaturas introducidas y un gráfico de las mismas.

Mes	ICA 63 - EL PARDO	ICA 64 - PARQUE SINDICAL	ICA 65 - SAN FERMIN	ICA 69 - GETAFE (CULEBRO)	ICA 66 - VILLAVERDE	ICA 67 - RIVAS - VACIAMADRID
Oct	15	15	17.27	17.05	18.57	18.57
Nov	11.57	11.5	13	13	14	14.53
Dic	6	6.58	8.5	8.5	12.02	12.02
Ene	6.5	6.5	8.5	7.95	12.02	12.02
Feb	6.21	6.2	9	9	12.04	12.55
Mar	10	9.84	13	13	13.42	13.42
Abr	12	12	14	12.88	15.58	15.58
May	14.61	14	16	16	19.16	20.42
Jun	21	19.45	23	23	21.3	21.3
Jul	21	21	24.11	23.7	22.8	22.8
Ago	20.81	20.81	23	23	23.05	22.91
Sep	20.68	20.68	23	23	21.44	21.44

Tabla 7. Evolución de la temperatura en la cuenca media-baja del Manzanares

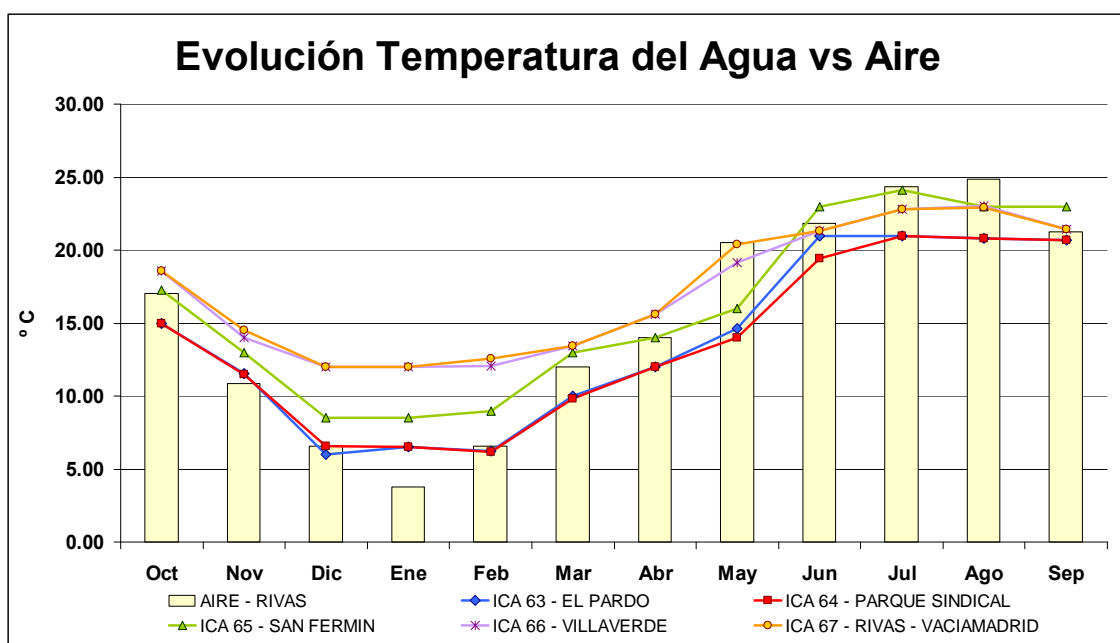


Figura 38. Evolución de la temperatura del agua en el río versus temperatura del aire en Rivas.

A la vista de estos resultados, y comprobando la evolución de la temperatura del aire en la estación de Rivas se pueden realizar observaciones interesantes. Los vertidos de las distintas depuradoras influyen fuertemente en el agua, modificando la temperatura de la misma.

Los vertidos de las EDAR se producen a una temperatura constante a lo largo del año. Al existir un número tan elevado de estaciones depuradoras a lo largo del cauce, al río no le da tiempo a adecuarse a la temperatura exterior. Durante los meses de invierno el agua se encontrará a una temperatura mayor que la temperatura ambiente, mientras que en los periodos de verano el agua del río Manzanares tendrá una temperatura menor de la que debiera tener.

Las curvas de temperatura del agua evolucionan hacia una recta horizontal cuanto mayor es la cantidad de vertido de las EDAR. Esta hipotética recta horizontal sería a la temperatura de los vertidos. No se conocen las temperaturas del agua a su salida de las

estaciones depuradoras, pero por la evolución de las temperaturas en el río se puede estimar que estará sobre los 19-20 °C.

Estas diferencias entre la temperatura del vertido y la del agua se hacen más representativas en los meses de invierno (sobre todo en enero), donde la temperatura ambiente y la del vertido tienen una diferencia de casi 15 °C, por los 5 °C de diferencia en el mes de agosto.

Puntualmente por estación, las diferencias entre las temperaturas del agua y del aire son las siguientes:

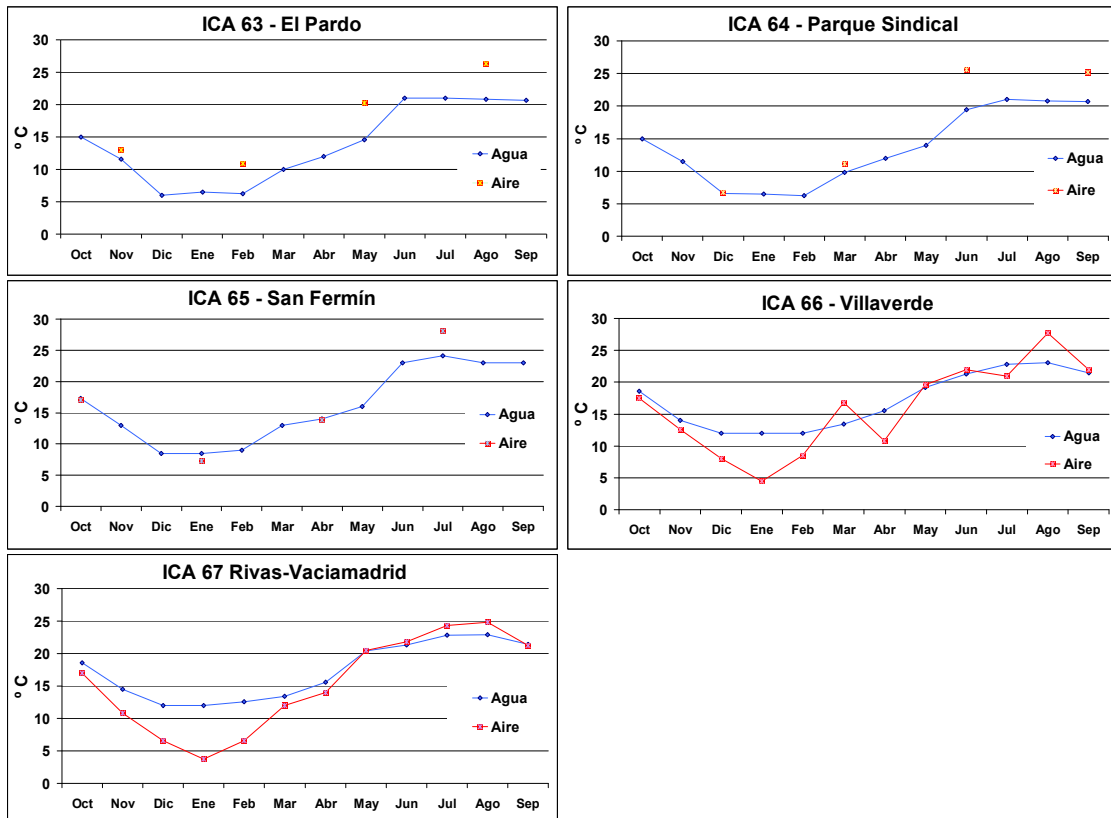


Figura 39. Comparativa temperatura del agua vs temperatura del aire.

1.7. Calibración del modelo desarrollado

1.7.1. Constantes de calibración

Al tratarse de un modelo estacionario a escala mensual hay que tener en cuenta que todos los valores, independientemente de la fecha que hayan sido medidos, se han puesto como valor representativo del mes. Esto conlleva que si la variabilidad de la estación es alta, los ajustes deben de perseguir marcar la tendencia más que llegar a un ajuste perfecto.

Partiendo de los datos mencionados se crea el modelo que se puede ver en la Figura 22. A partir de este punto se realiza un proceso de calibración de las constantes, estas son: constante de reaeración (K_a), degradación de materia orgánica (k_d), degradación de nitrógeno orgánico (K_{norg}) y nitrificación del amonio (K_n). No se ha considerado la

posible sedimentación de la materia orgánica carbonosa o nitrogenada, debido al avanzado proceso de todas las depuradoras.

La calibración se ha realizado por procesos iterativos manuales de prueba-error, sin utilizarse ningún método de calibración automática. Se realizó un pequeño algoritmo para calibrar de forma automática en modelo, sin embargo al no conseguir grandes avances se procedió con la calibración iterativa manual.

Las constantes finalmente ajustadas se muestran en la siguiente tabla:

Nombre del elemento	K_a (d^{-1})	K_d (d^{-1})	K_{norg} (d^{-1})	K_n (d^{-1})
Manz1_ICa63_EA_ElPardo	3	0	0	5
Manz2_EA_ElPardo_Vert_Majadahonda	3	0.05	0.03	5
Manz3_Vert_Majadahonda_Ica64_ParqueSindical	3	0.05	0.03	5
Manz4_ICa64_VertidoEdar_Viveros	3.5	0.05	0.03	3
Manz5_Vert_Viveros_Ica65_SanFermin	4.5	0.05	0.1	0.1
Manz6_Ica65_Vertido_LaChina	4.5	0.05	0.1	0.1
Manz7_Vert_LaChina_Ica66_Villaverde	4.5	0.06	0.5	0.2
Manz8_Ica66_Vert_LaGavia	3.5	0.06	0.5	0.2
Manz9_Vert_LaGavia_Vert_Butarque	3.5	0.075	0.5	0.25
Manz10_VertButarque_VertSur	3.5	0.075	0.5	0.25
Manz11_Vert_Sur_Culebro	3.5	0.075	0.5	0.25
Manz12_Culebro_Vert_SurOriental	3.5	0.075	0.5	0.25
Manz13_Ver_SurOriental_ICA67_Vaciamadrid	3.5	0.075	0.5	0.25
Manz14_ICA67_EmbRey	3.5	0.075	0.5	0.25

Tabla 8. Constantes de calibración del modelo

Donde: K_a es la constante de reaireación medido en d^{-1} ; K_d es la constante de degradación de la materia orgánica medida en d^{-1} ; K_{norg} es la constante de degradación del nitrógeno orgánico medido en d^{-1} ; y K_n es la constante de nitrificación del amonio medida en d^{-1} .

La constante de reaireación (K_a) no se ha obtenido por métodos empíricos. El método de Covar da valores muy altos, debido seguramente a los bajos calados que se obtienen con los coeficientes hidráulicos utilizados. La formulación empleada para el cálculo del coeficiente de reaireación por el método de Covar se encuentra dentro de la descripción de la herramienta GESCAL.

1.7.2. Resultados. Comparativa con las estaciones de la red ICA

1.7.2.1. Evolución a lo largo del tiempo

Cabe destacar la influencia de algunas de las EDAR sobre las estaciones de aguas abajo. Así es el caso de Viveros con la estación de San Fermín y La China con Villaverde.

La cantidad de amonio medida a la salida del embalse de El Pardo tiene una alta concentración y posteriormente desaparece en la siguiente estación de calidad de Parque Sindical. Este es el motivo por el cual la constante de nitrificación del amonio toma valores tan elevado en dicho tramo. Normalmente esta constante toma valores entre 0.01-1, pero si queremos que el modelo se asemeje a la realidad, hay que tomar valores de la constante de 5 d⁻¹. El resto de contaminantes medidos en El Pardo tienen una concentración correcta según las condiciones aguas arriba.

Los ajustes son bastante buenos para todo el tramo del río excepto para el tramo final.

Como consecuencia de la elevada temperatura del agua, se observa un aplanamiento en la curva del oxígeno disuelto. Conforme la temperatura del agua va aumentando, esto es cuando las depuradoras vierten agua sobre el río, la curva del oxígeno disuelto es más plana. El punto más influenciado por este problema es la estación de Rivas.

Los resultados gráficos de esta calibración se muestran en el Anejo IV, “*Resultados de calibración y pruebas adicionales*”, divididos por las estaciones de la red de calidad de las aguas. Sin embargo, a continuación se mostrarán algunos de los resultados obtenidos en la calibración.

En primer lugar se muestran los resultados obtenidos del modelo largo, es decir, desde los años 2001 a 2008. Estos resultados, diferenciados por estaciones de calidad son:

- Parque Sindical

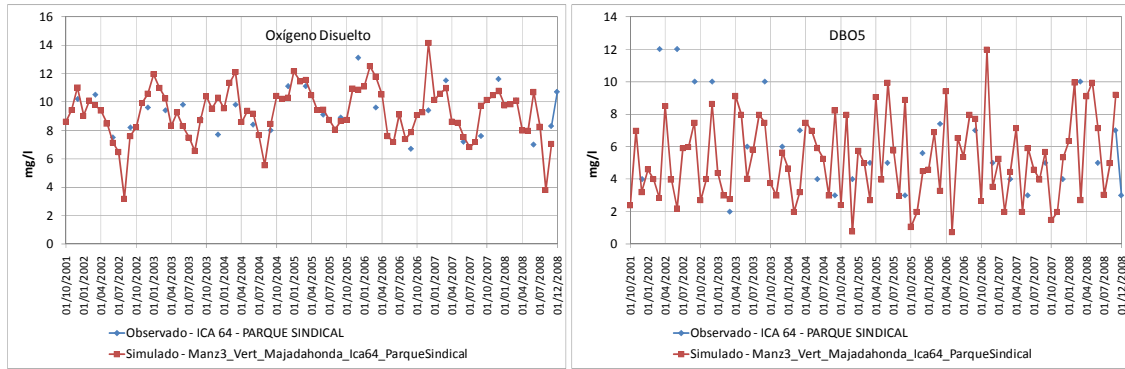


Figura 40. Resultados de calibración en Parque Sindical. Modelo 2001-2008

- San Fermín

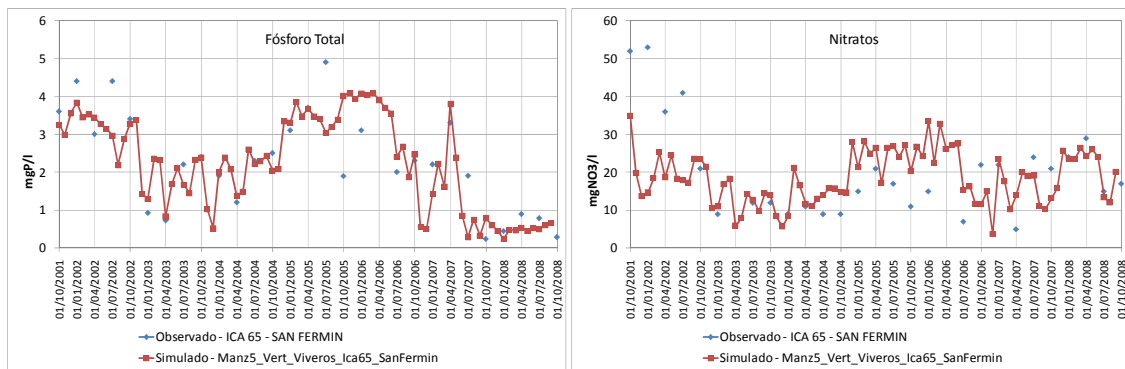


Figura 41. Resultados de calibración en San Fermín. Modelo 2001-2008

- Villaverde

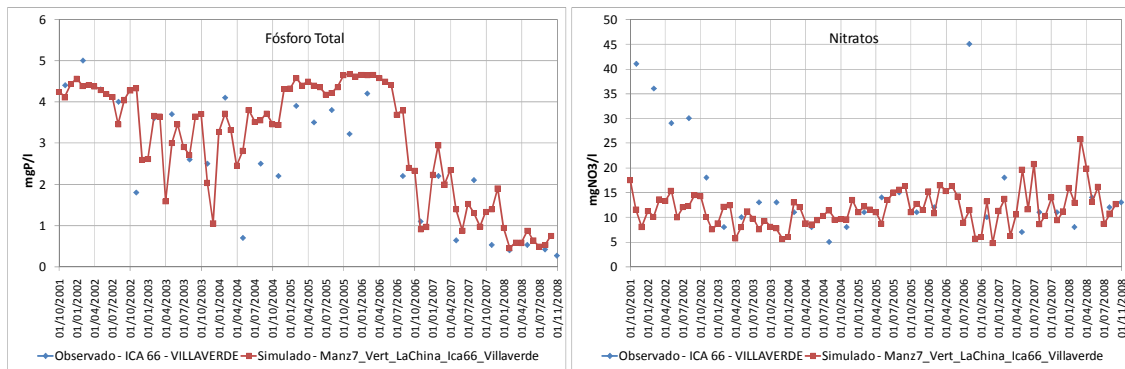


Figura 42. Resultados de calibración en Villaverde. Modelo 2001-2008

- Rivas

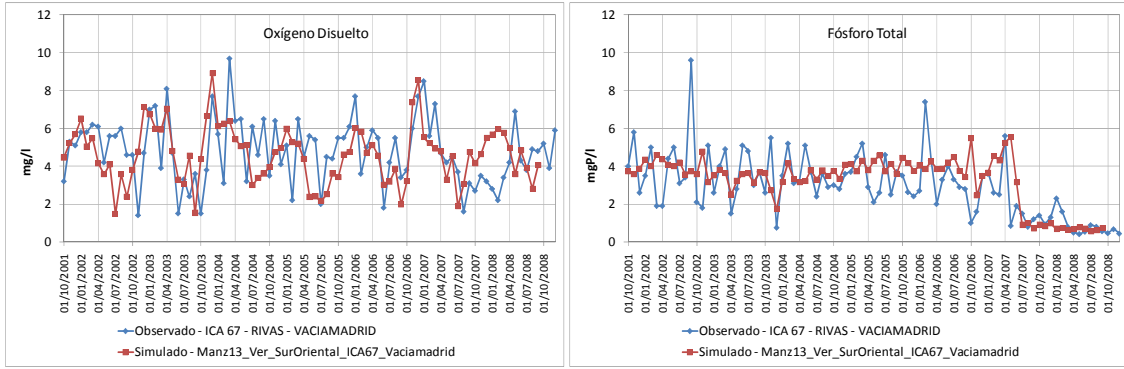


Figura 43. Resultados de calibración en Rivas. Modelo 2001-2008

En segundo lugar se muestran los resultados obtenidos del modelo corto, es decir, de los años 2006 hasta 2008. Estos resultados, también diferenciados por estaciones de calidad son:

- Parque Sindical

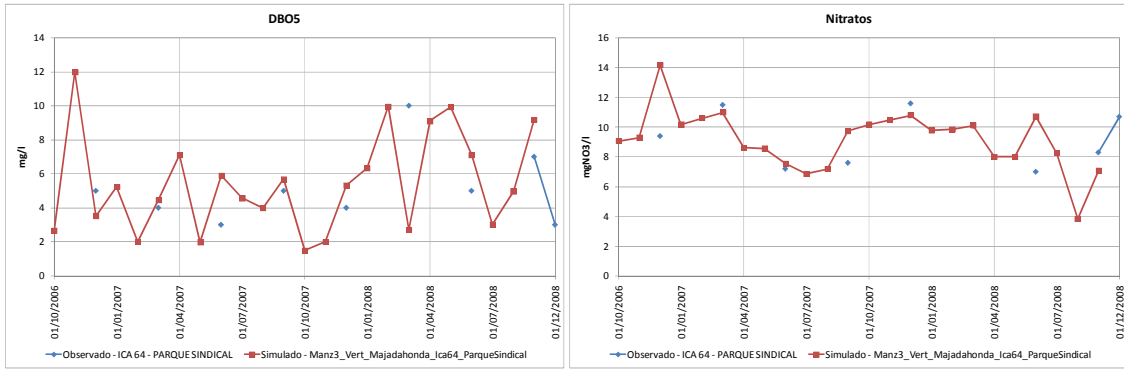


Figura 44. Resultados de calibración en Parque Sindical. Modelo 2006-2008

- San Fermín

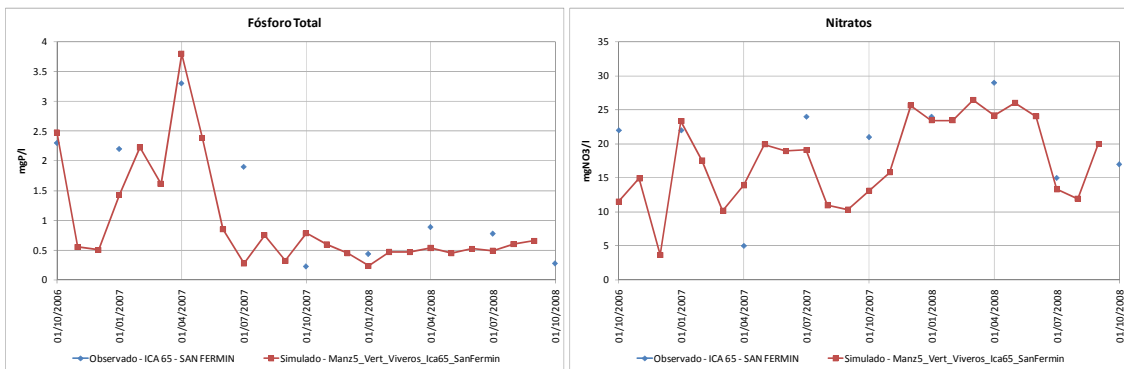


Figura 45. Resultados de calibración en San Fermín. Modelo 2006-2008

- Villaverde

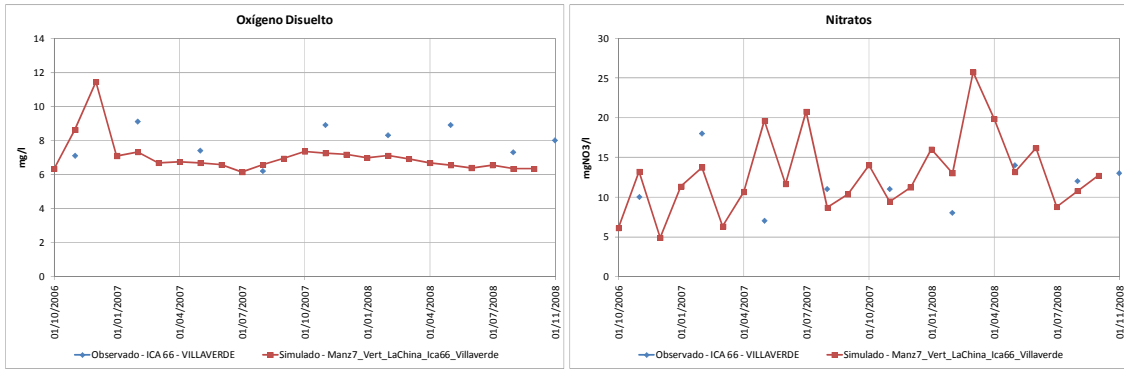


Figura 46. Resultados de calibración en Villaverde. Modelo 2006-2008

- Rivas

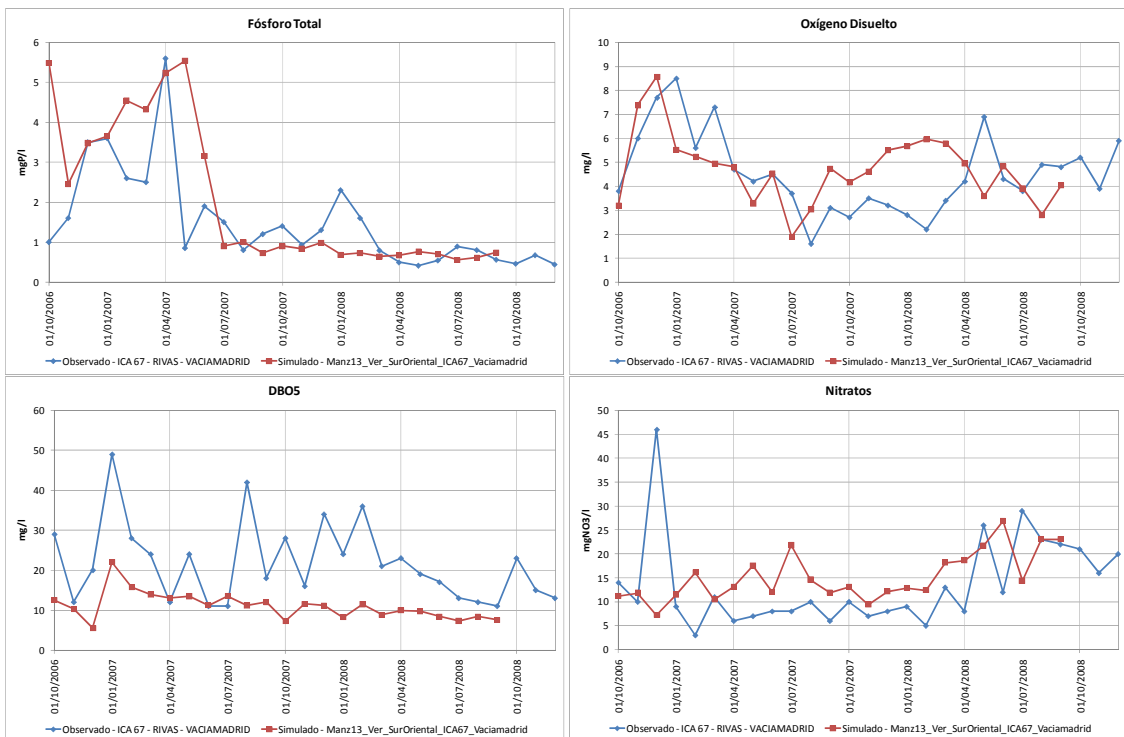


Figura 47. Resultados de calibración en Rivas. Modelo 2006-2008

En cuanto a estos resultados, cabe destacar sobre todo los resultados del tramo final en Rivas, ya que marca la calidad final del río en su llegada al embalse del Rey. En este punto los valores observados de DBO₅ son menores que los valores simulados. A la vista de los resultados se hace una serie de consideraciones, que se describen a continuación.

1.7.2.2. Perfil longitudinal del río

A continuación se muestran los perfiles longitudinales obtenidos para cada modelo. La herramienta GESCAL tiene la opción de obtener resultados parciales a lo largo de cada conducción. En este caso, se han obtenido resultados parciales cada 50 metros, pudiendo obtener de la misma manera un perfil longitudinal. A partir de este perfil

longitudinal, se pueden localizar los puntos críticos del río en los cuales se lleguen a alcanzar mayores concentraciones de constituyentes (o menores en el caso de OD).

En el perfil longitudinal por conducción se aprecia la evolución de los constituyentes en los puntos singulares del modelo. En este tipo de perfil, se pueden llegar a localizar puntos críticos, aunque éstos no se detectarán si el máximo se alcanza en un punto intermedio de la conducción.

A continuación se muestran los perfiles longitudinales de cada constituyente según los tramos finales de cada conducción. Además, se incluyen algunos resultados parciales.

- Modelo largo (2001-2008)

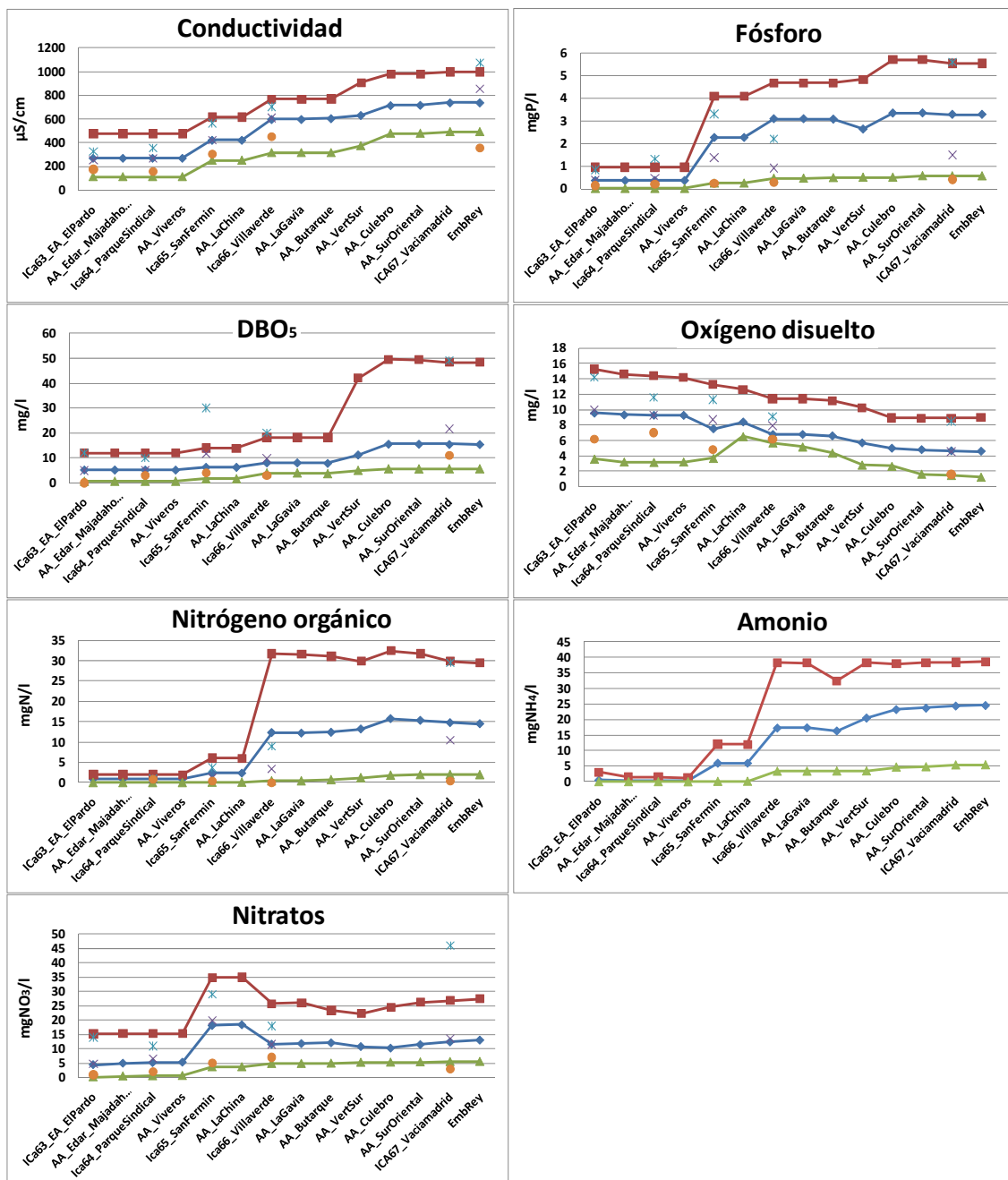


Figura 48. Perfil longitudinal del río Manzanares por constituyentes. Modelo largo (2001-2008). Valores máximo, mínimo y promedio. Comparativa con estaciones de la red ICA.

A continuación se muestran algunos perfiles longitudinales, divididos en intervalos de 50 metros. En estos perfiles, se aprecia la evolución de los constituyentes en el río en una escala homogénea de las distancias, con valores parciales cada 50 metros.

En los perfiles se aprecia como la concentración de DBO5 se va incrementando a lo largo del río, alcanzando los valores máximos en el tramo final del río. En cuanto a la concentración de OD, se aprecia la variación que sufre a lo largo del río, y cómo en el tramo final va descendiendo, hasta alcanzar mínimos en el embalse del Rey.

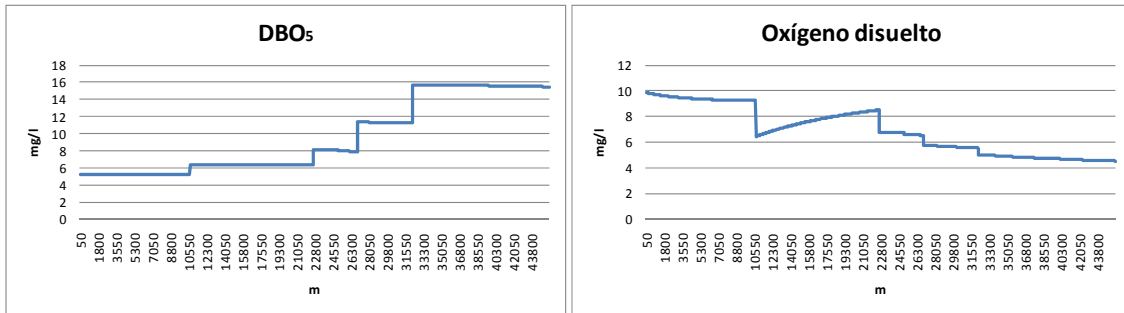


Figura 49. Perfil longitudinal del Manzanares. DBO₅ y OD. Modelo largo (2001-2008).

El amonio también sufre un proceso de concentración ascendente a lo largo del río. Sufre dos grandes escalones ascendentes producidos por los vertidos de las depuradoras de Viveros y la China. El punto de mayor concentración de amonio se encuentra en el punto final del modelo. Los nitratos sin embargo no tienen un comportamiento idéntico. El vertido de la EDAR de Viveros produce un fuerte incremento de la concentración de este constituyente en el río, manteniéndose elevado durante más de 10 km de longitud, hasta el vertido de la China. Posteriormente, la concentración desciende debida a los otros vertidos con menores concentraciones de nitratos. El tramo final tiene una evolución de ascendencia lineal, aunque no se llegan a alcanzar valores tan elevados como los producidos previo al vertido de la China.

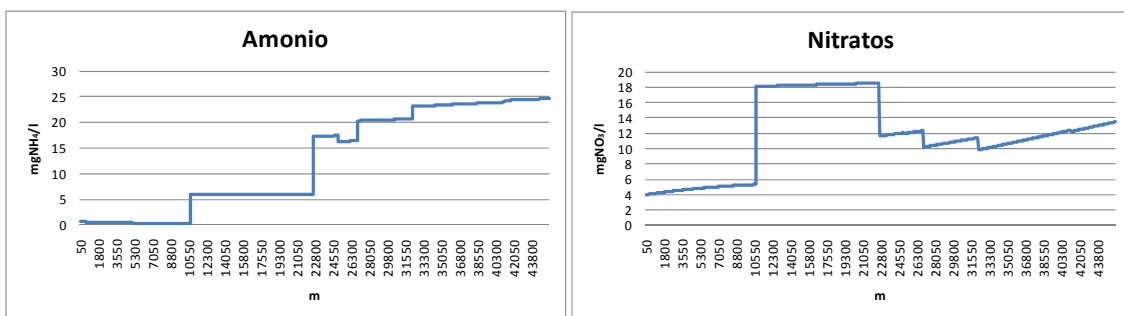


Figura 50. Perfil longitudinal del Manzanares. DBO₅ y OD. Modelo largo (2001-2008).

- Modelo corto (2006-2008)

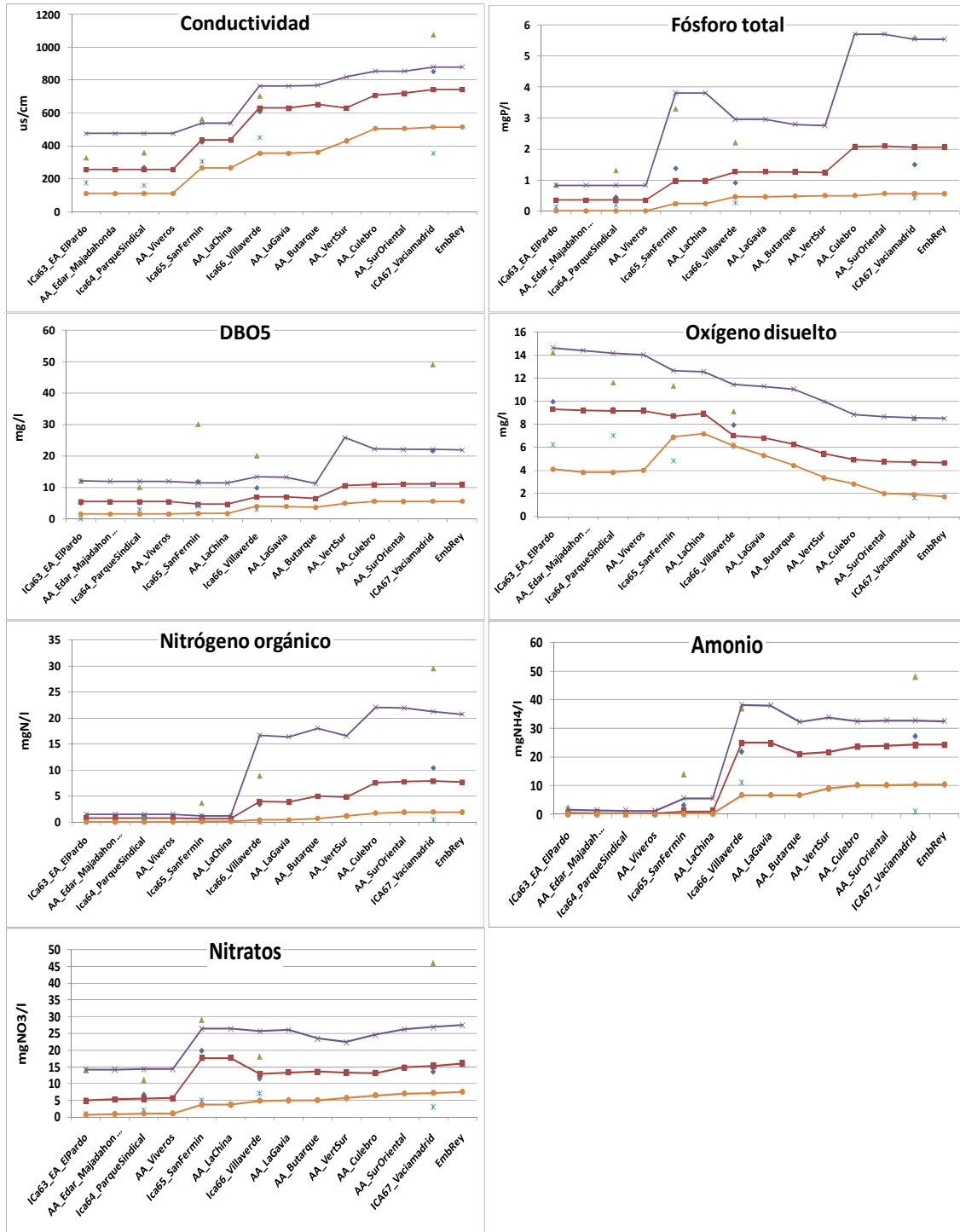


Figura 51. Perfil longitudinal del río Manzanares por constituyentes. Modelo corto (2006-2008). Valores máximo, mínimo y promedio. Comparativa con estaciones de la red ICA.

De la misma manera que se ha realizado con el modelo largo, a continuación se muestran algunos perfiles longitudinales, divididos en intervalos de 50 metros.

En cuanto a la concentración de fósforo, se aprecia cómo el vertido de la EDAR la China provoca un gran incremento de concentración, la cual se va diluyendo tras el vertido del resto de EDAR. En el embalse del Rey se miden concentraciones inferiores a 1mgP/l.

En cuanto a la concentración de oxígeno disuelto (OD), se alcanza el valor máximo previamente al vertido de la China. A partir de este punto, la concentración de OD en el río va descendiendo. El punto crítico en cuanto a concentración de OD se encuentra en el punto final del río, en el embalse del Rey.

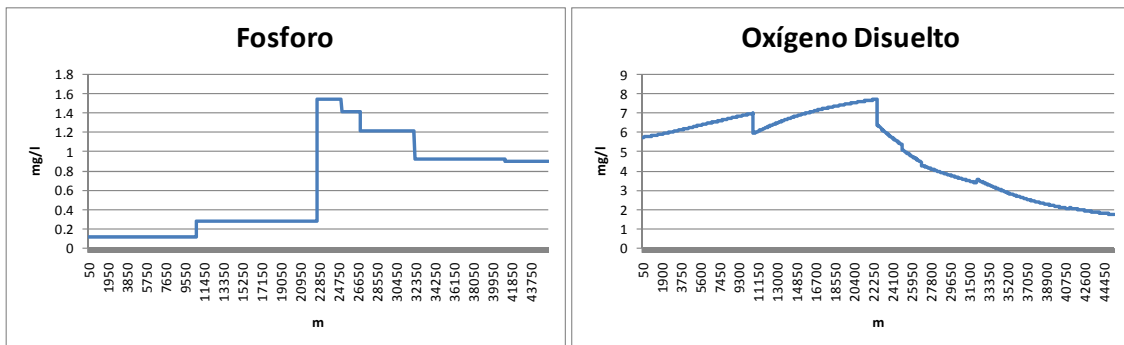


Figura 52. Perfil longitudinal del Manzanares. Fósforo y OD. Modelo corto (2006-2008).

La concentración de nitrógeno orgánico es baja (entorno a 1 mg/l) hasta el vertido de la China, momento en el cual la concentración se incrementa considerablemente. Los vertidos de las demás EDAR incrementan ligeramente la concentración, sin embargo, el vertido de la EDAR Sur incrementa en más de 2 mg/l la concentración de nitrógeno orgánico del río. Tras este vertido, la concentración de este constituyente en el río desciende.

Los nitratos mantienen las bajas concentraciones de la salida del embalse El Pardo hasta el vertido de Viveros, el cual incrementa de una manera importante la concentración de este constituyente en el río. Esta concentración de nitratos se mantiene más o menos constante hasta el vertido de la EDAR Sur, que tras descender la concentración de nitratos del río, comienza a incrementarse debido a los procesos de nitrificación que se dan en la parte final del río Manzanares. La concentración máxima de nitratos se alcanza en el punto final del río Manzanares.

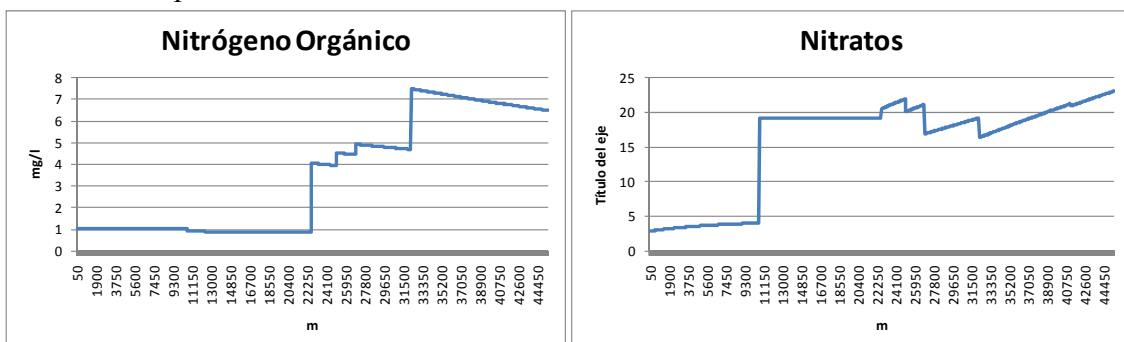


Figura 53. Perfil longitudinal del Manzanares. Fósforo y OD. Modelo corto (2006-2008).

1.7.2.3. Sobre el tramo final

El tramo final entre las estaciones ICA 66 Villaverde y 67 Rivas es el tramo de mayor incertidumbre debido a que entre medias se recogen los vertidos de las EDAR de Butarque, La Gavia, Sur, Sur Oriental y las dos EDAR del arroyo Culebro (aunque en el modelo tan sólo consideramos Culebro alto). Con los datos disponibles parece que al modelo le falta considerar algún elemento de carga importante por omisión de algún vertido o conjunto de los mismos. Diferentes constituyentes afirman esta hipótesis. La cantidad de DBO₅ estimada por el modelo está bastante por debajo de la medida. Incluso cambiando las concentraciones reales por una concentración teórica superior, de 25 mg/l no se consigue llegar a las concentraciones que se están midiendo.

Para solucionar estas diferencias, se estimó una contaminación difusa de DBO₅ a lo largo de los 3 últimos tramos del río, en los tramos Manzanares 11,12 y 13. La carga total incluida de DBO₅ es de 15.000.000 gramos/día, a repartir en cada uno de los 3 tramos en partes iguales. Por tanto, en cada tramo se considerará una contaminación difusa de 5.000.000 gr/día.

Con este incremento de carga, se consigue alcanzar el nivel de carga que se está midiendo en Rivas. El resultado se muestra a continuación:

- Rivas

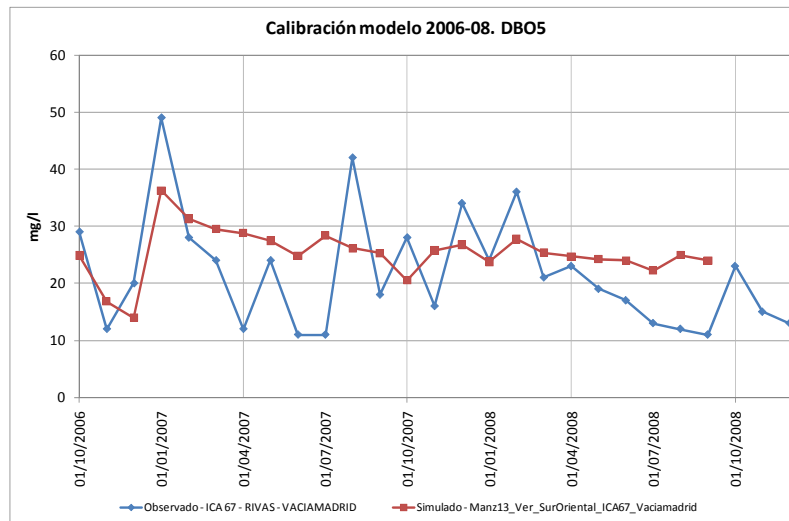


Figura 54. Resultados de calibración de DBO5 en Rivas. Modelo 2006-2008

1.7.2.4. Pruebas adicionales realizadas.

Adicionalmente a las múltiples simulaciones realizadas para la calibración de los parámetros se realizaron una serie de pruebas de carácter general. Aunque se han analizado todos los puntos de la cuenca, en el Anejo IV, “Resultados de la calibración y pruebas adicionales”, se recoge algún gráfico representativo de cada prueba.

- Se ha realizado la simulación considerando la contaminación difusa estimada en el estudio previo. Los cambios en los resultados son mínimos.

- Finalmente se ha asumido que las constantes de reaeración de todos los tramos de río se estiman por el método de Covar. Los coeficientes de reaeración calculados de forma

empírica salen muy altos por el desajuste en los coeficientes hidráulicos. Esto hace que se desajuste el oxígeno disuelto saliendo muy superior al observado.

1.7.2.5. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración.

En este punto de la calibración se realiza un análisis de sensibilidad de las constantes empleadas en el modelo. Se ha comprobado el efecto que una variación de estas constantes tiene sobre el modelo construido.

En el final del presente apartado, se muestra la tabla de los resultados obtenidos de la realización del análisis de sensibilidad, y la formulación empleada para el cálculo de S_{xp} .

A continuación se muestra el efecto que se produce, sobre cada constituyente, una modificación de las constantes en los puntos del modelo donde se encuentran las estaciones de la red ICA.

A continuación se resumen brevemente estos resultados.

- DBO_5

A la vista del siguiente gráfico, se aprecia que la única constante que tiene efectos sobre la concentración de DBO_5 del modelo es la K_d , constante de degradación de la materia orgánica, tanto al aumentar su valor, como al disminuirlo. Este efecto se amplifica en el tramo de Rivas, por lo que será interesante una buena calibración de esta constante en el tramo final del río.

El resto de constantes apenas influyen en este constituyente, puesto que es menos sensible al resto de las constantes de calibración.

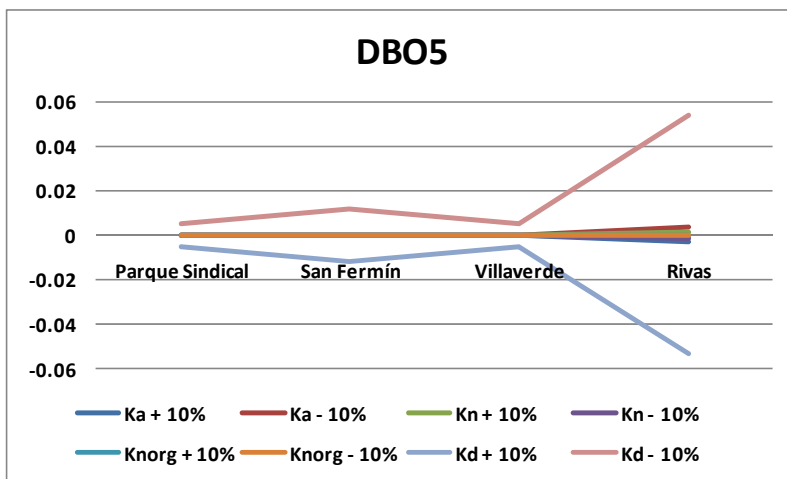


Figura 55. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración. DBO_5 .

- Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto es mucho más sensible a la variación del resto de constantes, salvo para la constante de degradación de nitrógeno orgánico ($Knorg$). La constante que más influye en la concentración de OD es, como cabía esperar, la constante de reaireación. Se producen grandes diferencias en San Fermín y, sobre todo, en Rivas.

El resto de constantes tienen un efecto menor en los tramos iniciales e intermedios del modelo, siendo más visible el efecto sobre el OD en Rivas. En este punto del modelo, la constante de degradación de la materia orgánica también tiene una gran influencia en la concentración de OD.

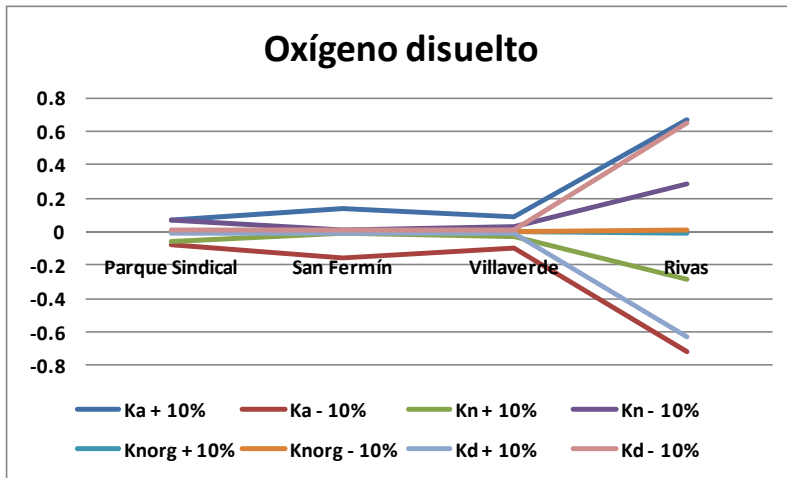


Figura 56. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración. Oxígeno disuelto.

- Nitrógeno Orgánico

La concentración de nitrógeno orgánico medida en el modelo del río Manzanares tan sólo es sensible a la constante de degradación del nitrógeno orgánico, siendo nulo el efecto que el resto de constantes producen en el modelo.

Como en el resto de casos anteriores, el efecto apreciable es mayor en la estación de Rivas, y en menor medida, en San Fermín.

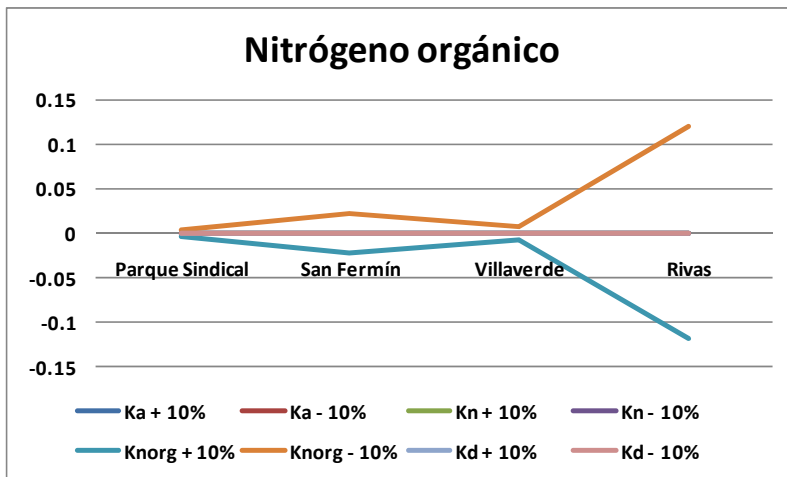


Figura 57. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración. Nitrógeno orgánico.

- Amonio

En cuanto a la concentración de amonio se refiere, tan sólo es sensible a las variaciones de la constante de nitrificación del amonio en el tramo inicial del modelo, hasta la estación de San Fermín. A partir de este punto, el amonio deja de ser sensible ante una variación de la citada constante.

El efecto que sobre el modelo tiene la variación del resto de constantes es despreciable en todo el modelo.

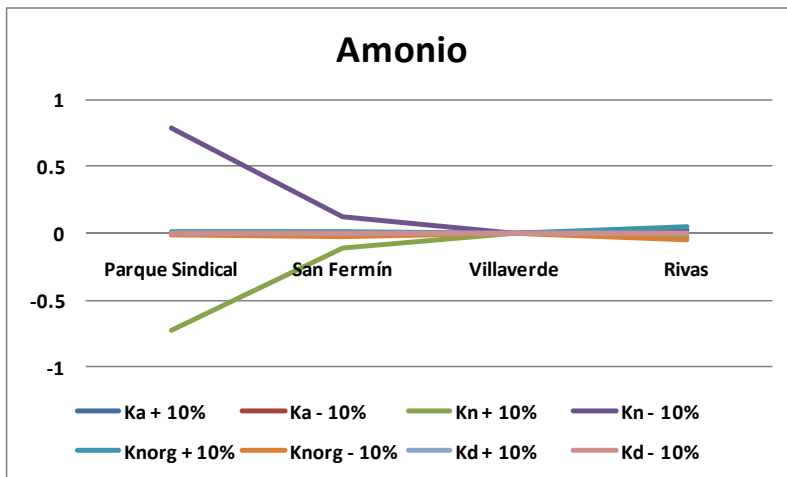


Figura 58. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración. Amonio.

- Nitratos

Al igual que ocurre con la concentración de amonio, la concentración de nitratos en el modelo tan sólo es sensible a la constante de nitrificación del amonio. Pero a diferencia del constituyente anterior, la sensibilidad se hace patente en todo el modelo, siendo de una mayor importancia en el tramo inicial hasta Parque Sindical, y en el tramo final, a la altura de Rivas. El resto de constantes no influyen en la variación de este constituyente.

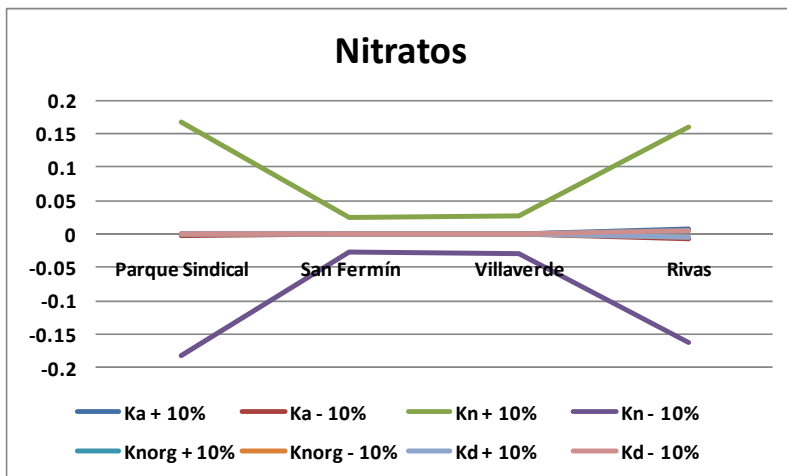


Figura 59. Análisis de sensibilidad de las constantes de calibración. Nitratos.

A continuación, se muestra un resumen del efecto que cada constante tiene sobre cada constituyente, según el punto del modelo en el que nos encontremos.

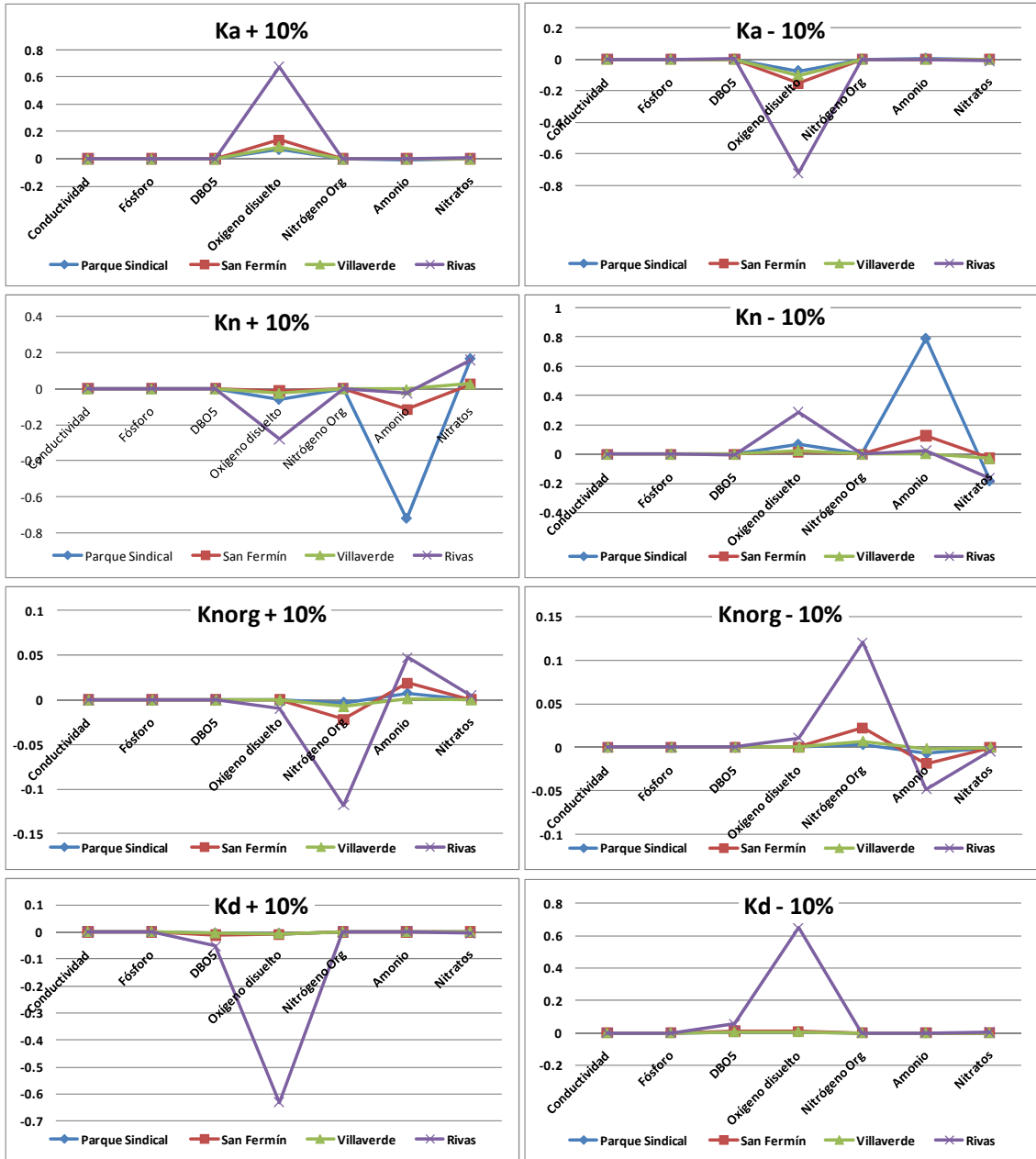


Figura 60. Efecto de la variación de las constantes sobre los constituyentes modelados.

En la siguiente tabla, se muestran los valores de la variable Sxp, obtenida de realizar el análisis de sensibilidad de estas constantes.

La ecuación empleada para obtener estas tablas es la siguiente:

$$S_{xp} = \frac{\Delta x/x}{\Delta p/p}$$

Donde x es la variable y “p” es el parámetro.

Ka + 10%	Parque Sindi Manz_3	San Fermín Manz_5	Villaverde Manz_7	Rivas Manz_13	Ka - 10%	Parque Sindi Manz_3	San Fermín Manz_5	Villaverde Manz_7	Rivas Manz_13
Conductividad	0	0	0	0	Conductividad	0	0	0	0
Fósforo	0	0	0	0	Fósforo	0	0	0	0
DBO5	-3.1176E-05	-8.0644E-05	-3.6106E-05	-0.00313077	DBO5	3.4476E-05	9.0442E-05	4.094E-05	0.00367941
Oxígeno disuelto	0.068949348	0.13743643	0.0896431	0.67192102	Oxígeno disuelto	-0.07342206	-0.15328072	-0.10058456	-0.71981976
Nitrógeno Org	0	0	0	0	Nitrógeno Org	0	0	0	0
Amonio	-0.00447807	-0.00106363	-3.5977E-05	-0.00095418	Amonio	0.0049533	0.0011924	4.0783E-05	0.00114742
Nitratos	0.001034344	0.00022575	0.00024144	0.00635299	Nitratos	-0.00114411	-0.00025308	-0.00027369	-0.00763962

Kn + 10%	Parque Sindi Manz_3	San Fermín Manz_5	Villaverde Manz_7	Rivas Manz_13	Kn - 10%	Parque Sindi Manz_3	San Fermín Manz_5	Villaverde Manz_7	Rivas Manz_13
Conductividad	0	0	0	0	Conductividad	0	0	0	0
Fósforo	0	0	0	0	Fósforo	0	0	0	0
DBO5	2.91505E-05	3.8371E-05	1.5097E-05	0.00181382	DBO5	-3.1246E-05	-4.1997E-05	-1.6469E-05	-0.00176774
Oxígeno disuelto	-0.06059812	-0.01350902	-0.02507579	-0.28129249	Oxígeno disuelto	0.06745858	0.01472475	0.02571794	0.28564009
Nitrógeno Org	0	0	0	0	Nitrógeno Org	0	0	0	0
Amonio	-0.72199927	-0.11588417	-0.00407599	-0.02393901	Amonio	0.78879336	0.12658951	0.00432241	0.02426891
Nitratos	0.166738425	0.02455408	0.02731907	0.1593223	Nitratos	-0.18216389	-0.02682239	-0.02897075	-0.16151809

Knorg + 10%	Parque Sindi Manz_3	San Fermín Manz_5	Villaverde Manz_7	Rivas Manz_13	Knorg - 10%	Parque Sindi Manz_3	San Fermín Manz_5	Villaverde Manz_7	Rivas Manz_13
Conductividad	0	0	0	0	Conductividad	0	0	0	0
Fósforo	0	0	0	0	Fósforo	0	0	0	0
DBO5	1.80544E-08	1.0656E-07	4.5528E-08	4.9962E-05	DBO5	-1.8057E-08	-1.0659E-07	-4.5551E-08	8.3112E-06
Oxígeno disuelto	-0.00021398	-0.00010998	-9.9576E-05	-0.0097765	Oxígeno disuelto	0.00021404	0.00011012	9.9753E-05	0.01067016
Nitrógeno Org	-0.00319586	-0.02212122	-0.00716316	-0.11830933	Nitrógeno Org	0.00319693	0.02217365	0.00717499	0.12001036
Amonio	0.007016924	0.01855678	0.00144866	0.04742079	Amonio	-0.00701943	-0.01860161	-0.00145106	-0.04810561
Nitratos	0.000390721	0.00011649	0.00011011	0.00440076	Nitratos	-0.00039082	-0.00011659	-0.00011025	-0.00444401

Kd + 10%	Parque Sindi Manz_3	San Fermín Manz_5	Villaverde Manz_7	Rivas Manz_13	Kd - 10%	Parque Sindi Manz_3	San Fermín Manz_5	Villaverde Manz_7	Rivas Manz_13
Conductividad	0	0	0	0	Conductividad	0	0	0	0
Fósforo	0	0	0	0	Fósforo	0	0	0	0
DBO5	-0.00499103	-0.01189373	-0.0052027	-0.05294204	DBO5	0.00499402	0.01191133	0.00521127	0.05404508
Oxígeno disuelto	-0.00623182	-0.00895685	-0.00705311	-0.63097216	Oxígeno disuelto	0.0062358	0.00897213	0.00706624	0.64769866
Nitrógeno Org	0	0	0	0	Nitrógeno Org	0	0	0	0
Amonio	0.000104757	2.8465E-05	1.412E-06	0.00075203	Amonio	-0.00010464	-2.8436E-05	-1.4118E-06	-0.00068439
Nitratos	-2.4198E-05	-6.0527E-06	-9.4819E-06	-0.0050071	Nitratos	2.4172E-05	6.0464E-06	9.4806E-06	0.00455673

Tabla 9. Resumen de los resultados del análisis de sensibilidad. Sxp.

1.8. Análisis a escala reducida: modelo diario

Debido a la problemática en el tramo final del río Manzanares, detectada en la calibración del modelo, se ha decidido realizar un análisis a una escala inferior. Se realiza un análisis de los datos diarios y continuos de caudales de vertido, y de la calidad del agua.

Para la realización de este modelo, se ha aprovechado los datos de aforo de caudales diarios, tanto de vertidos de las depuradoras como de los obtenidos por el SAIH. Para poder comparar los resultados del modelo diario en el tramo final del río, se ha empleado los datos de concentraciones de constituyentes proporcionados por la estación SAICA. El periodo en el cual se disponen de datos para realizar el análisis es a partir de enero de 2007. Este es el motivo por el que se analizarán los años 2007-2008.

Es importante tener en cuenta que no se conocen todos los datos de entrada del modelo, puesto que los datos diarios de las concentraciones de las aportaciones al modelo son desconocidos. Para solucionar esta ausencia de datos, se ha realizado una hipótesis: las concentraciones de vertido se mantienen constantes a lo largo de todo el mes. Esta aproximación, aunque sabemos que no es cierta, es la máxima aproximación a la realidad que se puede realizar.

Para la construcción del modelo diario, se parte del modelo mensual calibrado anteriormente. En el modelo diario, se han mantenido los valores de tipología, hidráulica, parámetros y concentraciones de vertido. Asimismo, se han variado los caudales de las salidas del embalse y de los vertidos.

1.8.1. Diagnóstico de la calidad

En este punto se realiza un pequeño análisis de los datos procedentes de la estación de la red SAICA. Se pretende analizar los datos en busca de patrones anuales, mensuales, diarios y semanales que se puedan dar en el río Manzanares. Además, para realizar un análisis más completo, se tendrán en cuenta las evoluciones del caudal medido en la estación del SAIH de Rivas.

En la estación de la red SAICA no se dispone de mediciones de todos los contaminantes modelados, por lo que este análisis de la calidad será más reducido que el realizado para la escala mensual. Los constituyentes que se pueden analizar son: amonio, oxígeno disuelto y conductividad. Además, se podrá realizar un análisis de los caudales circulantes.

En el gráfico que se muestra a continuación, se puede observar la evolución de un día medio medido en la estación de Rivas.

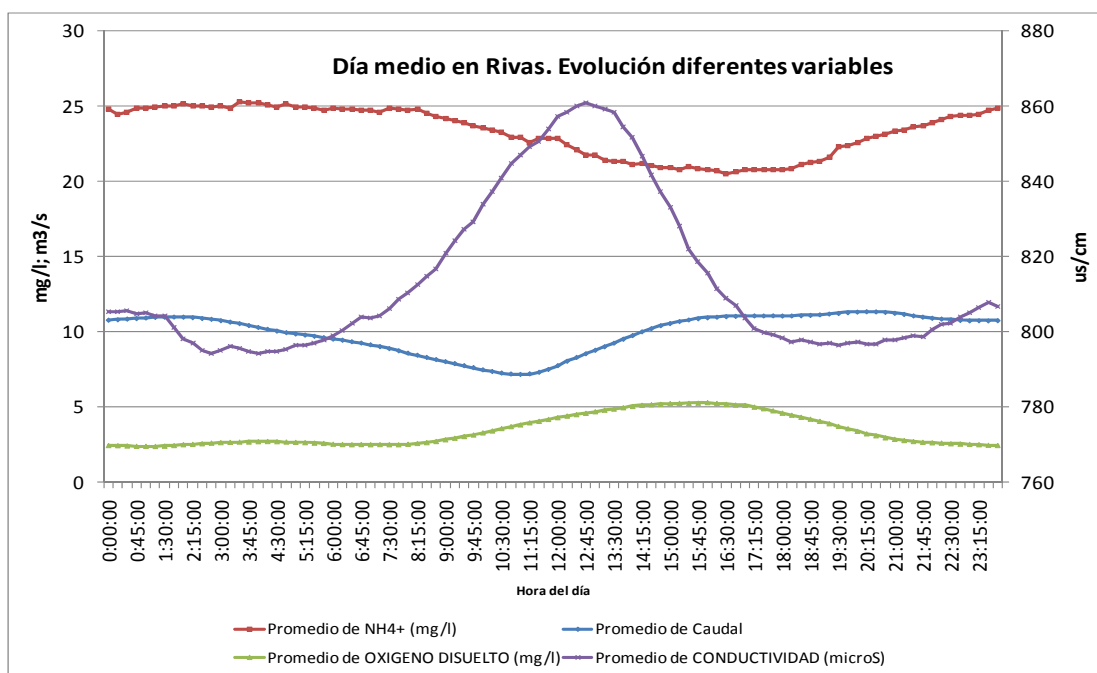


Figura 61. Concentraciones y caudales en Rivas. Día medio.

Antes de iniciar el análisis, hay que tener en cuenta una serie de consideraciones. Los factores que afectan a la calidad del agua en Rivas no tiene porqué presentar el mismo patrón de evolución del comportamiento de la ciudad. La calidad del agua del río Manzanares representa el patrón del funcionamiento del funcionamiento de las estaciones depuradoras, y de las características del propio río. De la misma manera, también hay que tener en cuenta el tiempo de viaje, puesto que éste es diferente para cada uno de los vertidos. Como se ve en la Figura 61.

Citadas estas consideraciones, se procede a realizar un diagnóstico de la calidad del río a partir de los datos medidos en la estación SAICA de Rivas.

En el gráfico se aprecia una variación en la concentración de la conductividad a lo largo del día medio. Durante este periodo se alcanzan diferencias superiores a 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Los valores máximos de concentración (unos 860 $\mu\text{S}/\text{cm}$) se alcanzan entre las 12:00 y las 13:00 horas del día, mientras que los valores mínimos (aproximadamente 795 $\mu\text{S}/\text{cm}$) se dan en los instantes previos y posteriores a este máximo, entre las 2:00 y las 4:00, y entre las 18:00 y las 21:00 horas.

Esta fluctuación producida a lo largo del día, podría tener su origen en la EDAR Sur Oriental, que tiene grandes concentraciones de conductividad en su vertido. La estación de Rivas en ese intervalo de tiempo, estaría midiendo el efecto que tiene el vertido de esta depuradora. Sin embargo, esta hipótesis se debería comprobar con los datos horarios del vertido de dicha estación, y una estimación de llegada a Rivas a partir del tiempo de viaje en el tramo.

La variación de la concentración de amonio a lo largo del día medio en la estación de Rivas también es considerable. Gráficamente no es tan marcada como la variación en la conductividad, pero esto es debido a la escala gráfica empleada.

La concentración de amonio mantiene su nivel máximo de 25 mg/l desde el inicio del día hasta las 8:00 a.m., momento en el cual la concentración comienza a disminuir. Los valores mínimos se alcanzan sobre las 16:00 horas, y tras mantenerse ligeramente sobre los 20 mg/l, vuelve a aumentar hasta llegar al máximo al final del día.

La evolución de la concentración de oxígeno disuelto (OD) está ligada a la concentración de amonio en el río Manzanares. Sigue una evolución inversa a la seguida por el amonio, en la que al disminuir la concentración de amonio, la cantidad de OD existente en el río aumenta. De este modo, los valores máximos de amonio coinciden con los mínimos de OD, y viceversa.

Este efecto es debido a que una reducción de la cantidad de amonio en el río, reduce el proceso de nitrificación, por lo que el consumo de OD se produce en menor cantidad.

El rango de valores de OD medido en Rivas se encuentra entre 2.5 mg/l, cuando la concentración es mínima, y 5 mg/l en los momentos de concentración máxima. Estos valores mínimos pueden ocasionar daños en los ecosistemas del río por falta de oxígeno. Estas concentraciones se encuentran cerca de la anoxia, por lo que se debería pensar alguna solución para conseguir aumentar estas bajas concentraciones de OD en el río Manzanares. Es conveniente aumentar la concentración de OD, no sólo para mantener un nivel de calidad en el río, sino también para que su efecto aguas abajo no sea tan perjudicial.

Estas fluctuaciones a lo largo del día pueden tener algunos inconvenientes para los resultados medidos en la estación de la red ICA. Según sea la hora de la toma de la muestra, la concentración será variable con lo que se podrían obtener mediciones de resultados extremos que no se ajusten a los valores medios diarios.

A la vista de estos resultados, se deduce que las concentraciones de constituyentes sufren fuertes fluctuaciones a lo largo del día, por lo que sería recomendable tener en cuenta la hora a la que se deben realizar las mediciones en las estaciones de calidad de la red ICA.

Algo similar ocurre con la fluctuación del caudal a lo largo del día. El caudal aforado sufre fluctuaciones a lo largo del día, dándose valores entre los 12 m³/s y los 7.5 m³/s. A partir de las 3:00 horas se produce un descenso en el volumen aforado en Rivas, alcanzando el mínimo sobre las 11:00 horas de la mañana. Posteriormente, el caudal empieza a ascender hasta valores máximos.

Una reducción en el caudal implica que el vertido de las depuradoras aguas arriba ha sido menor. Puesto que los vertidos de las depuradoras tienen altas concentraciones de amonio, al reducirse el vertido la concentración de amonio será menor. Este es el motivo por el cual la reducción en la concentración de amonio coincide con la reducción del caudal medido en Rivas. Por este motivo, cuanto menor sea el caudal aforado, mayor será la concentración de OD medida en Rivas.

Hay que tener en cuenta que el promedio del caudal está desfasado con las concentraciones de los constituyentes puesto que los datos de caudales proceden del SAIH de Rivas, aguas arriba de la localización de la estación SAICA.

A continuación se realiza un **breve análisis de caudales** con un mayor detalle, mediante los datos obtenidos de la estación SAIH de Rivas.

1.8.1.1. Caudales

- Evolución diaria

Se observa como la evolución que sufre el caudal es semejante durante los dos años de los que se dispone de datos. Los valores máximos de caudales se alcanzan en el mes de octubre.

Durante el periodo de agosto a noviembre, el embalse de El Pardo realiza las máximas sueltas. El volumen de caudal tratado por las depuradoras durante los meses de verano descende, mientras que a partir de septiembre vuelve a aumentar. Estos dos factores son los causantes de que durante los meses de julio y agosto el caudal circulante por Rivas alcance los valores mínimos, mientras que en octubre se alcancen los valores máximos en las estaciones de aforo.

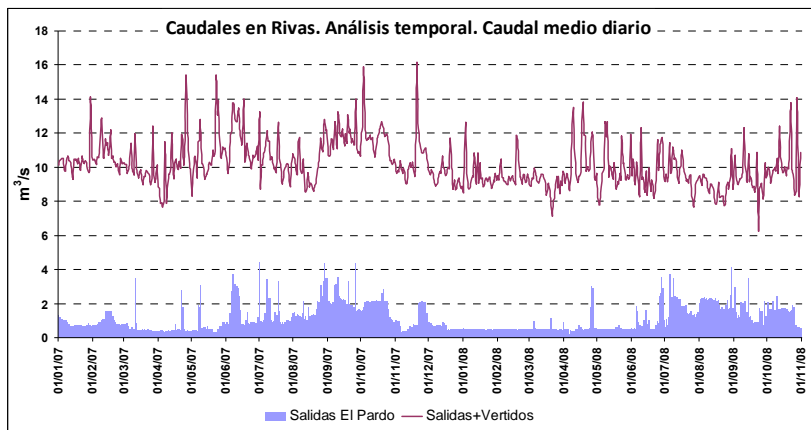


Figura 62. Evolución de caudales aforados por el SAIH de Rivas.

- Evolución anual

En el gráfico que se muestra a continuación se muestra la evolución del caudal a lo largo del día medio en la estación SAIH de Rivas. Se aprecia un ligero descenso en el caudal aforado en el año 2008. Sin embargo, este descenso tan sólo se da para los valores máximos diarios, manteniéndose los mínimos. Estos valores mínimos se alcanzan sobre las 11:00 horas, mientras que los máximos se dan sobre las 20:00 horas.

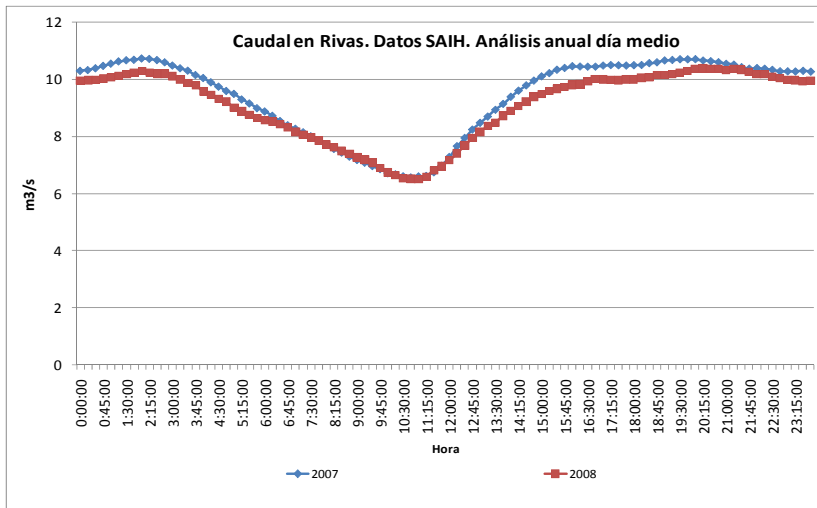


Figura 63. Análisis del caudal del día medio en Rivas. Evolución anual.

- Evolución mensual

En este punto se realiza un análisis de la evolución del caudal horario medido en Rivas para cada mes del año. Se grafica la evolución del caudal a lo largo del día medio para cada uno de los 12 meses del año.

Como cabía esperar tras observar el análisis diario de caudales, se alcanzan los valores mínimos en el mes de agosto, mientras que los máximos se dan en octubre. Existe una diferencia en el día medio durante los meses de octubre y agosto de aproximadamente $2\text{m}^3/\text{s}$. La evolución a lo largo del día para cada mes, mantiene las mismas tendencias que la evolución anual.

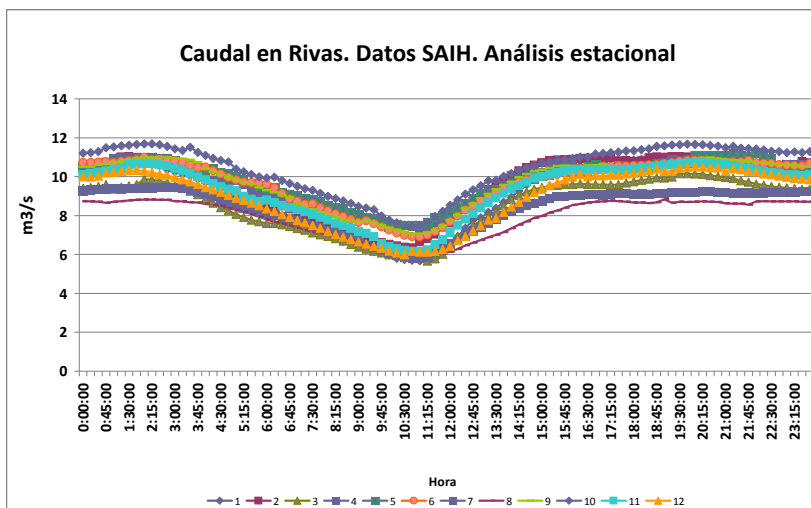


Figura 64. Análisis del caudal del día medio en Rivas. Evolución mensual.

- Evolución semanal

Finalmente se realiza un análisis de la evolución del caudal horario medido en Rivas para cada día de la semana. Se muestra la evolución del caudal a lo largo del día para cada uno de los 7 días de la semana. Cada serie representa el valor del caudal medio de cada uno de los días de la semana en cada instante.

Se observa como los días laborales de lunes a viernes, el caudal tiene un comportamiento muy similar. Sin embargo, durante los fines de semana, los valores mínimos de caudal aforados en Rivas se encuentran desfasados aproximadamente dos horas. Este desfase horario de los caudales mínimos puede ser debido a la diferencia de horario en la gestión de las EDAR entre semana y durante los fines de semana.

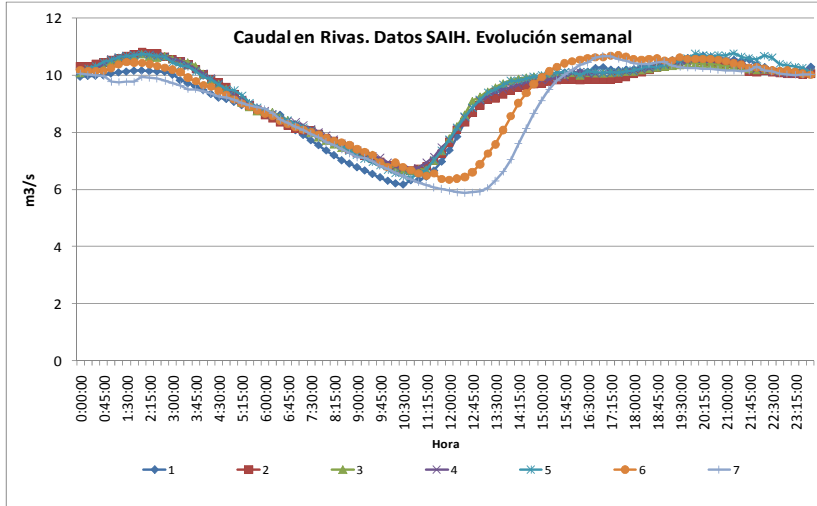


Figura 65. Análisis del caudal del día medio en Rivas. Evolución semanal.

A continuación se realiza un análisis en mayor profundidad de cada uno de los constituyentes medidos en la SAICA de Rivas.

1.8.1.2. Conductividad

- Evolución diaria

En el gráfico que se muestra a continuación se observa la evolución que a lo largo de los años 2007 y 2008 ha seguido la conductividad a su paso por Rivas. En el periodo comprendido entre los meses de julio y diciembre, se aprecia un ligero descenso en los valores de la conductividad. A partir de enero de 2008, la conductividad aumenta hasta un valor medio cercano a 900 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

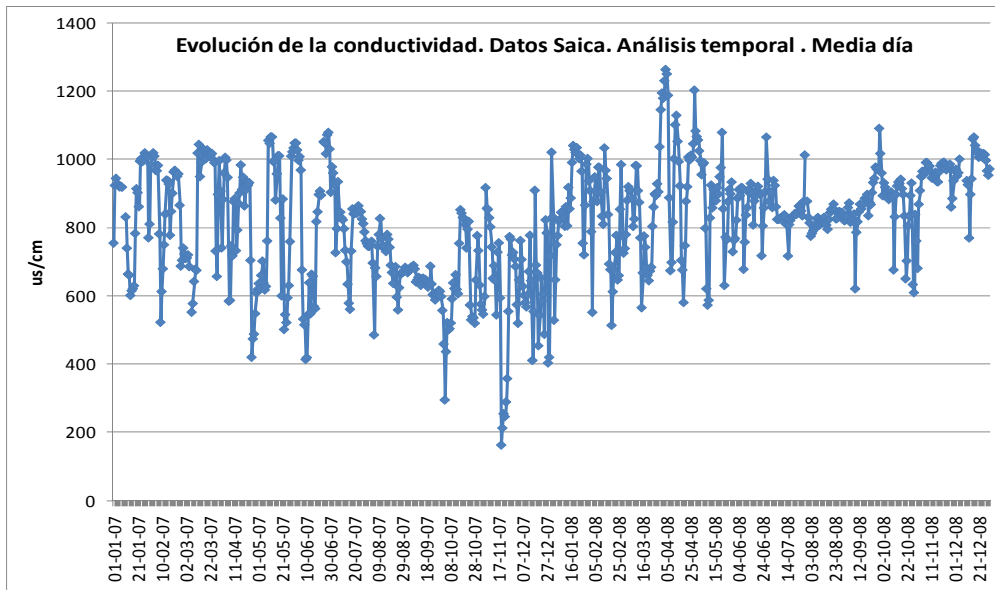


Figura 66. Evolución diaria de la conductividad medida en Rivas.

- Evolución mensual

Si se analiza el gráfico de la evolución de la conductividad a lo largo de los meses de 2008, se aprecia como existen diferencias importantes entre las mediciones de cada mes. Se observan grandes diferencias entre los máximos alcanzados el mes de febrero y marzo (850 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y los meses de noviembre y diciembre (1050 $\mu\text{S}/\text{cm}$). La tendencia actual parece que es a que la conductividad medida en Rivas aumente, o al menos se mantenga en valores elevados.

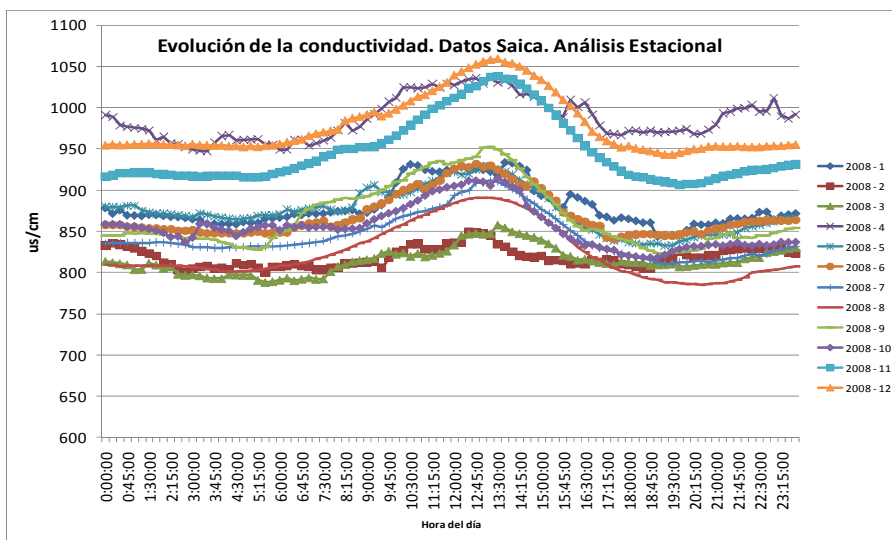


Figura 67. Análisis de la conductividad del día medio en Rivas. Evolución mensual año 2008.

- Evolución semanal

A la vista del análisis semanal de los datos se extraen conclusiones bastante significativas. Durante el año 2008 se produce un incremento de aproximadamente 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en la conductividad medida en Rivas.

Esta gran diferencia entre estos dos años no se ve reflejada en un gran cambio en la gestión de las estaciones depuradoras, por lo que sería aconsejable buscar el origen de estas grandes diferencias. Estas pueden ser debidas a un cambio en la calibración de los instrumentos de medición. No obstante, es interesante realizar las comprobaciones oportunas para averiguar estas grandes diferencias interanuales.

A lo largo de la semana se dan unas concentraciones muy parecidas, salvo los días 7 y 1 de cada semana (hacen referencia a los domingos y lunes respectivamente). Los valores medidos los domingos están ligeramente desplazados con el resto de valores de la semana y a lo largo del día se va reduciendo la cantidad medida en el río. De esta manera, los valores de conductividad medidos los lunes se inician con valores bajos y van ascendiendo a lo largo del día hasta alcanzar los valores medios de los días laborales.

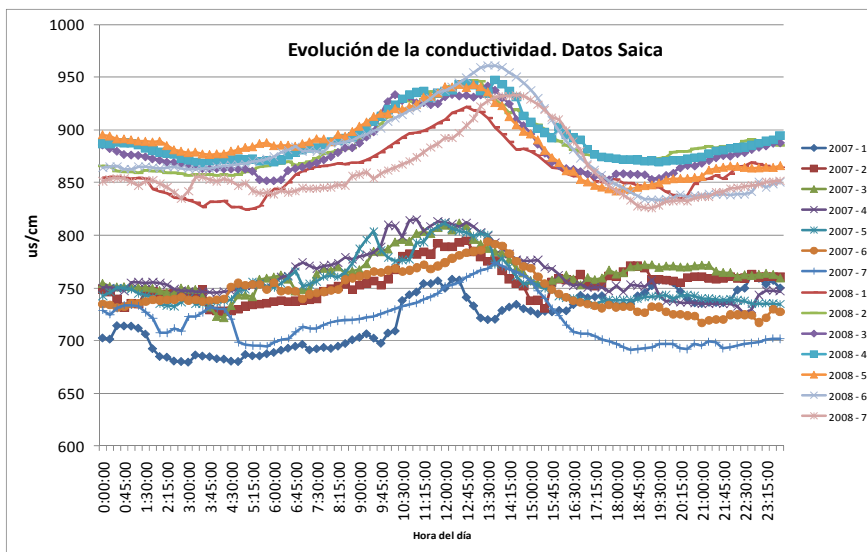


Figura 68. Evolución de la conductividad a lo largo del día para cada uno de los días de la semana, diferenciando entre años

1.8.1.3. Temperatura

- Evolución diaria

Las temperaturas del agua no sufren grandes diferencias a lo largo del año. Las tendencias se mantienen, dándose los valores máximos (entorno a 27°C) durante los meses de julio y agosto, mientras que los valores mínimos (entorno a los 12°C) tienen lugar durante los meses de diciembre y enero.

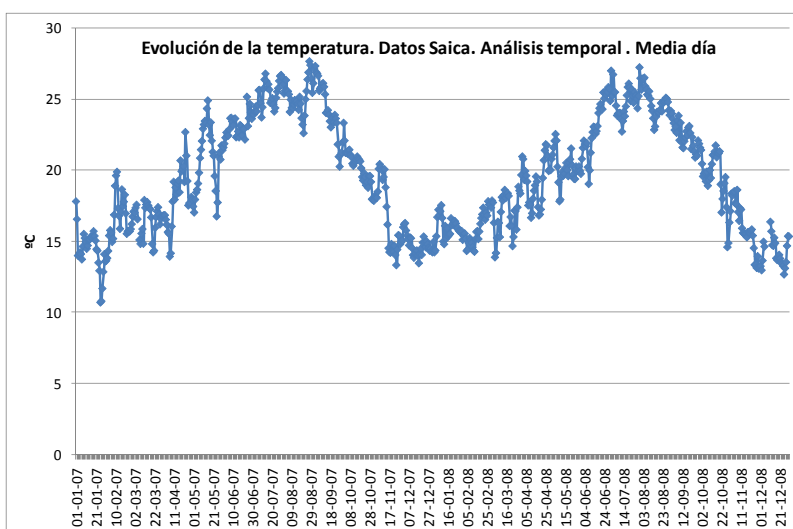


Figura 69. Evolución diaria de la temperatura medida en Rivas

- Evolución anual

A la vista de estos resultados, se observa que durante los meses iniciales del año (desde enero hasta abril), la temperatura del año 2008 fue ligeramente superior a la temperatura del año anterior. Todo lo contrario ocurre en los meses finales del año (desde septiembre hasta diciembre), durante los cuales la temperatura medida en el año 2007 es ligeramente superior a la medida en 2008. Durante los meses intermedios, los valores entre ambos años apenas difieren.

En el gráfico además se observa la evolución a lo largo del día de cada mes, alcanzándose el valor máximo diario sobre las 18:00 horas, como se verá más claramente en los siguientes puntos.

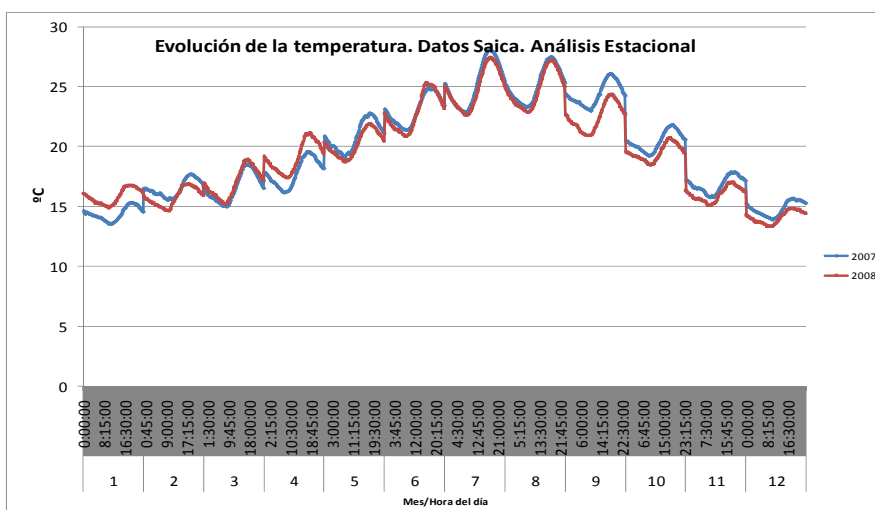


Figura 70. Análisis de la temperatura del día medio en Rivas. Evolución anual.

- Evolución mensual. Meses extremos

En el gráfico se analiza cuál es el comportamiento de la temperatura en Rivas durante meses extremos, es decir, durante los meses de julio, agosto, diciembre y enero de cada año.

Como se había comprobado anteriormente, los meses de julio y agosto son los más cálidos, mientras que los de diciembre y enero son los más fríos. Se observa como las diferencias entre meses cálidos y meses fríos son de unos 10°C, y su evolución a lo largo del día es muy similar, aunque menor marcada en los meses de invierno.

En el gráfico también se puede observar lo citado anteriormente que el mes de enero de 2008 es más cálido que el de 2007 en prácticamente 2°C.

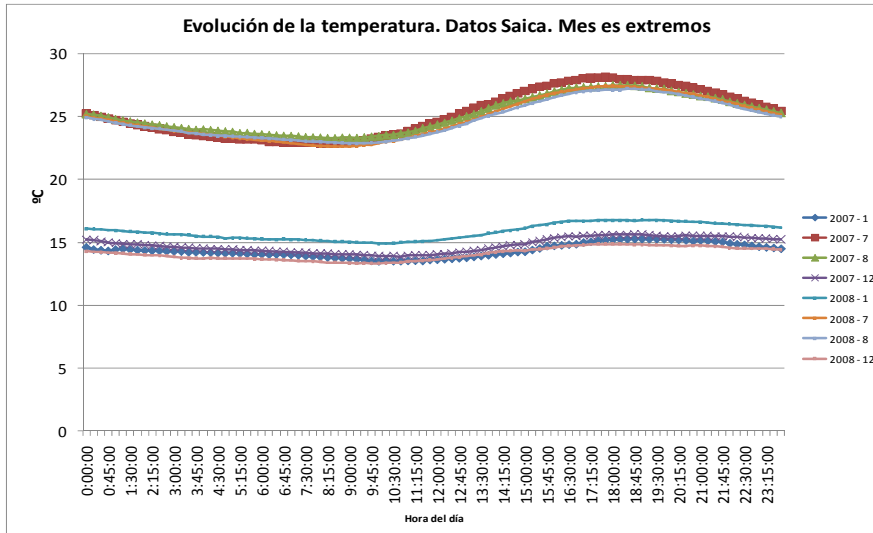


Figura 71. Análisis de la temperatura del día medio en Rivas. Evolución mensual de meses extremos.

Durante los meses invernales, la curva de la temperatura del agua medida en Rivas es prácticamente horizontal, con valores que fluctúan ligeramente alrededor de los 15°C. No existen grandes diferencias en la temperatura del agua a lo largo del día, existiendo una diferencia entre los 2 y 3°C entre la temperatura máxima y la mínima diaria. Es sorprendente que durante la madrugada la temperatura del agua no descienda tan bruscamente como cabría esperar. Esto es debido al vertido continuo de las estaciones depuradoras a elevadas temperaturas, lo que no permite descender tanto la temperatura del agua en las horas más frías. Puesto que la temperatura del aire en este periodo no es elevada, tampoco se producirán incrementos de la temperatura del agua.

Durante los meses de verano este fenómeno del aplanamiento de la curva de la temperatura del agua desaparece. En este periodo, la temperatura media diaria fluctúa en un rango mayor de valores, entre los 22°C de mínima y los 28°C de máxima. Esta mayor fluctuación en los valores de la temperatura a lo largo del día es debida a la mayor diferencia entre la temperatura del aire y del agua durante los meses cálidos, que consigue una mayor transferencia de calor sobre el agua.

- Evolución semanal

No existen grandes diferencias en la temperatura del agua a lo largo de los días de la semana durante los años 2007 y 2008. La diferencia máxima entre días de la semana está en torno a 1°C, lo que es prácticamente despreciable.

La temperatura máxima se alcanza sobre las 18:00 horas mientras que la mínima se da sobre las 8:00 horas.

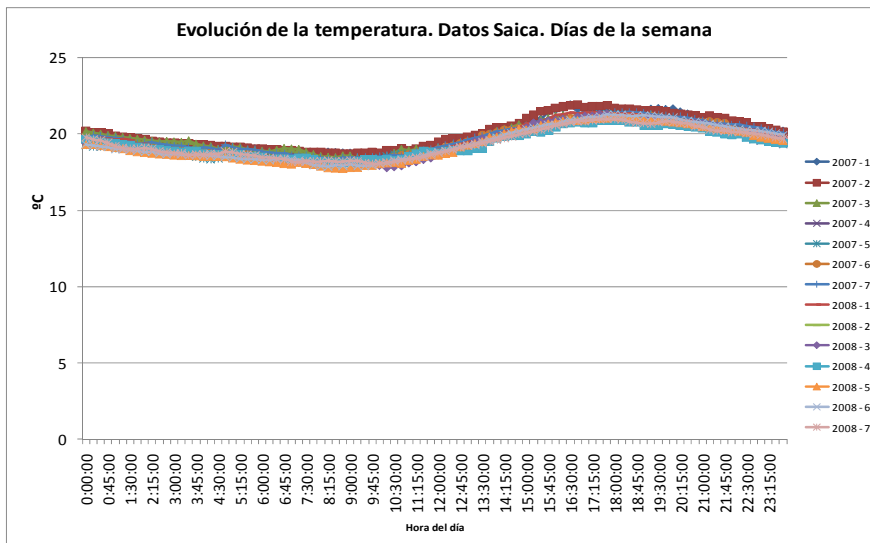


Figura 72. Análisis de la temperatura del día medio en Rivas. Evolución semanal de cada año.

1.8.1.4. Oxígeno Disuelto

- Evolución diaria

En el gráfico de la concentración de oxígeno disuelto (OD) a lo largo del periodo de análisis, se puede apreciar la evolución que sufre este constituyente. Se observa como la gran mayoría de los valores de concentración de OD se encuentran en el rango comprendido entre 2 y 4 mg/l.

Es importante resaltar que una importante cantidad de las concentraciones medidas en Rivas se encuentran por debajo de 2 mg/l de OD, llegando a alcanzar en ocasiones un estado de anoxia (consideraremos anoxia cuando la concentración de OD sea igual o inferior a 1 mg/l). Estas bajas concentraciones originan un grave problema en la calidad del río, puesto que el OD es necesario para los procesos de descomposición de la materia orgánica y nitrificación del amonio, además de ser necesario para la vida acuática.

La concentración de OD es necesaria para que las especies acuáticas puedan realizar la respiración. En el tramo final del río Manzanares la vida piscícola es prácticamente nula, sin embargo aguas abajo del Manzanares esto no ocurre. Las bajas concentraciones de OD, además de impedir que se lleven a cabo los procesos citados anteriormente, pueden causar una gran mortalidad de la vida animal marina aguas abajo del río Manzanares, causando graves problemas en el ecosistema del río Tajo. Este es uno de los mayores problemas debidos a la baja concentración de OD.

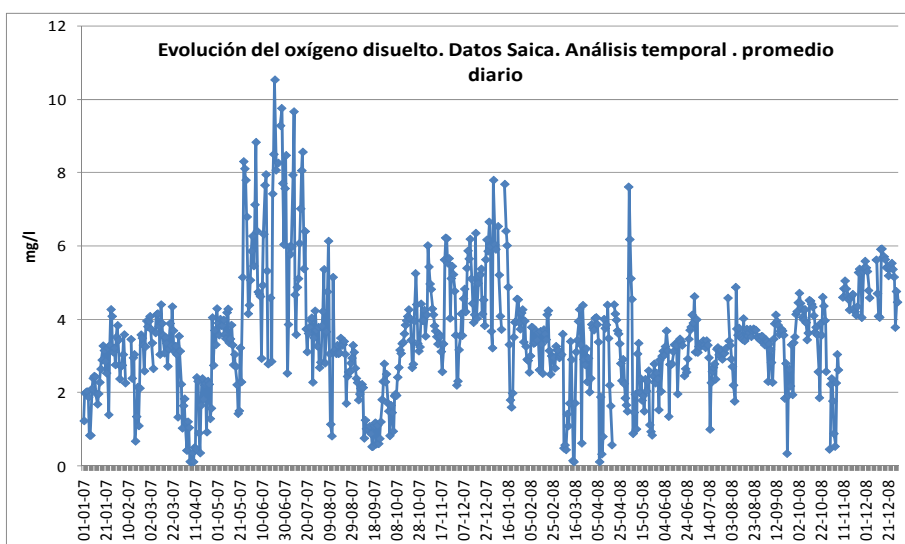


Figura 73. Evolución diaria del oxígeno disuelto medido en Rivas

- Evolución anual

Si se analiza la evolución de la concentración de OD durante los años 2007 y 2008 por separado, se observa como la concentración de OD tiene una dispersión menor durante 2008. En este año más del 90% de los valores de concentraciones se encuentran entre 2 y 6 mg/l. Durante 2007 se miden concentraciones de OD mayores que en 2008, sin embargo durante los meses de abril y septiembre la concentración medida en Rivas se encuentra peligrosamente por debajo de 2 mg/l.

En cada mes, la concentración medida a lo largo del día varía considerablemente como se puede apreciar en los gráficos. Sin embargo esto se comentará más adelante.

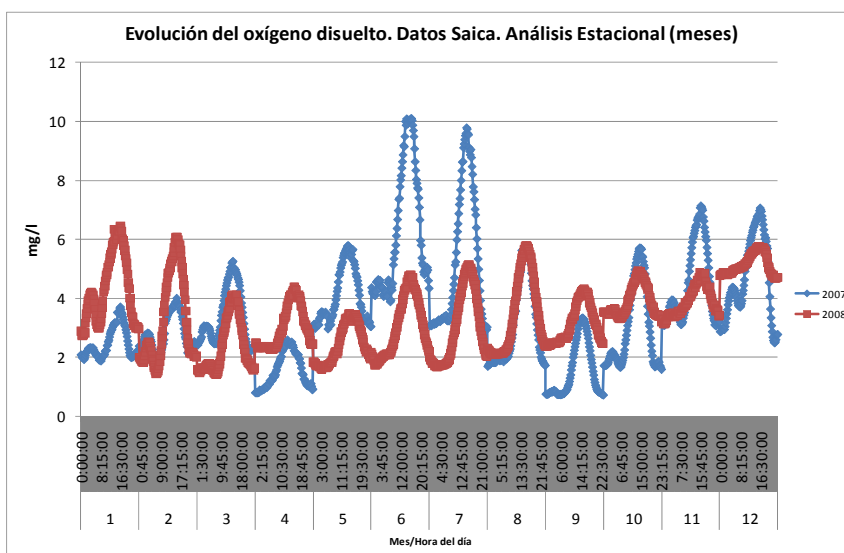


Figura 74. Análisis del oxígeno disuelto del día medio en Rivas. Evolución anual.

- Evolución mensual

Si analizamos la evolución de la concentración de OD para cada mes del año 2007, se observa claramente los resultados visibles en la evolución anual. Durante los meses de

junio y julio, las concentraciones de OD alcanzan valores de hasta 10 mg/l sobre las 15:00 horas. Durante estos dos meses, la concentración de OD sufre un incremento en el día medio mayor de 6 mg/l a las horas iniciales y finales del día.

Del gráfico también se deduce que los meses de abril y de septiembre son los que menores concentraciones de OD miden en Rivas. Durante estos meses, gran parte del día el río se encuentra en estado de anoxia a su paso por Rivas, con los inconvenientes que esto conlleva sobre la calidad del agua.

Durante todos los meses del año los máximos y mínimos de las concentraciones de OD medidas en Rivas se dan prácticamente a la misma hora.

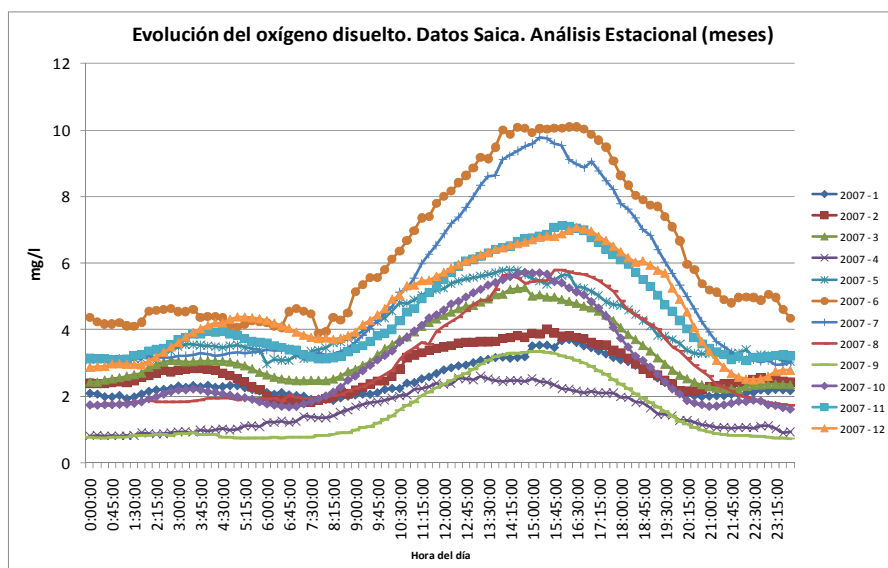


Figura 75. Análisis del oxígeno disuelto en Rivas. Evolución mensual.

- Evolución semanal

Si se analiza la evolución del OD según sea el día de la semana, tanto para el año 2007 como para el 2008, se puede obtener una gran información. La evolución a lo largo del día es muy similar para los primeros cinco días de la semana, a excepción de la mañana del lunes como se explicará posteriormente. Sin embargo, los sábados y los domingos la cosa cambia. La concentración de OD medida el sábado por la tarde-noche desciende del valor medio, alcanzando valores mínimos. La variación de OD a lo largo del domingo es semejante a la del sábado, con la única modificación de que se inicia con una concentración más baja de OD. El domingo finaliza de la misma manera que el sábado, con bajas concentraciones. Este es el motivo por el cual la concentración medida de las mañanas de los lunes tiene una concentración inferior a la media.

Ocurre lo mismo en el periodo de 2008, salvo los valores alcanzados, tanto de máximos como de mínimo. En este caso los valores mínimos alcanzados en Rivas son mayores a los medidos en el año previo y los máximos son menores. Esto consigue una mayor homogeneidad en la calidad del agua.

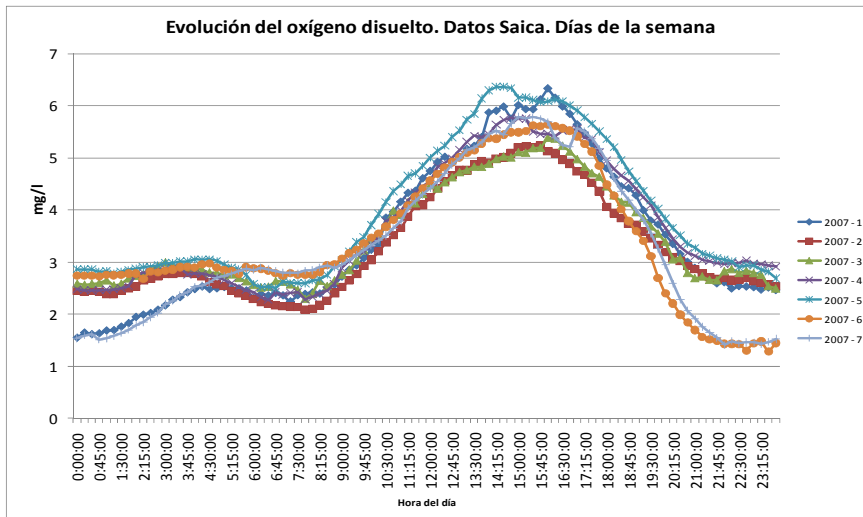


Figura 76. Análisis del oxígeno disuelto del día medio en Rivas. Evolución semanal año 2007.

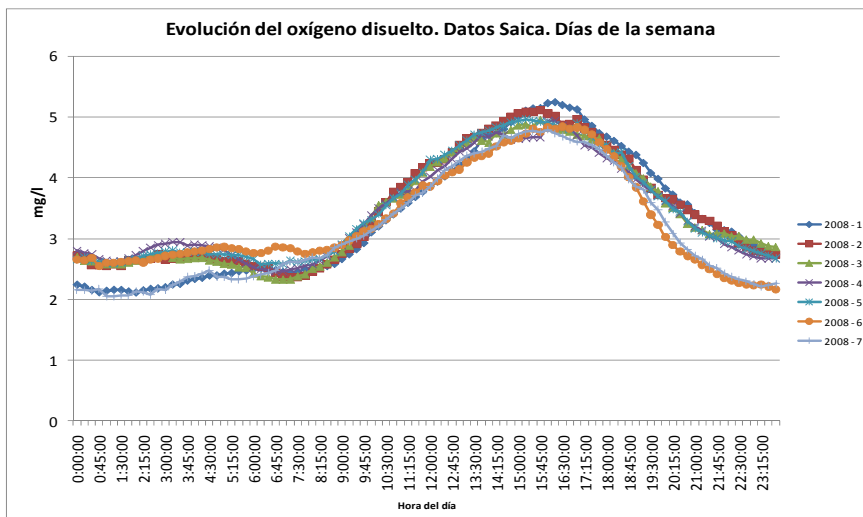


Figura 77. Análisis del oxígeno disuelto del día medio en Rivas. Evolución semanal año 2008.

A la vista del siguiente gráfico se observa como la concentración de OD medida en Rivas ha sufrido una dispersión menor a lo largo de 2008, alcanzando valores mínimos mayores, y valores máximos menores.

Conforme se avanza en el tiempo, la dispersión en 2008 se va reduciendo, mientras que la concentración medida tiene una tendencia ascendente. Sin embargo, esto se debería comprobar con los datos procedentes de la SAICA para un periodo posterior.

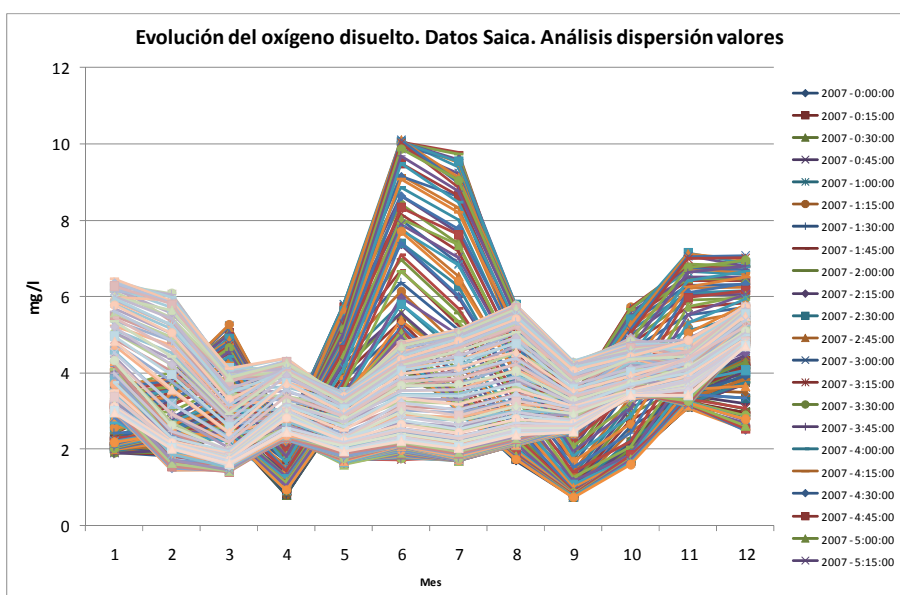


Figura 78. Análisis del oxígeno disuelto. Gráfico resumen.

1.8.1.5. Amonio

En este momento se realiza un análisis de la concentración de amonio medida en la estación SAICA de Rivas.

Se puede observar cómo a lo largo de 2008 existe una ausencia de datos entre los meses de febrero y octubre. Por este motivo, cuando se realice el análisis de los datos de 2008, los resultados no serán tan homogéneos como los del 2007.

- Evolución diaria

En este punto se analiza la evolución que tiene en Rivas la concentración de amonio. Durante el año 2007 las concentraciones medidas son elevadas, con un promedio de 27mg/l. Se alcanzan valores mínimos de 5 mg/l y valores máximos de 40 mg/l.

A finales de diciembre de 2007 la concentración del vertido de amonio es inferior a 10 mg/l en varias ocasiones. En el mes de enero de 2008 se miden concentraciones menores que en el mismo mes del año anterior, con un promedio cercano a 17 mg/l.

Durante el mes de febrero las concentraciones medidas de amonio aumentan, sin embargo son ligeramente inferiores a las medidas el mismo mes del año anterior. No es posible conocer la evolución del amonio hasta noviembre de 2008, puesto que, debido a motivos que desconocemos, no se disponen datos de concentraciones de amonio durante este periodo.

A partir de noviembre de 2008 la concentración de amonio desciende. Durante el mes de noviembre casi todas las medidas de las concentraciones de amonio se encuentran por debajo de 5 mg/l. Durante diciembre esta concentración aumenta ligeramente, dándose valores medios de 10 mg/l de amonio.

No se puede comprobar que se haya producido una mejora en el tratamiento de las estaciones depuradoras, pues faltan los datos previos y posteriores a este descenso de Rivas. Para poder corroborar o desmentir dicha afirmación, sería conveniente analizar la

evolución del amonio medido en la estación SAICA durante los meses posteriores a diciembre de 2008.

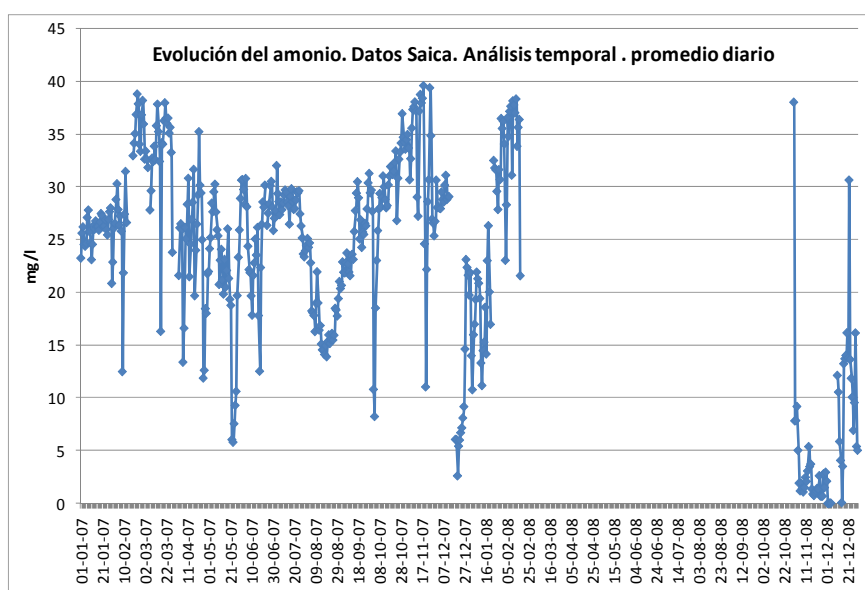


Figura 79. Evolución diaria del amonio medido en Rivas.

- Evolución semanal

A continuación se muestra la evolución del amonio durante los días de la semana, distinguiendo los años 2007 y 2008.

En cuanto a concentración de amonio, no existe diferencia entre el día de la semana en el que nos encontremos, como el caso de los fines de semana en el resto de constituyentes.

El descenso en la concentración de amonio comentado anteriormente se hace visible en este análisis semanal para cada año. En 2008 se aprecia un descenso de la concentración de amonio medida en Rivas en torno a 10 mg/l. Debido a la escasez de datos durante el año 2008, no se puede asegurar ni desmentir que la concentración de amonio a lo largo del día tenga un comportamiento similar para todos los días de la semana. De la misma manera tampoco se aprecian claramente las fluctuaciones a lo largo del día, puesto que estas son mayores en los periodos cálidos, debido a la mayor variación de la temperatura exterior, mientras que los datos disponibles de 2008 son todos de periodos fríos.

Por tanto tan sólo se puede llegar a la conclusión de que la concentración de vertido medida en Rivas desciende en el año 2008, sin conocer el comportamiento o patrón semanal de dicho constituyente.

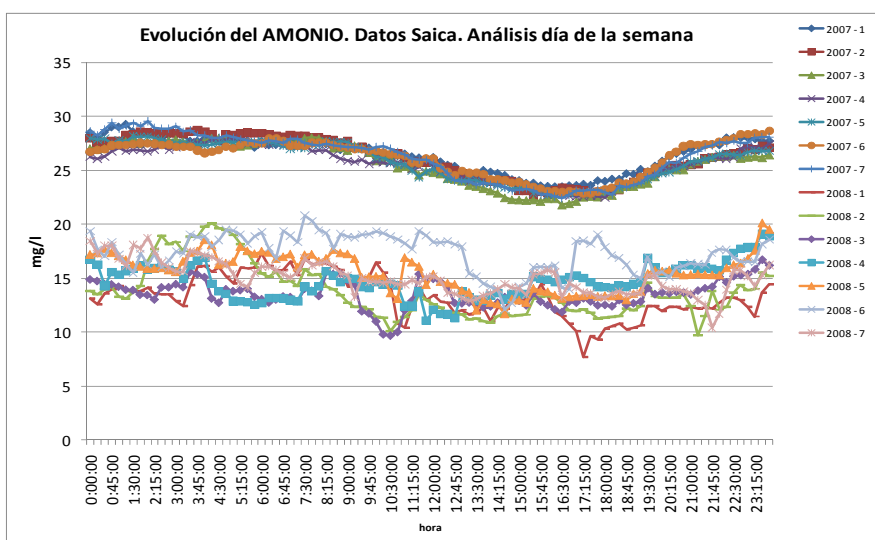


Figura 80. Análisis del amonio del día medio en Rivas. Evolución semanal.

- Resumen

En el siguiente gráfico se aprecia claramente el descenso de la concentración de amonio producido en Rivas en el año 2008, tanto en enero como en noviembre y diciembre.

Existe una gran incertidumbre durante los meses intermedios de 2008 ante la ausencia de datos.

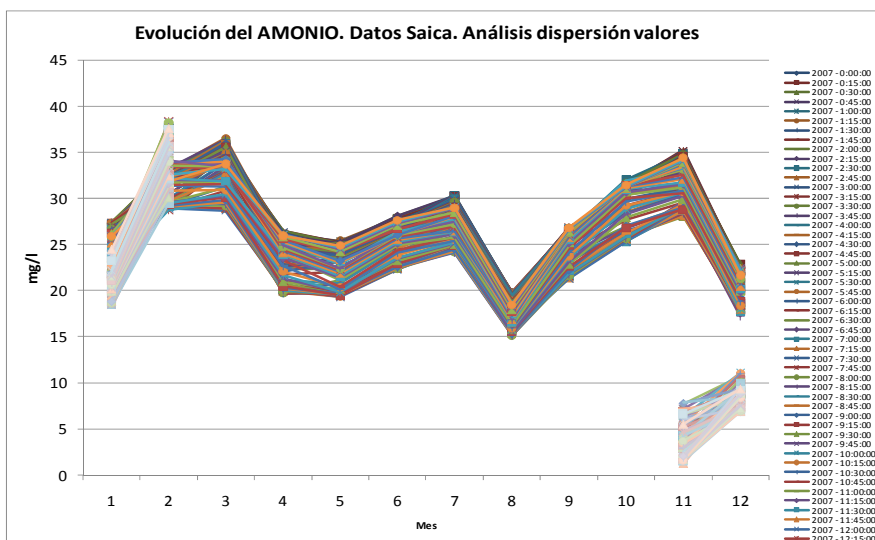


Figura 81. Análisis del amonio. Gráfico resumen.

1.8.2. Resultados de la simulación

A continuación se muestran los resultados obtenidos tras la simulación del análisis diario realizado en el modelo. Los constituyentes analizados han sido: conductividad, oxígeno disuelto y amonio.

Para cada uno de los contaminantes analizados, se ha realizado una comparativa entre los valores máximo, mínimo y medio diario, procedentes de la estación SAICA, con el valor obtenido tras la simulación del modelo diario.

1.8.2.1. Conductividad

A la vista de los resultados, se observa como durante el primer periodo el modelo ajusta bastante bien con la conductividad medida en Rivas.

Los valores modelados se encuentran entre los máximos y los mínimos diarios hasta enero de 2008. A partir de febrero de 2008, la conductividad obtenida en el modelo se encuentra ligeramente por debajo de las cantidades mínimas medidas en Rivas.

Esta diferencia en el periodo final ya era visible en los resultados del modelo mensual, y es debido a un incremento de la conductividad medida en Rivas a lo largo del periodo final del análisis.

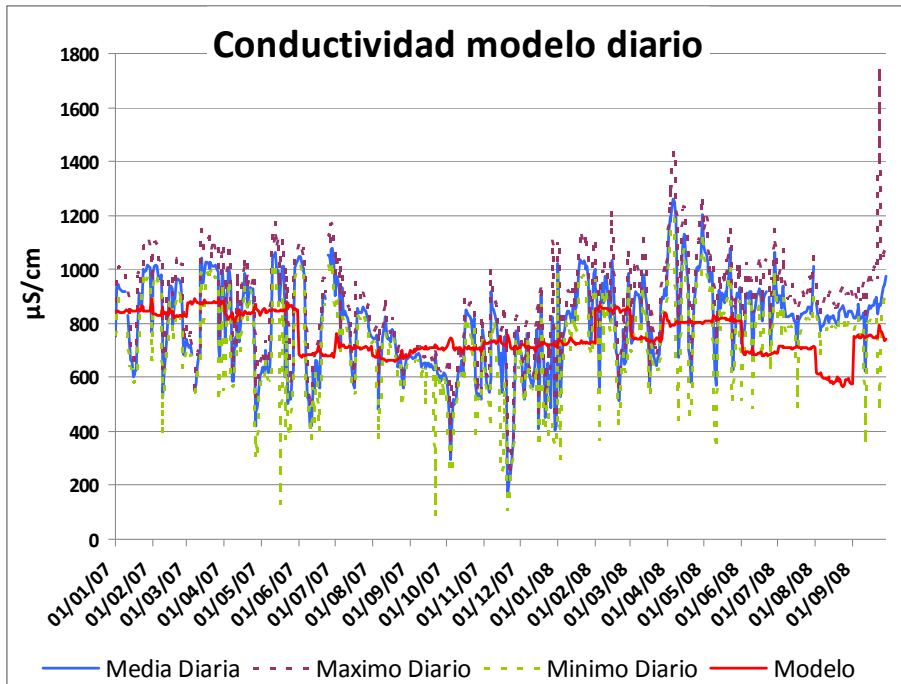


Figura 82. Resultados de la simulación diaria. Conductividad.

1.8.2.2. Oxígeno disuelto

La evolución del oxígeno disuelto a lo largo del periodo de análisis del modelo ajusta bastante bien en base a los valores obtenidos de la estación SAICA de Rivas. En todo momento la concentración de OD obtenida al simular el modelo diario se encuentra entre los valores máximos y mínimos de los medidos en Rivas.

El valor medio diario medido hasta enero de 2008 se encuentra por encima del simulado, estando este último próximo a los valores mínimos. Sin embargo, a partir de febrero de 2008, los valores medidos medios y el simulado son muy parecidos.

Este punto característico que se da a partir de febrero de 2008 coincide también con las diferencias medidas en la conductividad. Este cambio puede ser debido a una modificación en la calibración de los instrumentos de medida, puesto que la concentración modelada no sufre grandes modificaciones, mientras que la observada sí lo hace en el año 2008 con respecto a 2007.

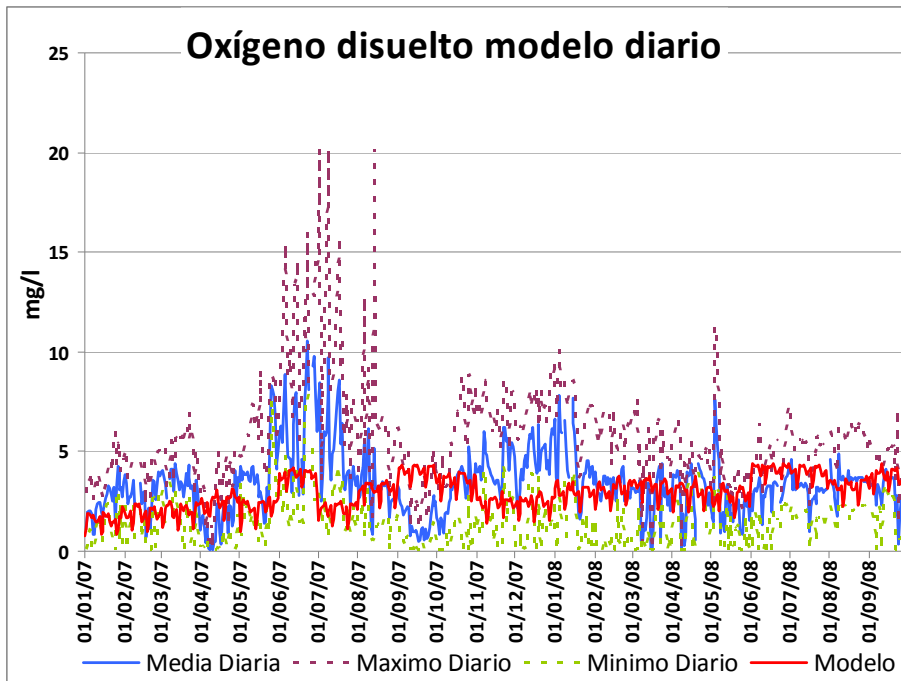


Figura 83. Resultados de la simulación diaria. Oxígeno disuelto.

1.8.2.3. Amonio

La modelación diaria de la concentración de amonio recoge bastante bien la evolución medida en la estación de calidad SAICA. En ella se recogen los grandes aumentos y descensos de las concentraciones.

A partir de marzo de 2008 no se disponen de datos de la SAICA, por lo que la comparación con el modelo construido no será posible, y la hipótesis del cambio de la calibración de la instrumentación de medida de la SAICA no se podrá corroborar.

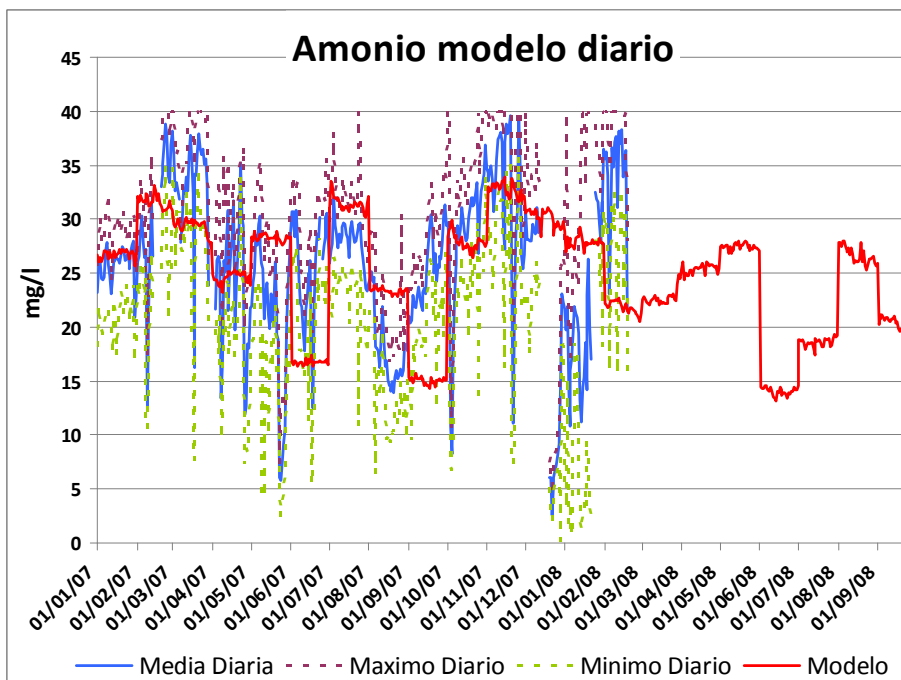


Figura 84. Resultados de la simulación diaria. Amonio.

A continuación se muestran los perfiles longitudinales de estos constituyentes, para comprobar la evolución que sufren a lo largo del río.

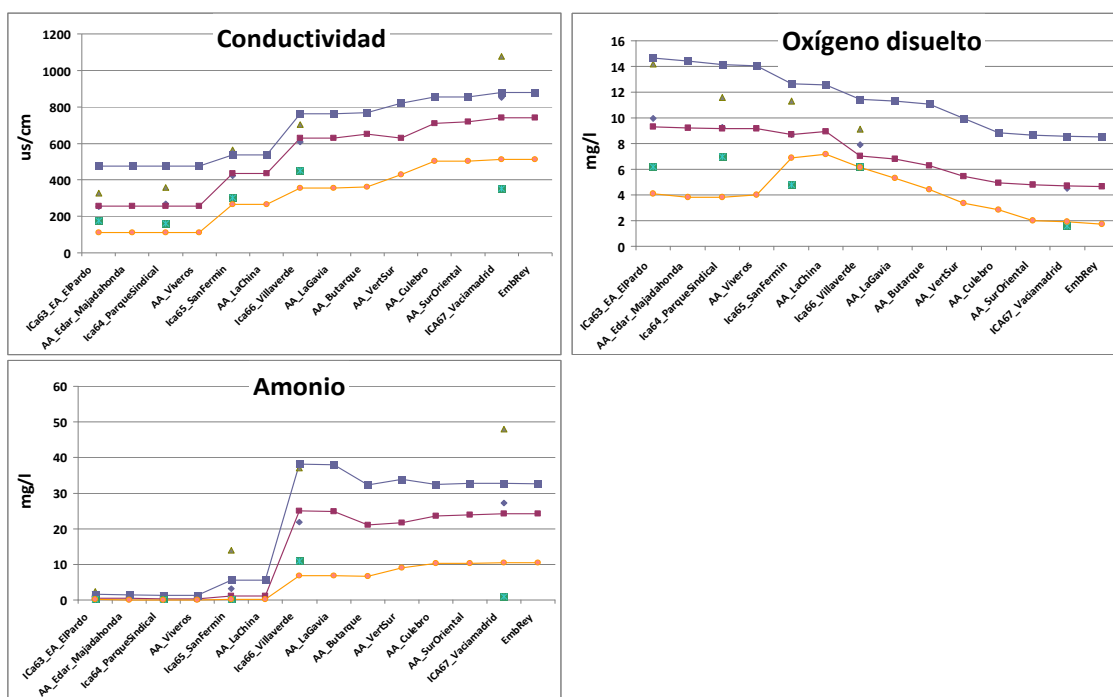


Figura 85. Perfiles longitudinales de la simulación diaria. Conductividad, OD y amonio.

1.9. Análisis de soluciones mediante simulación determinista

En este apartado se realiza un análisis de las posibles soluciones a los problemas de calidad detectados en el tramo de río. Cada una de las soluciones propuestas se representa como un cambio en alguno de los datos o parámetros del modelo creado.

Las soluciones consideradas se dividen en dos grandes grupos: las propuestas por la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) y otras propuestas alternativamente durante la realización del estudio, con el fin de ver los efectos que tienen las actuaciones sobre el río.

En la siguientes tablas se resumen las simulaciones realizadas en cada apartado de este apartado. En primer lugar, se muestra las simulaciones realizadas para la reducción de los nutrientes de vertido.

EDAR Tratamiento	Individual (iterativa)	La China y Sur	La China, Butarque y Sur	TODAS
Reducción de Fósforo P _{tot} (1mg/l)	P-Indi <i>Apart. 7.1.3</i> <i>Apart. 7.1.4</i>	P-2G <i>Apart. 7.1.1</i> <i>Apart. 7.1.2</i>	P-3G <i>Apart. 7.1.1</i> <i>Apart. 7.1.3</i>	P-TOD <i>Apart. 7.1.1</i> <i>Apart. 7.1.4</i>
Reducción de Nitrógeno N _{org} (0.1mg/l) NH ₄ ⁺ (0.1mg/l) NO ₃ ⁻ (45 mg/l)	N ₁ -Indi <i>Apart. 7.1.3</i>	N ₁ -2G <i>Apart. 7.1.1</i>	N ₁ -3G <i>Apart. 7.1.1</i>	N ₁ -TOD <i>Apart. 7.1.1</i>
Reducción de Nitrógeno N _{org} (0.1mg/l) NH ₄ ⁺ (2mg/l) NO ₃ ⁻ (40 mg/l)	N ₂ -Indi <i>Apart. 7.1.4</i>	N ₂ -2G <i>Apart. 7.1.2</i>	N ₂ -3G <i>Apart. 7.1.2</i>	N ₂ -TOD <i>Apart. 7.1.2</i>

Tabla 10. Resumen de simulaciones de reducción de nutrientes realizadas.

A continuación se muestra la tabla de las simulaciones enfocadas a conseguir mejorar la concentración de OD en el tramo final del río Manzanares:

Actuación Tratamiento base	Butarque, la China y Sur (Concentración de vertido)	AIREACIÓN (A lo largo de Manz12 y Manz13)	
REDUCCIÓN DE NUTRIENTES (P-3G + N₁-3G)	OD = [4-8] mg/l <i>Apart. 7.2.2</i>	OD <i>Apart. 7.2.1</i>	500.000 gr/d 1.000.000 gr/d 1.500.000 gr/d

Tabla 11. Resumen de simulaciones deterministas basadas en incrementar la concentración de OD en el embalse del Rey.

Por último, se muestra una última simulación determinista realizada, basada en incrementar el caudal de salida del embalse de El Pardo, una vez propuesta la mejora de nutrientes indicada en la tabla.

Actuación Tratamiento base	Salidas embalse El Pardo (Caudal de salida)
REDUCCIÓN DE NUTRIENTES (P-3G + N₁-3G)	Q _{sal} = [1-4] m ³ /s <i>Apart. 7.2.3</i>

Tabla 12. Otras simulaciones deterministas. Variación de las salidas del embalse El Pardo

1.9.1. Soluciones propuestas por la Confederación Hidrográfica del Tajo

En este grupo de soluciones se propone una mejora en los tratamientos de nutrientes en las estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR).

En conversaciones mantenidas con el personal de la CHT, proponen una serie de mejoras en el tratamiento de las EDAR. El objetivo actual es la reducción de nutrientes en el vertido de las estaciones depuradoras.

Según el personal de la CHT, la propia Confederación puede exigir una concentración de nutrientes máxima de vertido de las EDAR al Canal Isabel II (CYII). Esta exigencia no la puede realizar a todas las estaciones depuradoras, sino sólo a aquellas que dispongan de tratamiento biológico de reducción de nutrientes. La concentración que se puede exigir es la siguiente:

- Concentración de fósforo total: 1 mgP/l
- Concentración de nitrógeno total: 10 mgN/l

Actualmente, a partir de enero de 2008, el limitante de concentración de fósforo total se está cumpliendo, por lo que las modificaciones sobre el tratamiento de fósforo serán mínimas.

Según nos indica el personal de la CHT, algunas de las depuradoras disponen de un tratamiento de nutrientes que puede reducir muy considerablemente la concentración de nutrientes. Se trata del tratamiento de Reactores Biológicos Secuenciales (SBR). Este tipo de tratamiento biológico presenta una gran cantidad de ventajas y beneficios. Entre ellas destacan las dos siguientes:

- **Permite eliminación de nutrientes.** Los sistemas SBR pueden ser utilizados para realizar un proceso completo de nitrificación – desnitrificación, así como para la eliminación de fósforo. Estos dos parámetros son los que suelen dar más problemas cuando se trabaja con tecnologías convencionales.
- **Versatilidad para trabajar con fluctuaciones de caudal y de concentración de materia orgánica.**

Esta última ventaja es muy importante puesto que el caudal de salida de las depuradoras puede ser variable. Cuando se produce alguna modificación en el tratamiento de alguna estación depuradora, o se produce una reparación de la misma, parte del caudal tratado se desvía a otra depuradora. Tanto las depuradoras cedentes de caudal como las que lo reciben, sufren una fluctuación en el caudal de tratamiento. Gracias a esta versatilidad para trabajar con caudales variables, el tratamiento seguirá manteniendo la eficiencia independientemente del volumen de caudal tratado. Este hecho permitirá mantener uniforme la calidad del caudal efluente.

En cuanto a la eliminación de nutrientes, cabe destacar que este tipo de tratamientos realiza de una manera muy eficaz el proceso de nitrificación. Este proceso favorece la conversión del amonio en nitritos, y posteriormente en nitratos.

Gracias al proceso de nitrificación la concentración de amonio en el efluente se reduce hasta valores mínimos. Sin embargo, la concentración de nitratos de vertido aumentará considerablemente tras la nitrificación del amonio. El proceso de desnitrificación no será tan avanzado, limitándose a alcanzar los límites de vertido de nitratos. La

eliminación de nitrógeno total con estos procesos de nitrificación-desnitrificación es elevada.

Los fabricantes de sistemas SBR, normalmente proveen una garantía de proceso para la producción de efluentes con un máximo de:

- 10 mg/l de DBO
- 10 mg/l de SST
- 5 - 8 mg/l de nitrógeno total
- 1 - 2 mg/l de fósforo total

Teniendo en cuenta toda esta información se han propuesto una serie de simulaciones deterministas con el fin de observar la evolución que la inclusión de este tipo de tratamiento biológico en las EDAR tendría sobre el río Manzanares.

Para ello se ha construido un nuevo modelo, partiendo de características hidráulicas anteriores y de los parámetros calibrados, pero modificando las concentraciones de los aportes de las estaciones depuradoras. En ellas se supone que se produce una mejora en el tratamiento de nutrientes: el tratamiento SBR.

En este tratamiento se reduce la concentración de vertido de fósforo total a valores iguales o inferiores a 1 mgP/l. Puesto que esta reducción ya se estaba realizando en las depuradoras, para realizar la simulación tan sólo se modificarán las concentraciones que sean superiores a 1 mgP/l, siendo este último el valor máximo de vertido de las depuradoras.

En cuanto a la reducción de nitrógeno total se han planteado dos posibilidades, en las cuales se mantiene la concentración de vertido de 10 mg/l de nitrógeno total, pero suponiendo dos procesos de nitrificación-desnitrificación diferentes en las estaciones depuradoras.

En una primera posibilidad se ha propuesto que el proceso de nitrificación llevado a cabo en los tratamientos SBR reduce la concentración de amonio hasta 0.1 mg/l. El proceso de desnitrificación posterior reduce la cantidad de nitratos hasta alcanzar una concentración de los mismos de 45 mg/l. A esta proporción en el proceso de nitrificación-desnitrificación lo denominaremos tratamiento SBR-1.

La concentración en el efluente de nutrientes será la siguiente:

- Nitrógeno orgánico: 1 mgN/l
- Amonio: 0.1 mg NH_4^+ /l
- Nitratos: 45 mg NO_3^- /l
- Fósforo total: mínimo entre datos de vertido y 1 mg P/l.

En una segunda posibilidad se ha propuesto un proceso de nitrificación menor, alcanzándose una concentración de amonio en el efluente de 2 mg/l. El proceso de desnitrificación reduce la cantidad de nitratos hasta una concentración de 40 mg/l. A esta proporción en el proceso de nitrificación-desnitrificación lo denominaremos tratamiento SBR-2.

El resto de nutrientes vertidos de cada EDAR mantiene las siguientes concentraciones:

- Nitrógeno orgánico: 1 mgN/l
- Amonio: 2 mg NH₄⁺/l
- Nitratos: 40 mg NO₃⁻/l
- Fósforo total: mínimo entre datos de vertido y 1 mg P/l.

Estas dos posibilidades se han desarrollado para 3 casos distintos. El primer caso se trata de incluir el tratamiento SBR en la depuración de las 2 EDAR de mayor volumen de caudal de vertido (La China y Sur). El segundo y tercer caso incluye el tratamiento SBR en las 3 depuradoras de mayor volumen de vertido (se incluye la estación de Butarque), y en la totalidad de las estaciones depuradoras, respectivamente.

Además del análisis de estas mejoras conjuntas en depuradoras, se ha realizado un análisis del efecto de la inclusión del tratamiento SBR en cada una de las EDAR por separado. El objetivo de este análisis es averiguar la sensibilidad de los constituyentes ante cambios de tratamiento en las estaciones depuradoras de aguas residuales. Con todo esto se pretende conocer cuáles son las EDAR óptimas sobre las que se debe actuar para conseguir una mayor reducción de nutrientes en el efluente del vertido, y a la larga, en el río Manzanares.

El punto de análisis escogido para realizar la comparativa es el punto en el que se encuentra la estación de control de calidad de Rivas, puesto que al disponer de una estación de la red ICA y otra de la red SAICA, se puede realizar una comparativa con el funcionamiento actual.

Los constituyentes analizados en todos los casos han sido: fósforo total, oxígeno disuelto, nitrógeno orgánico, amonio, nitratos y nitrógeno total.

**1.9.1.1. Mejora de tratamiento por grupos de estaciones depuradoras.
Tratamiento SBR-1. Concentraciones: Amonio= 0.1 mg/l y Nitratos=45 mg/l.**

Esta simulación analiza los efectos que tienen sobre el río la mejora en el tratamiento de nutrientes para los 3 casos citados anteriormente: reducción de nutrientes en 2, 3 y todas las estaciones depuradoras.

A continuación se analiza cada uno de los constituyentes por separado.

-Fósforo total

A la vista del resultado del fósforo total se aprecia claramente un buen comportamiento del río frente a este constituyente. Se puede observar cómo esta reducción de fósforo total ya se está dando en la mayoría de las EDAR a partir de junio de 2007, mientras que prácticamente en la totalidad de ellas a partir de enero de 2008.

Desde junio de 2007 no existe diferencia apreciable entre aplicar la reducción de fósforo total en 2, 3 ó todas las depuradoras, debido a que las estaciones depuradoras, salvo las EDAR Sur y la China, están realizando esta disminución de concentración de vertido.

A partir de este gráfico se observa que el objetivo de la reducción de la concentración de fósforo total sobre el cauce es una realidad, por lo que los tratamientos para la reducción del fósforo total funcionan correctamente y no se deberían modificar en exceso.

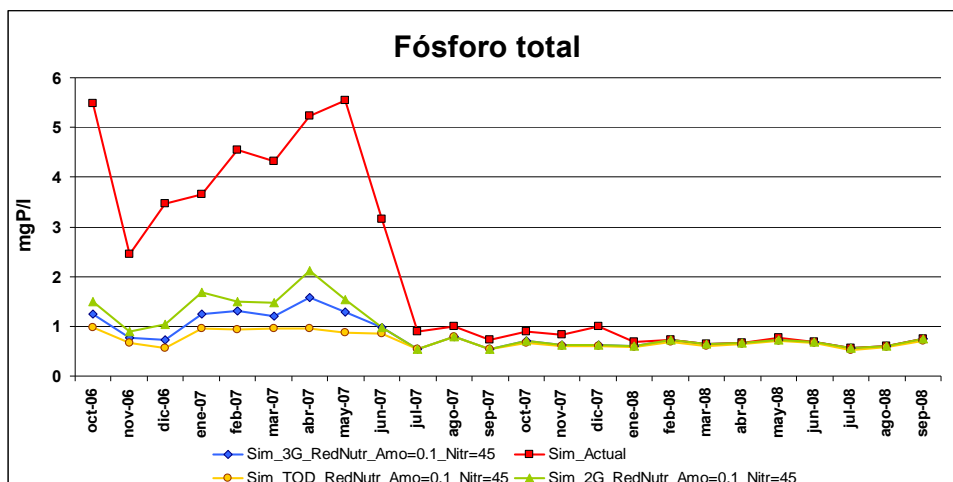


Figura 86. Mejora en las EDAR. Primera simulación: Fósforo total

- Oxígeno disuelto

A la vista del siguiente gráfico, se observa cómo la mejora en el tratamiento de los nutrientes favorece la concentración de oxígeno disuelto existente en el río Manzanares.

Actualmente, se llegan a alcanzar concentraciones de oxígeno disuelto cercanas a 1 mg/l, donde podemos considerar que existe anoxia, con los perjuicios de calidad que ello conlleva. Sin embargo, tras aplicar el tratamiento SBR a las principales depuradoras, la concentración de oxígeno disuelto aumenta, alcanzando valores mínimos de 3 mg/l. Esta concentración, pese a no ser considerada como anoxia, se encuentra por debajo de los valores recomendables (superiores a 4 mg/l) para la concentración en el río.

Si se comparan las simulaciones propuestas, se observa como la mejora en el tratamiento en las 3 grandes depuradoras y la mejora en la totalidad de ellas, tiene un efecto muy semejante sobre la concentración de oxígeno disuelto. Sin embargo, la reducción de nutrientes en las 2 mayores depuradoras empeora ligeramente respecto a las anteriores.

De todo esto se puede extraer que, en cuanto a concentración de oxígeno disuelto la situación óptima sería la mejora en el tratamiento de las 3 grandes EDAR, puesto que si se incluye la mejora en las EDAR restantes, el resultado no varía de una forma considerable, con lo que la inversión económica no estaría justificada.

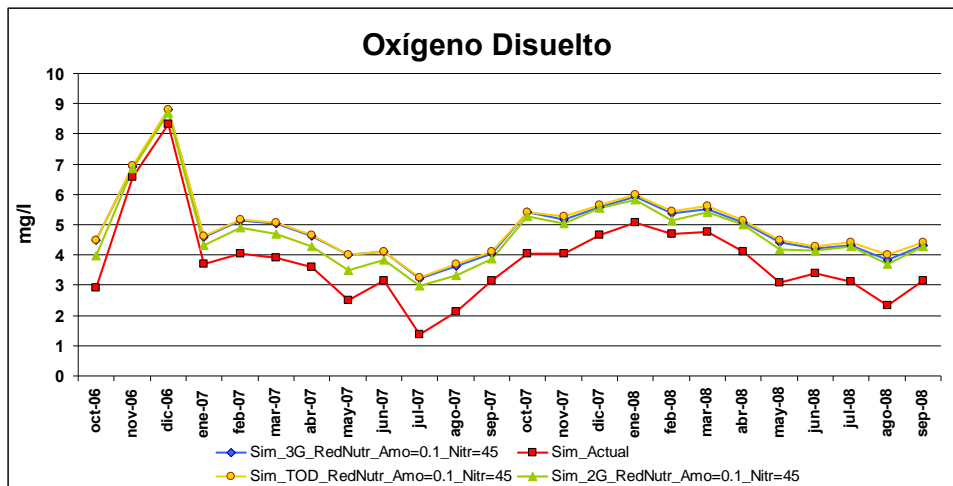


Figura 87. Mejora en las EDAR. Primera simulación: Oxígeno Disuelto

- Nitrógeno orgánico

La mejora en la concentración de nitrógeno orgánico a su paso por Rivas, tras realizar la mejora en el tratamiento de nutrientes, es considerable.

La remodelación en el tratamiento de las 2 grandes estaciones depuradoras reduce los niveles de nitrógeno orgánico pasando de valores superiores a 20 mg/l hasta valores de 5 mg/l o inferiores.

Este descenso, aunque importante, no es admisible puesto que el objetivo es limitar el vertido total de nitrógeno a 10 mg/l, y de esta manera se llega a alcanzar el 50% de nitrógeno total con tan sólo el nitrógeno orgánico.

La inclusión del tratamiento SBR en la depuradora de Butarque no mejora excesivamente los resultados, pues se siguen alcanzando concentraciones de 5 mg/l de nitrógeno orgánico en Rivas. Sin embargo con estas mejoras, se reduce a casi una quinta parte la concentración de vertido en el mismo periodo que si no se produjesen actuaciones de mejora.

Estos resultados de concentraciones tan elevadas de nitrógeno orgánico son debidos a que las concentraciones de los vertidos de las estaciones que no disponen de mejora en el tratamiento de nutrientes son demasiado elevadas.

Si se produce una mejora en el tratamiento de nutrientes de todas las estaciones depuradoras, la mejora en concentración de nitrógeno orgánico es muy elevada. De esta manera se consigue una concentración de nitrógeno orgánico a su paso por Rivas no superior, en ningún caso, a 0.25 mg/l.

Sin embargo, no se puede alcanzar una decisión sobre cuál sería la mejor opción fijándonos sólo en la concentración de nitrógeno orgánico. Esta decisión deberá ser tomada tras el análisis del resto de componentes de nitrógeno.

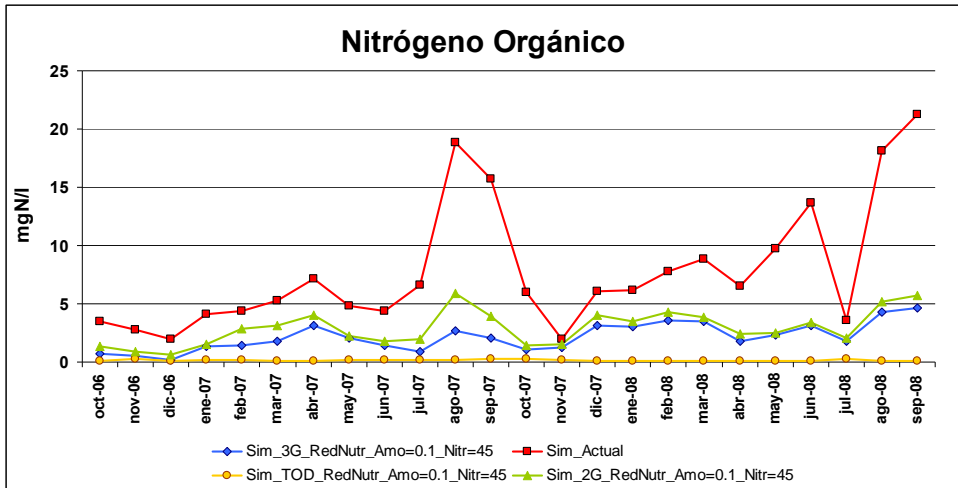


Figura 88. Mejora en las EDAR. Primera simulación: Nitrógeno Orgánico

- Amonio

A la vista de los resultados, se observa cómo la concentración de amonio en Rivas disminuye considerablemente al realizar la mejora en el tratamiento de nutrientes. La mejora en las 2 grandes EDAR reduce las concentraciones medidas de amonio hasta valores inferiores a 10 mg/l de amonio. La reducción es notable puesto que en la situación actual se alcanzan concentraciones de amonio cercanas a 35 mg/l.

En el caso de la reducción de nutrientes en las 3 grandes depuradoras, la situación mejora, puesto que no se superan concentraciones de 5 mg/l de amonio. Aparentemente una reducción de las 3 grandes EDAR podría ser suficiente, aunque se deberá tener en cuenta el análisis global de todos los constituyentes nitrogenados.

Si se realiza la mejora en el tratamiento de todas las EDAR la concentración de amonio, al igual que el caso de nitrógeno orgánico, no supera el valor de 0.25 mg/l. Esta concentración es muy baja y proporcionaría buenos resultados en la calidad del río, pero se deberá tener en cuenta si compensa con la fuerte inversión económica que se debería llevar a cabo.

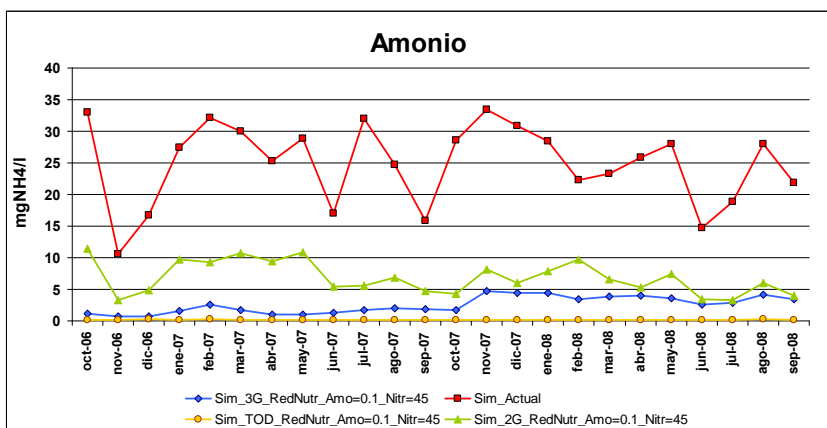


Figura 89. Mejora en las EDAR. Primera simulación: Amonio

- Nitratos

En este caso es importante entender qué se pretende con la mejora en el tratamiento de nutrientes en las depuradoras de forma global. A simple vista parece que la calidad del vertido empeora cuanto mayor sea el número de depuradoras a las que se les incluye el tratamiento biológico SBR, sin embargo, esto no es del todo cierto.

Evidentemente esto se cumple en cuanto a la concentración de nitratos a su paso por Rivas. Sin embargo nuestro objetivo es reducir el nitrógeno total del vertido, por lo que aunque las concentraciones de nitratos aumenten, el vertido de nitrógeno total se está disminuyendo.

Recuérdese que en el tratamiento SBR se produce el proceso de nitrificación de una forma muy eficiente, por lo que la concentración de amonio disminuye (como se ha apreciado anteriormente) mientras que la de nitratos aumenta, al nitrificar el amonio a nitrato. Este es el motivo por el cual la concentración de nitratos de vertido aumenta. Sin embargo también se produce un proceso de desnitrificación por el cual se están eliminando nitratos (y en general, nitrógeno total).

En el tratamiento también se reduce la concentración de nitrógeno orgánico, por lo que globalmente el nitrógeno total vertido deberá ser inferior al vertido previo al tratamiento.

Los gráficos de nitrógeno orgánico, amonio y nitratos no deben observarse por separado, sino que se deben observar de una manera conjunta, es decir, como la combinación de todos ellos. Por todo esto, un incremento en la concentración de nitratos no tiene porqué implicar un empeoramiento en la calidad del total del río.

A la vista de los resultados, la inclusión del tratamiento biológico SBR en la estación de Butarque, unido a la mejora en la 2 grandes depuradoras, tiene un efecto mayor que el producido por la inclusión del tratamiento en las otras 4 depuradoras restantes.

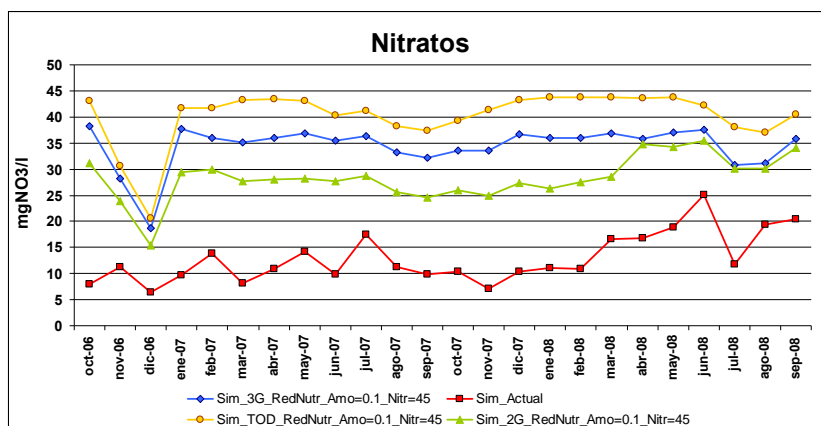


Figura 90. Mejora en las EDAR. Primera simulación: Nitratos

- Nitrógeno total

Para llegar a conocer cuál de nuestras simulaciones se puede considerar óptima será necesario observar el gráfico del vertido total de nitrógeno. Este gráfico se ha obtenido por balance de los componentes nitrogenados.

A la vista del mismo, se observa como todas y cada de las propuestas de modificación en el tratamiento mejoran la calidad del vertido final. En la actualidad se alcanzan valores cercanos a 45 mg/l de nitrógeno total, manteniendo un promedio de 30 mg/l. Si tan sólo se mejora el tratamiento de las 2 grandes EDAR, no se llegan a alcanzar concentraciones de 20 mg/l de nitrógeno total, reduciéndose la concentración media a valores de 15 mg/l.

Si se aplica el tratamiento biológico a las 3 grandes depuradoras, el nitrógeno total máximo alcanzado es de 15 mg/l. Los valores máximos se alcanzan en el periodo final y son debidos al incremento de las concentraciones de amonio y nitrógeno orgánico en el resto de EDAR durante ese periodo. La concentración de nitratos permanece estable durante el periodo completo, mientras que las concentraciones de amonio y nitrógeno total sufren el citado incremento.

Si la mejora en el tratamiento de nutrientes se aplicara a todas las estaciones depuradoras, la concentración medida en Rivas sería de aproximadamente 10 mg/l de nitrógeno total. La calidad del agua sería mejor que en caso de producirse esta mejora en las 3 grandes depuradoras. Sin embargo, esta mejora es muy poco significativa en el periodo inicial, y poco más en el periodo final.

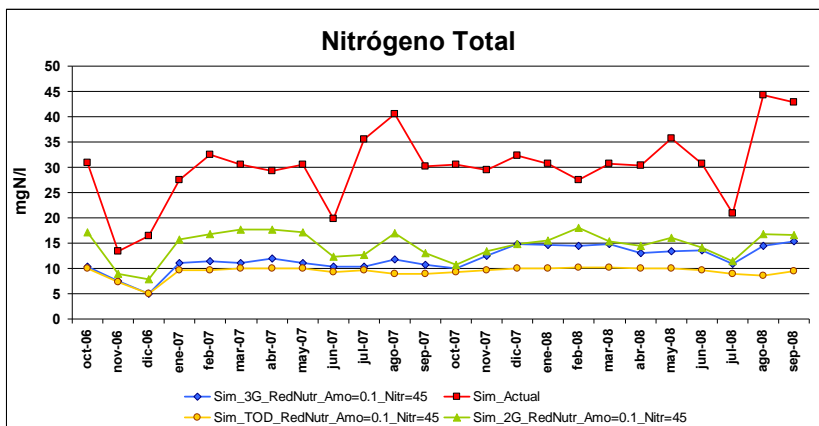
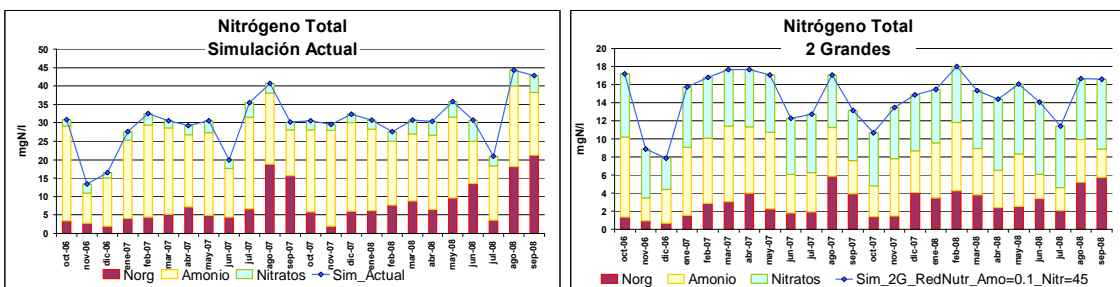


Figura 91. Mejora en las EDAR. Primera simulación: Nitrógeno total



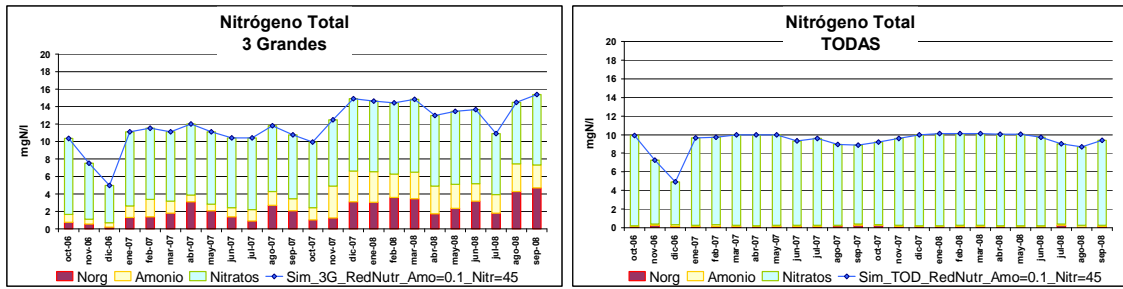


Figura 92. Descomposición del nitrógeno total por constituyentes. Diferentes simulaciones

Las mejoras producidas globalmente en los nutrientes entre la simulación en la que el tratamiento SBR se produce en todas las depuradoras y la que se produce en las 3 grandes es tan pequeña que no justifica el gran desembolso económico que supondría incluir el tratamiento SBR en 4 estaciones depuradoras más.

Por todo esto, la situación óptima sería la inclusión del tratamiento de Reactores Biológicos Secuenciales (SBR) de reducción de nutrientes en las 3 estaciones depuradoras de mayor volumen de vertido, las depuradoras Sur, la China y Butarque.

**1.9.1.2. Mejora de tratamiento por grupos de estaciones depuradoras.
Tratamiento SBR-2. Concentraciones: Amonio= 2 mg/l y Nitratos=40 mg/l.**

En cuanto a esta segunda simulación los comentarios a realizar sobre los nutrientes son muy semejantes a los realizados en la simulación, salvo que las concentraciones de amonio y nitratos son las debidas al tratamiento SBR-2.

Los resultados de nitrógeno total son ligeramente superiores a los producidos en el tratamiento SBR-1. Esto es debido a que el tratamiento SBR-2 tiene una composición total de nitrógeno ligeramente superior a la que tiene el tratamiento SBR-1.

A continuación se muestran los resultados de esta simulación.

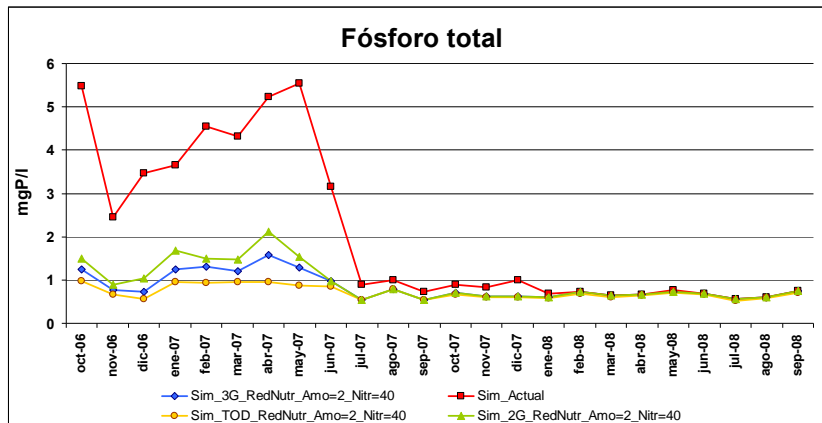


Figura 93. Mejora en las EDAR. Segunda simulación: Fósforo total

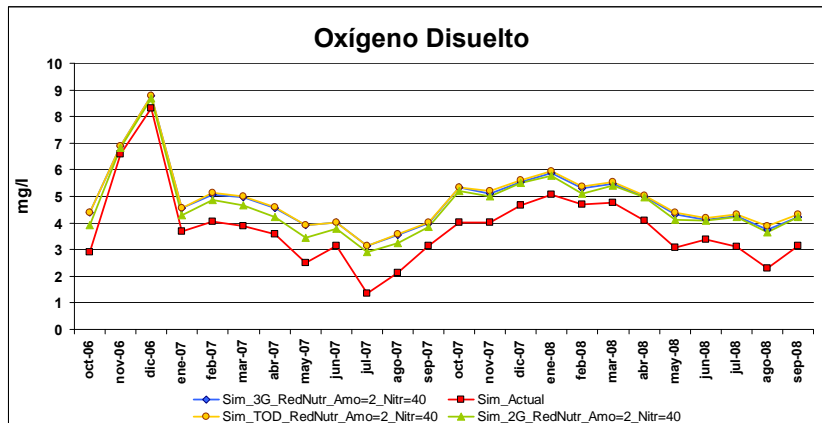


Figura 94. Mejora en las EDAR. Segunda simulación: Oxígeno Disuelto

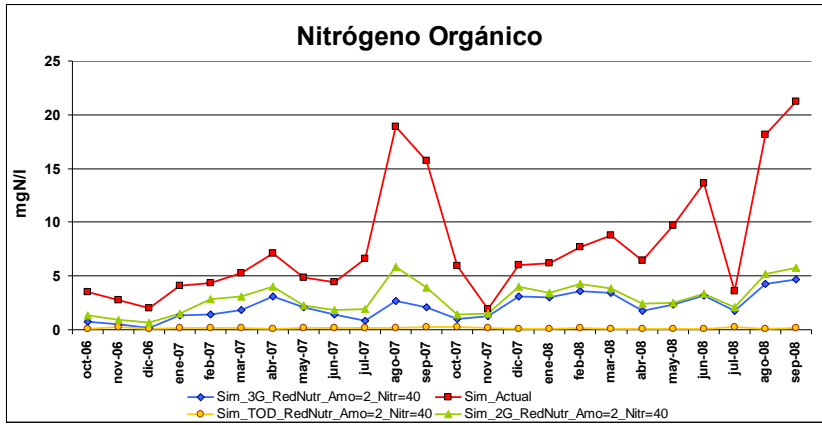


Figura 95. Mejora en las EDAR. Segunda simulación: Nitrógeno orgánico

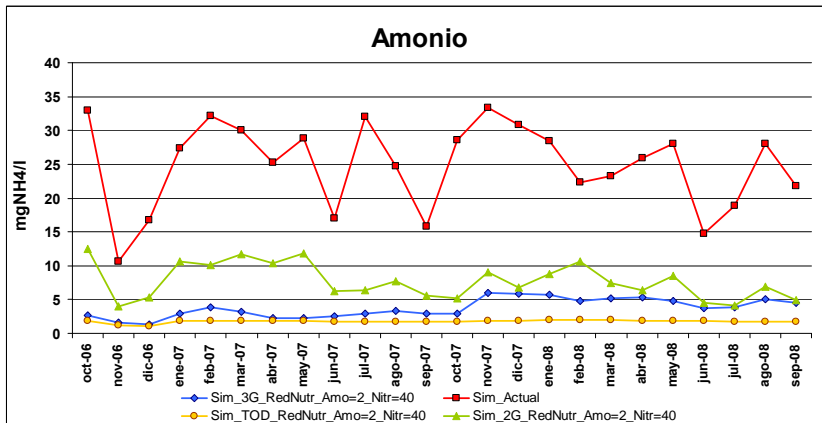


Figura 96. Mejora en las EDAR. Segunda simulación: Amonio

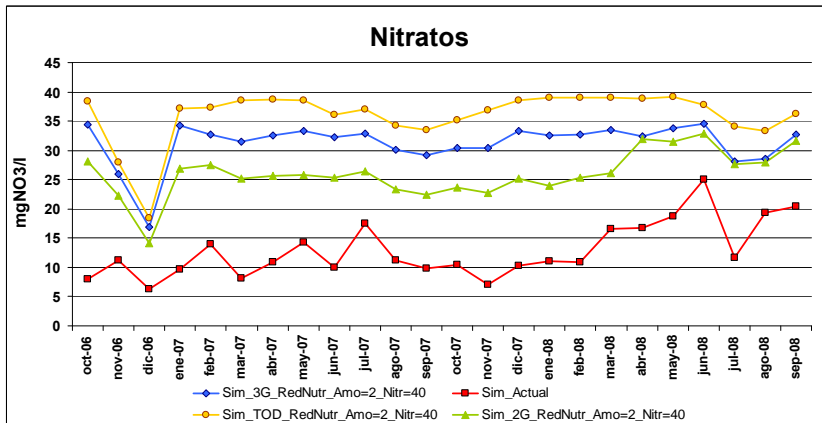


Figura 97. Mejora en las EDAR. Segunda simulación: Nitratos

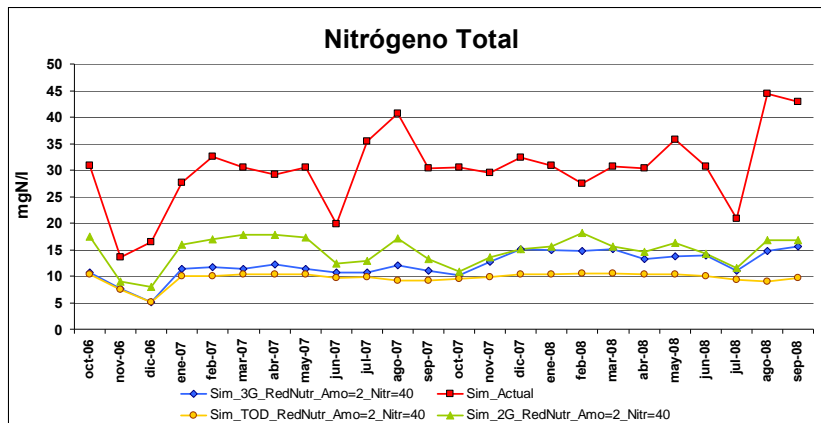


Figura 98. Mejora en las EDAR. Segunda simulación: Nitrógeno total

1.9.1.3. Mejora de tratamiento individual de las estaciones depuradoras. Tratamiento SBR-1. Concentraciones: Amonio= 0.1 mg/l y Nitratos=45 mg/l.

En este apartado se realiza un análisis de los efectos que las mejoras del tratamiento de cada una de las estaciones depuradoras por separado tienen sobre el río Manzanares.

Como se ha citado anteriormente, con este análisis se pretende observar cuáles serán las depuradoras óptimas para aplicar la mejora del tratamiento.

A continuación se analiza cada uno de los constituyentes anteriores por separado.

- Fósforo total

A la vista de la gráfica del fósforo total se puede observar cómo una modificación en el tratamiento de nutrientes en la EDAR Sur supone una importante mejora de la calidad en cuanto a fósforo total se refiere en el periodo inicial del análisis. Esta gran mejora está relacionada con el volumen de vertido y las altas concentraciones de fósforo en el vertido inicial de la depuradora Sur.

Paralelamente, se puede deducir que el inicio en el tratamiento para la reducción del fósforo total en la EDAR Sur se inicia en julio de 2007. A partir de esta fecha, no existen diferencias entre la simulación actual y la debida a la mejora en el tratamiento del fósforo en la EDAR Sur.

En cuanto a la EDAR de la China también se puede extraer información. El inicio del tratamiento de reducción de fósforo en la depuradora se realiza a partir de enero de 2008.

El cuanto al resto de depuradoras, una mejora en el tratamiento del fósforo no varía en exceso la calidad del agua del río Manzanares a su paso por Rivas.

A partir de enero de 2008 la totalidad de las grandes depuradoras tienen una reducción del fósforo total en sus tratamientos, como se había deducido anteriormente. El tratamiento para la reducción del fósforo total actual cumple los objetivos que la Confederación se había propuesto.

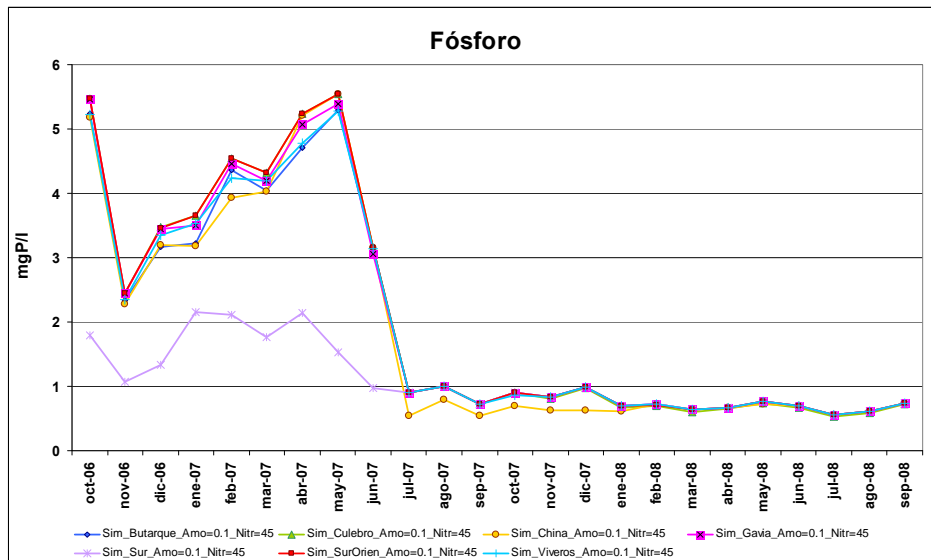


Figura 99. Tratamiento SBR por EDAR. Primera simulación: Fósforo total

- Oxígeno disuelto

En contra de lo que se podría pensar, la mejora del tratamiento en la EDAR de mayor volumen de vertido, EDAR Sur, no supone el mejor beneficio en cuanto a concentración de oxígeno disuelto se refiere.

La concentración de oxígeno disuelto es más sensible a la mejora del tratamiento de la EDAR la China que al resto de depuradoras. Esto es debido a que las altas concentraciones en el vertido de amonio consumen gran cantidad de oxígeno en la nitrificación del amonio. Sin embargo, al realizar la mejora de nutrientes, la reducción del amonio de vertido de la China reduce el proceso de nitrificación, por lo que el consumo de oxígeno disuelto descenderá, y por tanto, la concentración final del mismo será mayor.

Tras la EDAR de la China, es en las depuradoras de Butarque y Sur donde este fenómeno citado anteriormente también se encuentra marcado. Esto se debe a que la concentración de amonio inicial de vertido es menor que en la China, pero su volumen de vertido es elevado.

La concentración de oxígeno disuelto apenas es sensible a la modificación en el tratamiento de nutrientes en el resto de estaciones depuradoras. El bajo volumen de vertido es una de las principales causas de la baja sensibilidad de este constituyente ante estas modificaciones. Además se une a este motivo la no tan elevada concentración de amonio en el vertido.

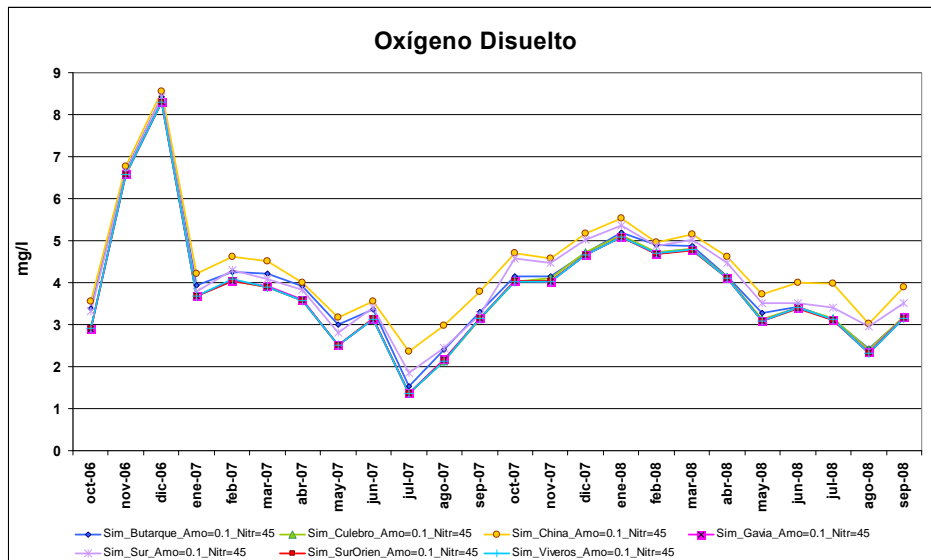


Figura 100. Tratamiento SBR por EDAR. Primera simulación: Oxígeno Disuelto

- Nitrógeno Orgánico

En este caso el cambio de tratamiento de la depuradora que presenta unas mayores modificaciones sobre la concentración de nitrógeno orgánico se da en la Sur.

Hasta noviembre de 2007, una modificación en el tratamiento de todas las estaciones depuradoras salvo la Sur, apenas influye en la concentración de nitrógeno orgánico medida en Rivas. Sin embargo, a partir de esta fecha, se pone en funcionamiento la estación de Culebro alta. Una mejora en el tratamiento del efluente en Culebro influye sobre la concentración de nitrógeno orgánico medido en Rivas. Pese a que el volumen de vertido es muy pequeño, las altas concentraciones del mismo producen un incremento de la media, por lo que el efecto en el tratamiento de esta estación se apreciará en Rivas.

Es importante destacar que en los periodos en los que la concentración de nitrógeno orgánico es elevada (por encima de los 10 mg/l), la influencia del vertido de la China sobre el río Manzanares es muy importante. Una reducción de nutrientes en el efluente de la China debido al tratamiento SBR, reduce de una manera considerable la concentración de nitrógeno orgánico medida en el río.

Este efecto es debido a que la depuradora de la China alcanza grandes picos en el vertido de nitrógeno orgánico, por lo que una reducción en el vertido de la China, reducirá considerablemente estos picos alcanzados.

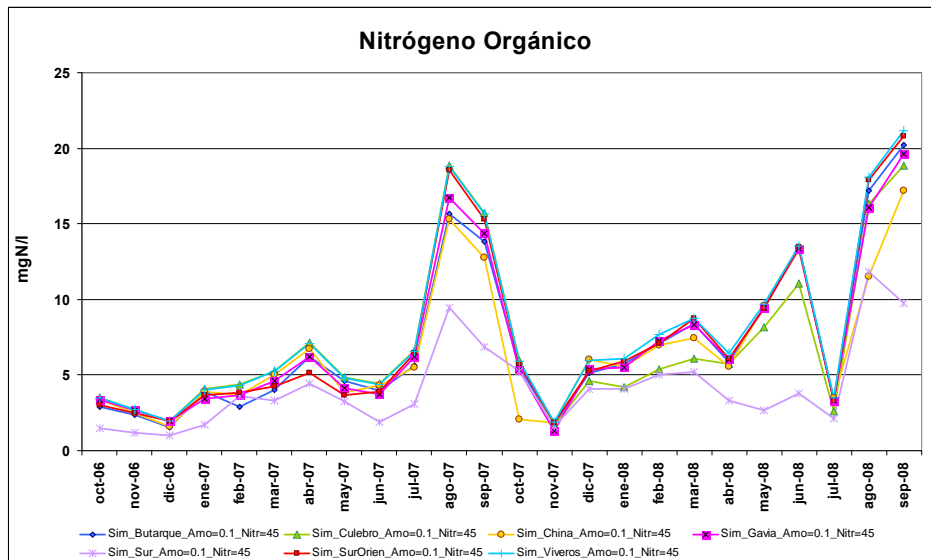


Figura 101. Tratamiento SBR por EDAR. Primera simulación: Nitrógeno Orgánico

- Amonio

La concentración de amonio en el tramo de Rivas se ve reducida en mayor medida con una mejora en el tratamiento de la China.

Este gran descenso en la concentración de amonio en Rivas tras la mejora en el tratamiento de la China, viene dada principalmente por dos causas: la primera es la reducción de las grandes cantidades de vertido de nitrógeno orgánico, y la segunda causa es la reducción directa del amonio vertido.

Los grandes picos de nitrógeno orgánico son principalmente debidos al vertido de la China, al eliminar los nutrientes, el amonio generado por la mineralización del nitrógeno orgánico descenderá y por tanto las diferencias con y sin mejora del tratamiento en la China serán máximas cuando se alcancen picos de nitrógeno.

La reducción directa del vertido del amonio de la China, se verá reflejado en una reducción en la concentración de este constituyente en Rivas.

Las mismas causas que producen el descenso medido en Rivas debidos a la mejora del tratamiento en la China, se producen en la EDAR Sur. Tras realizar las operaciones de mejora en la depuradora Sur, la mineralización desciende fuertemente al reducirse la concentración de nitrógeno orgánico. Esto produce un fuerte descenso en la concentración de amonio medida en Rivas. Sin embargo, la concentración de amonio que vierte la EDAR Sur sin realizar el tratamiento de nutrientes no es tan elevada como en la China, por lo que la mejora en el tratamiento de la estación depuradora Sur, pese a tener el volumen más importante de vertido, no produce tantos cambios en la concentración de amonio como los causantes por la China.

Una mejora en el tratamiento de la depuradora de Butarque produce grandes cambios en la concentración de amonio medida en Rivas hasta marzo de 2008. A partir de esta fecha, la mejora en el tratamiento de nutrientes de Butarque apenas influye en la concentración de amonio simulada en el tramo de Rivas.

Un cambio en los tratamientos del resto de estaciones depuradoras produce cambios muy poco importantes en la concentración de amonio en el río.

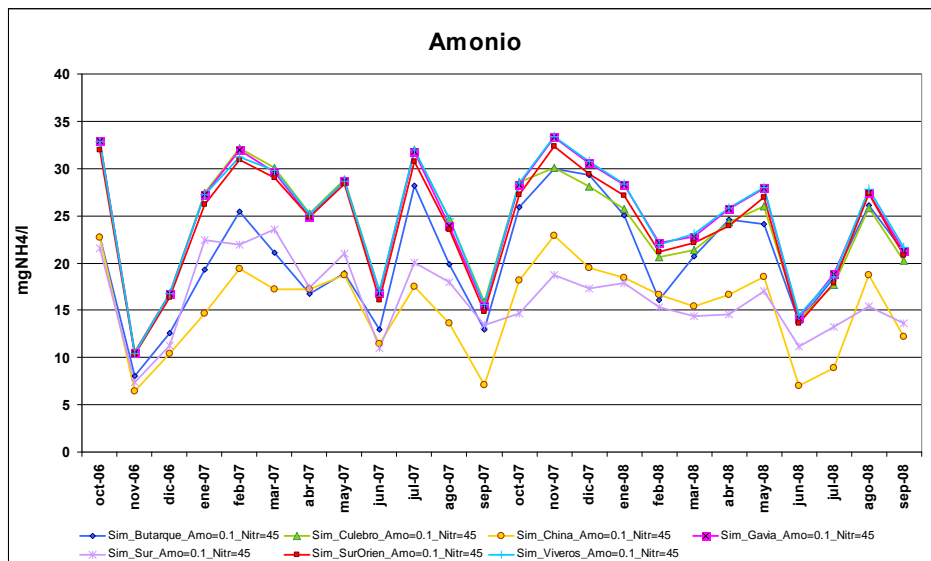


Figura 102. Tratamiento SBR por EDAR. Primera simulación: Amonio

- Nitratos

En cuanto a concentración de nitratos se refiere, una mejora en el tratamiento de nutrientes en la EDAR Sur es la opción que produce una mayor concentración de nitratos en Rivas. Esto es debido a que el volumen de vertido de esta depuradora es importante, y el incremento de concentración de nitratos en el vertido también lo será. Si la concentración de nitratos del efluente de la depuradora Sur antes de la mejora fuera elevada, este gran incremento de nitratos se reduciría, y la concentración de nitratos procedente de la simulación sería mucho más parecida a la curva actual.

Desde abril de 2007 hasta marzo de 2008, el incremento en los nitratos que se produce al mejorar el tratamiento de Butarque es bastante elevado, y se encuentra por encima del incremento producido por una modificación en la China, pese a tener un volumen de vertido menor. Esto es debido a que durante este periodo la concentración de nitratos de vertido de Butarque es menor, produciéndose un incremento mayor.

En la parte final del periodo, la variación de la concentración de nitratos debida a la mejora de la depuración en Butarque apenas se hace visible. Esto es debido a que durante este periodo la concentración de nitratos de vertido de la depuradora de Butarque aumenta, alcanzando valores más cercanos a los vertidos con la mejora en el tratamiento biológico de la depuradora.

La influencia sobre el río debido a una mejora en el tratamiento de las restantes estaciones depuradoras apenas influye en la concentración nitratos a su paso por Rivas.

De la misma manera que ocurre cuando la mejora en el tratamiento de estaciones depuradoras es conjunta, un crecimiento de nitratos no implica un empeoramiento de la calidad del agua, siendo necesario comparar la concentración de nitrógeno total sobre el cauce a su paso por Rivas.

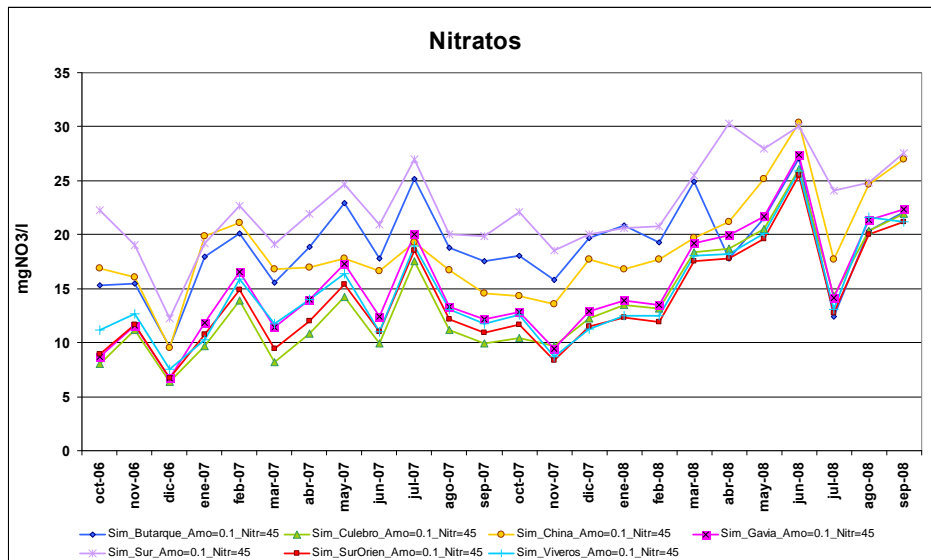


Figura 103. Mejora en las EDAR. Primera simulación: Nitratos

- Nitrógeno total

En el siguiente gráfico se puede observar el efecto que sobre el nitrógeno total del río Manzanares tiene una variación en el tratamiento de nutrientes en cada una de las estaciones depuradoras de la cuenca. La serie se puede dividir en dos periodos claramente diferenciadas.

El primero abarca desde el mes inicial hasta octubre de 2007. En ella se aprecia cómo una mejora en el tratamiento de nutrientes de la depuradora de la China produce que el nitrógeno total en Rivas sea mínimo, mientras que la depuradora Sur tiene una influencia ligeramente menor. En el segundo periodo ocurre a la inversa. La mayor reducción en el nitrógeno total se produce al realizar la mejora en el tratamiento de la depuradora Sur, teniendo una influencia ligeramente menor la variación en el tratamiento de la China.

Durante el primer periodo, el efecto que la depuradora de Butarque tiene sobre la calidad final del río es considerable, mientras que este efecto desaparece al final de este periodo. En el periodo final, la estación que produce la tercera mejora en la concentración de nitrógeno total del río es la EDAR de Culebro alto. Pese a tener un volumen de vertido menor, la mejora es considerable, lo que nos hace pensar que la concentración total de nitrógeno que esta depuradora está vertiendo sobre el río es elevada.

A la vista de los resultados, la mejora en el tratamiento de nutrientes de una única estación depuradora no logra concentraciones inferiores a 25 mg/l. Tan sólo con la mejora del tratamiento en una combinación de varias depuradoras se conseguirán alcanzar valores de nitrógeno total de una concentración menor.

Si se observan los resultados, se aprecia como el efecto que individualmente tiene una mejora en el tratamiento de cada una de las 3 grandes depuradoras, produce mayores descensos de nitrógeno total en el río Manzanares. Estos resultados respaldan la

decisión tomada anteriormente de mejorar el tratamiento de los nutrientes en las depuradoras Sur, la China y Butarque.

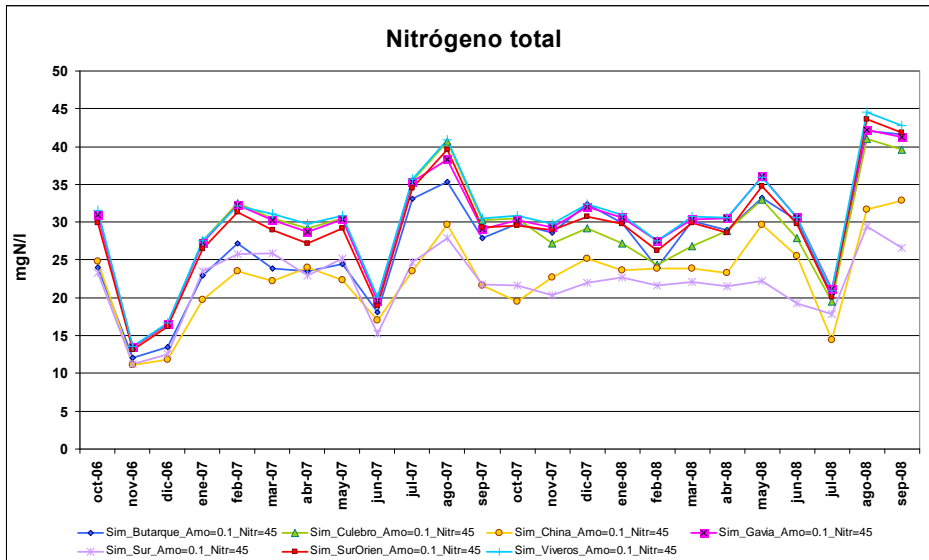
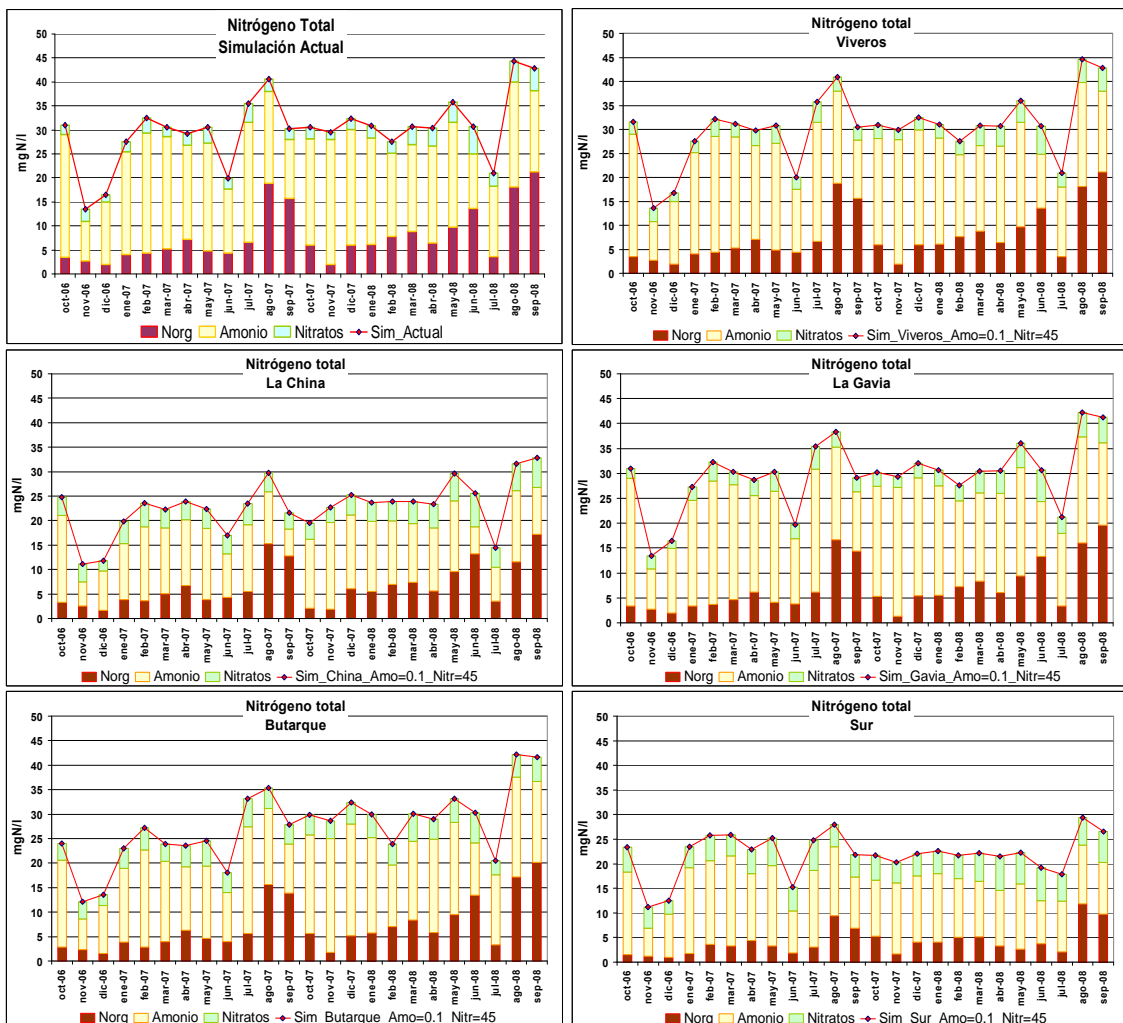


Figura 104. Tratamiento SBR por EDAR. Primera simulación: Nitrógeno total



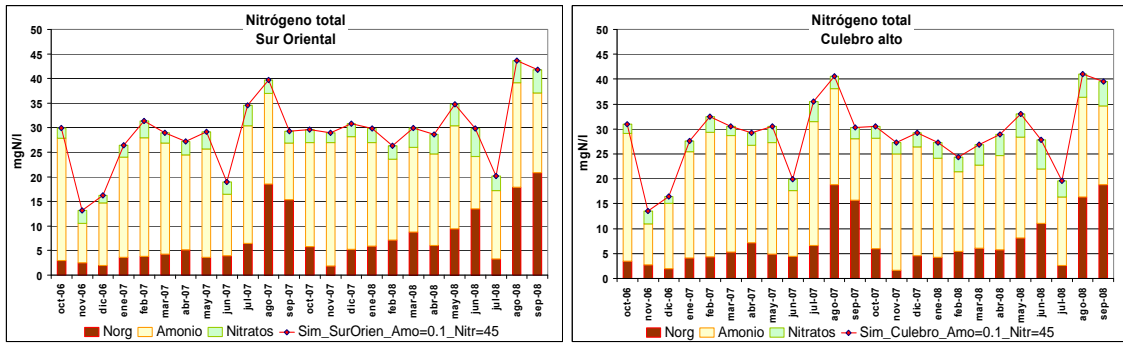


Figura 105. Tratamiento SBR por EDAR. Primera simulación: Composición del nitrógeno total por EDAR

1.9.1.4. Mejora de tratamiento individual de las estaciones depuradoras. Tratamiento SBR-2. Concentraciones: Amonio= 2 mg/l y Nitratos=40 mg/l.

En este caso, al igual que en el caso de los grupos de estaciones depuradoras, ocurre exactamente lo mismo que lo citado anteriormente. La única diferencia son las concentraciones de amonio y nitratos medidas, que tienen unas proporciones ligeramente distintas. La cantidad de nitrógeno total es ligeramente más elevada debido al mayor vertido de nitrógeno total en el tratamiento SBR-2.

A continuación se muestran los resultados gráficos obtenidos de este análisis.

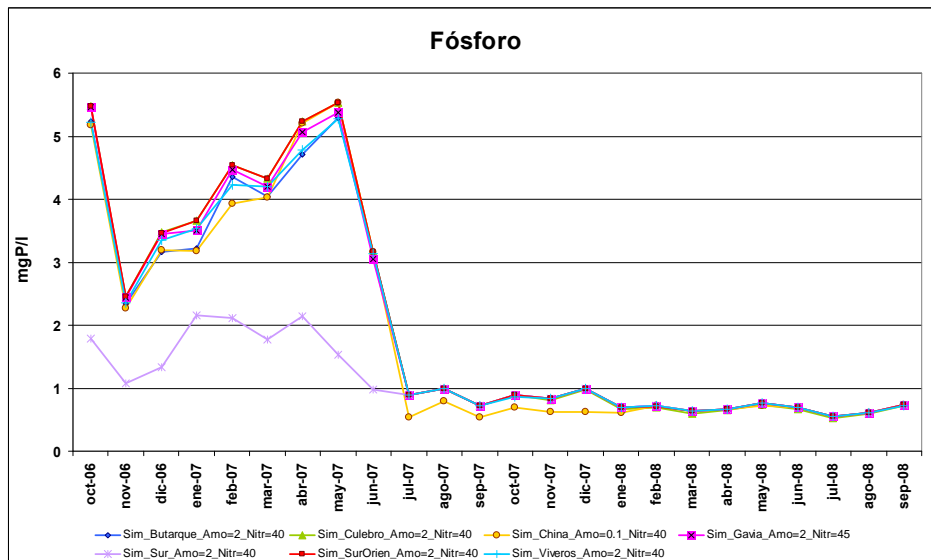


Figura 106. Tratamiento SBR por EDAR. Segunda simulación: Fósforo total

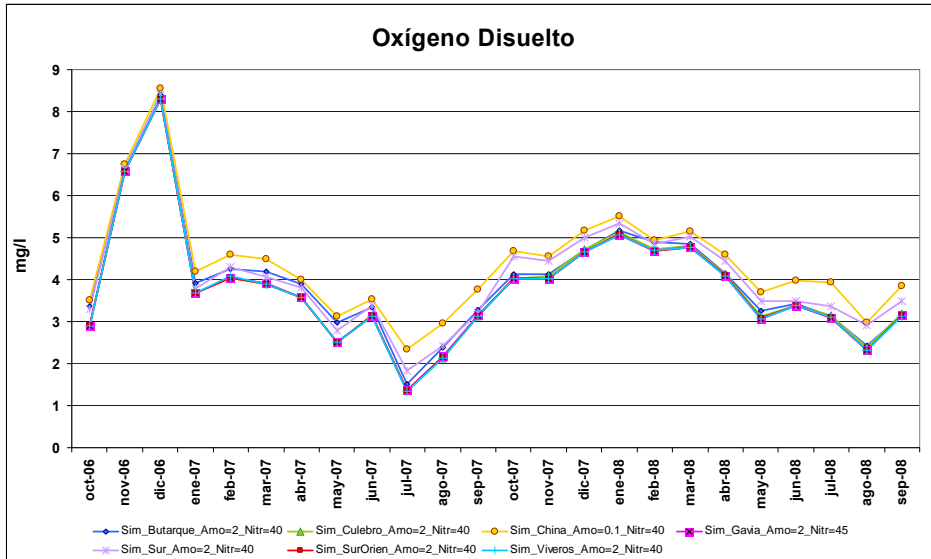


Figura 107. Tratamiento SBR por EDAR. Segunda simulación: Oxígeno Disuelto

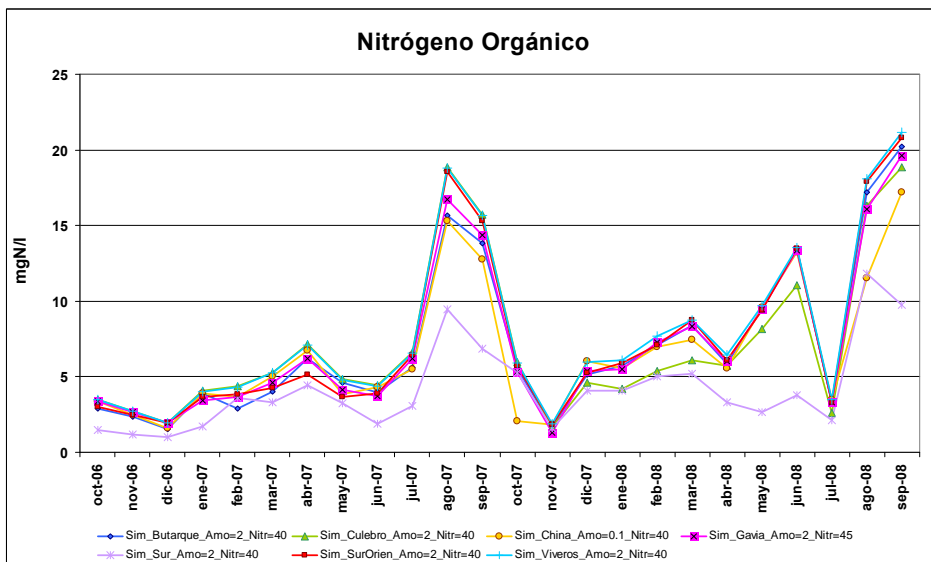


Figura 108. Tratamiento SBR por EDAR. Segunda simulación: Nitrógeno Orgánico

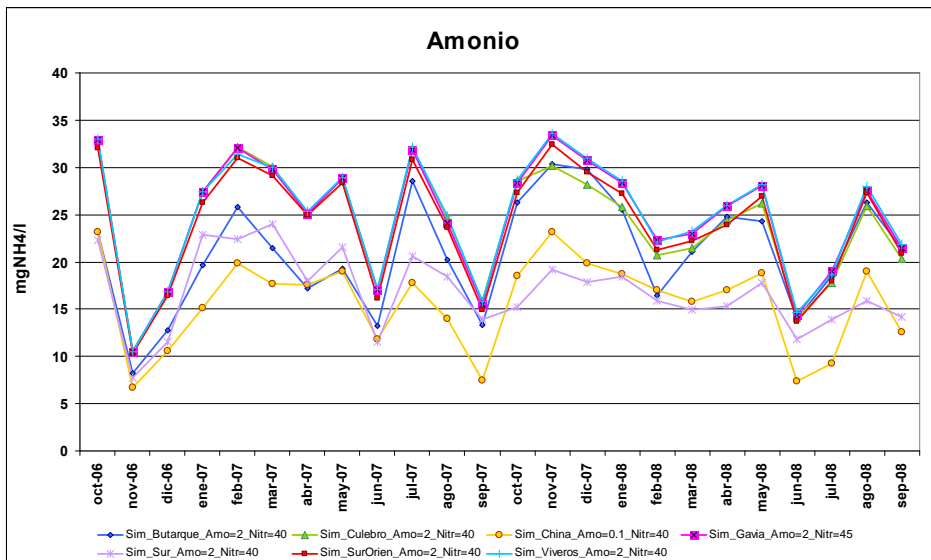


Figura 109. Tratamiento SBR por EDAR. Segunda simulación: Amonio

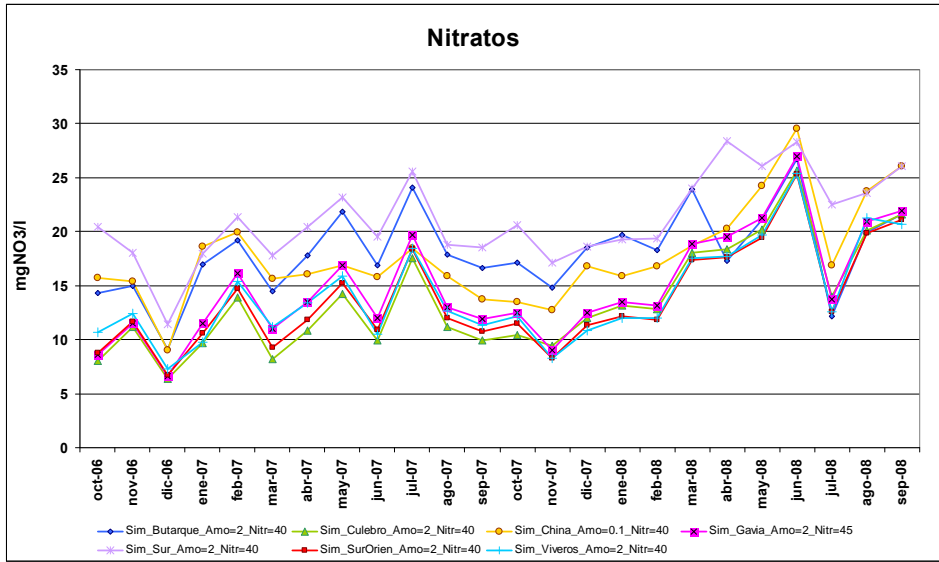


Figura 110. Tratamiento SBR por EDAR. Segunda simulación: Nitratos

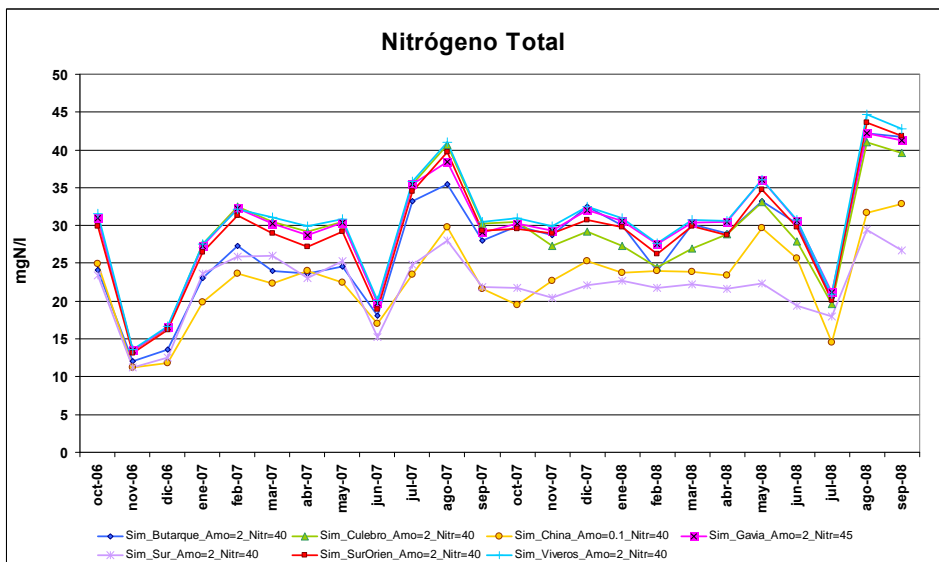


Figura 111. Tratamiento SBR por EDAR. Segunda simulación: Nitrógeno total

1.9.2. Otras simulaciones propuestas

A parte de las simulaciones propuestas por la CHT, y completadas con otras alternativas diferentes, se realizan otras simulaciones deterministas sobre el río Manzanares.

Estas simulaciones se centran principalmente en aumentar la concentración de oxígeno disuelto (OD) en el río, para que en todo momento se encuentre por encima de los 4 mg/l.

Para solucionar el problema de las bajas concentraciones de OD, se han propuesto 2 soluciones ingenieriles. Puesto que el objetivo de la CHT es que se produzca la reducción de nutrientes en el río, se considera que produce una mejora en el tratamiento de nutrientes (SBR-1) en las 3 grandes estaciones depuradoras, y por tanto, las 2 soluciones se han propuesto para este caso.

La primera opción se trata de aumentar la concentración de OD mediante la inclusión de difusores en el tramo final del río, localizándose éstos aguas arriba de la estación de

calidad de Rivas. La segunda opción consiste colocar los difusores en las plantas de depuración, aprovechando la modificación del tratamiento de nutrientes SBR-1. Con la inclusión de estos difusores en las EDAR, se consigue que la concentración de vertido de OD de las estaciones depuradoras aumente, teniendo el mismo efecto sobre el río Manzanares.

En el Anejo VI, “*Difusores. Cálculo del número de difusores y potencia de la soplante*”, se realiza una breve descripción sobre los sistemas de aireación en los ríos. En el mismo anejo, se muestran los cálculos necesarios para la elección de los difusores, tanto de la potencia de los mismos como la densidad de difusores empleado.

También se ha planteado la posibilidad de incrementar el caudal de salida del embalse de El Pardo, y comprobar el efecto que, sobre la calidad del río, tiene esta actuación. Esta simulación también parte de la base, como las otras dos simulaciones, que se realiza la reducción de nutrientes definida en el apartado 7.1.1 del estudio.

1.9.2.1. Inclusión de difusores en el tramo final del río

Como se ha citado anteriormente, en esta simulación se incluyen difusores en el río, con el objetivo de airear el flujo de agua para conseguir un aumento de la concentración de oxígeno disuelto en el río.

La inclusión de los difusores en el modelo se realiza a partir de una contaminación difusa en las conducciones *Manz12_Culebro_Vert_SurOriental* y *Manz13_Ver_SurOriental_ICA67_Vaciamadrid*. Esta contaminación difusa se introduce en unidades de *gramos/día*.

Se han realizado diferentes simulaciones carga de OD, que se presentan a continuación. El nombre de la simulación hace referencia a la carga total, dividida en 2 partes iguales en cada tramo.

Las simulaciones realizadas han 3 y en ellas se ha supuesto una contaminación por carga difusa de oxígeno disuelto total de 500.000, 1.000.000 y 1.500.000 gramos/día.

A la vista de los resultados, se llega a la conclusión que se alcanza el objetivo de superar los 4 mg/l de OD en todo el periodo cuando modelamos una carga difusa de 1.000.000 de gramos/día.

Con un incremento de carga de 500.000 gr/día, la concentración de OD supera el mínimo fijado de 4 mg/l salvo en el mes crítico, en julio de 2007. Esta opción no sería descartable puesto que supera el valor mínimo en la mayor parte de los casos. Para poder descartar o aceptar esta opción sería necesario un estudio en mayor profundidad, analizando los costes que supondría un incremento en la aireación, y los perjuicios que puede llegar a suponer un descenso en la concentración de OD por debajo de los 4 mg/l.

A continuación se muestran los resultados de esta primera simulación.

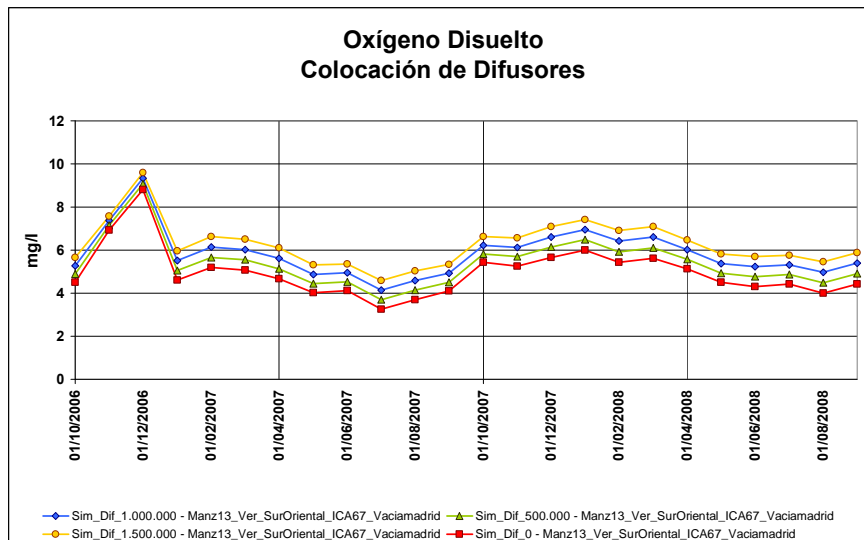


Figura 112. Colocación de difusores en el cauce del río. Carga total en gramos/día

1.9.2.2. Inclusión de difusores en tratamiento biológico de las EDAR

En esta simulación no se colocan difusores en el cauce del río para conseguir que el oxígeno disuelto del mismo aumente, sino que se actúa directamente sobre las estaciones depuradoras. En esta alternativa, se pretende incluir una mejora en la concentración de OD de vertido. Aprovechando las necesarias obras de remodelación para establecer el tratamiento biológico SBR en las 3 grandes depuradoras, se instalan difusores en las mismas, consiguiendo aumentar la concentración de OD de los vertidos de estas depuradoras.

Se ha realizado un proceso iterativo para ver cuál sería la concentración de OD de salida necesaria para cumplir el objetivo de mantener la concentración de OD en el río por encima de 4 mg/l.

Se ha procedido de la siguiente manera: se ha incrementado la concentración de OD de vertido de las tres grandes EDAR en 0.5 mg/l en cada simulación. Es importante recordar que se partía de una concentración inicial de vertido de 4 mg/l en todas las depuradoras, salvo en la China que se parte de un vertido de 5 mg/l. Debido a esto, en la primera y segunda simulación, las actuaciones de mejora de la aireación en la plantas no afectan a la depuradora de la China, puesto que la concentración de OD actual es mayor, pero sí que afectan a las depuradoras Sur y Butarque. La estación de la China tan sólo se mejorará a partir de la tercera iteración, cuando la concentración de vertido supera los 5 mg/l.

Realizando estas simulaciones, los resultados obtenidos han sido los siguientes:

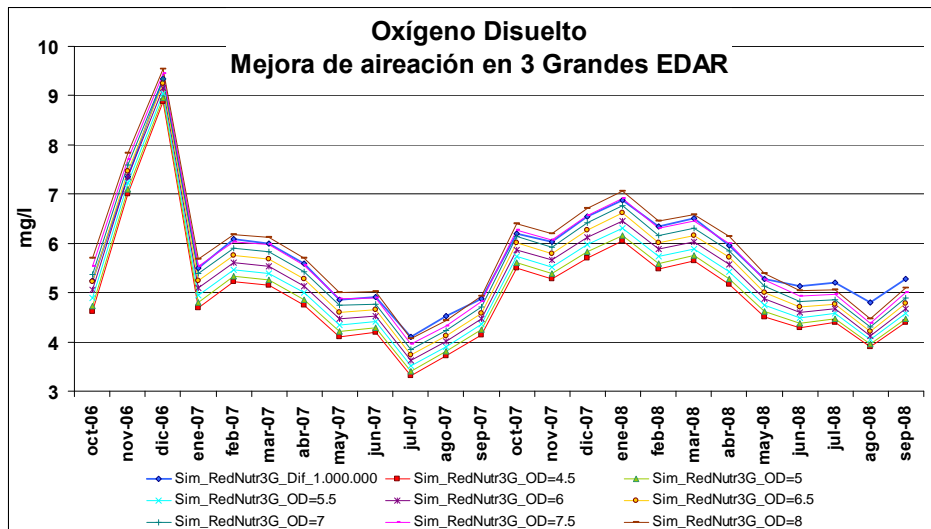


Figura 113. Colocación de difusores las EDAR. Concentración de OD de vertido

A la vista de los resultados se llega a la conclusión de que para conseguir que la concentración de OD en Rivas sea superior a 4 mg/l, se deben incluir difusores en la mejora de tratamiento de las 3 grandes EDAR (Sur, la China y Butarque), para conseguir un efluente en cada una de ellas con una concentración de 8 mg/l de OD. Con una concentración de vertido de OD de 7.5 mg/l, se supera el valor de 4 mg/l en todos los meses salvo en julio de 2007, donde se llega a un valor de concentración de OD en Rivas de 3.96 mg/l. La opción de incremento de vertido de 7.5 será considerada como válida.

Esta operación de mejora en la concentración del vertido de OD se antoja bastante compleja, y de un coste de construcción mucho mayor que en el caso de instalar los difusores en el propio cauce del río.

El mayor inconveniente de este tipo de mejora radica en que no se puede modificar la concentración de vertido. De esta manera se aumenta la concentración de OD en el río, independientemente que la concentración del mismo sea baja o elevada. La mayor ventaja de la colocación de los difusores es que no tiene que estar en continuo funcionamiento, pudiendo detenerse la aireación en el momento en que la concentración de OD sea superior a un valor arbitrario.

Tras realizar esta comprobación se ha podido desestimar la opción de mejorar la concentración de OD de vertido de las EDAR, tomando como opción viable la colocación de los difusores calculados en el punto anterior.

A modo de comparación, se analizan las 2 propuestas que cumplen nuestro objetivo (tanto la viable como la inviable económicamente) de una manera conjunta. En esta comparativa se puede observar como la opción de colocar los difusores en el río proporciona concentraciones de OD mayores en los puntos bajos, mientras que presenta concentraciones menores en los puntos altos. Esto quiere decir que la opción de colocar difusores en el río presenta una dispersión de resultados menor que la alternativa de

construir difusores en cada una de las estaciones depuradoras, por lo tanto esta opción nos puede interesar más.

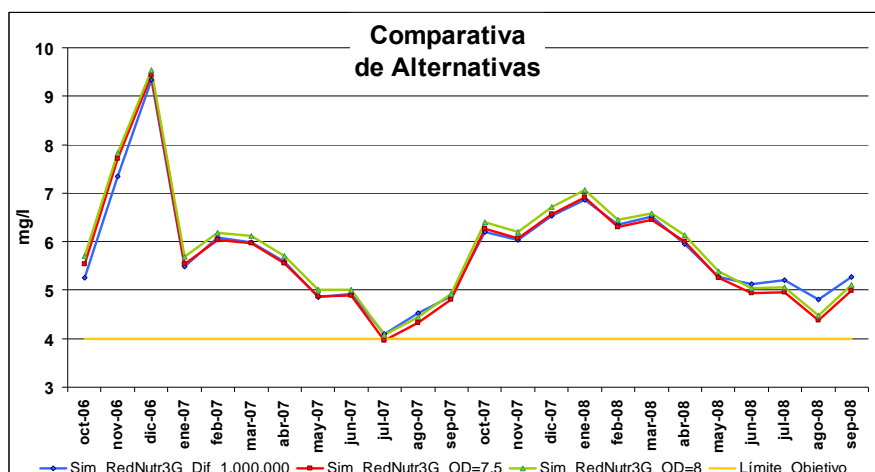


Figura 114. Comparativa alternativas que cumplen el objetivo de 4 mg/l

1.9.2.3. Variación del caudal de salida del embalse de El Pardo.

Mediante esta simulación se observará el efecto que las sueltas del embalse pueden tener sobre la calidad del río Manzanares. Se trata de comprobar cómo responde el río ante un mayor aporte de caudal “natural”, para comprobar su capacidad de autodepuración.

Se han simulado salidas del embalse de manera constante para todo el periodo, en incrementos de volumen de salida de $0.5\text{m}^3/\text{s}$, hasta un volumen de vertido máximo de $4\text{m}^3/\text{s}$. En la simulación se han mantenido las concentraciones de salida del embalse, así como los aportes tanto de caudales como de constituyentes de las depuradoras definidos en el apartado 7.1.1.

A continuación se muestran los resultados obtenidos de esta simulación determinista.

La conductividad medida en Rivas es variable según se dé un caudal u otro de salida en El Pardo. Cuanto mayor sea el caudal de salida, menor será la conductividad medida en el tramo final, debido a la menor concentración de este constituyente a la salida del embalse en comparación con los vertidos de las EDAR.

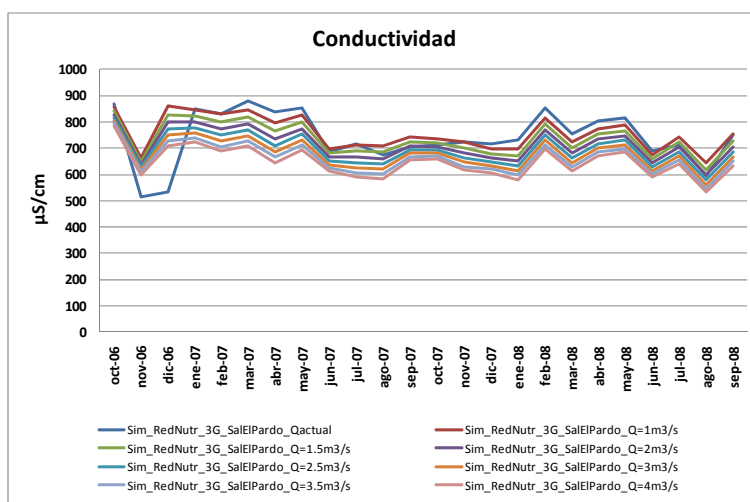


Figura 115. Efecto en Rivas del incremento del caudal de salida del embalse El Pardo. Conductividad.

Al observar el gráfico del fósforo, se aprecia como hasta mayo de 2007 el efecto del incremento del caudal de salida influye en mayor medida en las concentraciones medidas en Rivas. Sin embargo, a partir de junio de 2007 estas diferencias se reducen, debido al tratamiento del caudal de vertido de las estaciones depuradoras, q vierten con una calidad similar a la calidad del agua a su salida de El Pardo.

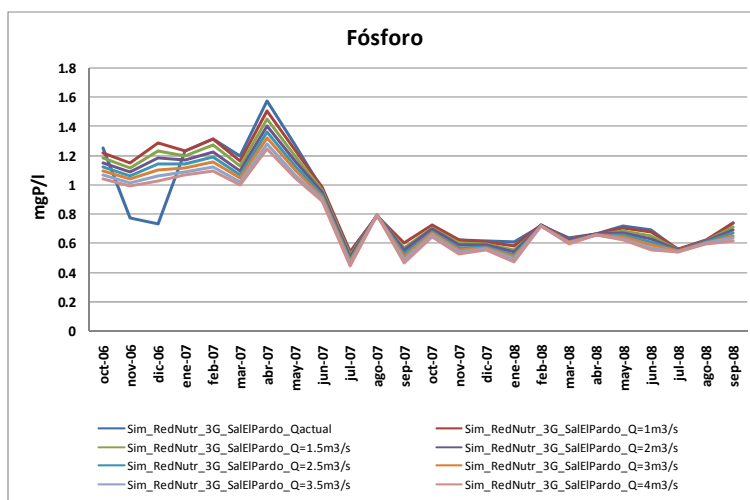


Figura 116. Efecto en Rivas del incremento del caudal de salida del embalse El Pardo. Fósforo.

En el caso de la materia orgánica, conforme aumenta el volumen de salida del embalse, se reducen las concentraciones medidas aguas abajo.

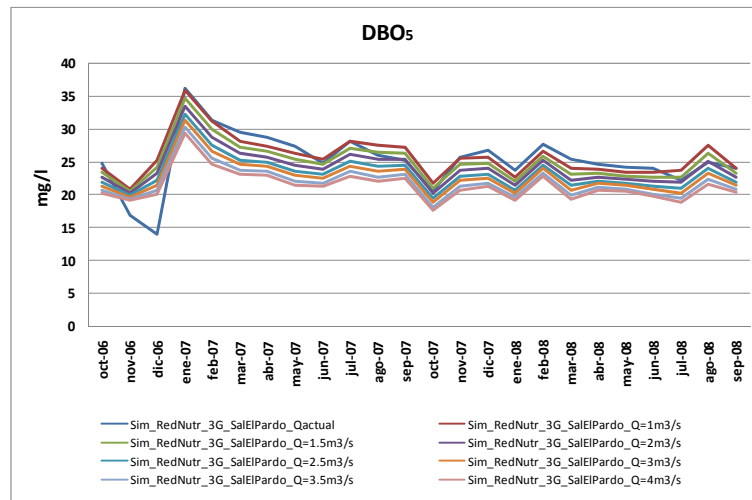


Figura 117. Efecto en Rivas del incremento del caudal de salida del embalse El Pardo. DBO₅.

En el caso del oxígeno disuelto ocurre el efecto contrario. Cuanto mayor es el caudal de salida del embalse, la concentración de OD del río aumenta, lo que puede favorecer las condiciones para la vida acuática. Este efecto es debido a que el agua del embalse sale con altas concentraciones de OD, como se ve reflejado en las primeras estaciones de la red ICA.

Si nuestro objeto fuese, como en el apartado anterior, incrementar la concentración de OD en el tramo final del río, sería necesario incrementar el caudal de salida del embalse a un 300%, pasando de verter 1 a 3m³/s.

Una buena solución sería realizar este incremento en las salidas del embalse, no continuamente, sino durante los meses más críticos. El inconveniente de esta solución es que los meses críticos son los meses más cálidos, donde la disponibilidad de agua es menor. Para poder dejar salir dicha cantidad de agua, el embalse debe disponer de ésta, y tener en cuenta que este uso no perjudique la calidad del agua en el embalse ni aguas arriba de éste.

Una mayor disponibilidad de agua en la cuenca media-baja del río Manzanares, implica una menor disponibilidad aguas arriba del embalse de El Pardo, donde la mayor parte de los recursos están destinados al abastecimiento humano. Por ello, si se pretendiera realizar sueltas del embalse de 3m³/s durante los meses más cálidos, previamente sería necesario asegurar el abastecimiento necesario para la población mediante otras fuentes de recursos diferentes, siempre realizando el estudio previo que conlleva.

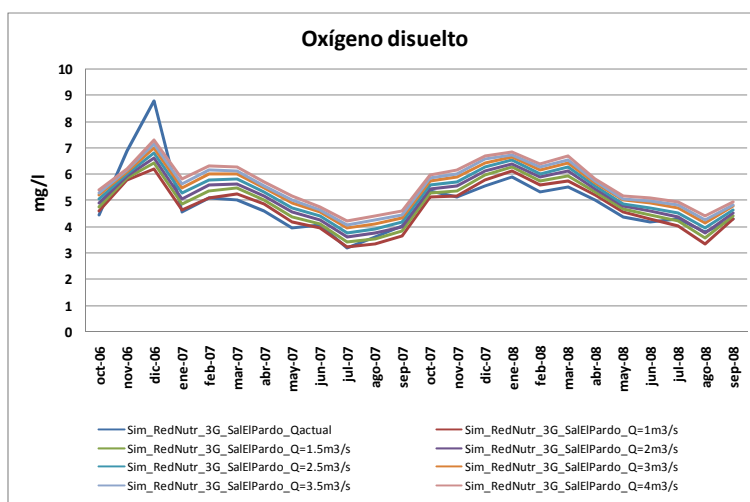


Figura 118. Efecto en Rivas del incremento del caudal de salida del embalse El Pardo. Oxígeno disuelto.

El incremento del caudal de salida del embalse apenas influye en la concentración de amonio medida en Rivas hasta octubre de 2007. En este periodo, la concentración de amonio modelada varía mínimamente.

Sin embargo, a partir de noviembre de 2007, la concentración de amonio medida en Rivas aumenta, produciéndose una mayor variación en la concentración de amonio según sea el caudal de salida del embalse. Esto se produce porque la concentración de salida de amonio es baja, y mientras las concentraciones no se elevan demasiado, estas diferencias son mínimas. Por este motivo, en el momento que la concentración de amonio del río se incrementa, unas mayores sueltas del embalse provocan descensos en la concentración de amonio a la altura de Rivas.

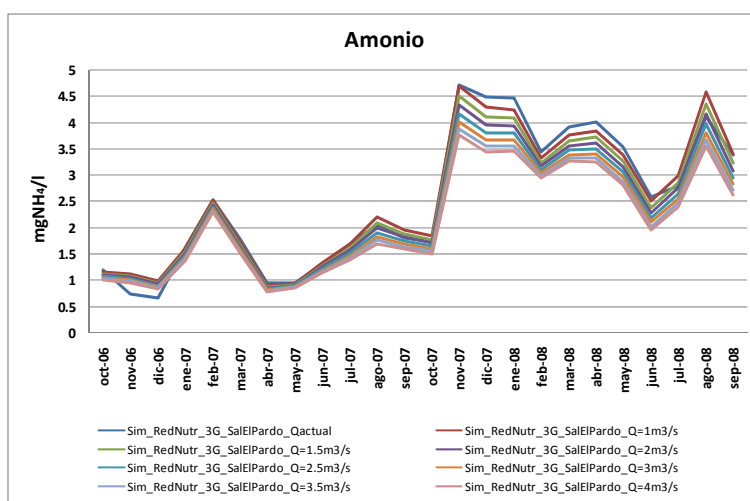


Figura 119. Efecto en Rivas del incremento del caudal de salida del embalse El Pardo. Amonio.

Los nitratos descenden conforme el caudal de salida aumenta, debido a las bajas concentraciones de salida de este constituyente.

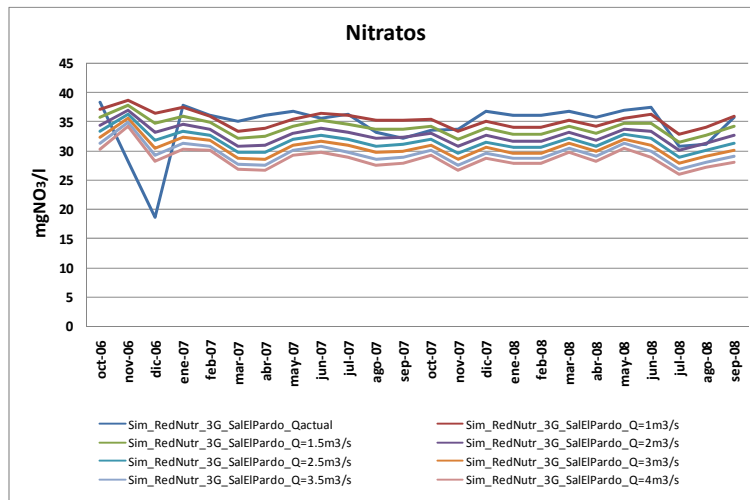


Figura 120. Efecto en Rivas del incremento del caudal de salida del embalse El Pardo. Nitratos.

Por último, se aprecia la evolución de la concentración de nitrógeno total cuando aumenta el caudal de salida del embalse.

Se producen reducciones de nitrógeno superiores a 2 mg/l, llegando incluso a producirse una reducción de 4 mg/l de nitrógeno, si se vierten 4 m³/s desde el embalse.

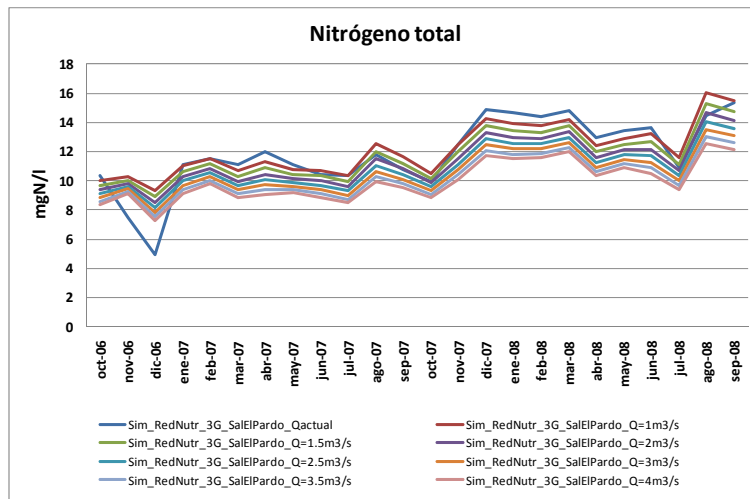


Figura 121. Efecto en Rivas del incremento del caudal de salida del embalse El Pardo. Nitrógeno total.

1.9.3. Conclusiones de las simulaciones deterministas

En resumen, se han realizado varias simulaciones con el fin de determinar propuestas adecuadas de mejora para la calidad actual del río.

Se han simulado mejoras en el tratamiento de nutrientes de las EDAR de la cuenca del Manzanares, para observar el efecto en el cauce.

De estas simulaciones se puede extraer que la solución óptima en la mejora del tratamiento de nutrientes es la que se introduce dicha mejora en las 3 grandes estaciones depuradoras: Sur, Butarque y la China. Esta opción responde a una relación calidad-coste mucho mayor que la relación que se obtiene al introducir una mejora en el tratamiento de todas las EDAR. Las mejoras producidas en la calidad del río, sobre todo en los nutrientes, son importantes.

El otro grupo de simulaciones se ha realizado con el objetivo principal de mantener la concentración de oxígeno disuelto por encima de los 4 mg/l en el tramo final del río. Esto se hace con el fin de evitar posibles situaciones de déficit de oxígeno e incluso evitar la posibilidad de alcanzar alguna situación de anoxia.

Se han planteado 2 alternativas: modificación de la concentración de vertido de las estaciones depuradoras, aprovechando la remodelación para incluir el nuevo tratamiento biológico, y mediante la colocación de difusores en el tramo final del río para que, mediante la generación de pequeñas burbujas de aire, consigan aumentar la concentración de OD medida en Rivas.

La elección para estas alternativas se ha decantado por un tema económico. Se ha tomado la opción de la colocación de difusores en el tramo final. La solución óptima se corresponde con la colocación de 3 grupos de soplantes, alimentando 3 líneas de 50 difusores cada una.

2. Análisis y caracterización estadística de las variables de entrada al modelo: vertidos, cargas de contaminación y caudales

2.1. Ajuste de las distribuciones de vertido.

En este estudio se recoge el ajuste de las distribuciones de vertido de las depuradoras y de las salidas del embalse de El Pardo, realizados para el análisis estocástico. Este estudio recoge los valores obtenidos de la desviación típica de la serie ajustada, la representación del histograma graficando la función de distribución ajustada, la probabilidad acumulativa de la distribución ajustada y las funciones de densidad de las series.

Este ajuste se ha realizado gracias a la herramienta STATGRAPHICS, en su versión 5.1. Plus, versión en castellano. Se ha empleado el comando:

“Descripción->Distribuciones->Ajuste de Distribuciones (Datos no censurados)...”.

Por defecto el programa ajusta la serie a una distribución normal, proporcionando los valores de la media y desviación típica ajustados. De la misma manera, por defecto también muestra los *“Test de Bondad de Ajuste”*. En cuanto a la parte gráfica, aparece por defecto el gráfico de trazas de densidad y el histograma de frecuencias. Opcionalmente (en las opciones gráficas del análisis), también se obtendrá el gráfico de la probabilidad acumulativa de la distribución ajustada, que proporciona mayor ayuda a la hora de comprobar el ajuste de una distribución.

La elección del tipo de distribución para el ajuste puede ser modificada por el usuario, en el caso de que la distribución normal no ajuste. Al cambiar el tipo de distribución del ajuste, se modifican los valores de la media y desviación típica de la distribución escogida. En STATGRAPHICS se disponen de más de una veintena de distribuciones a ajustar a la serie. Sin embargo, puesto que en la herramienta CALRISK empleada para generar las series estocásticas se proponen 4 tipos de distribuciones, tan sólo ajustaremos las series a estas 4 distribuciones. Estas posibles distribuciones son: uniforme, triangular, normal y lognormal.

En el caso de la distribución uniforme, la información proporcionada en el ajuste es el valor mínimo y máximo del intervalo, en lugar de la media y desviación típica, que definen las distribuciones normal y lognormal. En el caso de la distribución triangular, la distribución viene definida por los límites superior e inferior y por el punto intermedio de mayor densidad. Este punto intermedio no tiene la condición de ser el punto medio entre los límites superior e inferior como es el caso de la distribución propuesta para CALRISK.

Para la elección de la distribución que mejor se aproxima a cada serie, se emplea el informe de salida de STATGRAPHICS de ***Test de Bondad de Ajuste***. El propio programa realiza 3 pruebas de bondad del ajuste, tomando como limitante la que peor resultado ofrezca. Este hecho provoca que si alguno de los test resulta negativo, se desecha la hipótesis de bondad de ajuste de la distribución escogida. Este resultado puede ser engañoso, y cuando algún ajuste sea

rechazado, se deberá profundizar más en los test válidos y en los gráficos proporcionados por STATGRAPHICS.

Las 3 pruebas de bondad de ajuste que realiza STATGRAPHICS son: el test Chi-cuadrado, y los estadísticos de Kolmogorov-Smirnov y Anderson-Darling. El propio programa emite un informe resumen, en el cual, tras mostrar los resultados de la prueba de bondad, concluye, validando o rechazando la validez del ajuste realizado para un intervalo de confianza indicado. El intervalo de confianza para validar la elección de la distribución en STATGRAPHICS es del 90 %.

Los datos empleados para ajustar las series a un tipo de distribución son, salvo que se indique lo contrario, las series de datos desde enero de 2007. Se han tomado los valores de las series del modelo corto, debido a que su funcionamiento se aproxima más al actual de las estaciones depuradoras, puesto que éstas están en constante remodelación y mejora de los tratamientos.

En los casos en los que la concentración de vertido de una depuradora varía (este cambio puede ser causado por una modificación en el tratamiento), se toman los datos a partir de los cuales la concentración de vertido se ajusta al nuevo comportamiento de la depuradora. Mediante estas diferencias, se puede conocer en qué periodo se realizan las modificaciones y cambios de tratamiento en las estaciones depuradoras.

2.1.1. Caudales

A modo de ejemplo, se recoge la información que proporciona STATGRAPHICS, es decir, la información que se ha empleado para tomar la decisión del ajuste. Se adjuntan tanto los informes del ajuste de la distribución como el informe de la prueba de bondad del ajuste y los citados gráficos de salida. En resumen se realiza para el primer caso: caudal de salida del embalse de El Pardo. En el resto de casos tan sólo se mostrarán los valores finales de los parámetros de la distribución ajustada y gráficos de salida obtenidos.

- Salidas El Pardo

Resumen del Análisis

Datos: Sal_Emb_ElPardo

21 valores comprendidos desde 0.34 hasta 2.12

Distribución lognormal ajustada:

media = 0.971039

desviación típica = 0.702532

El StatAdvisor

Este resultado muestra los resultados del ajuste a distribución lognormal a los datos en Sal_Emb_ElPardo. Se muestran los parámetros estimados de la distribución ajustada. Puede comprobar si el distribución lognormal ajusta los datos adecuadamente seleccionando Test de

Bondad de Ajuste de la listas de Opciones Tabulares. Puede evaluar visualmente como se ajusta distribución lognormal seleccionando Histograma de Frecuencia de la lista de Opciones Gráficas. Otras opciones dentro del procedimiento le permiten calcular y mostrar las áreas de cola y los valores críticos para la distribución. Para seleccionar una distribución diferente, pulse el botón derecho del ratón y seleccione Opciones del Análisis.

Test de Bondad de Ajuste para Sal_Emb_ElPardo

Contraste Chi-cuadrado

Límite Inferior	Límite Superior	Frecuencia Observada	Frecuencia Esperada	Chi-cuadrado
menor o igual	0.419978	4	3.50	0.07
0.419978	0.594916	5	3.50	0.64
0.594916	0.78673	1	3.50	1.79
0.78673	1.04039	4	3.50	0.07
1.04039	1.47375	2	3.50	0.64
mayor	1.47375	5	3.50	0.64

Chi-cuadrado = 3.85722 con 3 g.l. P-Valor = 0.277297

Estadístico DMAS de Kolmogorov = 0.176872

Estadístico DMENOS de Kolmogorov = 0.119108

Estadístico DN global de Kolmogorov = 0.176872

P-Valor aproximado = 0.54274

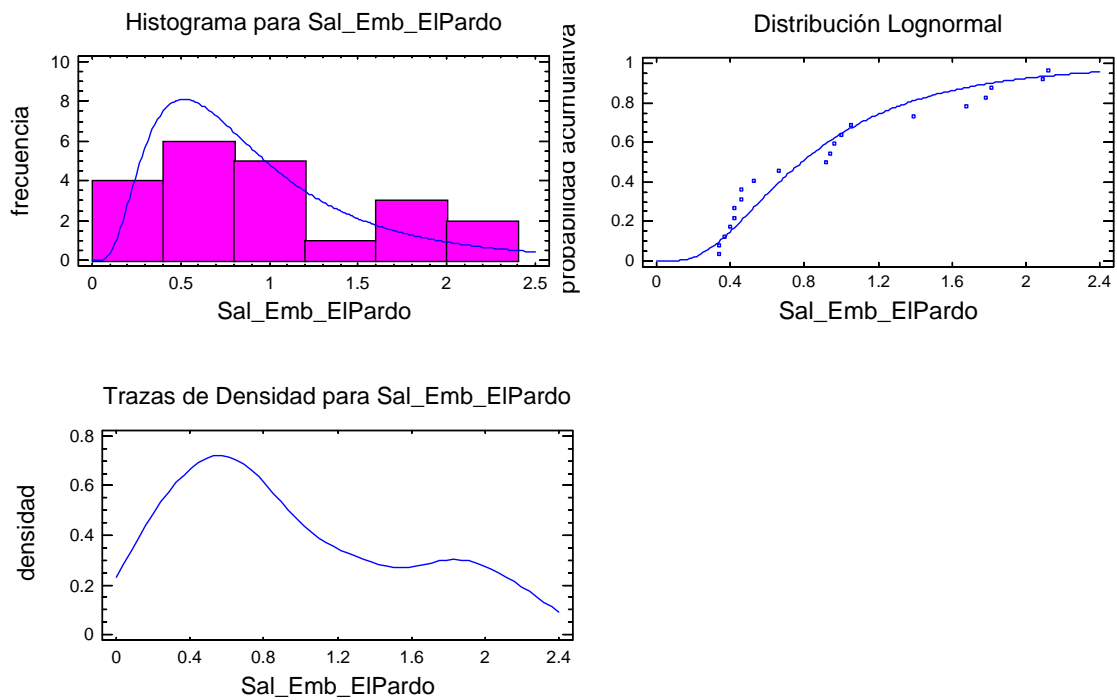
Estadístico EDF	Valor	Forma Modificada	P-Valor
Kolmogorov-Smirnov D	0.176872	0.836001	>=0.10
Anderson-Darling A^2	0.727822	0.727822	>=0.10

*Indica que el p-valor se ha comparado con las tablas de valores críticos especialmente construido para el ajuste de la distribución actualmente seleccionada. Otros p-valores están basados en tablas generales y pueden ser muy conservadores.

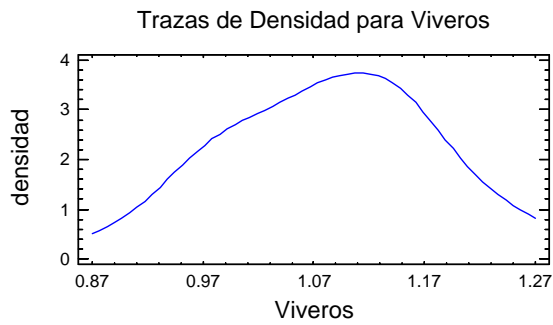
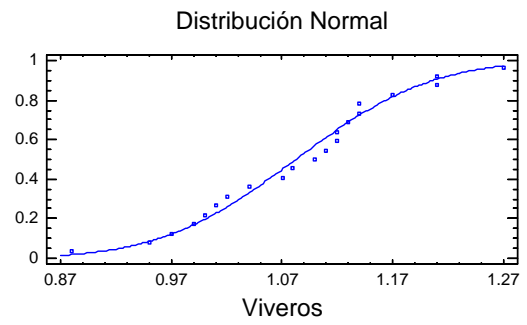
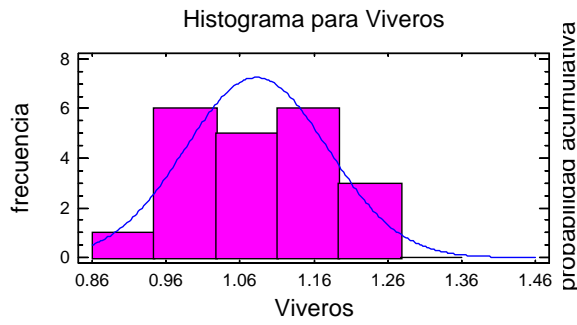
El StatAdvisor

Esta ventana muestra los resultados de los test ejecutados para determinar si Sal_Emb_EIPardo puede ser modelado adecuadamente por distribución lognormal. El test Ji-cuadrado divide el rango de Sal_Emb_EIPardo en intervalos no solapados y compara el número de observaciones en cada clase con el número esperado basado en la distribución ajustada. El test de Kolmogorov-Smirnov calcula la distancia máxima entre la distribución acumulada de Sal_Emb_EIPardo y el CDF de la distribución lognormal ajustada. En este caso, la distancia máxima es 0.176872. Los otros estadísticos EDF comparan de diferentes maneras la función de distribución empírica con el CDF ajustado.

Dado que p-valor más pequeño de los test realizados es superior o igual a 0.10, no podemos rechazar que Sal_Emb_EIPardo proceda de una distribución lognormal con un nivel de confianza de al menos un 90%.

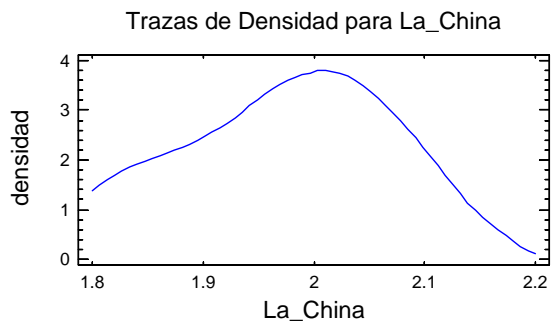
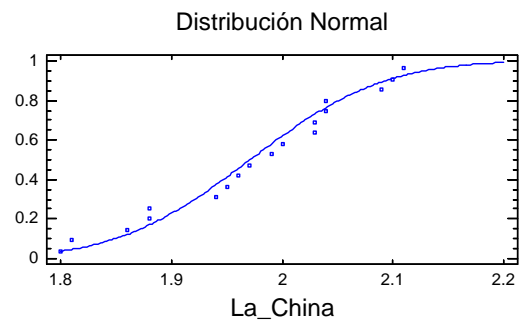
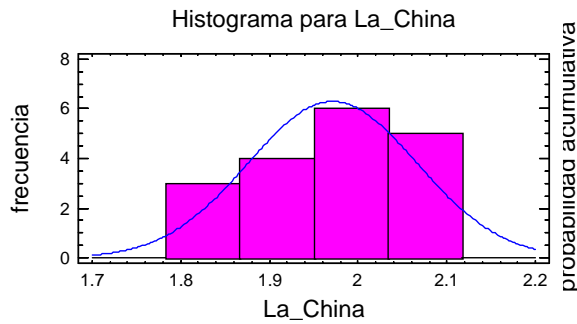


- Viveros



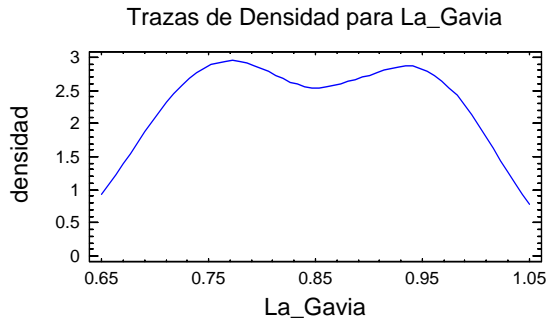
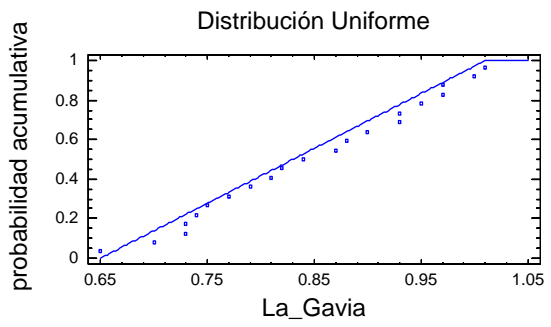
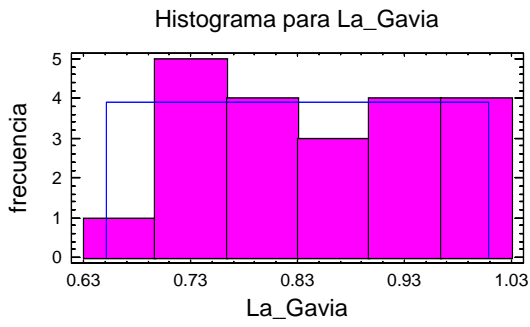
Distribución normal ajustada	
Media =	1.08238
Desv.Típica =	0.0963797

- La China



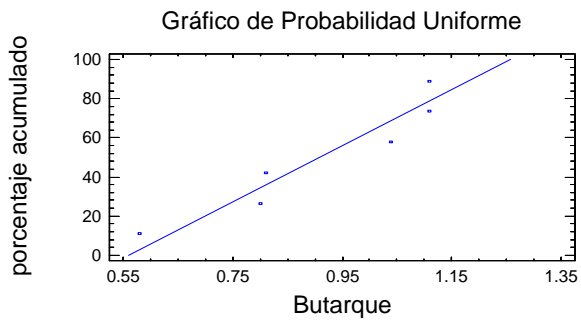
Distribución normal ajustada	
Media =	1.97111
Desv.Típica =	0.0949854

- La Gavia



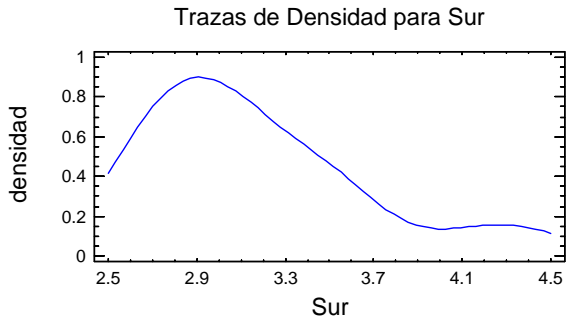
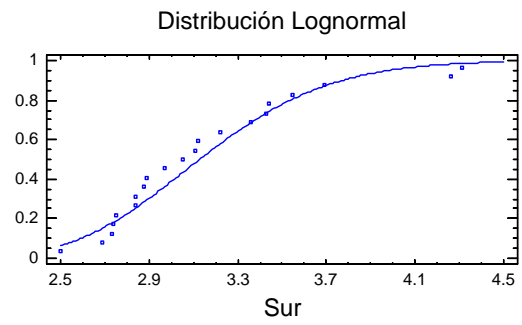
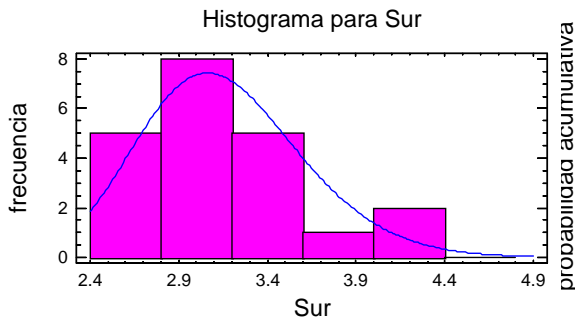
Distribución uniforme ajustada	
Lím. inferior =	0.65
Lím. superior =	1.01

- Butarque



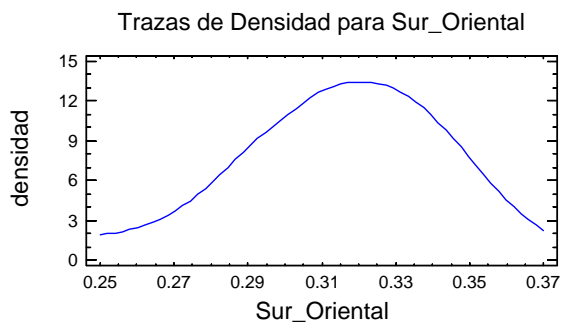
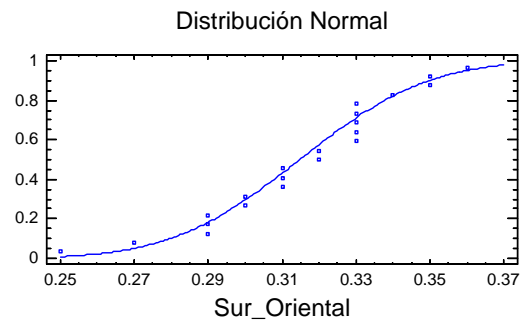
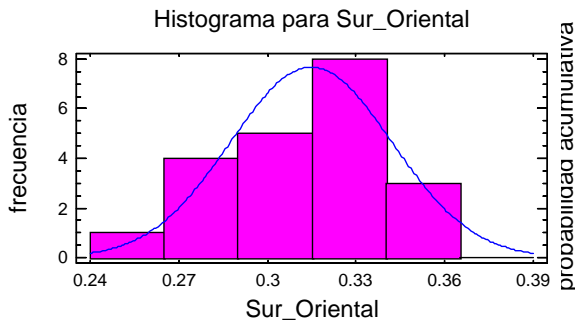
Distribución uniforme ajustada	
Lím. inferior =	0.55
Lím. superior =	1.15

- Sur



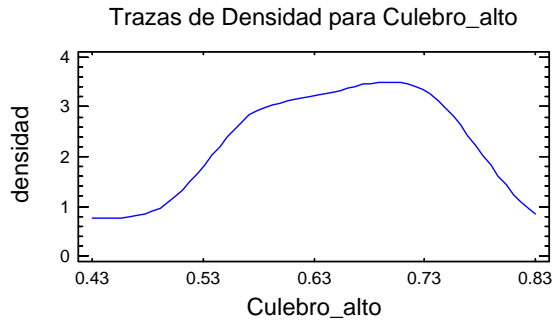
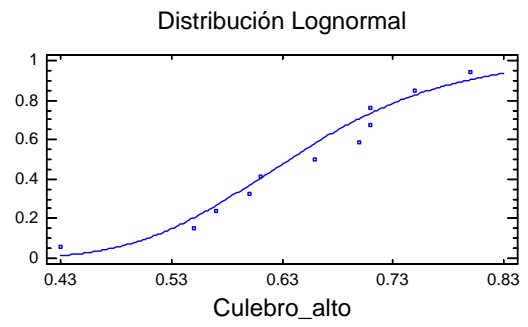
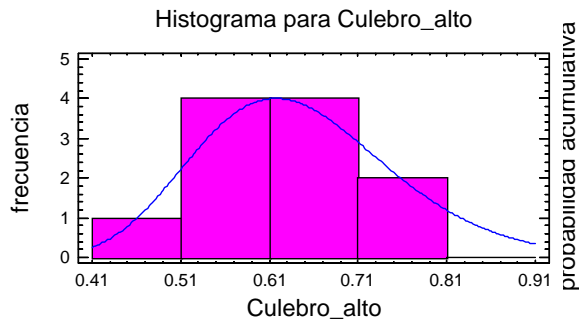
Distribución lognormal ajustada	
Media =	3.16092
Desv.Típica =	0.463623

- Sur Oriental



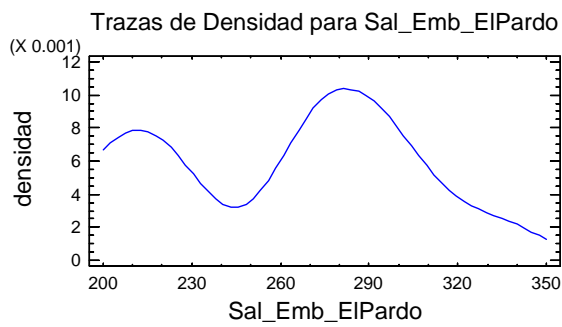
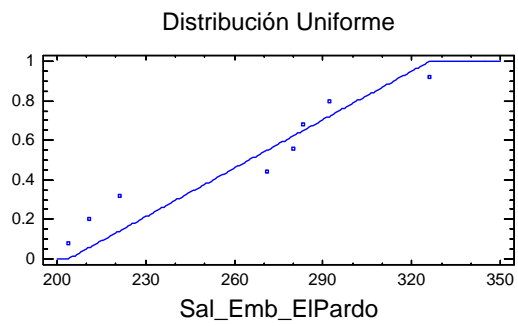
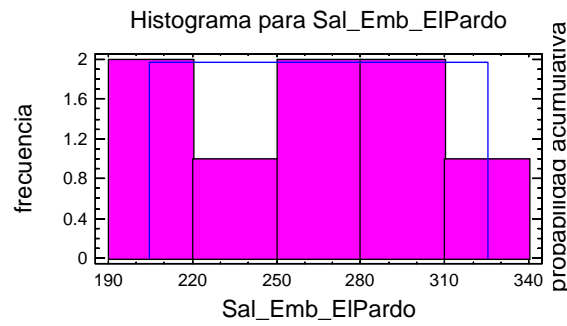
Distribución normal ajustada	
Media =	0.314762
Desv.Típica =	0.0273165

- Culebro alto



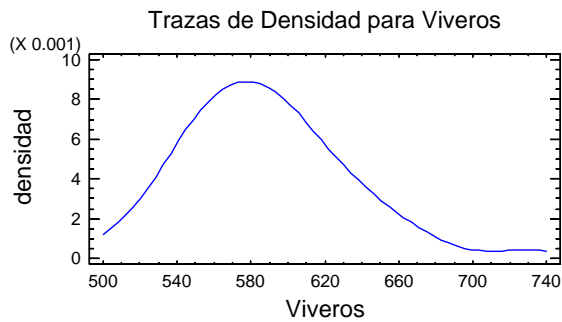
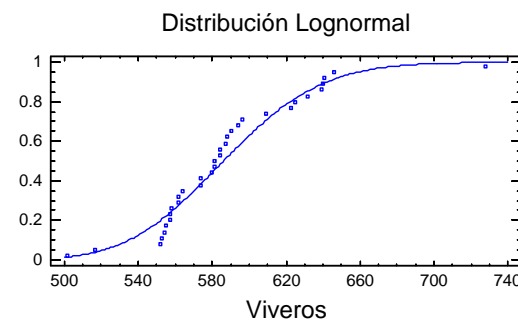
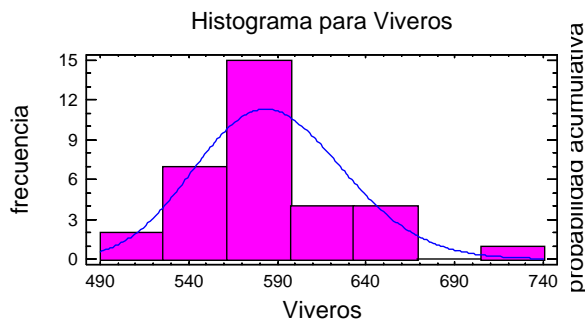
Distribución lognormal ajustada	
Media =	0.645871
Desv.Típica =	0.113863

2.1.2. Conductividad
- Salidas El Pardo



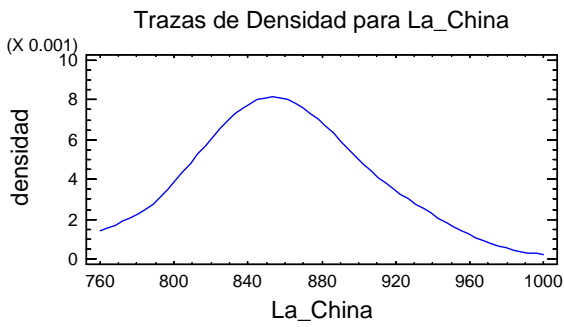
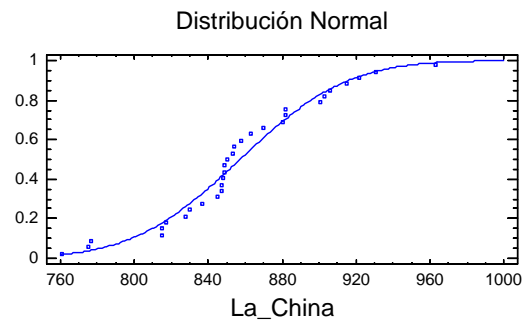
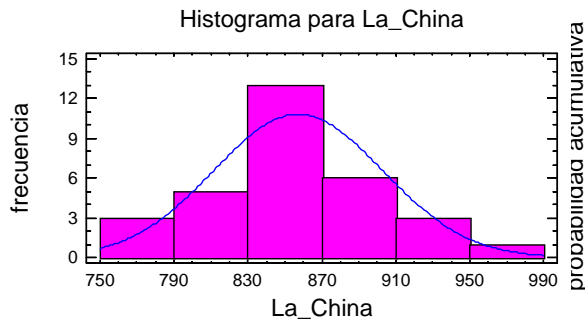
Distribución uniforme ajustada	
Lím. inferior =	205
Lím. superior =	325

- Viveros



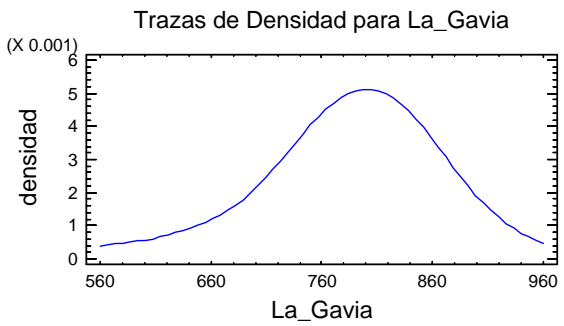
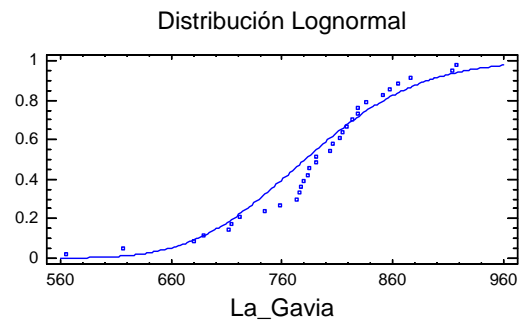
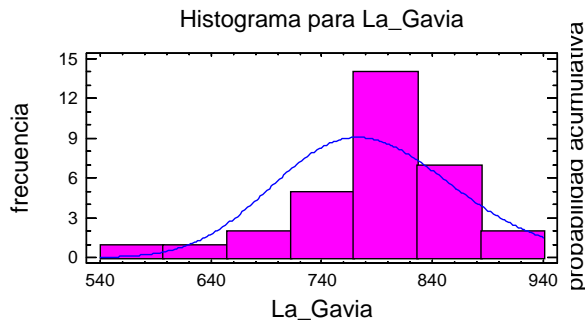
Distribución lognormal ajustada	
Media =	587.569
Desv. Típica =	41.8381

- La China



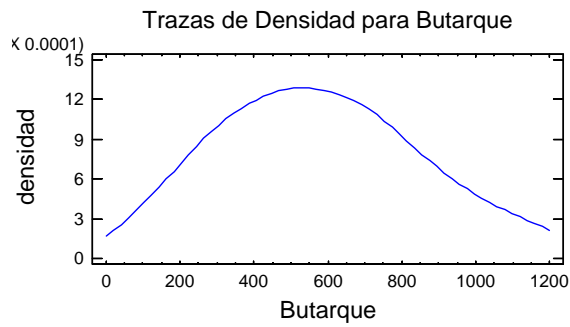
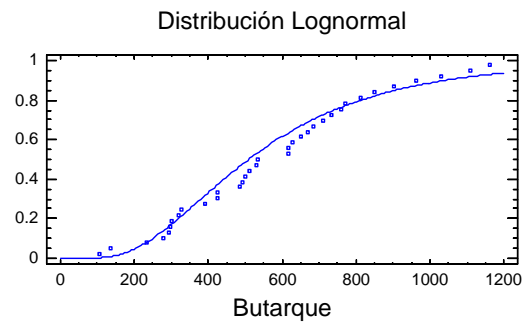
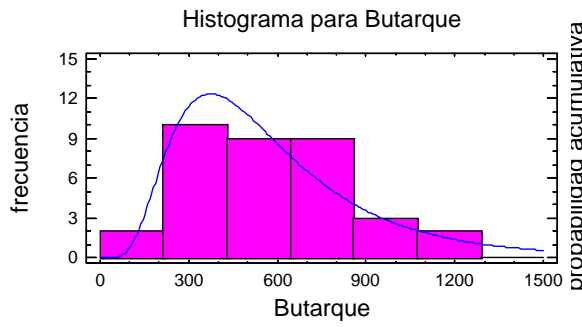
Distribución normal ajustada	
Media =	857.194
Desv.Típica =	45.754

- La Gavia



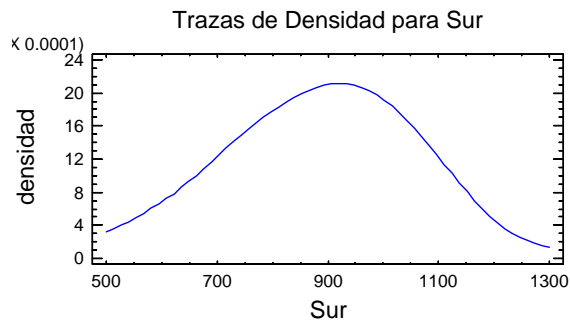
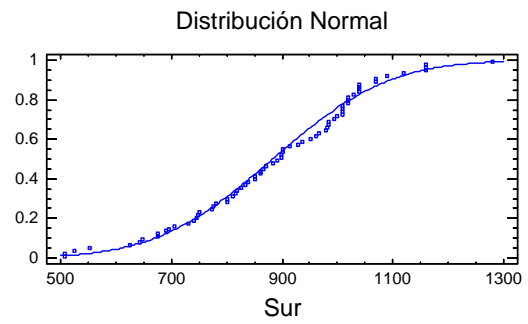
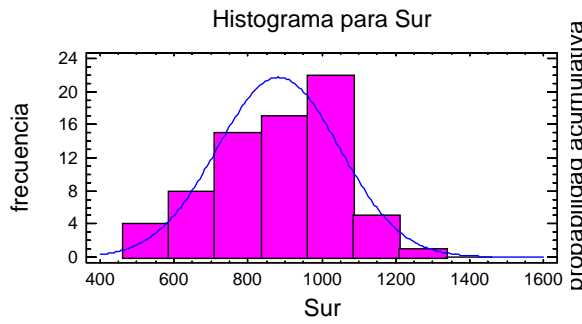
Distribución lognormal ajustada	
Media =	784.821
Desv.Típica =	81.5742

- Butarque



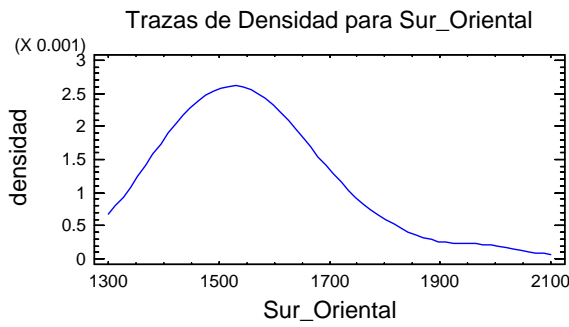
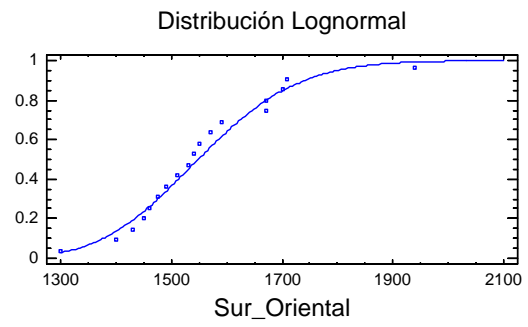
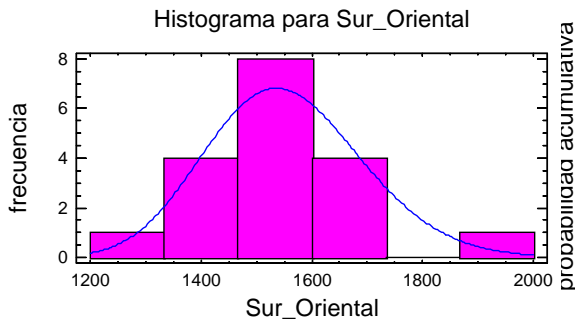
Distribución lognormal ajustada	
Media =	594.157
Desv.Típica =	357.107

- Sur



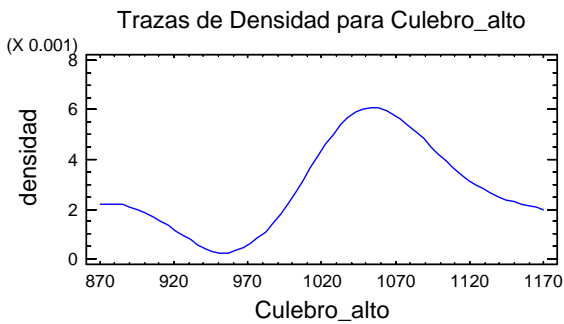
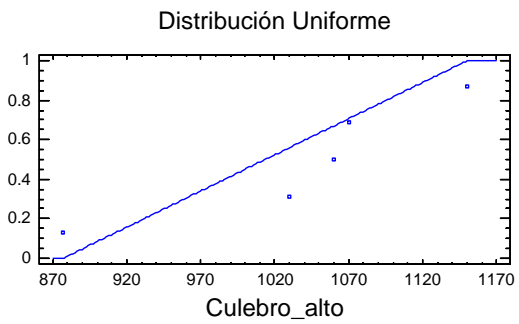
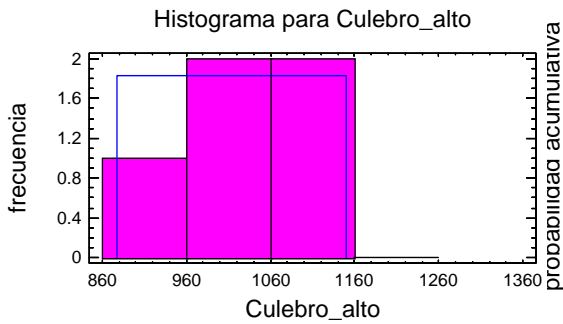
Distribución normal ajustada	
Media =	882.75
Desv.Típica =	165.428

- Sur Oriental



Distribución lognormal ajustada	
Media =	1555.1
Desv.Típica =	141.956

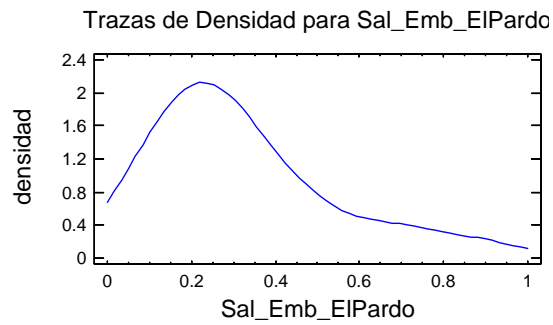
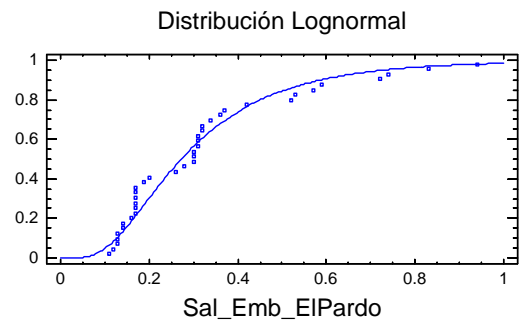
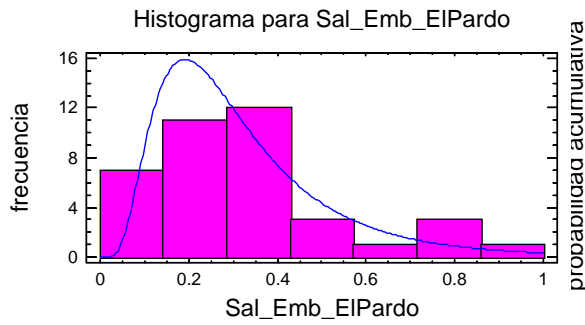
- Culebro alto



Distribución uniforme ajustada	
Lím. inferior =	877.0
Lím. superior =	1150.0

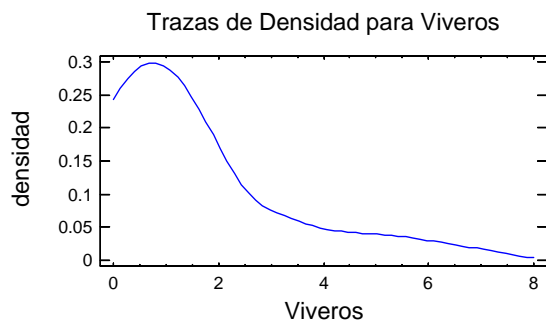
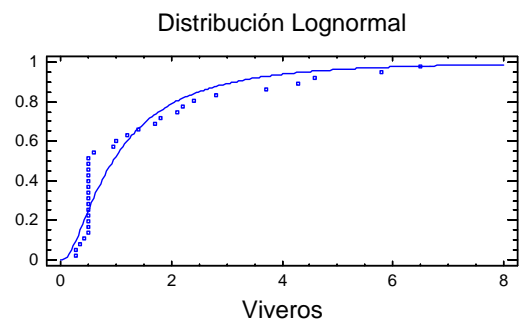
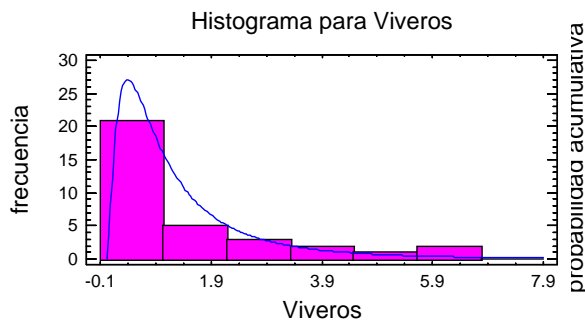
2.1.3. Fósforo total

- Salidas El Pardo



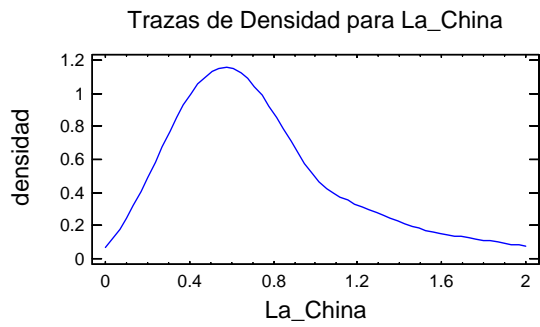
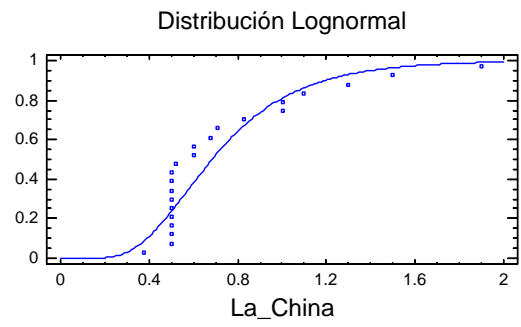
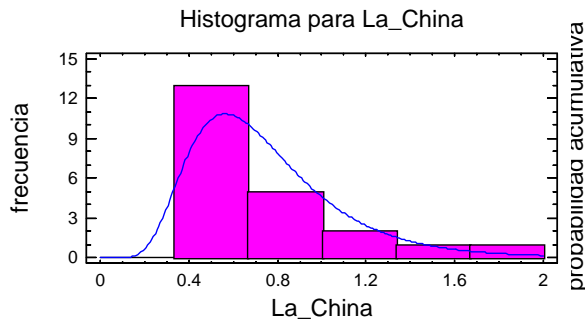
Distribución lognormal ajustada	
Media =	0.325794
Desv.Típica =	0.212615

-Viveros



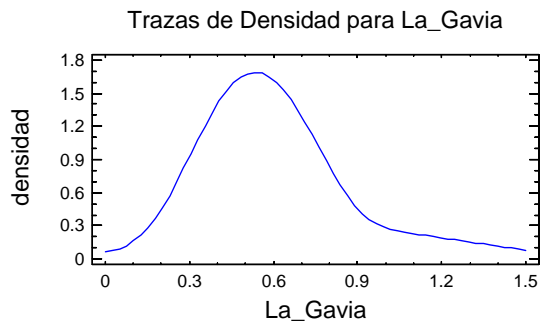
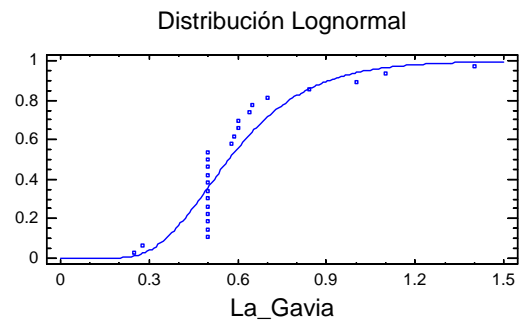
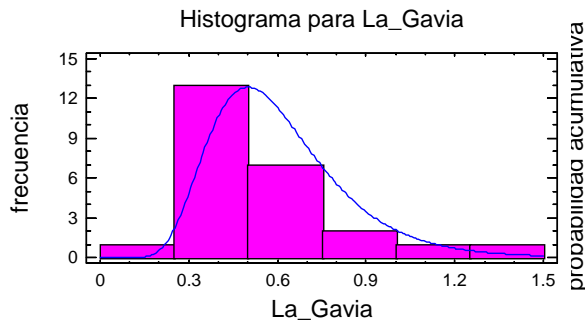
Distribución lognormal ajustada	
Media =	1.46424
Desv.Típica =	1.71661

- La China



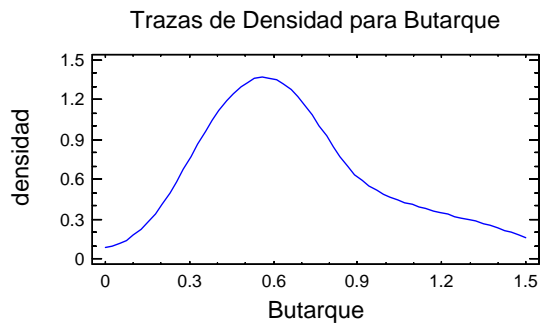
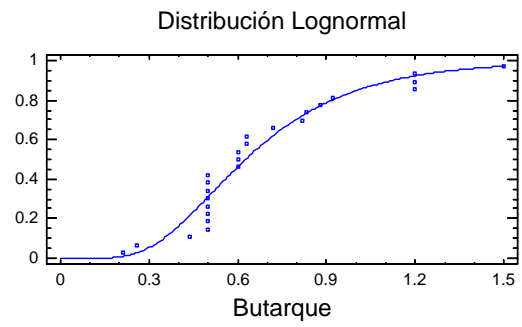
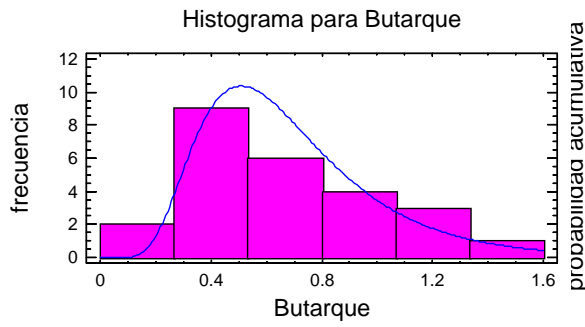
Distribución lognormal ajustada	
Media =	0.7505
Desv.Típica =	0.3421

- La Gavia



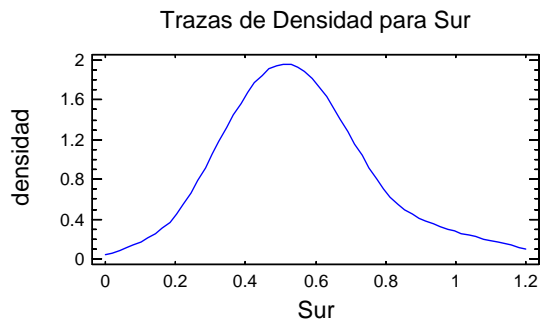
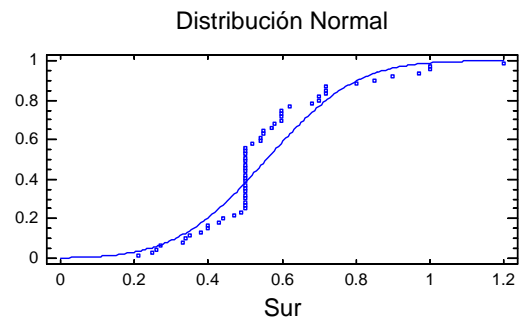
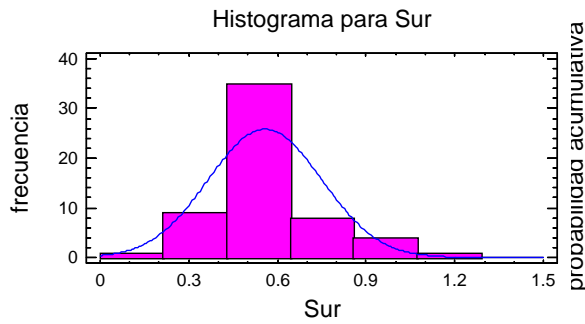
Distribución lognormal ajustada	
Media =	0.609131
Desv.Típica =	0.229133

- Butarque



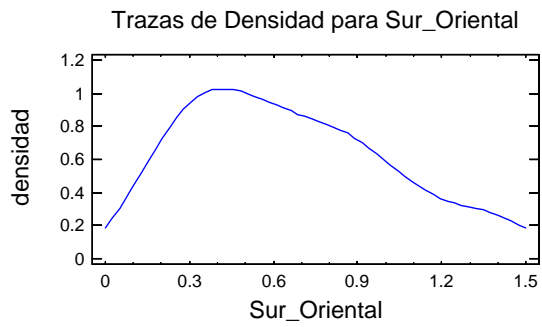
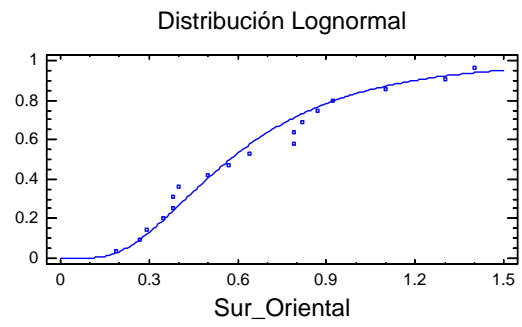
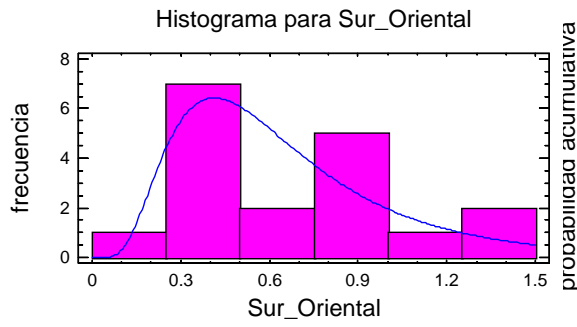
Distribución lognormal ajustada	
Media =	0.694491
Desv.Típica =	0.333096

- Sur



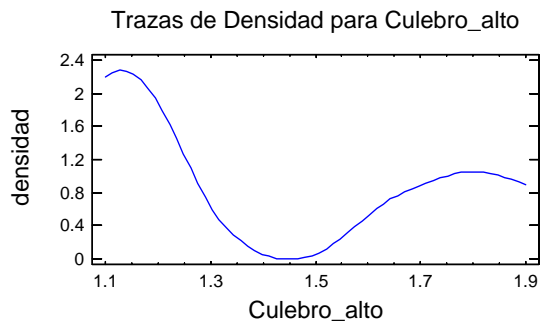
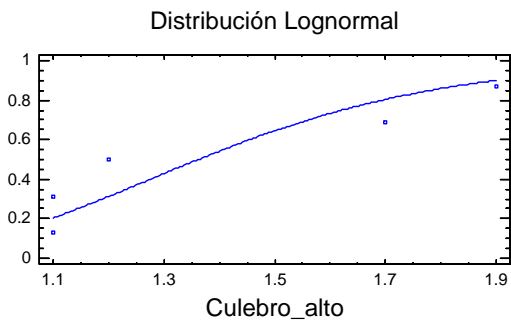
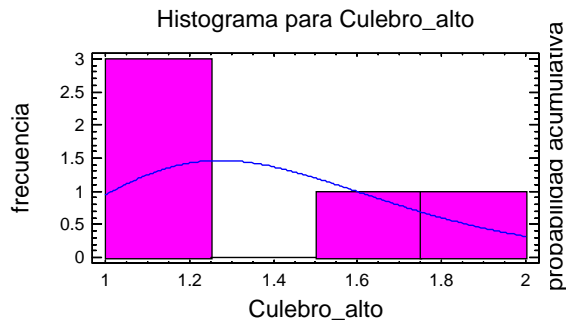
Distribución normal ajustada	
Media =	0.557759
Desv.Típica =	0.191934

- Sur Oriental.



Distribución lognormal ajustada	
Media =	0.67647
Desv.Típica =	0.423277

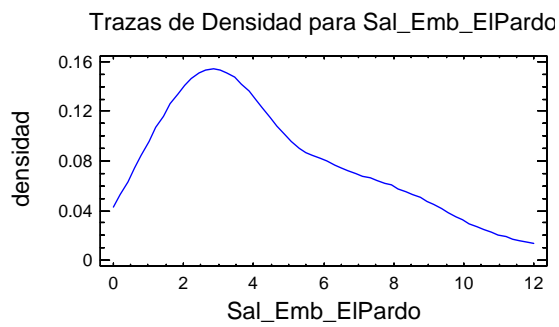
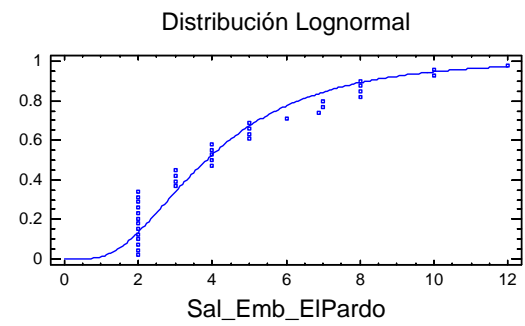
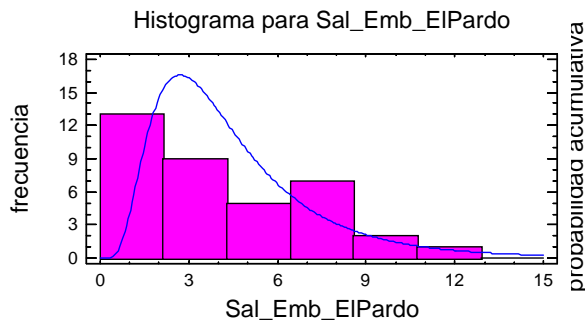
- Culebro alto



Distribución lognormal ajustada	
Media =	1.40846
Desv.Típica =	0.370251

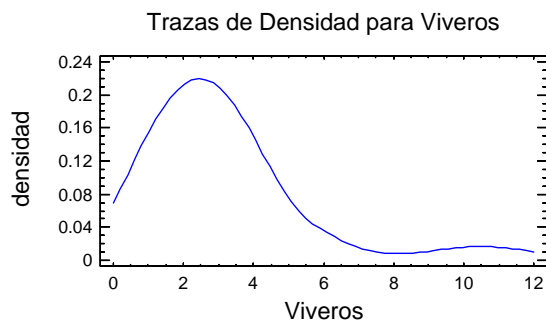
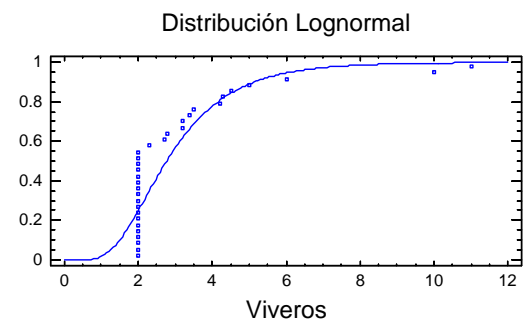
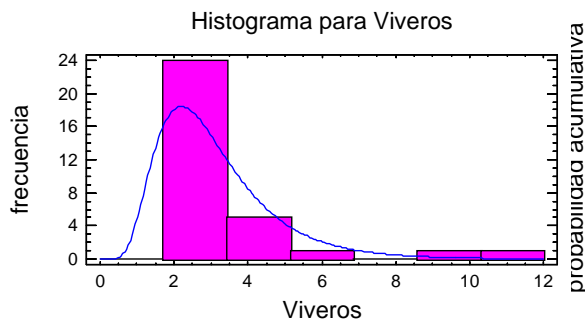
2.1.4. DBO₅

- Salidas El Pardo



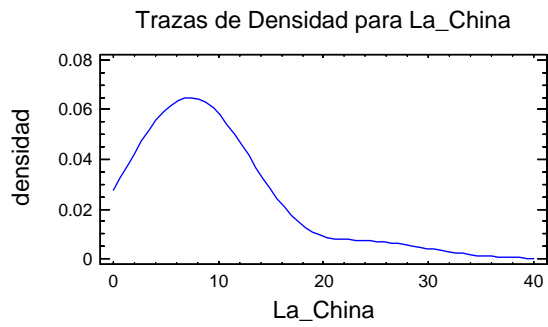
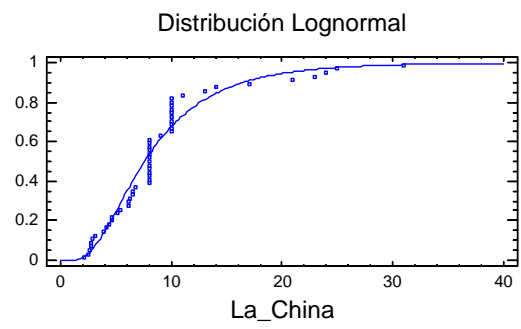
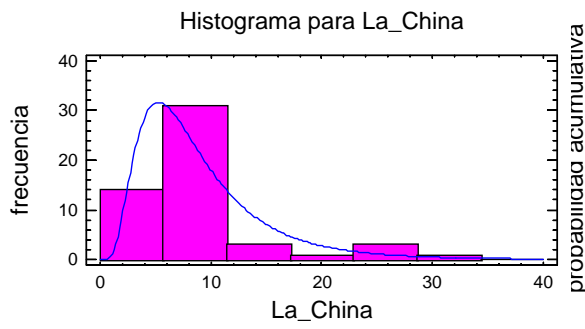
Distribución lognormal ajustada	
Media =	4.57699
Desv.Típica =	2.96455

- Viveros



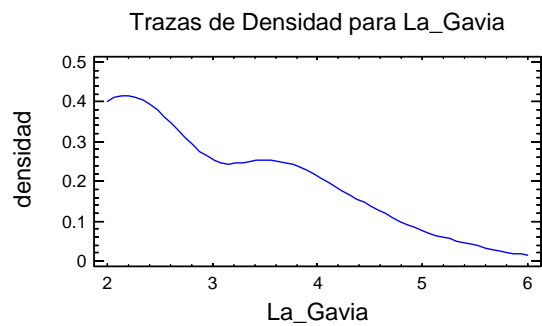
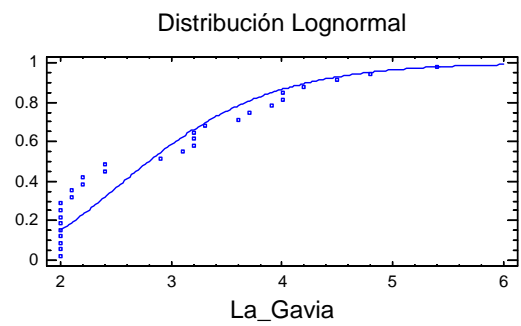
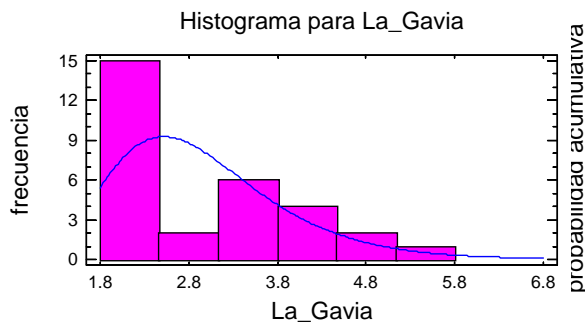
Distribución lognormal ajustada	
Media =	3.11323
Desv.Típica =	1.58951

- La China



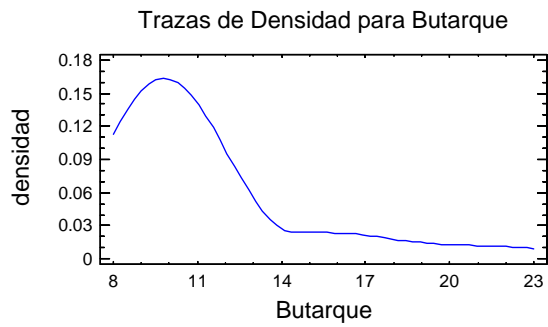
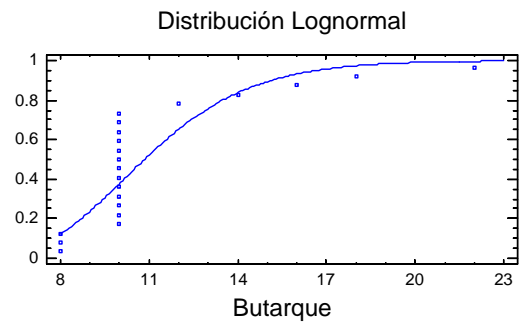
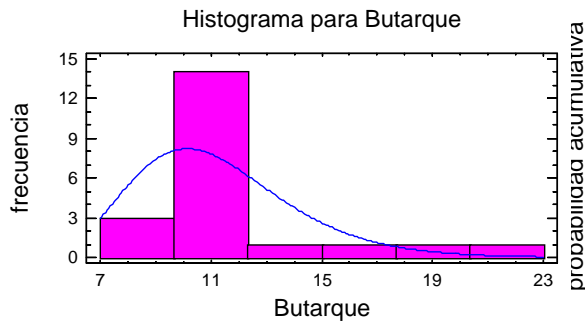
Distribución lognormal ajustada	
Media =	9.11176
Desv.Típica =	6.04736

- La Gavia



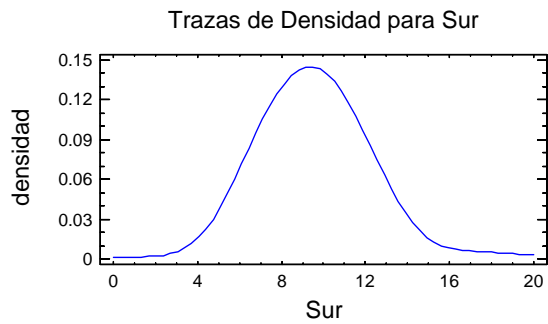
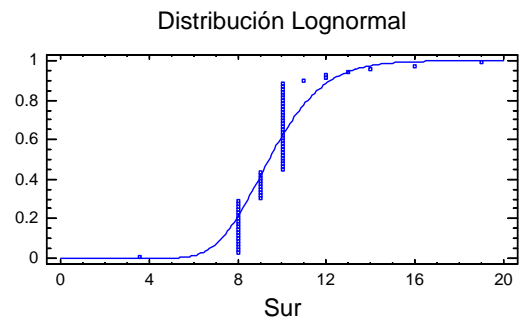
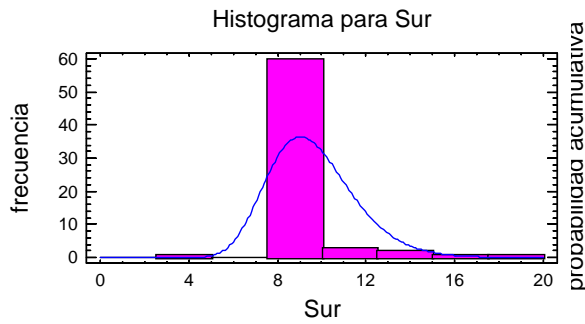
Distribución lognormal ajustada	
Media =	2.94739
Desv.Típica =	0.982687

- Butarque



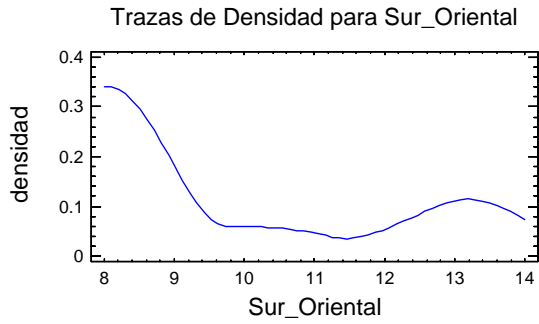
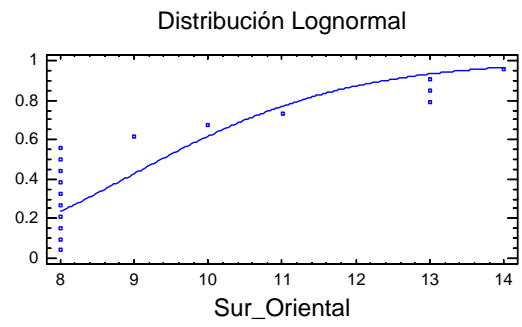
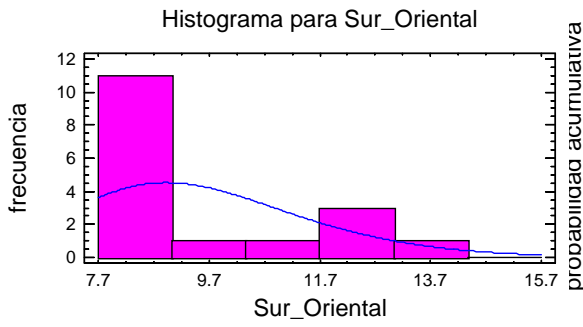
Distribución lognormal ajustada	
Media =	11.2122
Desv.Típica =	2.95945

- Sur



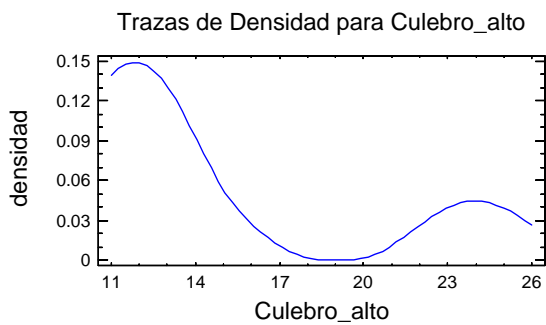
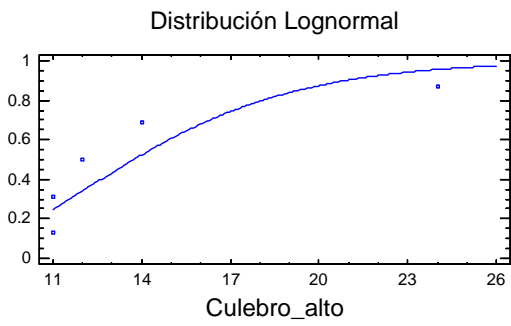
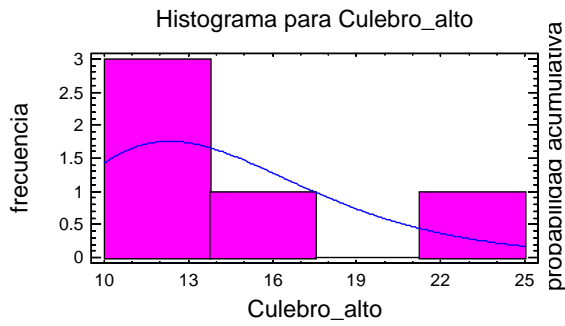
Distribución lognormal ajustada	
Media =	9.60302
Desv.Típica =	1.96156

- Sur Oriental



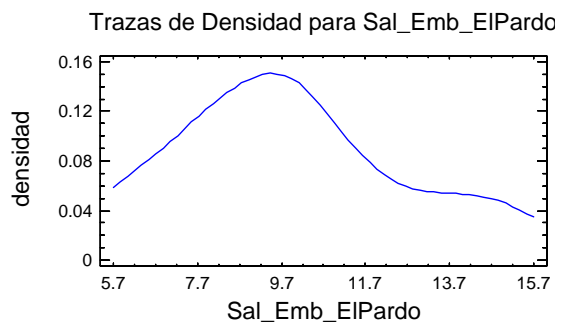
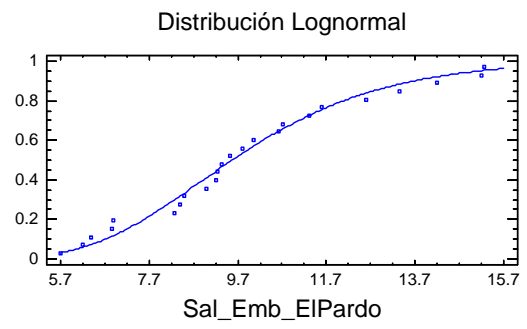
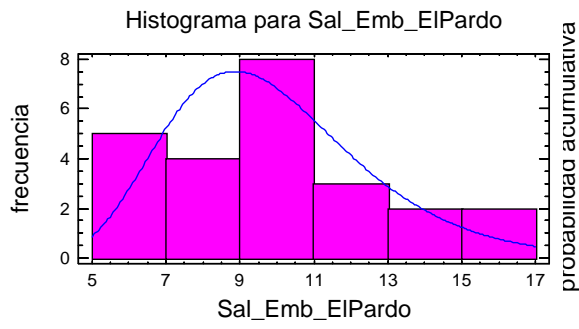
Distribución lognormal ajustada	
Media =	9.5899
Desv.Típica =	2.12128

- Culebro alto



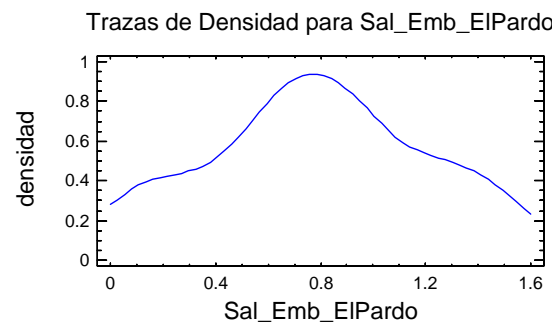
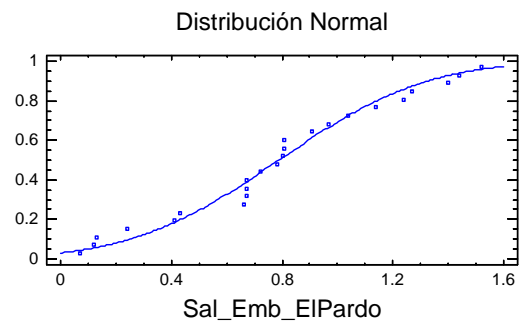
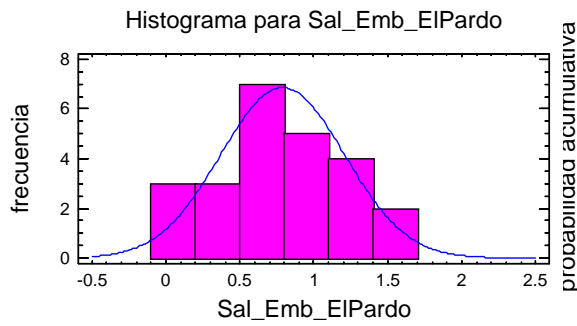
Distribución lognormal ajustada	
Media =	14.4855
Desv.Típica =	4.87214

2.1.5. Oxígeno Disuelto
- Salidas El Pardo



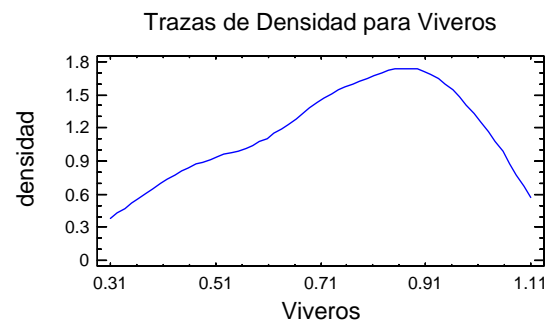
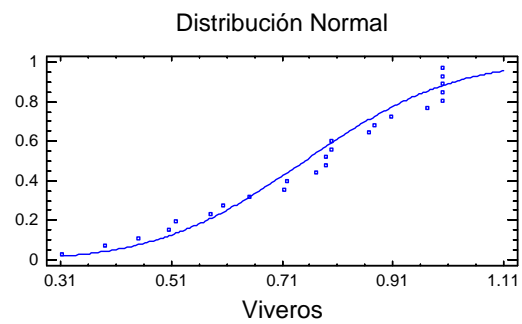
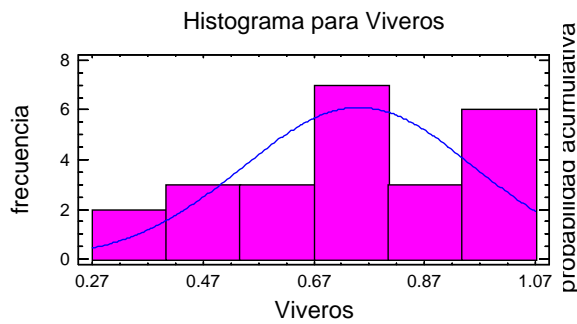
Distribución lognormal ajustada	
Media =	9.94706
Desv. Típica =	2.80451

2.1.6. Nitrógeno Orgánico
- Salidas El Pardo



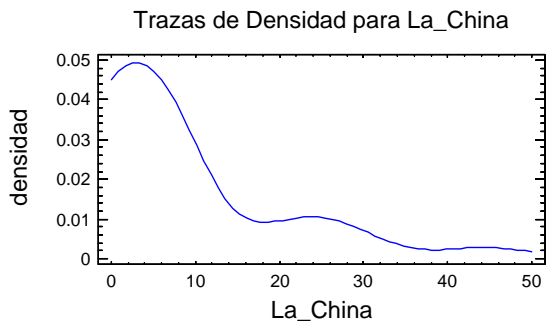
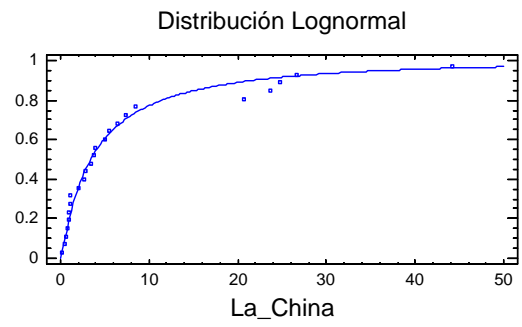
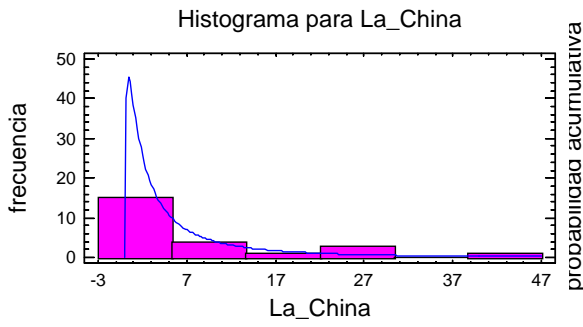
Distribución normal ajustada	
Media =	0.788333
Desv.Típica =	0.418981

- Viveros



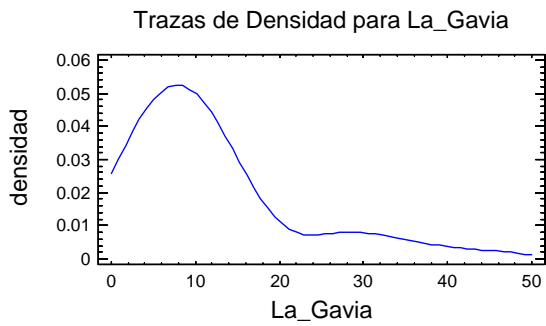
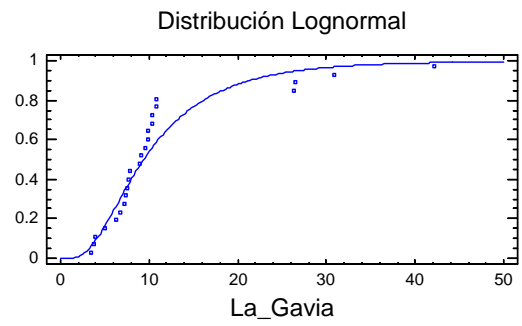
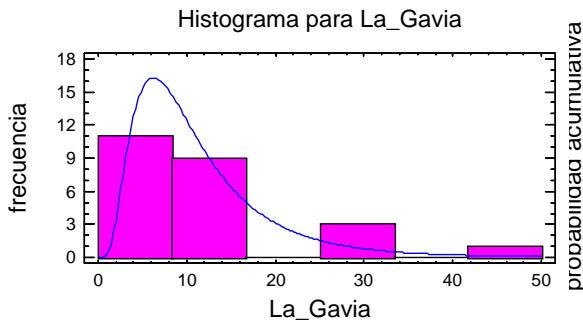
Distribución normal ajustada	
Media =	0.750657
Desv.Típica =	0.209343

- La China



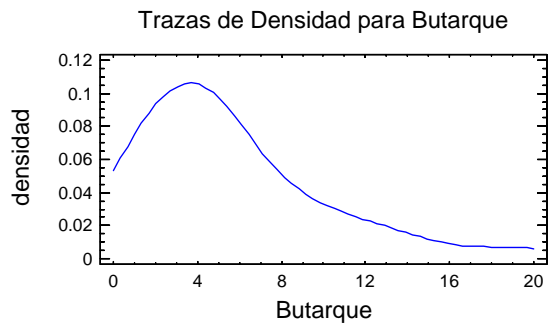
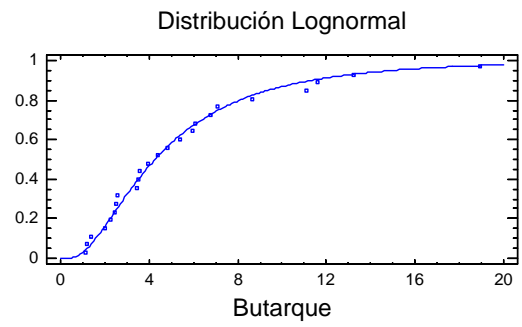
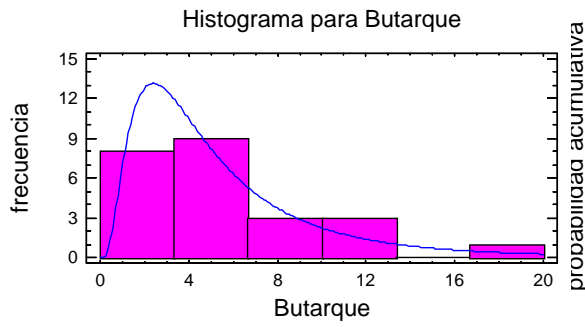
Distribución lognormal ajustada	
Media =	9.59978
Desv.Típica =	25.1146

- La Gavia



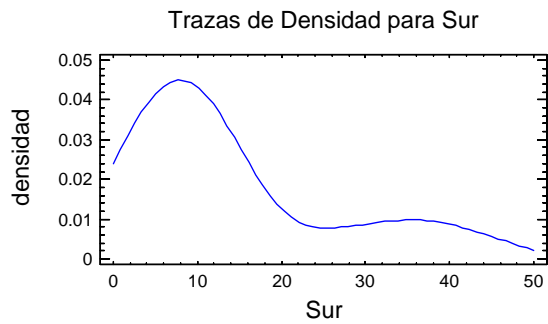
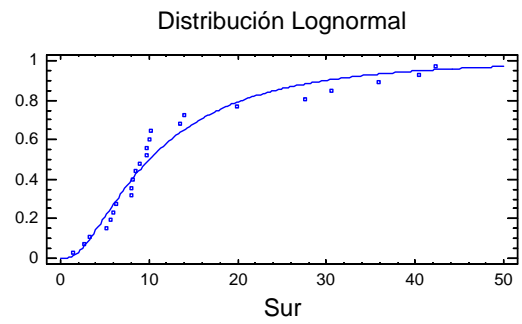
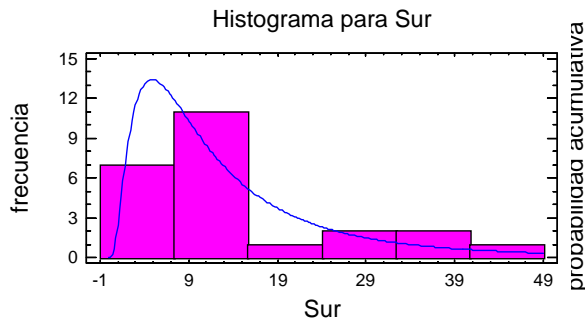
Distribución lognormal ajustada	
Media =	11.5444
Desv.Típica =	8.18922

- Butarque



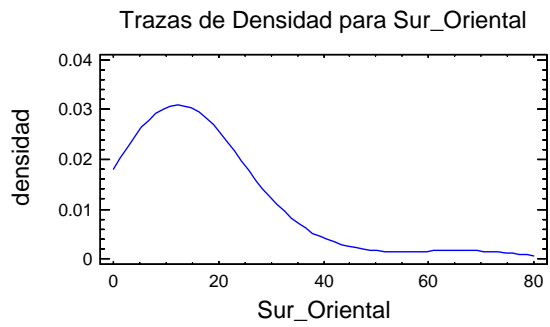
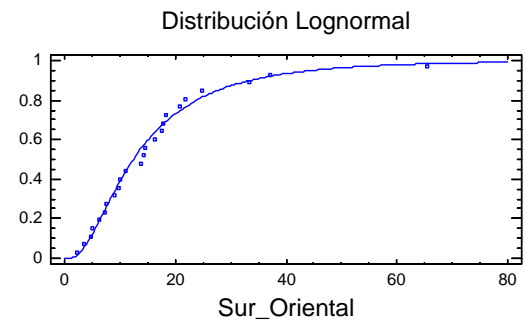
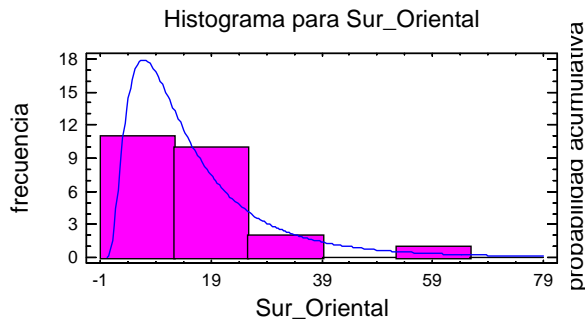
Distribución lognormal ajustada	
Media =	5.68868
Desv.Típica =	5.0187

- Sur



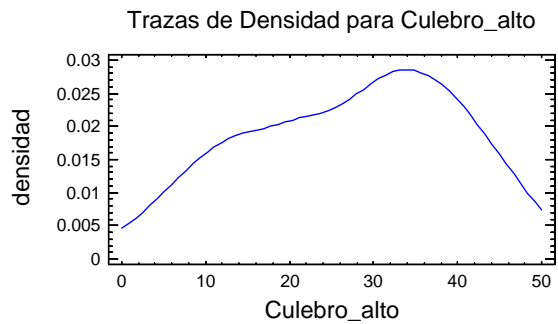
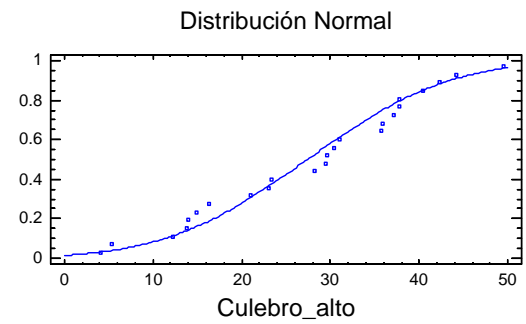
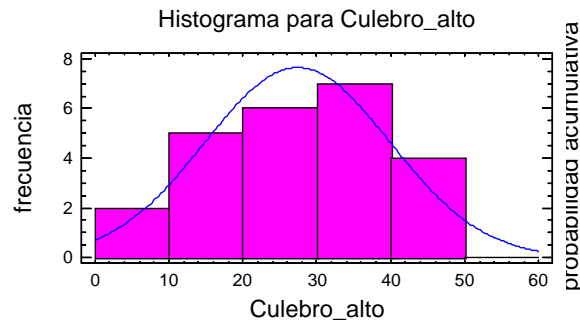
Distribución lognormal ajustada	
Media =	14.4234
Desv.Típica =	14.9014

- Sur Oriental



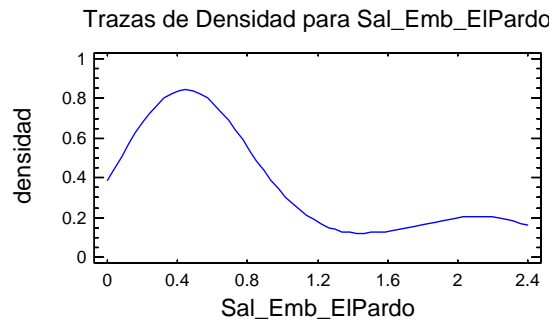
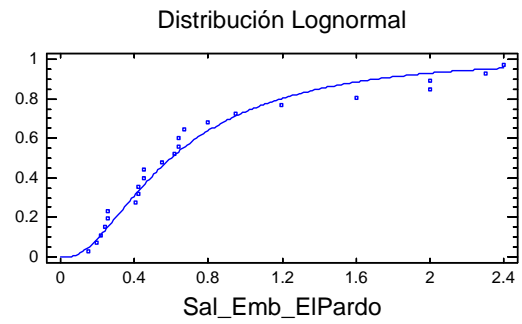
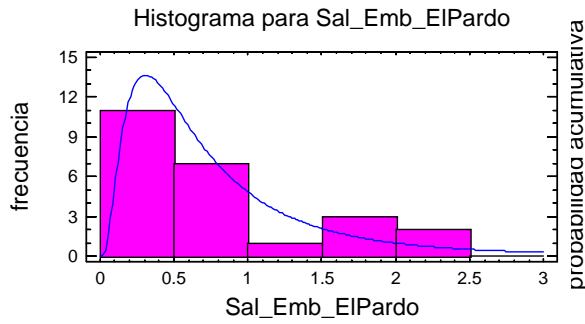
Distribución lognormal ajustada	
Media =	16.7621
Desv.Típica =	15.115

- Culebro alto



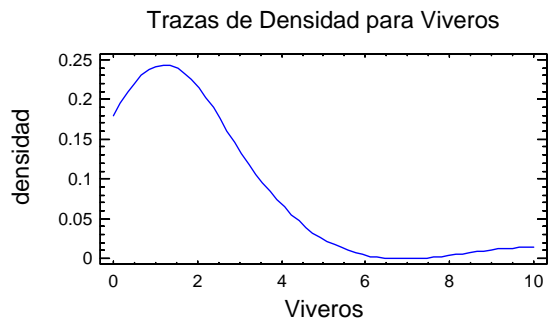
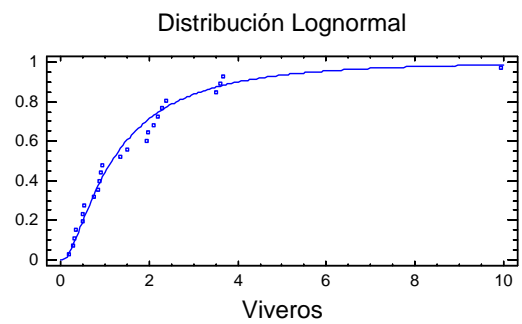
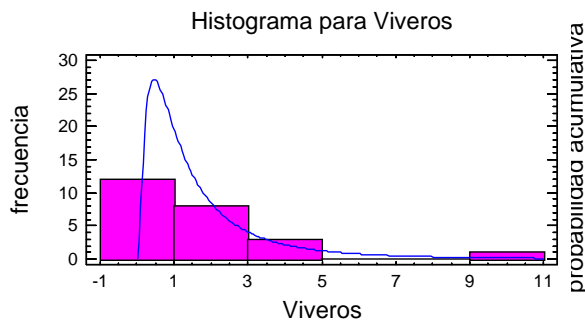
Distribución normal ajustada	
Media =	27.39
Desv.Típica =	12.5342

2.1.7. Amonio
- Salidas El Pardo



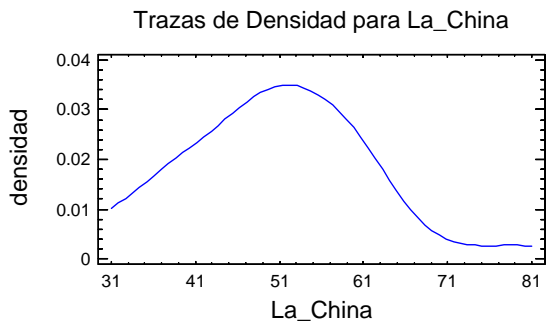
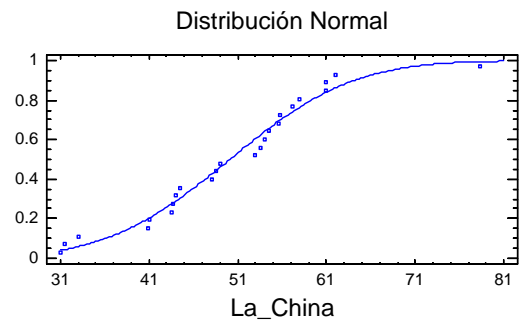
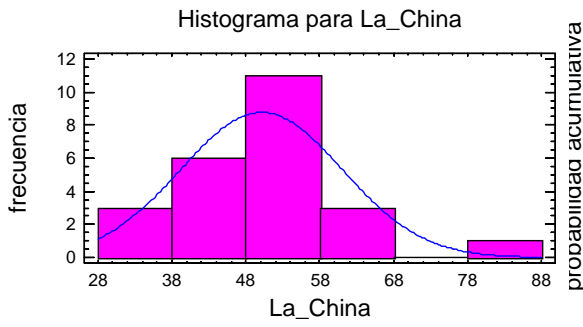
Distribución lognormal ajustada	
Media =	0.837245
Desv.Típica =	0.814973

- Viveros



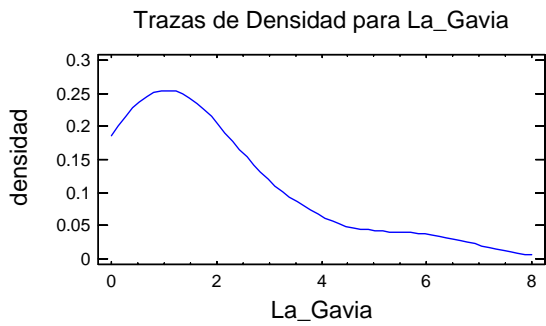
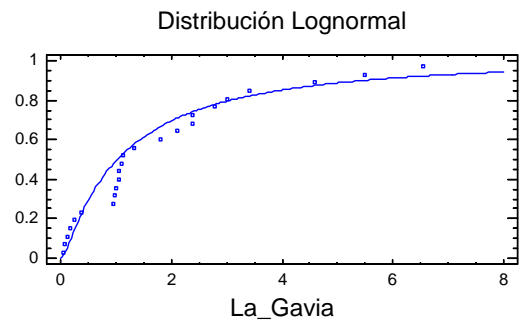
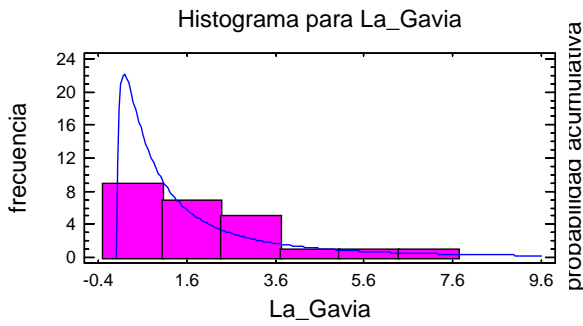
Distribución lognormal ajustada	
Media =	1.85268
Desv.Típica =	2.2894

- La China



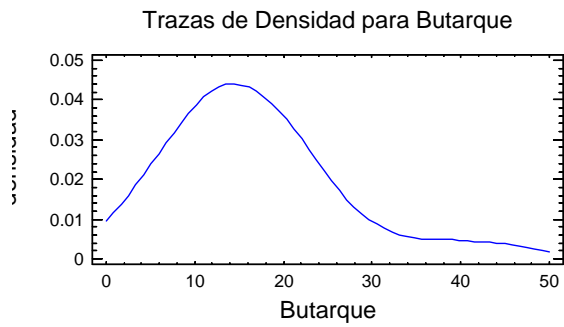
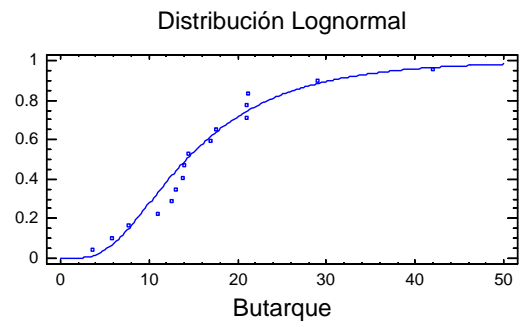
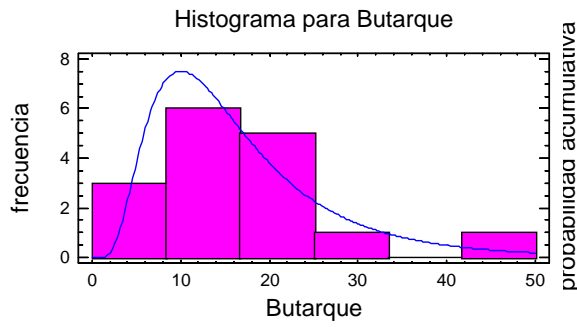
Distribución normal ajustada	
Media =	50.1088
Desv.Típica =	10.9158

- La Gavia



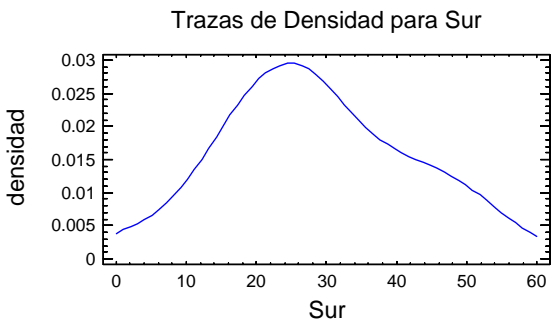
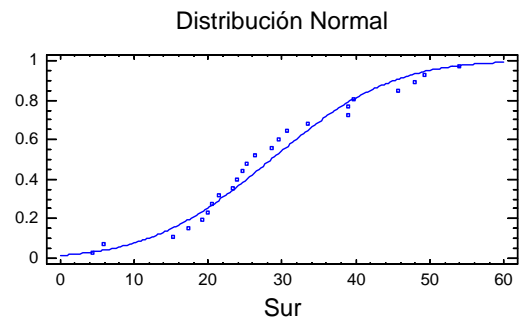
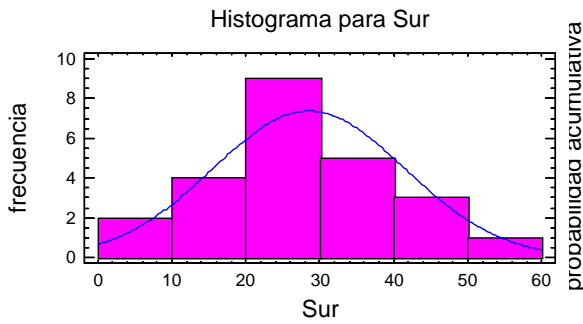
Distribución lognormal ajustada	
Media =	2.39533
Desv.Típica =	5.03259

- Butarque



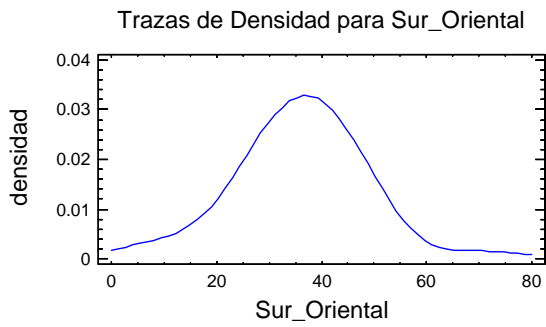
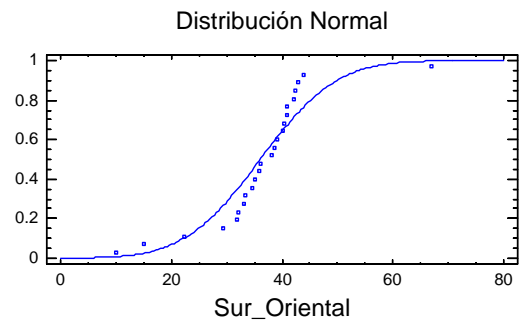
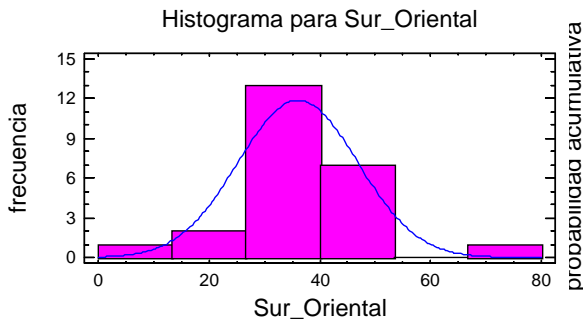
Distribución lognormal ajustada	
Media =	16.9833
Desv. Típica =	11.0519

- Sur



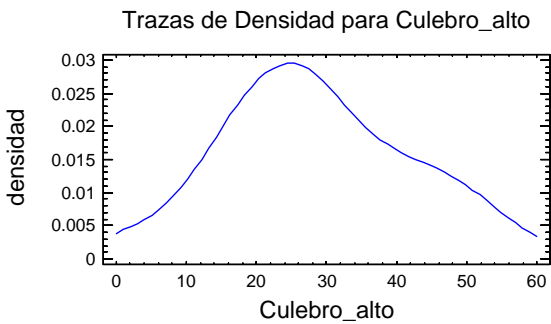
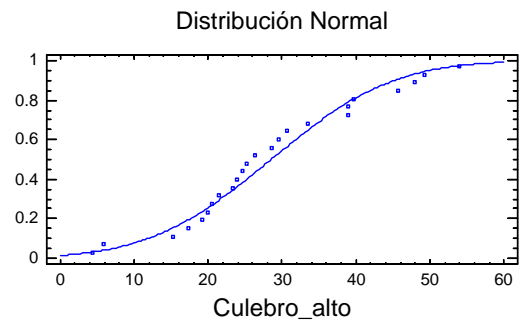
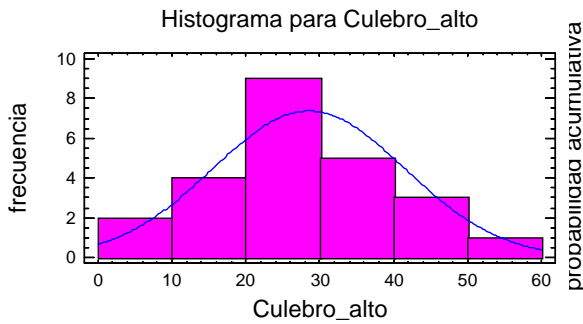
Distribución normal ajustada	
Media =	28.505
Desv. Típica =	12.9938

- Sur Oriental



Distribución normal ajustada	
Media =	36.0587
Desv.Típica =	10.7493

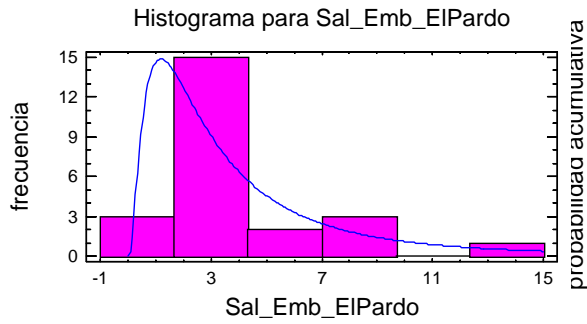
- Culebro alto



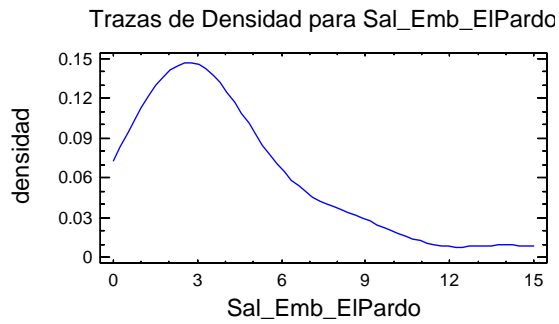
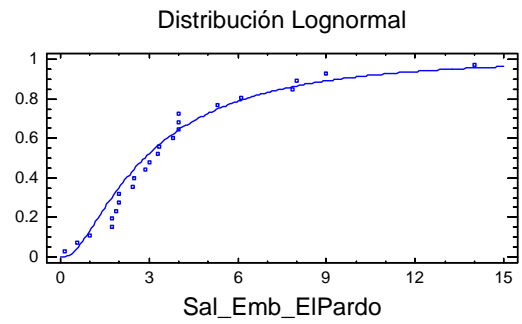
Distribución normal ajustada	
Media =	28.505
Desv.Típica =	12.9938

2.1.8. Nitratos

- Salidas El Pardo

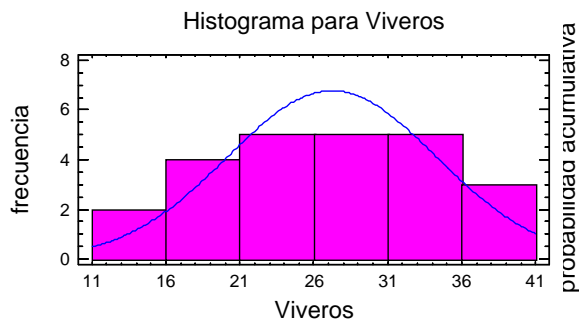


probabilidad acumulativa

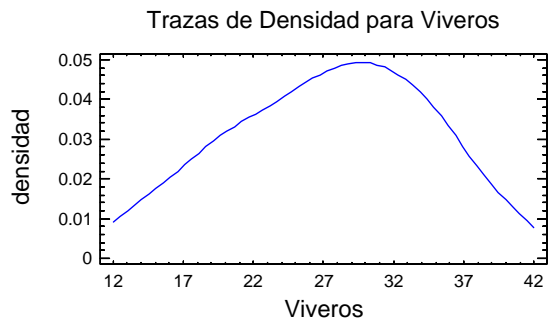
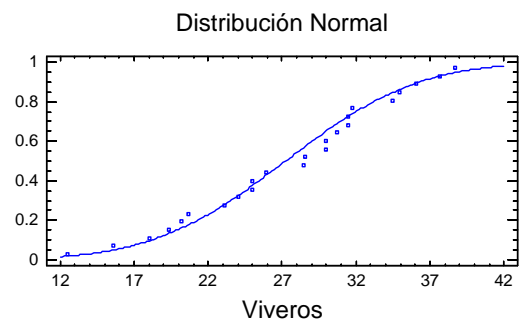


Distribución lognormal ajustada	
Media =	4.3997
Desv.Típica =	5.18835

- Viveros

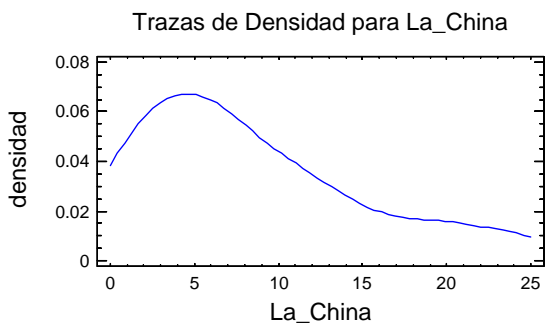
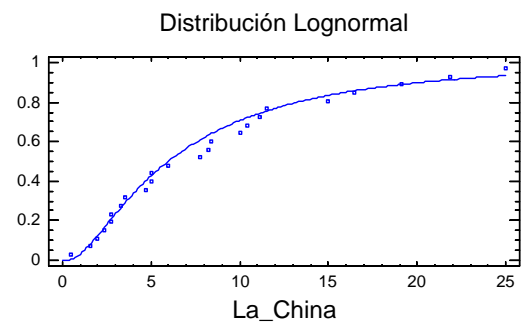
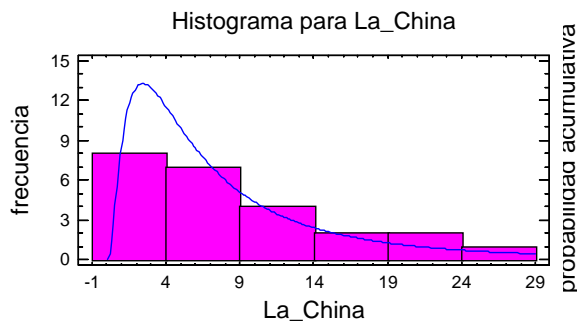


probabilidad acumulativa



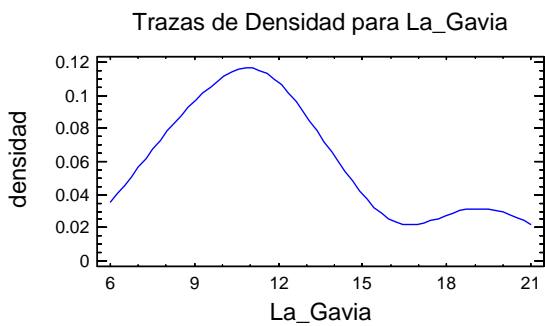
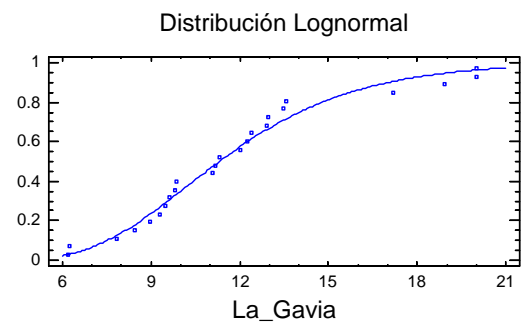
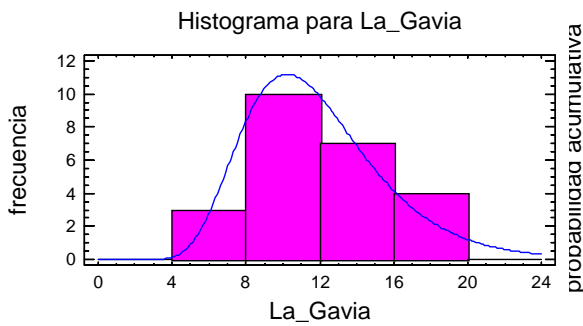
Distribución normal ajustada	
Media =	27.2287
Desv.Típica =	7.07269

- La China



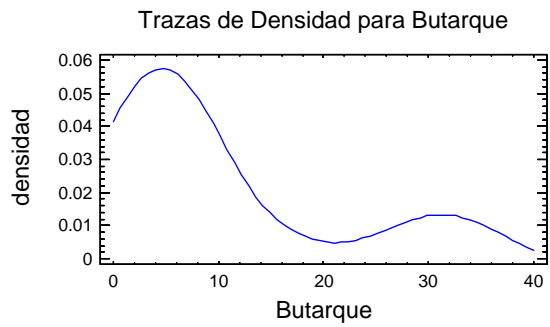
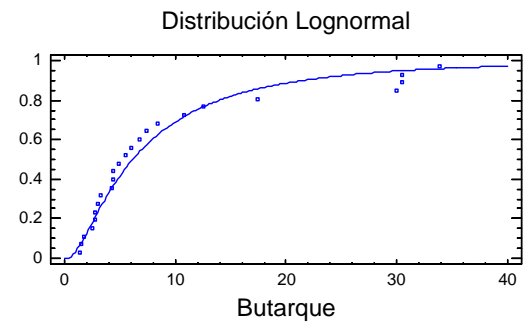
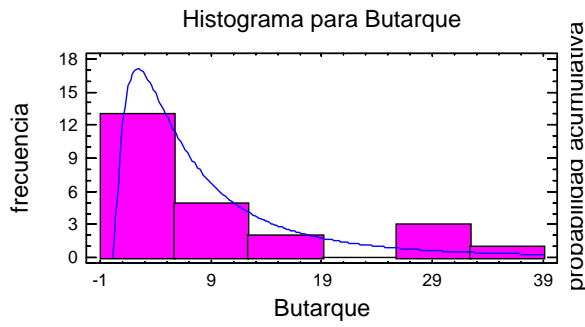
Distribución lognormal ajustada	
Media =	9.35475
Desv.Típica =	11.3032

- La Gavia



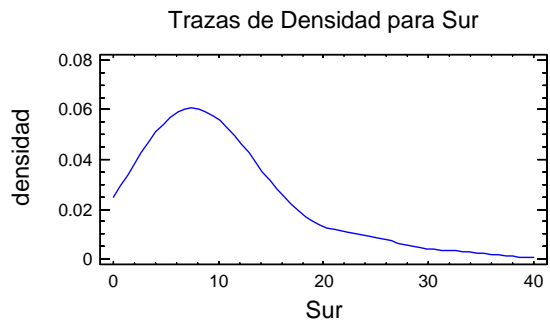
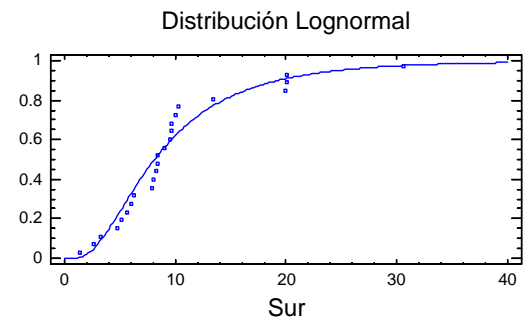
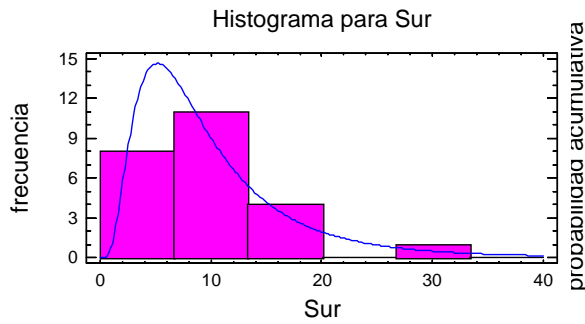
Distribución lognormal ajustada	
Media =	11.8983
Desv.Típica =	3.88796

- Butarque



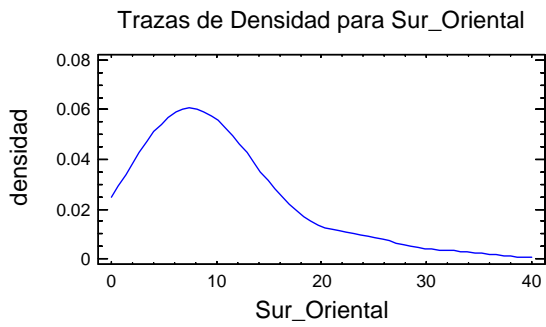
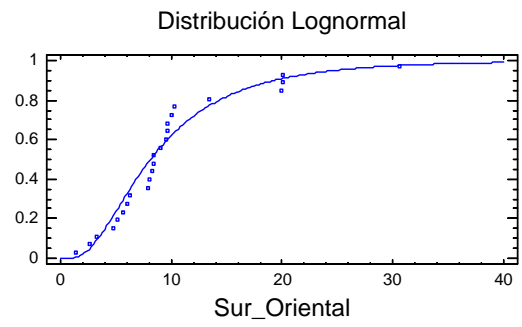
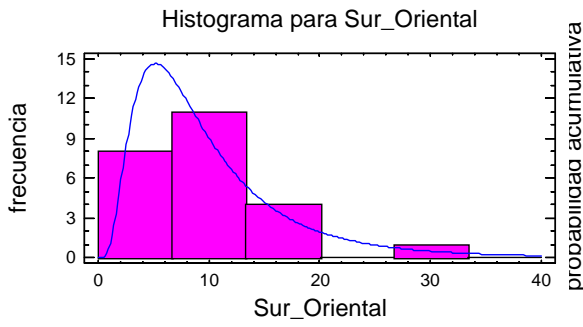
Distribución lognormal ajustada	
Media =	9.89663
Desv.Típica =	12.409

- Sur



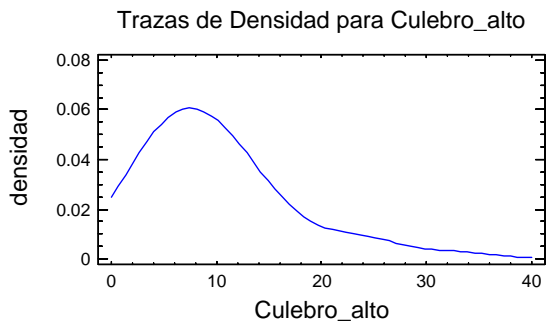
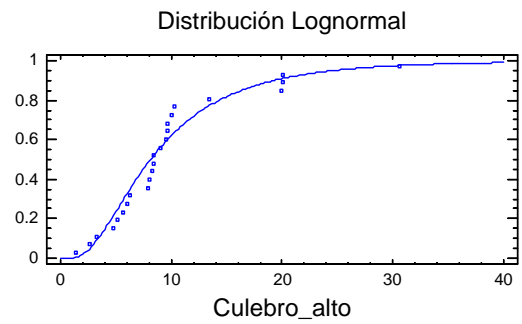
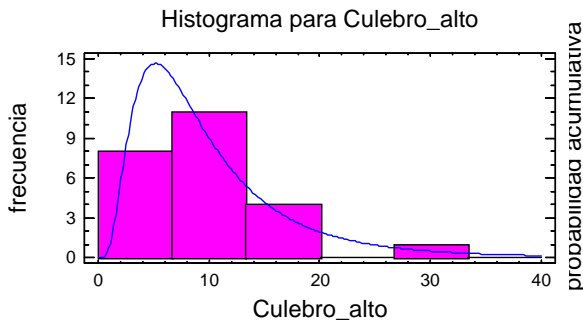
Distribución lognormal ajustada	
Media =	10.1974
Desv.Típica =	7.7139

- Sur Oriental



Distribución lognormal ajustada	
Media =	10.1974
Desv.Típica =	7.7139

- Culebro alto



Distribución lognormal ajustada	
Media =	10.1974
Desv.Típica =	7.7139

3. Desarrollo de la herramienta de simulación múltiple de GESCAL mediante técnicas de Monte-Carlo

3.1. La herramienta GESCAL

3.1.1. Introducción

El programa GESCAL es una herramienta para la modelación de la calidad del agua a escala de cuenca. Se ha implementado sobre el Sistema Soporte Decisión (SSD) AQUATOOL (Andreu et al. 1996) y en su nueva versión AquaToolDMA (Solera et al. 2007) para la planificación y gestión de recursos hídricos. De este modo la aplicación conjunta permitirá, con una sola herramienta modelar la gestión y la calidad del agua en sistemas de recursos hídricos.

Este módulo no intenta representar la evolución de la calidad del agua frente a eventos puntuales, sino por el contrario, reflejar la evolución espacio temporal de la calidad del agua en los sistemas modelados, fruto de las diferentes alternativas de gestión, depuración, contaminación y uso del recurso.

El programa permita la modelación de los constituyentes convencionales con un doble objetivo: por un lado se busca sencillez a la hora de modelar de una manera coherente con la escala de trabajo, y por otro se intenta no perder representatividad ni capacidad de modelación.

Aunque el programa permite, la modelación de la calidad del agua, en sistemas de recursos completos no deja de ser muy interesante su aplicación a pequeña escala como pueden ser tramos de río específicos o el análisis de un único embalse. Esto se debe a la completa consideración de procesos que se realiza en su formulación.

GESCAL es un post procesador del módulo SIMGES (Andreu et al., 2007) de simulación de cuencas. Sin embargo en este caso el uso de SIMGES es mínimo ya que no se aborda un problema real de simulación de una cuenca completa, sino un tramo de río en el que las aportaciones son vertidos de estaciones depuradoras.

3.1.2. Formulación del modelo

La herramienta GESCAL permite el desarrollo de modelos de calidad del agua sobre modelos de simulación de sistemas de recursos hídricos previamente desarrollados con el módulo SIMGES. Aunque la calidad de agua se ha considerado en todos los posibles elementos de la modelación de la simulación la modelación de los procesos físico – químicos y biológicos que afectan a la calidad se considera exclusivamente en los elementos de tramos de río (o canales) y embalses (o lagos). La característica fundamental, de esta herramienta, es la posibilidad de modelar tanto embalses como tramos de río en una misma aplicación y de una forma integrada con el resto de elementos del sistema. Así, de esta forma, la calidad en un tramo de río o en un embalse no sólo depende de los procesos que se producen sino también de la gestión del sistema

y de la calidad de los diferentes elementos que tengan relación con el elemento en cuestión.

Los constituyentes que se pueden modelar son los siguientes:

- Temperatura.
- Contaminantes arbitrarios
- Oxígeno disuelto y Materia Orgánica Carbonosa (MOC).
- Ciclo del nitrógeno: nitrógeno orgánico, amonio y nitratos. Y su afeción sobre el oxígeno disuelto.
- Eutrofización: ciclo del nitrógeno, fitoplancton (como clorofila-a, fósforo orgánico e inorgánico; y su afeción sobre el oxígeno disuelto.

3.1.2.1. Modelación en conducciones

El elemento conducción concebido en el modelo de simulación SIMGES sirve para modelar cualquier curso de agua, ya sea un tramo de río, un canal o cualquier otro tipo de conducción. En el programa GESCAL se modela el tramo de río bajo las siguientes características:

- Se considera unidimensional con homogeneidad de concentraciones tanto en el eje vertical como en el transversal.
- Estado estacionario: Para cada mes se estima las condiciones estacionarias de calidad del agua que alcanzaría el tramo de río si las condiciones se mantuvieran constantes dentro de ese intervalo de tiempo.
- Se consideran los procesos de advección y dispersión.
- En la modelación de los tramos de río también se tiene en cuenta la posible relación hidráulica con los acuíferos ya sea por aporte de agua desde el acuífero o por filtración del río.
- Permite la introducción de elementos de contaminación difusa.
- La hidráulica se puede modelar tanto por relaciones potenciales como por la ecuación de Manning asumiendo sección trapezoidal.
- Los vertidos puntuales se consideran en los nudos.

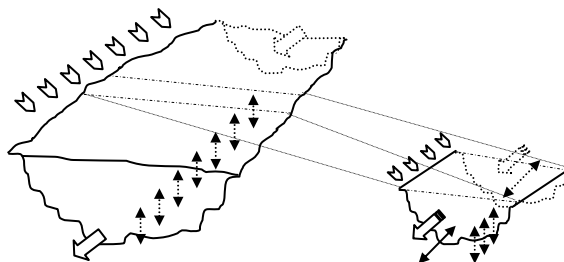


Figura 122. Esquema de modelación de las conducciones.

3.1.2.2. Hidráulica de Ríos.

Bajo la hipótesis de unidimensionalidad en ríos es necesario establecer un modelo hidráulico que relacione los caudales circulantes con la velocidad, profundidad y ancho del río. Para el establecimiento de esta relación se dispone de dos métodos. El primero, desarrollado por Leopold and Maddock (1953) establece relaciones potenciales entre las distintas variables hidráulicas y el caudal:

$$u = \alpha_1 Q^{\beta_1} \quad (4.1)$$

$$h = \alpha_2 Q^{\beta_2} \quad (4.2)$$

$$b = \alpha_3 Q^{\beta_3} \quad (4.3)$$

Donde u representa la velocidad (ms^{-1}); Q es el caudal circulante (m^3s^{-1}); h es el calado (m); b el ancho del río (m). Los coeficientes α_1 , β_1 , α_2 , β_2 , α_3 y β_3 son parámetros que se establecen de forma empírica y que por continuidad deben cumplir:

$$\beta_1 + \beta_2 + \beta_3 = 1 \quad (4.4) \quad \text{y} \quad \alpha_1 \cdot \alpha_2 \cdot \alpha_3 = 1 \quad (4.5)$$

El segundo método implementado en el programa es el cálculo hidráulico por la fórmula de Manning:

$$u = \frac{R_h^{2/3} \cdot I^{1/2}}{n}$$

En donde: R_h (m) representa el radio hidráulico que se obtiene como el cociente entre el área mojada y el perímetro mojado. I (m/m) representa la pendiente del canal y n es el número de Manning o de rugosidad. La velocidad se obtiene en m/s.

Se considera una sección trapezoidal con lo que la ecuación anterior queda de la siguiente forma:

$$u = \frac{\left(\frac{b_0 \cdot y + s \cdot y^2}{b_0 + 2 \cdot y \cdot \sqrt{s^2 + 1}} \right)^{2/3} \cdot I^{1/2}}{n}$$

Donde: b_0 representa el ancho de la solera del río (m). “ s ” es la pendiente lateral (m/m). “ y ” representa el calado (m); “ n ” es el coeficiente de Manning.

La resolución de la ecuación de Manning pasa por aplicar un método de resolución numérica por iteración. Debido a las posibles relaciones de los tramos de río con los acuíferos, el caudal no tiene porque ser el mismo a lo largo del tramo. Por ello, asumiendo que las pérdidas o ganancias de caudal son uniformes a lo largo del tramo, las relaciones hidráulicas se resuelven para cada uno de los “segmentos” o diferenciales en los que se divide el tramo para el cálculo.

Por otra parte, cabe destacar que la elección de un método u otro no es global para todos los tramos de río permitiendo aplicar un método u otro de forma discrecional sobre los tramos.

3.1.2.3. *Constituyentes y procesos modelados*

Como se ha mencionado previamente los constituyentes que se pueden modelar son los siguientes: Temperatura, Arbitrarios, Materia Orgánica Carbonosa, Oxígeno disuelto, Nitrógeno orgánico, Amonio, Nitratos, Fitoplancton, Fósforo Orgánico y fosfatos. Como se puede ver la herramienta se ha enfocado a la modelación de los constituyentes más comunes de aguas superficiales incluyendo procesos de eutrofización.

A continuación se explica para cada uno de los constituyentes modelados los procesos que se consideran y sus relaciones con el resto.

Contaminantes arbitrarios.

Para los contaminantes arbitrarios se considera un proceso de descomposición modelado mediante una cinética de primer orden y un proceso de sedimentación de la parte particulada.

$$\sum W_i = -K(\theta^{T-20})C - \frac{VS}{h}C \quad (4.6)$$

Donde: K representa la constante de descomposición a 20 °C (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 (mg l⁻¹).

Para considerar un contaminante como conservativo basta con considerar nulos la constante de descomposición y la velocidad de sedimentación. Por otra parte en los embalses que se modelen estratificados el término de sedimentación del epilimnion aparece como sumando para el hipolimnion.

Materia orgánica, oxígeno disuelto y procesos de eutrofización.

Para la modelación del oxígeno disuelto se consideran tres posibles niveles incrementales de complejidad. La opción más sencilla tiene en cuenta la modelación de la MOC y el oxígeno disuelto. El segundo grado de complejidad considera adicionalmente el ciclo del nitrógeno. Las diferentes formas consideradas son nitrógeno orgánico, amonio y nitratos. Finalmente el último nivel de complejidad permite la modelación de la MOC, el ciclo del nitrógeno, fitoplancton, el fósforo (orgánico y soluble reactivo), sus relaciones y las afecciones sobre el oxígeno disuelto. Nuestro modelo ha sido desarrollado por el segundo modelo de complejidad.

Las diferentes formas de planteamiento pueden verse en los siguientes esquemas.

La siguiente figura muestra los procesos considerados en la opción de modelación básica en cuanto a oxígeno disuelto (OD) y materia orgánica carbonosa (MOC) se refiere. Nota DOS: Demanda de Oxígeno por parte del Sedimento.

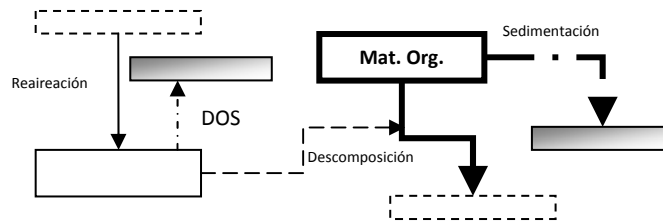


Figura 123. Procesos considerados en la hipótesis básica de modelación del oxígeno disuelto.

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.

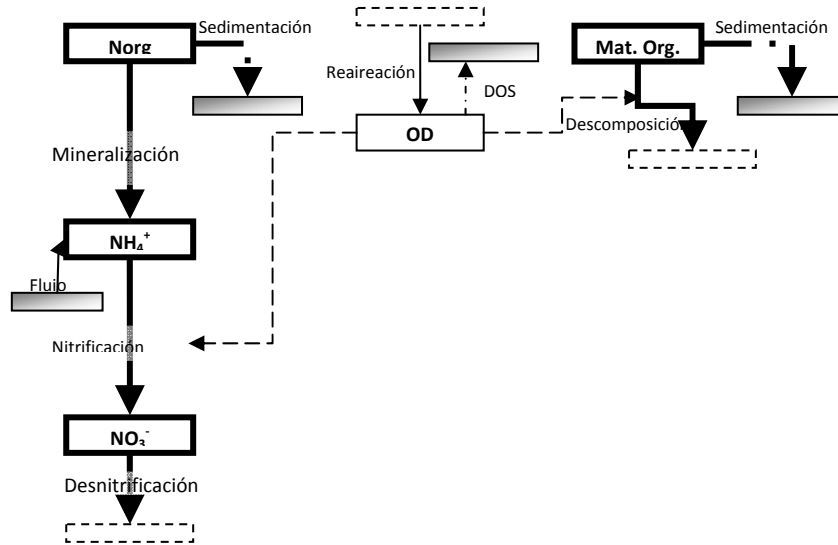


Figura 124. Procesos considerados en la modelación del oxígeno disuelto junto con el ciclo del nitrógeno

Finalmente la muestra todos los procesos que se tienen en cuenta con la modelación de un problema de eutrofización.

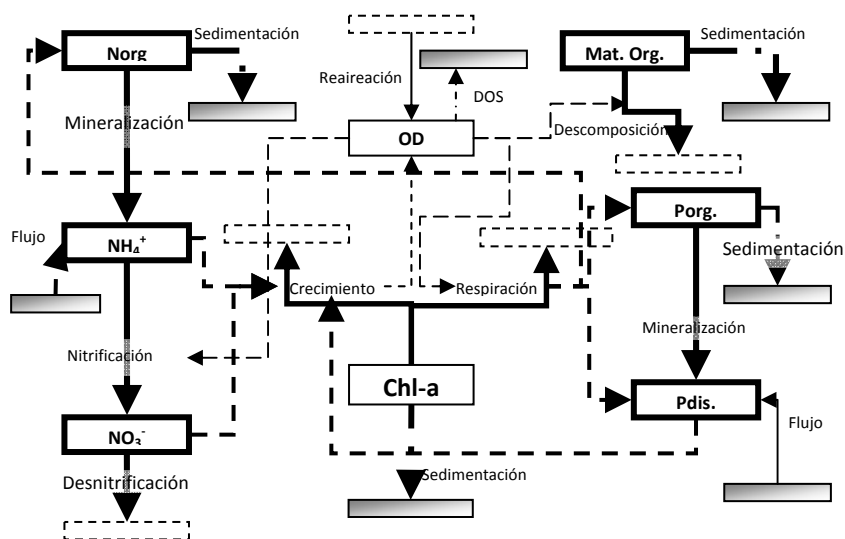


Figura 125. Procesos considerados en la modelación de un problema de eutrofización.

Materia Orgánica Carbonosa.

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

$$\sum W_i = -K_d \theta_d^{T-20} \frac{O}{O + K_{d1/2}} L - \frac{VS_L}{h} L \quad (4.7)$$

En donde: L es la concentración de MOC 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 ($mdía^{-1}$); h es la altura de la masa de agua; T es la temperatura de la masa de agua.

Nitrógeno orgánico.

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

$$\sum W_i = -K_{Noa} \theta_{noa}^{T-20} N_o - \frac{VS_{No}}{h} N_o + r_{na} K_{resp} \theta_{resp}^{T-20} A \quad (4.8)$$

Donde: K_{noa} representa la constante de amonificación ($día^{-1}$); θ_{noa} representa el coeficiente de corrección de la constante anterior por temperatura; N_o es la concentración de nitrógeno orgánico en el río (MT^{-1}); VS_{NO} velocidad de sedimentación del nitrógeno orgánico ($mdía^{-1}$); r_{na} representa el contenido de nitrógeno en la algas (mgN/mgA). El último término sólo se considera en la opción en que se modele el fitoplancton representando la aportación debido a la respiración del mismo.

Amonio.

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.

$$\sum W_i = +K_{Knoa} \theta_{Knoa}^{T-20} N_o - \left(K_{Nai} \theta_{nai}^{T-20} \frac{O}{O + K_{n1/2}} \right) N_a + -r_{na} F_n K'_g A \quad (4.9)$$

En 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. F_n representa el factor de preferencia por el amonio frente a los nitratos; r_{na} es el coeficiente estequiométrico (mgN/mgA); K'_g es la constante de crecimiento de fitoplancton teniendo en cuenta el factor corrector por temperatura, limitación de nutrientes y atenuación de la luz ($día^{-1}$); A es la concentración de clorofila-a (mgL^{-1}). El último término sólo se considera en la opción en que se modele el conjunto global. El efecto de la reducción de nitrificación por condiciones anóxicas se ha considerado corrigiendo la constante con un factor dependiente de la concentración del oxígeno disuelto y una constante de semisaturación.

Nitritos y Nitratos.

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 y crecimiento del fitoplancton.

$$\sum W_i = \left(K_{Nai} \theta_{nai}^{T-20} \frac{O}{O + K_{nai/2}} \right) N_a - \left(K_{no3} \theta_{no3}^{T-20} \frac{O + K_{no3/2}}{O} \right) N_{o3} - r_{na} (1 - F_n) K'_g A \quad (4.10)$$

Donde: N_{o3} es la concentración de nitratos ($\text{mg l}^{-1} \text{ -N}$); K_{no3} representa la constante de desnitrificación (día^{-1}); θ_{no3} es el factor de corrección de temperatura para la constante anterior; $K_{No3/2}$ representa la constante de semisaturación para tener en cuenta que la desnitrificación sólo se produce en momentos de anoxia.

Oxígeno disuelto.

Para la modelación del oxígeno disuelto se consideran los siguientes procesos:

- Consumo de oxígeno disuelto en el proceso de degradación de materia orgánica carbonosa.
- Consumo de oxígeno disuelto en el proceso de nitrificación
- Consumo de oxígeno en la respiración del fitoplancton.
- Producción del mismo en el proceso de crecimiento mediante la fotosíntesis.

$$\begin{aligned} \sum W_i = & + K_a \theta_{Ka}^{T-20} (O_{sat} - O) - K_d \theta_d^{T-20} L - \\ & - r_a \left(K_{Nai} \theta_{nai}^{T-20} \frac{O}{O + K_{n/2}} \right) N_a + \\ & + r_{ocrec} \left(K_{g \max} \theta_g^{T-20} F_l \text{Min} \left(\frac{N_{aio3}}{N_{aio3} + K_{NF/2}}; \frac{P}{P + K_{P/2}} \right) \right) A - r_{oresp} K_{resp} \theta_{resp}^{T-20} A \quad (4.11) \end{aligned}$$

Donde: O es la concentración de oxígeno disuelto en el río (mg l^{-1}); O_{sat} es la concentración de saturación de oxígeno disuelto (mg l^{-1}); K_a es la constante de reaeración (día^{-1}); θ_a se factor de corrección por temperatura; r_a representa el consumo de oxígeno por oxidación de amonio (mgO/mgN); r_{ocrec} y r_{oresp} representan el oxígeno producido y consumido por el crecimiento de las algas y la respiración.

Cada una de las líneas de la fórmula representa los términos que se añaden según la consideración de modelación que se realice: modo sencillo (sólo oxígeno disuelto y materia orgánica), modo medio en donde se incluye el ciclo del nitrógeno y modo completo en donde se incluye el efecto del fitoplancton y del fósforo.

La saturación de oxígeno disuelto se estima a partir de la temperatura del tramo de río utilizando la ecuación propuesta en (APHA, 1992)

$$\ln O_{satpo} = -139.34411 + \frac{1.575701 \cdot 10^5}{T_a} - \frac{6.642308 \cdot 10^7}{T_a^2} + \frac{1.2438 \cdot 10^{10}}{T_a^3} - \frac{8.621949 \cdot 10^{11}}{T_a^4} \quad (4.12)$$

Donde: T_a es la temperatura del agua en grados Kelvin.

La constante de reaireación puede ser introducida como un dato u obtenerse mediante el método de Covar:

Si la H (profundidad) <0.61 (m) entonces se utiliza la fórmula de Owens-Gibbs:

$$K_a = 5.32 \frac{u^{0.67}}{H^{1.85}} \quad (4.13)$$

Donde u es la velocidad en m/s. Si $H > 0.61$ (m) y $H > 3.44 \cdot u^{2.5}$ entonces se utiliza la fórmula de O'Connor-Dobbins:

$$K_a = 3.93 \frac{u^{0.5}}{H^{1.5}} \quad (4.14)$$

En cualquier otro caso se utiliza la fórmula de Churchill:

$$K_a = 5.026 \frac{u}{H^{1.67}} \quad (4.15)$$

3.1.2.4. Consideraciones generales

Influencia de la temperatura.

La velocidad de las reacciones que se consideran en el modelo aumenta con la temperatura, según la ecuación de Arrhenius:

$$K(T) = K(20) \cdot \theta^{T-20} \quad (4.16)$$

Donde $K(T)$ es el valor de la constante a la temperatura T , $K(20)$ es el valor de la constante a 20°C y θ es el factor de corrección de temperatura y depende del proceso.

Influencia de la concentración de oxígeno disuelto.

La velocidad de los procesos que dependen del oxígeno disponible (degradación de materia orgánica, nitrificación, desnitrificación) está corregida por la concentración de oxígeno generalmente según la expresión:

$$K = K \cdot \frac{OD}{OD + K_{1/2}} \quad (4.17)$$

Donde OD es la concentración de oxígeno y $K_{1/2}$ es una constante de semisaturación diferente para cada proceso.

Para el caso de las conducciones en donde se busca el estado estacionario se realiza un proceso iterativo de cálculo entre los diferentes constituyentes relacionados en la modelación del oxígeno disuelto. Se ha puesto como criterio de convergencia el valor de la suma de las concentraciones de oxígeno disuelto en los segmentos en que se divide el

tramo de río. El límite de convergencia se define como 0.5 mg/l de diferencia entre dos iteraciones. Para asegurar la convergencia la constante de degradación de la materia orgánica se estima como la media entre la obtenida para la simulación anterior y la que se obtendría para unos niveles de oxígeno de esta simulación.

En particular, para el proceso de desnitrificación, que tiene lugar en ausencia de oxígeno, la corrección por oxígeno se introduce de la siguiente manera:

$$K = K \cdot \frac{K_{1/2}}{OD + K_{1/2}} \quad (4.18)$$

3.2. La herramienta CALRISK

El programa CALRISK es una herramienta basada en el Método Monte Carlo para la generación de series estocásticas y análisis estadístico de los resultados, a partir de los datos generados.

El programa ha sido generado por la aplicación *Visual Studio 2008*, que emplea un lenguaje de programación "Visual.net".

Esta herramienta ha sido desarrollada con el objetivo de profundizar más en el análisis de la calidad de los modelos analizados con la herramienta GESCAL, comentada en el apartado anterior.

Esta herramienta ha sido creada con la idea que pueda ser útil para futuros estudios. Por ello, se ha implementado en el Sistema de Soporte de Decisión (SSD) AQUATOOL (Andreu et al. 1996) y en su nueva versión AquaToolDMA (Solera et al. 2007) para la planificación y gestión de recursos hídricos, como complemento adicional de la herramienta GESCAL.

Gracias a esta herramienta, en conjunto con la herramienta GESCAL, es posible realizar un análisis estocástico y obtener unos resultados estadísticos de las simulaciones realizadas. El uso conjunto de estas herramientas tiene la ventaja de realizar un análisis mucho más completo de los estudios, proporcionando la posibilidad de no simplemente realizar un análisis determinista, sino completar con un análisis estocástico del problema de estudio.

3.2.1. Descripción de la herramienta

A continuación se realiza una breve descripción de la herramienta CALRISK. Finalmente se incluye un esquema gráfico de funcionamiento del programa.

Como se ha citado anteriormente, la herramienta CALRISK está basada en el Método Monte Carlo. Gracias a esta herramienta es posible generar series de datos de naturaleza estocástica, a partir de unas distribuciones definidas por el usuario. Sin embargo, para la generación de estas series, se deberá realizar previamente una serie de operaciones adicionales.

Para poder definir las distribuciones, es necesario realizar un análisis estadístico previo de la serie de datos de los que se quiere extrapolar la distribución seguida por los mismos. A partir

de los datos reales medidos, se asocia un tipo de distribución a estos datos, para posteriormente generar la serie estocástica de datos.

Una vez asociados los datos medidos con la distribución apropiada, es necesario realizar pruebas para comprobar la bondad del ajuste de las distribuciones asociadas a cada serie de datos, con el fin de comprobar que realmente las series siguen este tipo de distribuciones. Para ello, se han realizado tres pruebas: el test de bondad de ajuste Ji-cuadrado, y los estadísticos de Kolmogorov-Smirnov y Anderson-Darling. Si todos los test son satisfactorios, se valida el ajuste y se procede a la generación de la serie estocástica. Sin embargo, si alguno de ellos resulta negativo, se deberá ajustar a otro tipo de distribución, o bien cambiar los parámetros de la misma distribución.

La herramienta CALRISK establece una conexión con la base de datos del archivo de AQUATOOL en el que se está trabajando. En ella se detectan los parámetros del modelo, así como los contaminantes simulados y las conducciones existentes. Finalmente, es necesario introducir los datos de las distribuciones ajustadas en el programa CALRISK. Es posible realizar un filtro por constituyente para facilitar la introducción de los datos en la herramienta. En la siguiente figura, se aprecia el aspecto de esta pantalla principal de la herramienta CALRISK.

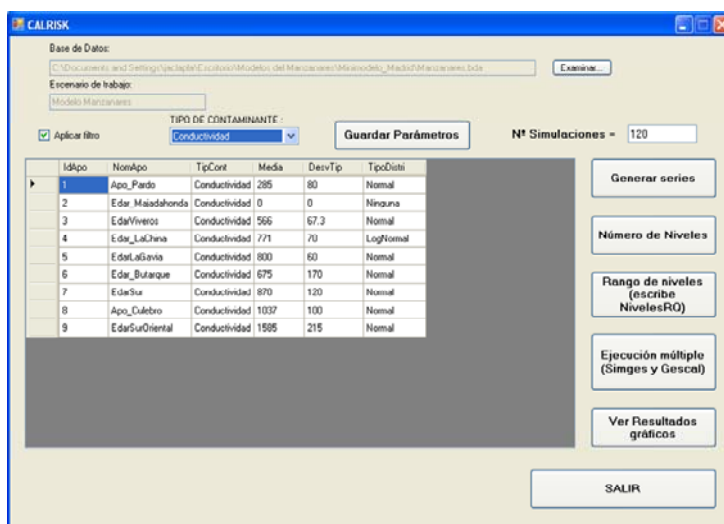


Figura 126. Aspecto pantalla principal CALRISK. Introducción de datos del ajuste de la serie.

Una vez se han realizado las operaciones de introducir los datos de las distribuciones en la herramienta, se procede a la generación de las series de los constituyentes modelados, junto con el caudal, según las distribuciones introducidas previamente en la herramienta.

La longitud de la serie, es decir, el número de valores a generar de cada serie, será definida por el usuario. Esta serie deberá tener una longitud adecuada para que la muestra sea representativa. Esto es, cuanto más larga sea la serie generada, mayor será su significancia estadística y el error absoluto de la estimación será menor.

El análisis estadístico de CALRISK proporciona la probabilidad de que una conducción del modelo construido se encuentre en un cierto intervalo de concentración, por lo que estos intervalos deberán ser definidos por el usuario. La herramienta permite la definición, tanto del

número de niveles de cada contaminante, como de los límites superiores e inferiores de los rangos de cada uno de ellos. Para esta definición, la nueva herramienta construida, dispone de dos ventanas para facilitar estas definiciones. Estas citadas ventanas de la herramienta CALRISK se muestran a continuación.

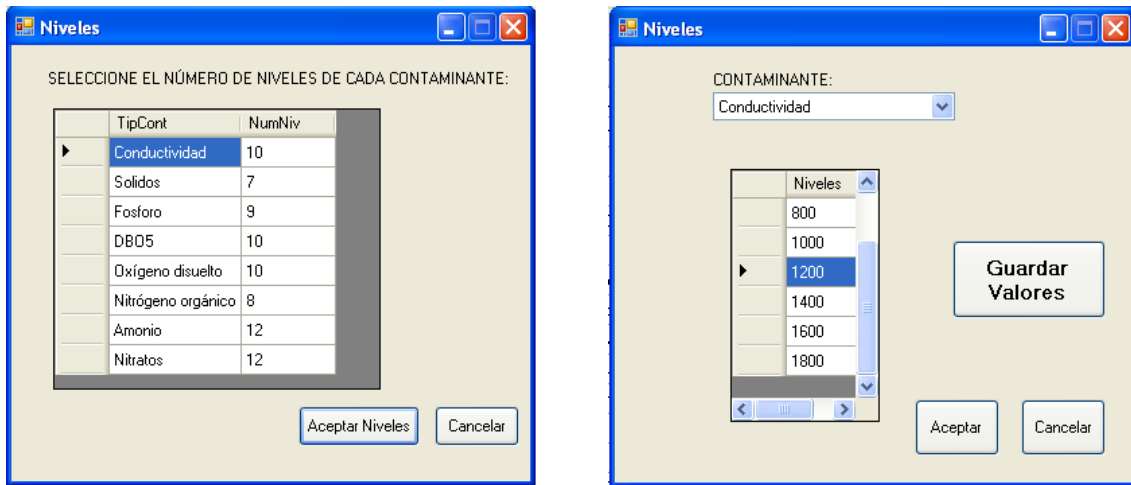


Figura 127. Definición del número de niveles e intervalos de cada rango mediante CALRISK.

Una vez se han generado las series y establecido los niveles de riesgo de cada contaminante, se procede a la simulación múltiple de SIMGES y GESCAL para las series generadas. Cada simulación es distinta a la anterior, tomando valores distintos de la serie generada. De esta manera se intenta reflejar la aleatoriedad de los resultados futuros.

Tras esta simulación se obtienen los resultados estadísticos, según los intervalos de niveles definidos previamente. La herramienta CALRISK dispone de una función para observar dichos resultados a lo largo de las diferentes conducciones del río. Es posible observar los resultados estadísticos en las conducciones que se consideren oportunas, y cualquiera de los constituyentes simulados. Los resultados gráficos de CALRISK tienen el siguiente aspecto:

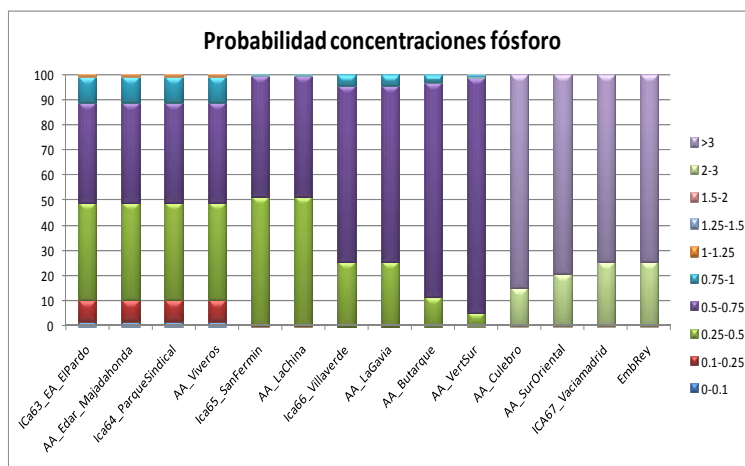
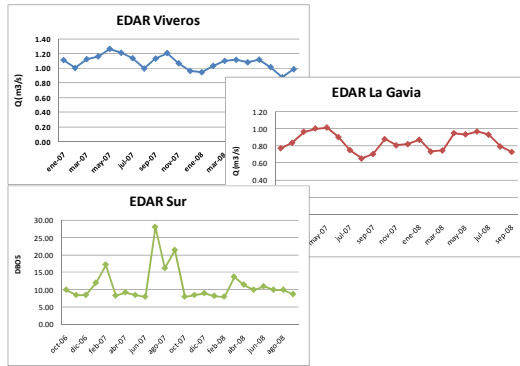


Figura 128. Gráfico de los resultados estadísticos de obtenidos mediante CALRISK.

A continuación se muestra un esquema del funcionamiento de la herramienta CALRISK, abarcando desde las operaciones previas de ajuste de distribuciones, hasta la salida gráfica de resultados.

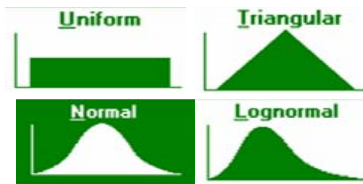
DATOS DE APORTACIONES:

- CAUDALES
- CONCENTRACIONES

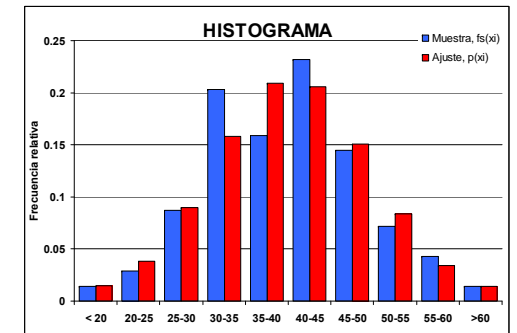


ANÁLISIS ESTADÍSTICO Y AJUSTE DE LAS DISTRIBUCIONES.

- Tipo de distribución
- Media (μ)
- Desviación Típica (σ)

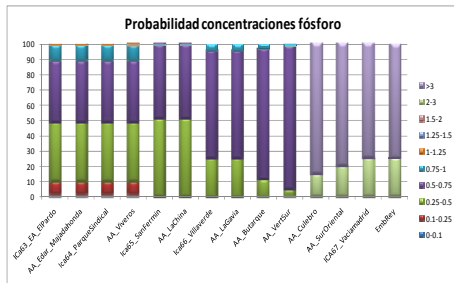


TEST DE BONDAD DE AJUSTE



CALRISK

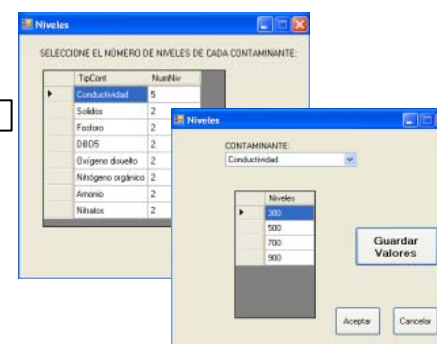
RESULTADOS ESTADÍSTICOS: GRÁFICOS



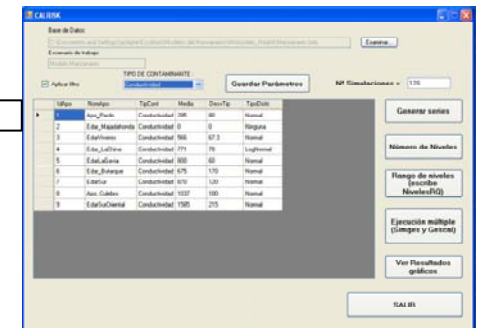
SIMULACIÓN MÚLTIPLE GESCAL



DEFINICIÓN DE LOS NIVELES DE CONTAMINANTES



GENERACIÓN DE LAS SERIES ESTOCÁSTICAS



Generación de números aleatorios, y reescalado según tipo de distribución

Figura 129. Esquema de funcionamiento de la herramienta CALRISK. Metodología a realizar.

3.2.2. Distribuciones propuestas

En esta parte de la memoria se especifican las distribuciones que se proponen en la herramienta CALRISK para aplicar el método Monte Carlo.

Existen dos tipos de funciones de distribución de probabilidad:

- **Discretas:** Binomial, Geométrica, Poisson, Discreta, etc.
- **Continuas:** Normal, Lognormal, Uniforme, Triangular, etc.

Las funciones de distribución empleadas para generar las series son distribuciones de probabilidad continuas. Las funciones continuas escogidas son: uniforme, triangular, normal y lognormal. El motivo de esta elección son la sencillez en la formulación y la semejanza de estas distribuciones con algunos fenómenos naturales.

A continuación se realiza una pequeña descripción de cada una de las funciones escogidas.

- UNIFORME

En una distribución uniforme todos los valores dentro del rango factible tienen la misma densidad de probabilidad. Es decir, que entre el valor máximo y mínimo del intervalo, la probabilidad de tomar un valor u otro es la misma para todos los valores del rango, siendo nula la probabilidad de tomar un valor no perteneciente al intervalo.

Los parámetros necesarios para definir una distribución uniforme son los valores máximo y mínimo del intervalo.

Debido a que los parámetros de entrada para definir una función son la media y la desviación típica, en esta formulación se ha tomado el siguiente criterio: el valor máximo viene definido por el valor medio más dos veces la desviación típica; mientras que el valor mínimo viene dado por el valor medio menos dos veces la desviación típica.

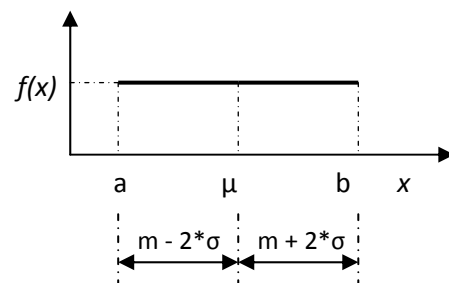
En la práctica, se ha empleado esta distribución cuando se cuenta con pocos datos.

Función de densidad: $f(x)$

$$f(x) = \frac{1}{b-a} \quad ; \quad a \leq x \leq b$$

Función de distribución: $F(x)$

$$F(x) = \frac{(x-a)}{b-a} \quad ; \quad a \leq x \leq b$$



- TRIANGULAR

Una distribución se denomina triangular cuando viene definida por tres parámetros, que representan el valor mínimo, el valor medio y el valor máximo de la variable.

La distribución triangular puede ser útil como una aproximación inicial en situaciones para las que no se dispone de datos fiables. La forma de la distribución usualmente lleva a sobreestimar la densidad de las colas y a subestimar la densidad en el “tronco” de la distribución.

La distribución recibe este nombre por el hecho de que la función de densidad tiene una forma triangular. El valor medio de la distribución no tiene porqué coincidir con el valor máximo de la variable, sin embargo, para simplificar los cálculos se ha considerado que ambos coinciden.

En esta formulación se ha tomado el siguiente criterio: el valor máximo viene definido por el valor medio más dos veces la desviación típica; la mediana viene dada por el valor de la media; y el valor mínimo viene dado por el valor medio menos dos veces la desviación típica.

Función de densidad: $f(x)$

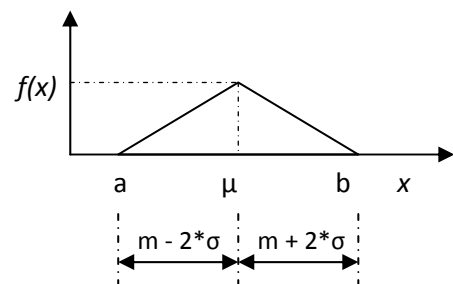
$$f(x) = \frac{2(x-a)}{(b-a)(\mu-a)} \quad ; \quad a \leq x \leq \mu$$

$$f(x) = \frac{2(b-x)}{(b-a)(b-\mu)} \quad ; \quad \mu < x \leq b$$

Función de distribución: $F(x)$

$$F(x) = \frac{(x-a)^2}{(b-a)(\mu-a)} \quad ; \quad a \leq x \leq \mu$$

$$F(x) = 1 - \frac{(b-x)^2}{(b-a)(b-\mu)} \quad ; \quad \mu < x \leq b$$



En la práctica, se ha empleado esta distribución cuando se cuenta con pocos datos y se dan algunos picos, tanto superiores como inferiores. Ante la posibilidad de ajuste a una triangular y a una normal, se ha dado prioridad a la distribución normal frente a la triangular.

- NORMAL

La distribución normal, también llamada distribución de Gauss, es la distribución de probabilidad que con más frecuencia aparece en estadística y teoría de probabilidades. Esta distribución es la apropiada para fenómenos que tienen un punto medio que es más probable y que los resultados alejados de la media son progresivamente menos probables.

Los datos a introducir en el modelo son los valores de la media y la desviación típica (o estándar) de la distribución normal. Estos valores se emplean directamente para generar una distribución normal con estos parámetros.

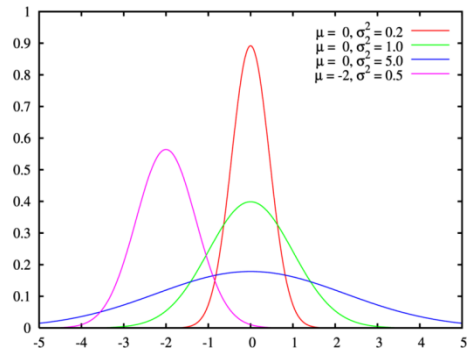
En la práctica, se ha empleado esta distribución de una manera bastante habitual. Aproximadamente el 50% de las concentraciones siguen este tipo de distribución.

Función de densidad: $f(x)$

$$f(x) = \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}} \quad ; \quad -\infty \leq x \leq +\infty$$

Función de distribución: $F(x)$

$$F(x) = \int_a^b f(x) dx \quad ; \quad a \leq x \leq b$$



- LOGNORMAL

La distribución lognormal es aquella que describe una variable x cuyo logaritmo se distribuye de una forma normal. Esta distribución es una buena representación para las variables que se extienden en el intervalo $[0, +\infty [$, y que tienen un sesgo positivo.

La distribución lognormal tiene dos parámetros: μ (media aritmética del logaritmo de los datos) y σ (desviación estándar del logaritmo de los datos).

La distribución lognormal se caracteriza por las siguientes propiedades:

- Asigna a valores de la variable < 0 la probabilidad 0 y de este modo se ajusta a las tasas y probabilidades de fallo que de esta forma sólo pueden ser positivas.
- Como depende de dos parámetros, se ajusta bien a un gran número de distribuciones empíricas.
- Es idónea para parámetros que son a su vez producto de numerosas cantidades aleatorias (múltiples efectos que influyen sobre la fiabilidad de un componente).
- La esperanza matemática o media en la distribución lognormal es mayor que su mediana. De este modo da más importancia a los valores grandes de las tasas de fallo que una distribución normal con los mismos percentiles del 5% y 50% tendiendo, por tanto, a ser pesimista.

Los datos a introducir en el modelo son los valores de la media y la desviación típica (o estándar) de la distribución lognormal. Estos valores, internamente se transforman a los valores de media y desviación típica asociados a una distribución normal. Posteriormente, se genera una distribución normal y finalmente se vuelve a transformar a su estado lognormal.

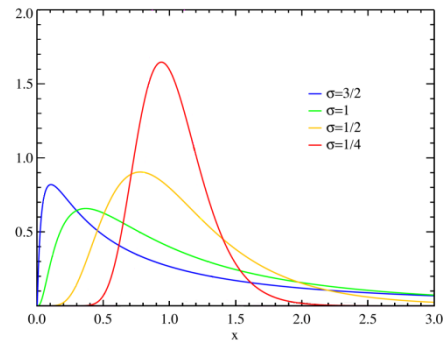
En la práctica, al igual que en el caso anterior, se ha empleado esta distribución de una manera bastante habitual, sobre todo para caudales. Aproximadamente el 50% restante de las concentraciones siguen este tipo de distribución.

Función de densidad: $f(x)$

$$f(x) = \frac{1}{\sigma_l \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(\ln x - \mu_l)^2}{2\sigma_l^2}} ; \quad x \geq 0$$

Donde:

$$\left\{ \begin{array}{l} \mu_l = \ln \frac{\mu^2}{\sqrt{(\sigma^2 + \mu^2)}} \\ \sigma_l = \sqrt{\ln \left(\frac{\sigma^2}{\mu^2} + 1 \right)} \end{array} \right.$$



Función de distribución: $F(x)$

La función de distribución de la distribución lognormal no tiene expresión analítica.

3.2.3. Ajuste de las distribuciones mediante STATGRAPHICS

Como se ha citado anteriormente, es necesario realizar una serie de actuaciones previas a la utilización de CALRISK. Una de estas actuaciones es el ajuste de los valores reales disponibles a un tipo de distribución específico, definiéndola por los parámetros de la media y la desviación típica.

Este ajuste se debe realizar tanto para los constituyentes modelados como para los caudales de cada una de las aportaciones sufridas en el modelo.

Para realizar el ajuste se parte de la serie de los datos reales del modelo determinista. Es conveniente comprobar gráficamente que la evolución del constituyente a lo largo del tiempo no haya sufrido grandes modificaciones. En el caso que se detecte un fuerte cambio en la evolución de algún constituyente, se deberá tomar como válida la última parte de la serie, que será la que refleje el comportamiento actual.

Una vez se ha definido la serie de datos a partir de los cuales se pretende ajustar una distribución, se procede al ajuste. Para ello se ha empleado la herramienta STATGRAPHICS, en su versión 5.1, mediante la cual también se realizan las pruebas de bondad de ajuste Chi-cuadrado, y los estadísticos de Kolmogorov-Smirnov y Anderson-Darling. Esta herramienta permite realizar el ajuste automático a un tipo de distribución introduciendo la serie de datos, proporcionando los valores de la media y la desviación típica. Por defecto, la herramienta ajusta a una distribución normal, sin embargo existe la posibilidad de ajustar al tipo de distribución que desee el usuario.

El ajuste mediante STATGRAPHICS tiene la ventaja que realiza los test de bondad de ajuste, con lo que permite aceptar o rechazar un tipo de distribución concreta, así como en el caso que sean válidas varias distribuciones, escoger la que mejor ajuste. Las

pruebas de bondad de ajuste que realiza STATGRAPHICS se definen en el siguiente apartado de la memoria.

En el Anejo VII “*Distribuciones de vertido. Ajuste y comprobación de la bondad del ajuste mediante STATGRAPHICS*”, se representan los ajustes obtenidos para cada una de los constituyentes simulados en nuestro modelo.

3.2.4. Bondad del ajuste

En este apartado se pretende dar validez o rechazar las distribuciones propuestas para la generación de series estocásticas. Como se ha enunciado anteriormente, se realizan 3 pruebas para comprobar la bondad del ajuste de las distribuciones: el test Ji-cuadrado, y los estadísticos de Kolmogorov-Smirnov y Anderson-Darling.

A continuación se hace un resumen de las operaciones de las que consta cada uno de los test anteriores.

- Test Ji-cuadrado

La bondad del ajuste de una distribución de probabilidad puede probarse comparando los valores teóricos y muestrales de las funciones de frecuencia relativa o de frecuencia acumulada. En el caso de la función de frecuencia relativa se utiliza la prueba χ^2 . El estadístico χ^2 es una medida de la discrepancia entre las frecuencias observadas y las frecuencias calculadas.

El valor muestral de la frecuencia relativa del intervalo i es, de la ecuación $f_s(x_i) = n_i/n$; el valor teórico de $p(x_i)$ es $p(x_i) = F(x_i) - F(x_{i-1})$. La prueba estadística, χ^2 , χ_c^2 , está dada por:

$$\chi_c^2 = \sum_{i=1}^m \frac{n[f_s(x_i) - p(x_i)]^2}{p(x_i)} \quad (8.1)$$

Donde m es el número de intervalos.

Debe notarse que $n * f_s(x_i) = n_i$, el número de ocurrencias observadas en el intervalo i , y $n * p(x_i)$ es el correspondiente número esperado de ocurrencias en el intervalo i ; luego el cálculo de la ecuación (8.1) se limita a elevar al cuadrado la diferencia entre el número de ocurrencias observadas y esperadas, dividiendo por el número de ocurrencias esperadas en el intervalo y sumando el resultado para todos los intervalos.

Para describir la prueba debe χ^2 , debe definirse la distribución de probabilidad χ^2 . Una distribución χ^2 con ν *grados de libertad* es la distribución para la suma de los cuadrados de ν variables aleatorias normales estándar independientes z_i ; esta suma es la variable aleatoria:

$$\chi_\nu^2 = \sum_{i=1}^{\nu} z_i^2 \quad (8.2)$$

La función de distribución χ^2 se encuentra tabulada en muchos textos de estadística. En la prueba $\chi_{\nu}^2 = m - p - 1$, donde m es el número de intervalos tal como se describió

anteriormente y p es el número de parámetros utilizados en el ajuste de la distribución propuesta. Se escoge un *nivel de confianza* para la prueba; éste usualmente se expresa como $1 - \alpha$, donde α se conoce como *el nivel de significancia*. Un valor típico para el nivel de confianza es de 0.95, es decir, del 95 %, (por tanto el nivel de significancia, α , será de 0.05).

La *hipótesis nula* para la prueba es que la distribución de probabilidad propuesta ajusta adecuadamente la información, es decir, que las frecuencias observadas no difieren significativamente de las frecuencias esperadas. Si el estadístico $\chi^2 = 0$ significa que las distribuciones teórica y empírica ajustan exactamente, mientras que si el estadístico $\chi^2 > 0$, significa que ambas difieren. La hipótesis nula se rechaza (es decir, el ajuste se considera como inadecuado) si el valor de (8.1) es mayor que un valor límite, $\chi^2_{v,1-\alpha}$, determinado de la distribución χ^2 con v grados de libertad como el valor que tiene una probabilidad acumulada de $1 - \alpha$, en caso contrario, la hipótesis nula es aceptada. En resumen:

- H_0 : se acepta si:

$$\chi_c^2 < \chi_{v,1-\alpha}^2$$

- H_0 : se rechaza si:

$$\chi_c^2 > \chi_{v,1-\alpha}^2$$

La tabla de la distribución Ji-cuadrado, según los grados de libertad y el intervalo de confianza empleada en el test, se encuentra en el Anejo VIII, “*Resultados de las simulaciones estocásticas*”.

- Estadístico de Kolmogorov-Smirnov (K-S)

El estadístico de Kolmogorov-Smirnov (K-S) es una prueba no paramétrica que se utiliza para determinar la bondad de ajuste de dos distribuciones de probabilidad entre sí. Su objetivo es señalar si los datos que provienen de una población, siguen la distribución teórica especificada.

Conviene tener en cuenta que la prueba Kolmogorov-Smirnov es más sensible a los valores cercanos a la mediana que a los extremos de la distribución, mientras que la prueba de Anderson-Darling proporciona igual sensibilidad con valores extremos.

Esta prueba se basa en la comparación entre la función de distribución acumulada de una distribución teórica $F_t(X)$ con la función de distribución acumulada de la muestra $F_m(X)$.

Si las funciones de distribución acumulada teórica y muestral no son significativamente diferentes, entonces decimos que la muestra proviene de la distribución cuya función de distribución acumulada es $F_t(X)$. Sin embargo, si las diferencias entre las funciones acumuladas son muy grandes como para que no sean debidas solamente al azar, rechazamos H_0 .

Los pasos a seguir en la prueba de bondad de ajuste de Kolmogorov-Smirnov son los siguientes:

Plantear la hipótesis:

$$H_0 : F_m(X) = F_t(X) ; \forall X \in \mathfrak{R}$$

$$H_a : F_m(X) \neq F_t(X), \text{ por lo menos para un } X.$$

- a) Calcular todos los valores de $F_m(X)$ de la muestra X_1, X_2, \dots, X_n .
- b) Determinar la desviación máxima, que está dada por el supremo de los valores absolutos de las diferencias entre los valores de la función acumulada teórica y de la muestra: $D = \sup |F_m(X) - F_t(X)|$
- c) Escoger un nivel de significación α (10%).
- d) No se rechaza H_0 si el valor calculado D es menor o igual que el valor de la tabla, y se rechaza H_0 si el valor calculado D es mayor que el de la tabla.

Mediante la prueba se compara la distribución acumulada de las frecuencias teóricas (f_t) con la distribución acumulada de las frecuencias observadas (f_{obs}), se encuentra el punto de divergencia máxima y se determina qué probabilidad existe de que una diferencia de esa magnitud se deba al azar.

En las tareas de investigación se pudo obtener un conjunto de observaciones, en las cuales se supone que tienen una distribución normal, lognormal, triangular, etc. Para el caso, las frecuencias de las distribuciones teóricas deben contrastar con las frecuencias observadas, a fin de conocer cuál es la distribución que se adecua mejor al modelo.

Los pasos a seguir son los siguientes:

1. Calcular las frecuencias esperadas de la distribución teórica específica por considerar para determinado número de clases, en un arreglo de rangos de menor a mayor.
2. Arreglar estos valores teóricos en frecuencias acumuladas.
3. Arreglar acumulativamente las frecuencias observadas.
4. Aplicar la ecuación $D = f_t - f_{obs}$, donde D es la máxima discrepancia de ambas.
5. Comparar el valor estadístico D de Kolmogorov-Smirnov en la tabla de valores críticos de D .
6. Decidir si se acepta o rechaza la hipótesis. Para ello se toma un nivel de significancia de 0.1, por lo que todo valor de probabilidad mayor de 0.1 se acepta la hipótesis nula, y por tanto, la distribución.

En el Anejo VIII, “*Resultados de las simulaciones estocásticas*”, se muestra la tabla de la distribución de Kolmogorov-Smirnov, según los grados de libertad y el intervalo de confianza.

- Estadístico de Anderson-Darling (A-D)

El estadístico de Anderson-Darling es una prueba no paramétrica para saber si los datos de una muestra provienen de una distribución específica.

La prueba Anderson-Darling es, en general, más potente que la prueba Chi-cuadrado (χ^2) de Pearson y el estadístico de Kolmogorov-Smirnov (Stephens, 1974). Resulta lógico pensar que la χ^2 de Pearson es menos potente que la de Kolmogorov-Smirnov y la de Anderson-Darling debido a que trabaja con datos agrupados. Debido al agrupamiento, hay pérdida de información.

Por otro lado, la prueba Kolmogorov-Smirnov es menos sensible a desajustes que pudiera haber en las colas de la distribución, que la prueba Anderson-Darling. En particular, la prueba Anderson-Darling funciona mejor que cualquier otra, cuando haya casos extraordinarios o aberrantes.

La estadística A-D está dada por la siguiente expresión:

$$A^2 = -n - \left(\frac{1}{n}\right) \sum_i \left[(2i-1) \text{Ln}(p_{(i)}) + (2n+1-2i) \text{Ln}\{1-p_{(i)}\} \right]$$

Donde $p_{(i)}$ es el área bajo la curva normal para el intervalo $(-\infty, z_{(i)})$, o sea es la función de distribución normal estándar evaluada en el i -ésimo elemento (en orden ascendente) de la muestra.

Se presentan dos situaciones para la estadística A-D: la primera en que se conocen los parámetros de la distribución llamado caso 0; y la otra en que se desconoce al menos uno de los ellos (casos 1,2 y 3).

Situándonos en el caso de bondad de ajuste a la distribución normal se consideran los siguientes casos:

Caso 0: μ y s^2 conocidos.

Caso 1: s^2 conocida y μ desconocida y estimada por \bar{X} .

Caso 2: μ conocida y s^2 desconocida y estimada por $S_n = \frac{\sum (x_i - \mu)^2}{n}$

Caso 3: ambos desconocidos, estimados por \bar{X} y $S_{n-1} = \frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n-1}$

Para cada uno de los casos existe una tabla estadística para realizar la prueba de la hipótesis, H_0 : "La muestra aleatoria proviene de una distribución normal". La estadística de Anderson-Darling se calcula para los cuatro casos de la misma manera. Sin embargo, en el caso 3 se debe multiplicar por un factor de corrección el cual es: $1 + (0.75/n) + (2.25/n^2)$, que mejora la aproximación.

La prueba A-D para la bondad de ajuste normal, en el caso 0, se realiza siguiendo los siguientes pasos:

- Ordenar en forma ascendente a las $x_i : x_{(1)} \leq x_{(2)} \leq \dots \leq x_{(n)}$
- Calcular $z_{(i)} = \frac{X_{(i)} - \mu}{\sigma}$ y determinar las probabilidades acumuladas $p_{(i)}$ correspondientes a los $z_{(i)}$ con ayuda de una tabla de la distribución normal.
- Calcular A^2 según la fórmula dada.
- Comparar con el valor de tablas para determinar el valor $1-\alpha$, y llegar a una conclusión acerca de H_0 .

- ¿En qué casos es recomendable cada estadístico?

- Ji-Cuadrado (χ^2)

Recomendable para distribuciones discretas o distribuciones continuas cuando existe gran cantidad de datos.

- Kolmogorov-Smirnov (K-S)

Recomendable para distribuciones continuas puesto que no requiere gran cantidad de datos.

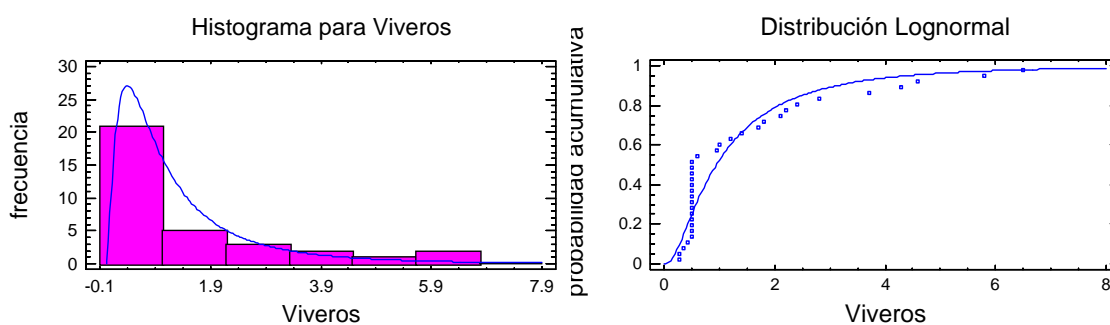
- Anderson-Darling (A-D)

Recomendado para distribuciones con colas pronunciadas.

En el Anejo VII, “Distribuciones de vertido. Ajuste y comprobación de bondad del ajuste mediante STATGRAPHICS”, se muestran los resultados del ajuste de las distribuciones de cada uno de los constituyentes y del caudal.

Es importante tener en cuenta que no todas las series se han ajustado perfectamente a alguna de las distribuciones propuestas, ya que no cumplía alguno de los test. Sin embargo, pese a que no ajustaba se ha mantenido este ajuste. Este desajuste se produce por la repetición excesiva de un valor, debido a la sensibilidad mínima del instrumento.

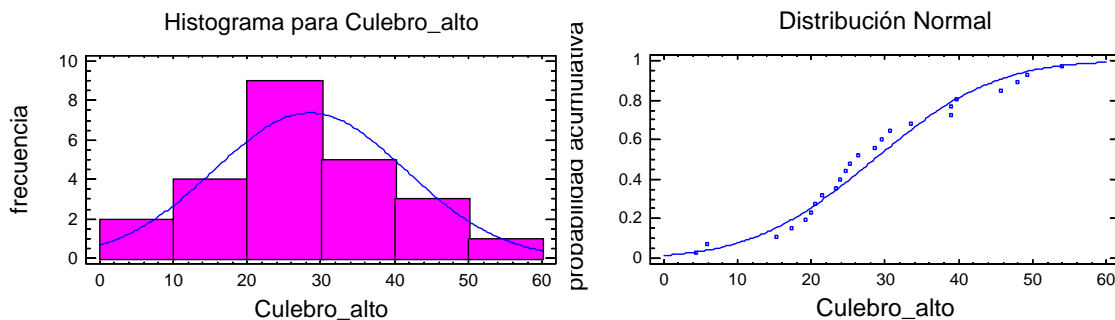
Un ejemplo de distribución que no ajusta según los test es el producido con el fósforo total de Viveros:



Distribución lognormal ajustada	
Media =	1.46424
Desv. Típica =	1.71661

Como se aprecia en el histograma, los datos siguen una distribución lognormal. Sin embargo, la gran cantidad de valores de concentraciones de 0.5 mg/l repetidas hace que el test proporcione resultados negativos.

Un ejemplo de serie que se ajusta perfectamente a la distribución es la concentración de amonio en el vertido de la depuradora de Culebro alto:



Distribución normal ajustada	
Media =	28.505
Desv. Típica =	12.9938

El ajuste en este caso es satisfactorio.

3.2.5. Generación de números pseudo-aleatorios. Formulación.

Para poder aplicar el método Monte Carlo, es necesario generar una secuencia aleatoria inicial, uniformemente distribuida entre 0 y 1. En la actualidad existen numerosos algoritmos de generación de números pseudo-aleatorios, pues la generación de números totalmente aleatorios es un hecho que todavía no se ha conseguido.

Los números pseudo-aleatorios siguen reglas concretas, y si se hacen un número suficiente de ensayos, al final se aprecia un patrón consistente y claro. Sin embargo, si conseguimos prolongar el periodo de repetición de nuestro algoritmo de generación pseudo-aleatoria a un valor mucho mayor que el de la serie generada, podremos obtener una serie para la que no fuéramos capaces de detectar ese patrón, por lo que podría ser considerada una serie aleatoria.

Para la generación de números aleatorios que siguen una distribución uniforme [0,1], se ha generado una función en Visual Studio 2008 capaz de reproducir dicha distribución. Esta función recibe el nombre de “*GeneraAleatorio()*” dentro del programa.

Es necesario tener en cuenta que las secuencias obtenidas no son realmente aleatorias, ya que se obtienen con operaciones deterministas. Sólo podemos obtener secuencias pseudo-aleatorias, que a su vez satisfacen algunos criterios de aleatoriedad adecuados.

Los números generados deben cumplir ciertas características para que sean válidos. Dichas características son:

1. Uniformemente distribuidos.
2. Estadísticamente independientes.
3. Su media debe ser estadísticamente igual a 1/2
4. Su varianza (σ^2) debe ser estadísticamente igual a 1/12.
5. Su periodo o ciclo de vida debe ser largo.
6. Deben ser generados a traves de un método rápido.
7. Generados a través de un método que no requiera mucha capacidad de almacenamiento de la computadora.

Hay que indicar que se han realizado dichas pruebas a las series generadas mediante nuestro algoritmo de generación de números aleatorios, resultando satisfactorias dichas pruebas.

Este algoritmo de generación de números aleatorios se ha empleado para la generación de distribuciones uniformes y triangulares, que tras sufrir un proceso de reescalado, generará la serie aleatoria. Para la generación de las series normal y lognormal, se ha empleado esta formulación, aunque se utiliza el Método Box-Muller para la generación de números aleatorios de forma normal y lognormal.

En resumen, la formulación empleada para generar números aleatorios a falta del reescalado en alguno de los casos es, para cada tipo de distribución, la que se muestra a continuación:

- Distribución uniforme

Algoritmo propio de generación de números pseudo-aleatorios.

- Distribución triangular

Algoritmo propio de generación de números pseudo-aleatorios.

- Distribución normal: Box-Muller Method

En primer lugar generamos 2 números aleatorios con nuestro algoritmo propio de generación (Aleat.1 y Aleat.2)

Posteriormente, aplicamos el método de Box-Muller para la generación de dos números aleatorios de forma normal:

$$r1 = \sqrt{2 \cdot \log\left(\frac{1}{\text{Aleat.1}}\right)} * \cos(2 \cdot \pi \cdot \text{Aleat.2}) \quad ; \quad r2 = \sqrt{2 \cdot \log\left(\frac{1}{\text{Aleat.1}}\right)} * \sin(2 \cdot \pi \cdot \text{Aleat.2})$$

Posteriormente se reescalan estos números distribuidos de una forma normal para obtener las distribuciones deseadas. Esto es:

$$r3 = x + r1 * \sigma$$

- Distribución lognormal: Box-Muller Method

En este caso, se emplea la misma formulación anterior, con la salvedad de que inicialmente hay que realizar una conversión de los valores de la media y la desviación típica de una distribución lognormal, a una normal. Esta conversión se realiza mediante:

$$x_{norm} = \log\left(\frac{x_{logn}^2}{\sqrt{x_{logn}^2 + \sigma_{logn}^2}}\right) \quad ; \quad \sigma_{norm} = \sqrt{\log\left(\left(\frac{\sigma_{logn}}{x_{logn}}\right)^2 + 1\right)}$$

Tras esta conversión a variables normales, se aplica el método anterior para generar números aleatorios de forma normal. Se reescala a la distribución propuesta de la manera citada anteriormente, y finalmente se vuelve a transformar a una distribución lognormal, de la siguiente forma:

$$r3 = e^{r1}$$

De esta manera se generan las series pseudo-aleatorias.

3.2.6. Generación de la serie (o de las distribuciones)

Una vez se han generado los números aleatorios, se procede a obtener las series deseadas. Para ello es necesario el reescalado de los números aleatorios generados.

Las operaciones de reescalado en las distribuciones uniforme y triangular son muy sencillas, teniendo en cuenta que los valores máximo y mínimo de la función en ambos casos difieren 4 veces la desviación típica entre ellas, y 2 veces con la media. Fuera de este rango no existen valores.

A priori, el reescalado de la distribución normal y lognormal es más complejo. Sin embargo, la aplicación del Método de Box-Muller reescala estos valores, proporcionando directamente una serie que sigue una distribución normal (o lognormal, según sea el caso) sin necesidad de reescalar.

Esta operación de reescalado la realiza internamente CALRISK, siendo necesaria la definición del tipo de distribución, y la media y desviación típica que sigue cada una de las aportaciones.

3.2.7. Niveles de contaminantes

Para poder realizar el análisis estadístico de los resultados, es necesaria la definición de los rangos de valores de cada constituyente que se desean analizar. Para ello, previamente será necesario definir el número de niveles en los que se desea dividir cada contaminante.

Para realizar esta división y definición del número de niveles y rango de cada uno de ellos de los constituyentes, es posible emplear la herramienta CALRISK. En primer lugar es necesario definir el número de niveles en los que se pretende dividir los valores del constituyente. Una vez se ha definido el número de intervalos a introducir de cada constituyente, será necesario definir, tanto el rango superior como el rango inferior de cada uno de ellos.

Una vez los niveles se hayan definido correctamente, tras la simulación múltiple de GESCAL, se emplearán estos datos de niveles para obtener los resultados.

3.2.8. Análisis de sensibilidad de longitud de series

Una importante consideración a tener en cuenta a la hora de generar las series de datos es la longitud de la serie generada. Según la serie tenga una mayor o menor longitud, el estadístico será significativo o no. La longitud de la serie a generar es un *input* en CALRISK, y será definido por el usuario.

Se han realizado pruebas para comprobar cuál será la longitud de la serie que puede ser considerada significativamente estadística. Las longitudes de serie simuladas han sido: 500, 1.000, 5.000, 10.000, 20.000 y 50.000 simulaciones. Tras realizar estas pruebas, se ha llegado a la conclusión que la longitud mínima para que la serie sea considerada significativamente estadística es de 1.000 simulaciones.

A partir de este número de simulaciones, los resultados obtenidos no varían excesivamente al incrementar la longitud de la misma.

También es necesario considerar que cuanto mayor sea la longitud de la serie a generar, mayor será el tiempo de computación necesario, tanto para generar las series, como para realizar la simulación múltiple de GESCAL.

Tras varias pruebas, se considera que una longitud de serie de 5.000 simulaciones cumplirá una buena relación independencia estadística / tiempo de computación. Series por encima de 10.000 simulaciones se considerarán ineficientes por tiempo de computación.

4. Aplicación práctica de la nueva herramienta

4.1. Situación actual

Con el objetivo de realizar un análisis en mayor profundidad de la situación actual, presentada en la primera parte de este anejo, se procede a realizar una simulación estocástica de la situación actual, con los presentes vertidos.

Para el ajuste de las distribuciones, es necesario destacar que a lo largo de todo el periodo se producen cambios en la gestión de las depuradoras. Estos cambios afectan tanto al volumen de vertido, como a la concentración de constituyentes del mismo. En nuestro ajuste, si se ha producido un cambio en la gestión a lo largo de los años 2006-2008, la distribución se ha ajustado a los últimos valores de los que se tienen datos. De esta manera se puede decir que las aportaciones al modelo se han ajustado a las distribuciones que en el último estado conocido se estaban dando.

Después de analizar todos los datos disponibles de caudales y concentraciones de vertidos, las distribuciones escogidas para generar las series, se pueden observar en la siguiente tabla:

EDAR \ Constituyente	VIVEROS	LA CHINA	LA GAVIA	BUTAR- QUE	SUR	SUR ORIENTAL	CULEBRO ALTO
CAUDAL	X= 1.08 S= 0.1 Normal	X= 1.97 S= 0.1 Normal	X= 0.83 S= 0.09 Uniforme	X= 0.85 S= 0.15 Uniforme	X= 3.16 S= 0.46 Lognormal	X= 0.31 S= 0.03 Normal	X= 0.65 S= 0.11 Lognormal
CONDUCTI- VIDAD	X= 588 S= 42 Lognormal	X= 857 S= 46 Normal	X= 785 S= 82 Lognormal	X= 594 S= 357 Lognormal	X= 883 S= 165 Normal	X= 1555 S= 142 Lognormal	X= 1014 S= 69 Uniforme
SÓLIDOS SUSPEN- DIDOS	X= 5 S= 0.8 Lognormal	X= 6.2 S= 1.85 Lognormal	X= 9.6 S= 4.87 Lognormal	X= 16 S= 12.37 Lognormal	X= 8.35 S= 3.46 Lognormal	X= 8.15 S= 3.65 Lognormal	X= 18.73 S= 4.73 Lognormal
FÓSFORO	X= 1.46 S= 1.72 Lognormal	X= 0.75 S= 0.34 Lognormal	X= 0.61 S= 0.23 Lognormal	X= 0.69 S= 0.33 Lognormal	X= 0.56 S= 0.19 Normal	X= 0.68 S= 0.42 Lognormal	X= 1.41 S= 0.37 Normal
DBO5	X= 3.11 S= 1.59 Lognormal	X= 9.11 S= 6.05 Lognormal	X= 2.95 S= 0.98 Lognormal	X= 11.2 S= 2.96 Lognormal	X= 9.6 S= 1.96 Lognormal	X= 9.6 S= 2.12 Lognormal	X= 14.5 S= 4.87 Lognormal
O.D.	X= 4 S= 0 Uniforme	X= 5 S= 0 Uniforme	X= 4 S= 0 Uniforme	X= 4 S= 0 Uniforme	X= 4 S= 0 Uniforme	X= 4 S= 0 Uniforme	X= 4 S= 0 Uniforme
NITRÓGENO ORGÁNICO	X= 0.75 S= 0.21 Normal	X= 9.6 S= 25.1 Lognormal	X= 11.54 S= 8.2 Lognormal	X= 5.69 S= 5.02 Lognormal	X= 14.42 S= 14.9 Lognormal	X= 16.76 S= 15.12 Lognormal	X= 27.39 S= 12.53 Normal
AMONIO	X= 1.85 S= 2.29 Lognormal	X= 50.11 S= 10.92 Normal	X= 2.4 S= 5.03 Lognormal	X= 16.98 S= 11.05 Lognormal	X= 28.51 S= 13 Normal	X= 36.06 S= 10.75 Normal	X= 28.51 S= 13 Normal
NITRATOS	X= 27.23 S= 7.07 Normal	X= 9.35 S= 11.3 Lognormal	X= 11.9 S= 3.89 Lognormal	X= 9.9 S= 12.41 Lognormal	X= 10.2 S= 7.7 Lognormal	X= 10.2 S= 7.7 Lognormal	X= 10.2 S= 7.7 Lognormal

Tabla 13. Distribuciones empleadas para el análisis estocástico. Situación actual

Estas distribuciones son las que se han introducido en la herramienta CALRISK para generar las series de aportaciones sintéticas.

Se han generado series con una longitud de alrededor de 5.000 meses (417 años) para cada una de las simulaciones.

Con este análisis estocástico se quiere tener una visión de la situación en la que se encontraría la calidad del río Manzanares en un periodo futuro, si se mantuviese la gestión actual.

Se ha comprobado anteriormente que la reducción de fósforo total en las EDAR se estaba llevando a cabo actualmente. Esto se observa perfectamente en el análisis de este constituyente. La probabilidad de que la concentración de fósforo total, en la confluencia con el Jarama, sea menor de 1 mg/l es superior al 90%, mientras que la probabilidad que sea superior a 1.5 mg/l es mínima (entorno al 1%).

Como se podía pensar, con la situación actual se tienen unos niveles de fósforo total muy reducidos, por lo que la mayoría de los nutrientes en el río son debidos a las diferentes formas de nitrógeno existentes en el agua.

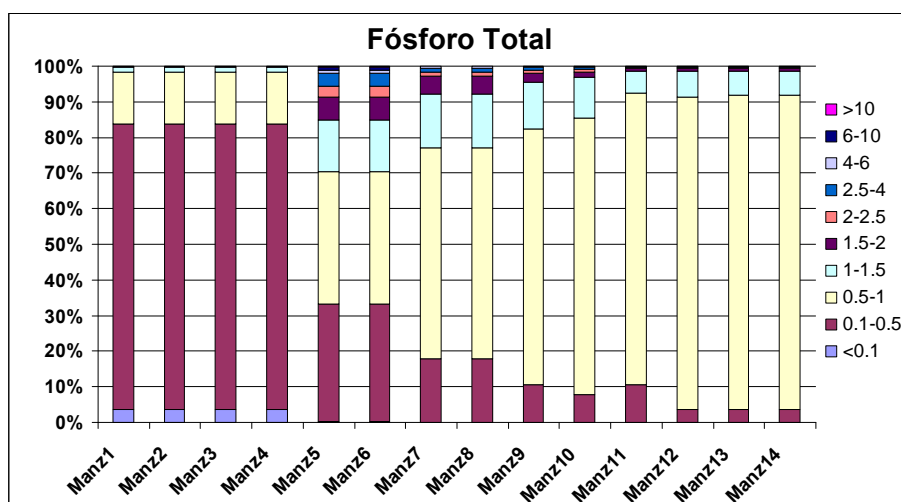


Figura 130. Análisis estocástico del fósforo total. Situación actual.

En cuanto a la concentración de DBO_5 , se observa perfectamente que el punto a partir del cual las concentraciones medidas en el río comienzan a incrementarse es a partir del vertido de la EDAR de la China. Sin embargo, es a partir del vertido de la EDAR Sur cuando se produce un incremento en la concentración media del río hasta valores comprendidos entre 10-20 mg/l. Casi con total probabilidad, el río tendrá este rango de valores tras el vertido de esta estación depuradora.

Estas concentraciones medidas se van incrementando aguas abajo tras el aporte de la EDAR del arroyo Culebro y la fuente de contaminación de DBO_5 detectada en el último tramo. La concentración de DBO_5 en el punto final del río tendrá un valor comprendido entre 20-30 mg/l con una alta probabilidad de ocurrencia.

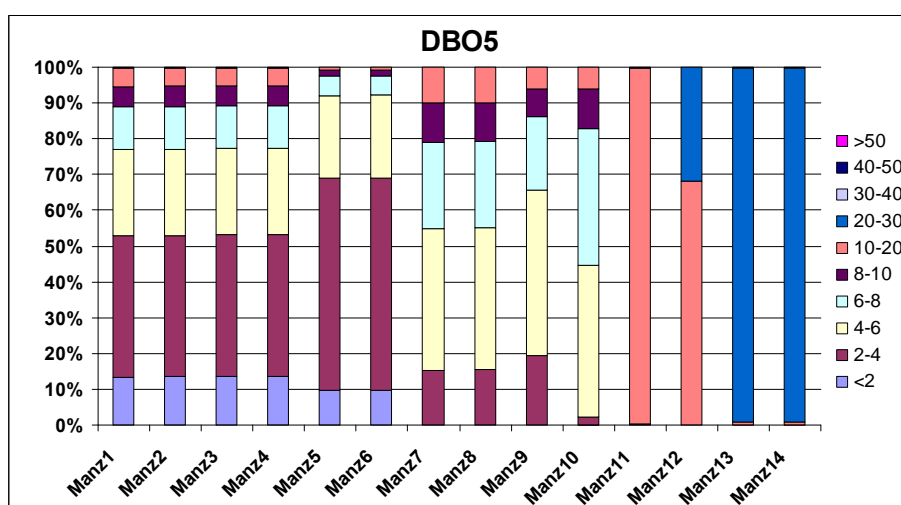


Figura 131. Análisis estocástico de la DBO_5 . Situación actual.

La concentración de oxígeno disuelto en el río tiene valores superiores a 4 mg/l hasta que se produce el vertido de la EDAR Sur. A partir de este punto la probabilidad de que la concentración sea inferior a 4 mg/l se va incrementando.

En el punto final del río Manzanares, la probabilidad de que la concentración de OD sea menor a 4 mg/l es del 50%, mientras que el otro 50% es la probabilidad de que esta concentración se encuentre entre 4-6 mg/l. Existe una probabilidad del 10% de que la concentración de OD sea inferior a 2 mg/l, por lo que podrían llegar a darse situaciones de anoxia.

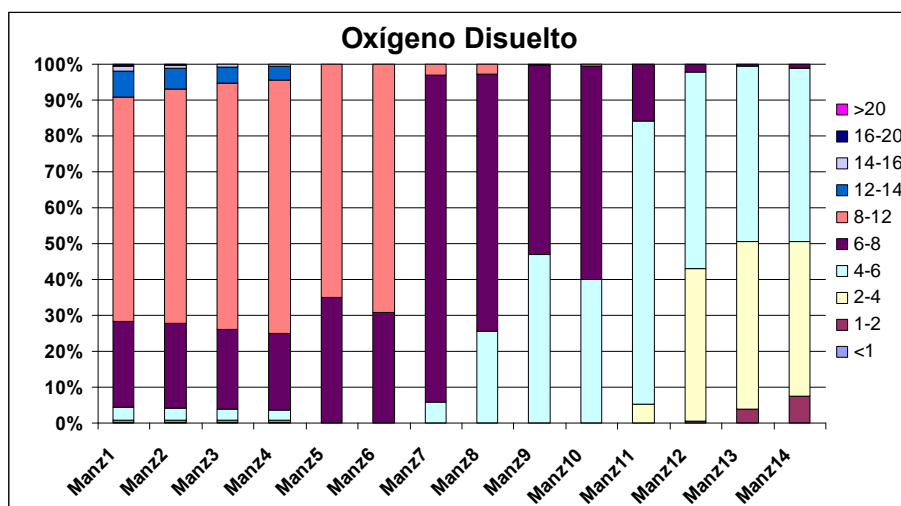


Figura 132. Análisis estocástico del oxígeno disuelto. Situación actual.

Mediante la gestión actual de las estaciones depuradoras de la cuenca del río Manzanares, se alcanzan altas concentraciones de amonio en el tramo final, con las consecuencias negativas que ello conlleva.

Tras el vertido de la depuradora de la China, se pueden llegar a alcanzar (aunque con una baja probabilidad) concentraciones superiores a 40 mg/l. En los tramos finales del río, la concentración de amonio se va incrementando hasta alcanzar, con una probabilidad del 50%, valores entre 15-25 mg/l, y con la misma probabilidad, valores de entre 25-40 mg/l de amonio.

Estas concentraciones en el tramo final son muy elevadas, lo que puede traer consecuencias negativas aguas abajo del Manzanares, como son problemas de eutrofización de las aguas y estados de anoxia.

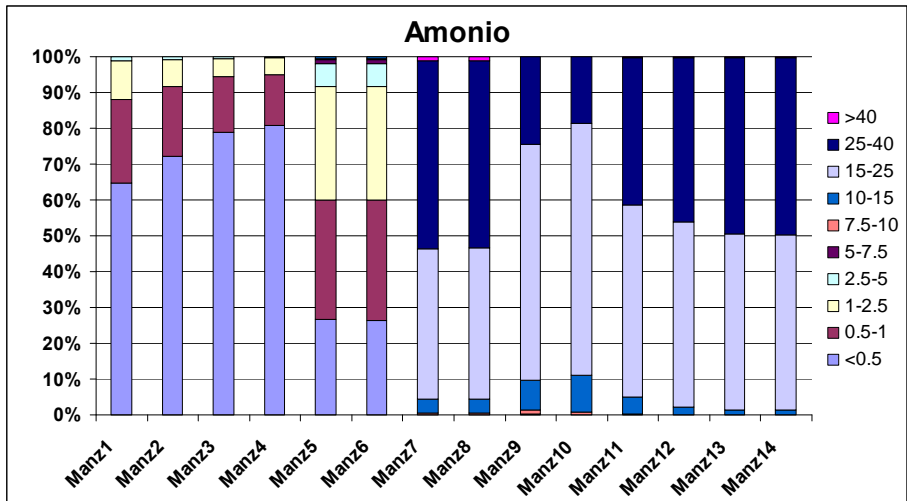


Figura 133. Análisis estocástico del amonio. Situación actual.

Las concentraciones de nitratos medidas en el río al realizar el análisis estocástico de la situación actual no son excesivamente elevadas, alcanzando valores máximos comprendidos entre 20-30 mg/l de nitratos con una probabilidad menor al 10%, mientras que la probabilidad mayor es que en el tramo final del río la concentración de nitratos se encuentre entre 10-15 mg/l.

Las concentraciones máximas de nitratos en el río se dan tras el vertido de la depuradora de Viveros, que es la que tiene un proceso de nitrificación en su tratamiento biológico más avanzado. Sin embargo, tras el vertido de la China, estas concentraciones de nitratos toman valores menores con una mayor probabilidad, debido a que en el resto de depuradoras este proceso de nitrificación en el tratamiento biológico no se encuentra tan avanzado.

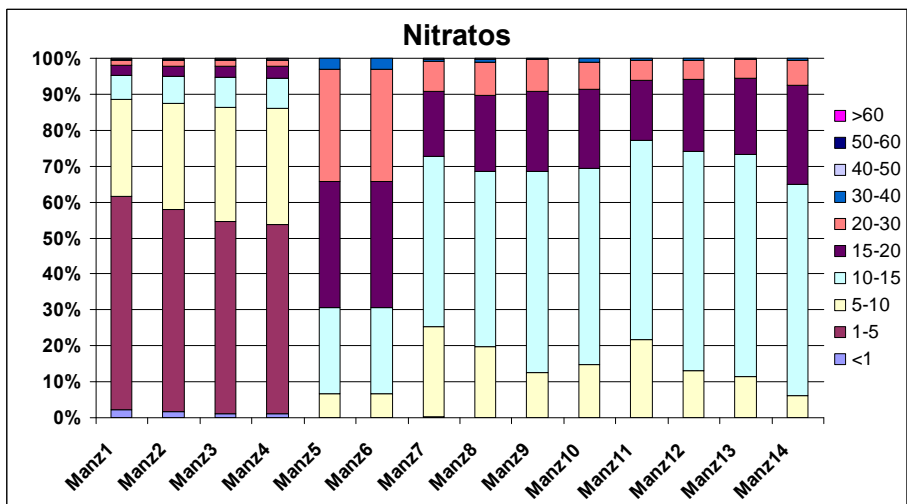


Figura 134. Análisis estocástico de nitratos. Situación actual.

Ante estos resultados deterministas se llega a la conclusión que para poder conseguir una mejora en la calidad del río Manzanares serán necesarias algunas actuaciones sobre las estaciones depuradoras.

La concentración de nitrógeno total en la situación actual es excesivamente elevada, alcanzando grandes concentraciones de amonio. Estas altas concentraciones de amonio provocan unos fuertes descensos en la concentración de OD debido al elevado consumo durante el proceso de nitrificación del amonio. Estas bajas concentraciones de OD pueden ser perjudiciales tanto para la calidad del propio río Manzanares, como para los ríos aguas abajo del mismo.

4.2. Reducción de nutrientes en las 3 grandes estaciones depuradoras

En este punto se realiza un análisis estocástico con la simulación determinista de reducción de nutrientes que se ha considerado óptima en el punto anterior de la memoria. Esta simulación pretende analizar estadísticamente el efecto que una reducción de nutrientes en las 3 grandes estaciones depuradoras tendría sobre la calidad del agua del río Manzanares.

Para realizar esta simulación, se ha partido de la situación actual y se han modificado las concentraciones de vertido de nutrientes (formas de fósforo y nitrógeno) en las estaciones de Butarque, Sur y la China, con las concentraciones propuestas en la simulación determinista.

Es necesario tener en cuenta que los vertidos de las depuradoras serán variables a lo largo de todo el periodo y, aunque se limita la concentración de vertido, se podría superar el limitante máximo. De la misma manera, en ocasiones la concentración de vertido será inferior al propuesto en la simulación determinista.

Para poder solucionar este problema, en lugar de establecer una distribución uniforme, se ha propuesto una distribución normal para las concentraciones de vertido de nutrientes, tanto para el fósforo total como para las distintas formas de nitrógeno del río. Esta operación es relativamente compleja, puesto que realmente al no disponer de datos, las suposiciones de vertido son ligeramente subjetivas.

Para intentar que este no sea un factor demasiado influyente en el resultado, se han realizado 3 simulaciones estocásticas diferentes para la reducción de nutrientes. En todas ellas se ha propuesto la distribución normal y el valor de la media como invariantes, variando tan sólo la desviación típica. Se ha supuesto unas dispersiones altas, medias y bajas, con el fin de reflejar posibles concentraciones de vertido de las estaciones depuradoras de aguas residuales.

A continuación se realizará un **análisis de los resultados para la simulación con una dispersión media** de los vertidos, es decir, la simulación en la que se ha propuesto una desviación típica entre la máxima y la mínima.

Los **parámetros** modificados de los nutrientes en esta simulación son los siguientes:

EDAR \ Constituyente	LA CHINA	BUTARQUE	SUR
FÓSFORO	X= 0.75 S= 0.34 Normal	X= 0.69 S= 0.33 Normal	X= 0.56 S= 0.19 Normal
NITRÓGENO ORGÁNICO	X= 0.08 S= 0.02 Normal	X= 0.08 S= 0.02 Normal	X= 0.08 S= 0.02 Normal
AMONIO	X= 0.08 S= 0.02 Normal	X= 0.08 S= 0.02 Normal	X= 0.08 S= 0.02 Normal
NITRATOS	X= 40 S= 4 Normal	X= 40 S= 4 Normal	X= 40 S= 4 Normal

Tabla 14. Distribuciones reducción de nutrientes. Dispersión media.

La concentración de fósforo total en la dispersión media no varía prácticamente con la situación actual, puesto que se han mantenido las mismas distribuciones que se estaban dando anteriormente, salvo el tipo de distribución que ha pasado a ser normal. Esto produce unos cambios mínimos en el resultado.

La concentración de OD mejora considerablemente a lo largo del tramo modelado del río, con la mejora del tratamiento de nutrientes en las 3 grandes estaciones depuradoras. En el punto de confluencia con el Jarama, la probabilidad de que la concentración de OD sea inferior a 4 mg/l es menor del 5%, y en ningún caso sería inferior a 2 mg/l.

Con esta mejora en el tratamiento de nutrientes se ha conseguido aumentar la concentración de OD en el río a valores mucho más aconsejables para la vida piscícola.

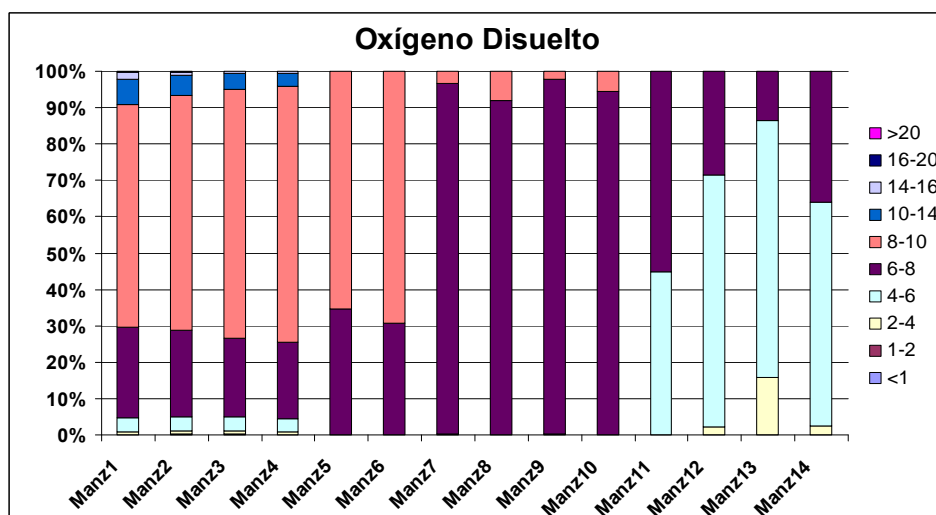


Figura 135. Análisis estocástico de oxígeno disuelto. Reducción de nutrientes en las 3 grandes EDAR

La concentración de nitrógeno orgánico en el río ha descendido considerablemente teniendo casi una probabilidad del 95% de que la concentración en el último tramo del

Manzanares sea inferior a 5 mg/l, mientras que actualmente esta proporción se encuentra por debajo del 15%. Con este descenso, se reduce por tanto la concentración de nitrógeno total sobre el cauce.

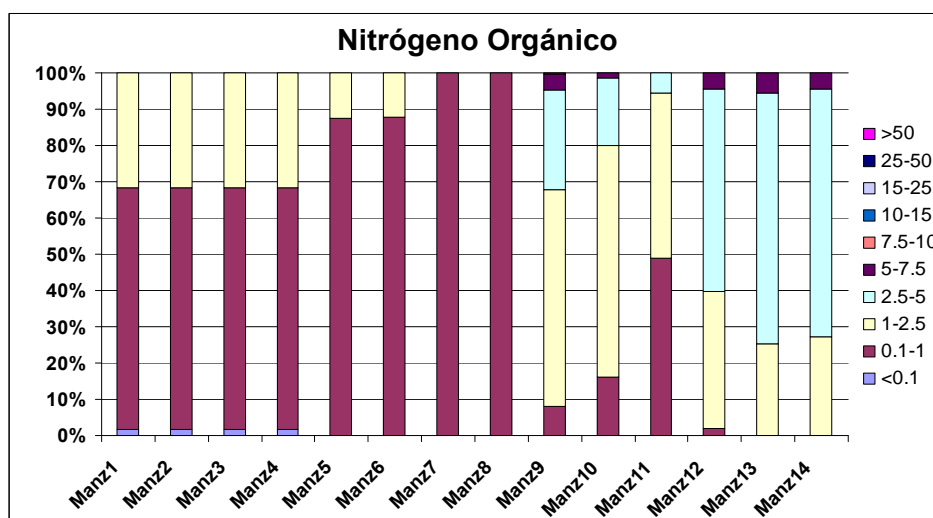


Figura 136. Análisis estocástico de nitrógeno orgánico. Reducción de nutrientes en las 3 grandes EDAR

La concentración de amonio a lo largo del río Manzanares se reduce considerablemente en relación con la situación actual. Tras el vertido de la China las concentraciones se reducen, de la misma manera que tras el vertido de la EDAR Sur. Tras el vertido de las depuradoras de Culebro y Sur Oriental, las concentraciones en el río se incrementan ligeramente.

Sin embargo en el tramo final la concentración de amonio se reduce considerablemente frente a la situación actual. La situación más probable es que la concentración de amonio se encuentre entre 2.5-5 mg/l. También se observa que no se superan concentraciones de 7.5 mg/l.

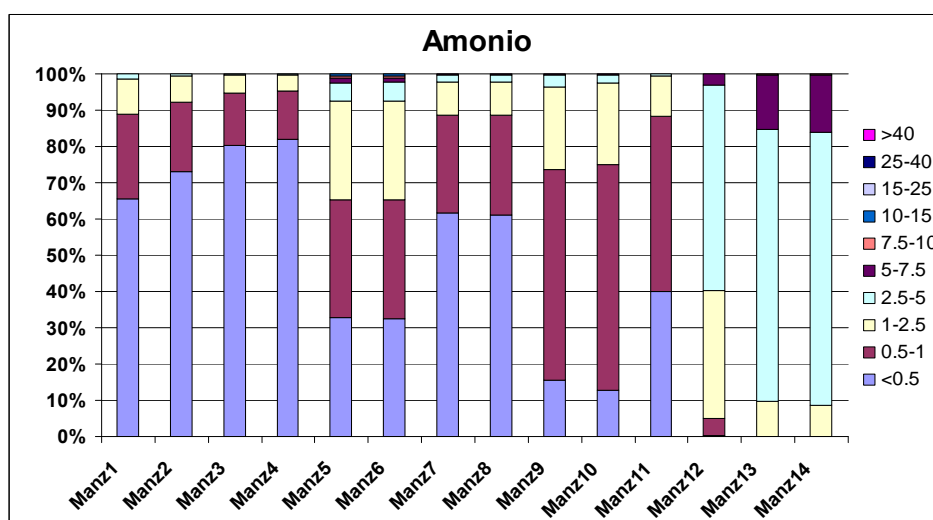


Figura 137. Análisis estocástico de amonio. Reducción de nutrientes en las 3 grandes EDAR

En cuanto a los nitratos, la situación ha empeorado con relación a la concentración de nitratos actual. Como se ha explicado anteriormente, esta concentración aumenta, mientras que la concentración de amonio y nitrógeno orgánico se reducen. En realidad el efecto global es de reducción de nitrógeno total, por lo que resulta beneficioso para la calidad del agua del río Manzanares.

La concentración de nitratos medida desde el vertido de la China hasta el tramo final estará comprendida entre 20-40 mg/l. En el punto final del río, las probabilidades de estar entre 20-30 y 30-40 mg/l son prácticamente del 50% cada una.

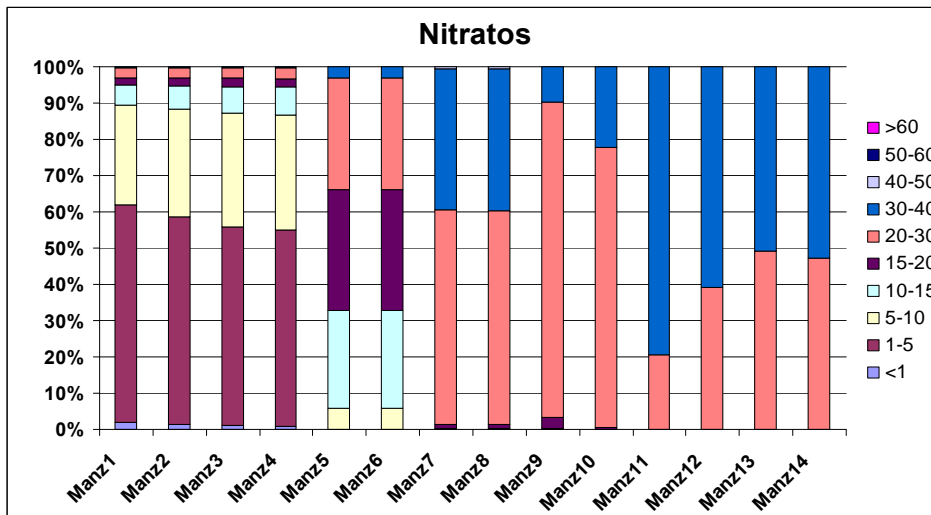


Figura 138. Análisis estocástico de nitratos. Reducción de nutrientes en las 3 grandes EDAR

5. Bibliografía

- J. Paredes, A. Solera y J. Andreu. “*Modelo GESCAL de simulación de calidad de aguas. Manual de usuario v1.0*”. DIHMA, Universidad Politécnica de Valencia.
- J. Paredes, A. Solera y J. Andreu. “*AQUATOOL SSD para Planificación de Cuencas. Manual de usuario v1.0*”. DIHMA, Universidad Politécnica de Valencia.
- J. Ferrer, J. Capilla, A. Solera y J. Andreu. “*Modelo SIMGES para Simulación de cuenca. Manual de usuario v 3.00*”. DIHMA, Universidad Politécnica de Valencia.
- J. Ferrer y A. Seco. “*Tratamientos físicos y químicos de las aguas residuales*”. DIHMA, Universidad Politécnica de Valencia.
- “*XXI Curso sobre tratamiento de aguas residuales y explotación de estaciones depuradoras. Tomo P*”. Ministerio de Fomento y Medio Ambiente. Año 2003.
- Box, G. E. P. and Muller, M. E. "A Note on the Generation of Random Normal Deviates." Ann. Math. Stat. 28, 610-611, 1958.
- “*PLAN ESPECIAL DE ALERTA Y EVENTUAL SEQUÍA EN LA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL TAJO*”, Confederación Hidrográfica del Tajo, Ministerio de Medio Ambiente. Marzo de 2007, (www.chtajo.es).
- “*Modelación de la calidad en la Demarcación del Tajo. Memoria*”, INITEC INFRAESTRUCTURAS S.A.U.
- Herbert L. Anderson. “*Metropolis, Monte Carlo and de MANIAC*”.
- N. Metropolis. “*The beginning of the Monte Carlo Method*”.
- Andreu y otros, 1989. J. Andreu, J. Capilla y J. Ferrer, "Manual del usuario del modelo SGC de simulación de sistemas de recursos hidráulicos", DIHMA, Universidad Politécnica de Valencia.
- Andreu et al., 1991. J. Andreu, J. Capilla and E. Sanchis. "AQUATOOL: a computer-Assisted Support System for Water Resources Research Management Including Conjunctive Use", chapter: "Decision Support Systems". Edit. Daniel P. Loucks and Joao da Costa, Vol. G26, pp.333-355, Springer-Verlag, Berlín Heidelberg.
- Andreu, 1992. J. Andreu. “*Modelo optimes de optimización de la gestión de esquemas de recursos hídricos. Manual de usuario*”. SPUPV-92.2012. ISBN.84-7721-191-4
- Andreu et al., 1992. J. Andreu, J. Capilla y J. Ferrer. “*Modelo Simges de simulación de la gestión de recursos hídricos, incluyendo utilización conjunta. Manual del usuario*”. SPUPV-92.1097, ISBN 84-7721-169-8
- Andreu et al., 1996. J. Andreu, J. Capilla y Emilio Sanchis. "AQUATOOL: A generalized decision support-system for water-resources planning and

operational management". Publicado en "Journal of hidrology". 177 (1996) 269-291

- APHA American Public Health Association. 1992. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 18 ed. Washintong, D.C.
- Arnold, U. and Orlob, G. T. (1989). "*Decision support for estuarine water quality management.*" J. Water Resour. Plng. and Mgmt., ASCE, 115(6), 775-792.
- Bartholow, J., Heasley, J., Laake, J., Sandelin, J. Coughlan, B.A.K., and Moos, A. 2000. SALMOD: A Population Model for Salmonids: User's Manual. Version 3. USGS/FORT Internal Publication. 82 pp.
- Chapra, S. C. 1997. *Surface Water Quality Modeling*. McGraw-Hill. New York.
- Cole, T.M., and E.M. Buchak. 1995. A two-dimensional laterally averaged, hydrodynamic and water quality model. Version 2.0. U.S. Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station, Vicksburg, Mississippi.
- Cubillo, F., Rodriguez, B., and Barnwell, T.O., Jr., 1992: A system for control of river water quality for the community of Madrid using QUAL2E. *Water Science and Technology* 26(7/8):1867-1873.
- Dai, T. and Labadie, J. W. (2001) "River basin network model for integrated water quantity/quality management." J. Water Resour. Plng. and Mgmt., ASCE,, 27(5).295-305.
- Deas, M.L., and Lowney C.L. 2000. Water Temperatura Modeling Review. Central Valley. California Water Modeling Forum
- DHI 1992. MIKE 11 User manual. Danish Hydraulic Institute, Denmark
- Dillon, P.J. y Rigler, F.H. 1974. The phosphorous-chorophyll relationship in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 19(4):767-773.
- Di Toro, D. M., Fitzpatrick, J.J. y Thomann, R.V. 1983. Documentation for water quality analysis simulation program (WASP) and model verification program (MVP). Env. Res. Lab. ORD, USEPA, Duluth, MN, 145 pp. EPA-600/3-81-044.
- Dobbins, W.E. (1956). The nature of oxygen transfer coefficiente problem. *Oper Re.* 13.
- EPA, 1986. Quality Criteria for Water. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/5-86-001. Technical Report.
- EU,2000. "*Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/ec establishing a Framework for Community action in the field of water policy*". The european parliament, European Union, Luxembourg, 23 October 2000. Diario Oficial de las Comunidades Europeas de 22-12-2000.
- Little, K.W., and Williams, R.E., 1992: Least-squares calibration of QUAL2E. *Water Environment Research* 64(2): 179-185.

- Loucks et al., 1990. D.P.Loucks, K.A.Salewicz and M.R.Taylor "IRIS: *an interactive river system simulation program, user's manual*". Cornell University, Ithaca, N.Y.
- Mays, 1996. L. W.Mays. "*Water resources handbook*", McGraw-Hill, New York.
- McCutcheon, S.C. 1989. *Water Quality Modeling, Volume I Transport and Surface Exchange in Rivers*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- MMA, 1999. Ministerio de Medio Ambiente. "*Libro blanco del Agua en España*".
- Reichert P., Borchardt, D., Henze, M., Rauch, W., Shanahan, P., Somlyódy, L., and Vanrolleghem, P.A. 2001. River Water Quality No.1. Scientific and Technical Report No. 12. IWA Task Group on River Water Quality Modeling. IWA Publishing
- Streeter, W.H. and Phleps, E.B. 1925. A study of the pollution and natural purification of the Ohio river. Public Health Bulletin. 146, U.S. Public Health Service. Washington DC.
- Thomann, R.V. and J.A. Mueller. 1987. *Principles of Surface Water Quality Modeling*. HarperCollins Publishers, Inc. New York.
- TWDB 1971. Simulation of water quality in streams and canals. Theory and description of QUAL-1 mathematical modelling system. Report 128, Texas Water Development Board, Austin, TX.
- UE-2000. Directiva 2000/60/CE del parlamento europeo y del consejo por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. UE. Parlamento Europeo, 23 de octubre de 2000.
- Walton, R. and Webb, M., 1994: QUAL2E simulations of pulse loads, *Journal of Environmental Engineering*, vol. 120, no. 5, pp. 1017-1031.
- Wool, T.A., Ambrose, R.B., Martin, J.L., and Comer, E.A., 2001. WASP Water Quality Simulation Program Version 6.0. Draft: User's manual. US Environmental Protection Agency – Region 4. Atlanta, GA.
- Zison, S.W., Mills, W.B., Diemer, D. y Chen C.W. 1978. Rates, Constants, and Kinetic Formulations in Surface Water Quality Modeling. U.S. Environmental Protection Agency, ORD, Athens, GA, ERL, EPA/600/3-78-105.