

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA

DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA DE LA CONSTRUCCIÓN
Y PROYECTOS DE INGENIERÍA CIVIL



TESIS DOCTORAL

INFRAESTRUCTURAS Y EUTROFIZACIÓN EN L'ALBUFERA
DE VALÈNCIA. EL MODELO CABHAL

Autor: Miguel Mondría García

Directores: Dr. Enrique Cifres Giménez

Dr. Eugenio Pellicer Armiñana

PROGRAMA DE DOCTORADO DE INGENIERÍA DE LA
CONSTRUCCIÓN Y GESTIÓN AMBIENTAL

VALENCIA

NOVIEMBRE 2010

RESUMEN

Este trabajo tiene dos partes. En primer lugar hemos construido un modelo de funcionamiento del sistema hídrico del Parque Natural de L'Albufera, un humedal situado en el litoral mediterráneo español cuyo elemento más característico es su lago central. Hemos denominado a dicho modelo Cabhal, acrónimo para *Calidad de aguas y balance hídrico en L'Albufera*. Este modelo incluye una cuantificación de los aportes hídricos procedentes del ciclo natural y de las alteraciones producidas por el sistema de regadío y la presión urbana; una evaluación de entradas, salidas y variación en el almacenamiento, tanto en el lago, como en el sistema lago-arrozal; un análisis de la distribución espacial de los aportes hídricos; una cuantificación de las cargas contaminantes y un módulo de simulación de los procesos de calidad relacionados con su eutrofización.

El modelo consta de seis módulos. Para su construcción hemos aplicado el principio de superposición y hemos considerando por separado el *régimen natural* (basado en el modelo Simpa del Cedex) y el *régimen alterado*. El módulo relativo al *balance hídrico* incluye cinco elementos tipo embalse: cuatro de ellos simulan los arrozales de los sectores de riego existentes dentro del parque natural y el quinto el lago. Hemos añadido un módulo de *distribución espacial* y otro de *cálculo de cargas* basado en la formulación de concentraciones patrón para los diferentes tipos de aporte. El módulo de *calidad de las aguas en el lago* ha sido construido con el software de simulación bidimensional Sobek WQ de Deltares.

En segundo lugar hemos utilizado el modelo Cabhal para generar series temporales, con paso mensual, de los principales indicadores del sistema, incluyendo volumen total de aportes hídricos, número de renovaciones anuales en su lago central, cargas externas y concentraciones medias de materia orgánica, fósforo y nitrógeno en los aportes hídricos. Hemos prestado especial atención a evaluar los indicadores a principios de los años setenta, época en que el lago pasó bruscamente a un estado de aguas turbias dominado por el fitoplancton, y tras la finalización de las principales infraestructuras de saneamiento y depuración.

En esta investigación hemos partido de una hipótesis central: existen aspectos sustantivos de la evolución del estado trófico de L'Albufera que sólo pueden ser explicados a partir de su relación con las infraestructuras del sistema hídrico.

El modelo Cabhal puede ser empleado para el estudio de los requerimientos ambientales de L'Albufera de València. El principal valor del modelo, que subsana carencias de trabajos precedentes, es el fuerte anclaje en el territorio gracias a un minucioso proceso de calibración y validación. Hemos obtenido unos resultados que permiten una razonable reproducción de la realidad observada durante un período de tiempo muy largo, en los distintos sectores del humedal y bajo muy diferentes circunstancias.

RESÚM

Este treball té dos parts. En primer lloc hem construït un model de funcionament del sistema hídric del parc natural de l'Albufera, un aiguamoll situat en el litoral mediterrani espanyol l'element més característic del qual és el seu llac central. Hem denominat al model Cabhal, acrònim per a *Calidad de aguas y balance hídrico en L'Albufera*. Este model inclou una quantificació de les aportacions hídriques procedents del cicle natural i de les alteracions produïdes pel sistema de regadiu i la pressió urbana; una avaluació d'entrades, eixides i variació en l'emmagatzemament, tant en el llac, com en el sistema llac-arrossar; una anàlisi de la distribució espacial de les aportacions hídriques; una quantificació de les càrregues contaminants i un mòdul de simulació dels processos de qualitat relacionats amb la seua eutrofització.

El model consta de sis mòduls. Per a la seua construcció hem aplicat el principi de superposició i hem considerant per separat el *règim natural* (basat en el model Simpa del Cedex) i el *règim alterat*. El mòdul relatiu al *balanç hídric* inclou cinc elements tipus embassament: quatre d'ells simulen els arrossars dels sectors de reg existents dins del parc natural i el quint el llac. Hem afegit un mòdul de *distribució espacial* i un altre de *càlcul de càrregues* basat en la formulació de concentracions patró per als diferents tipus d'aports. El mòdul de qualitat de les aigües en el llac s'ha estat construït amb el programari de simulació bidimensional Sobek WQ de Deltares.

En segon lloc hem utilitzat el model Cabhal per a generar sèries temporals, amb pas mensual, dels principals indicadors del sistema, incloent volum total d'aportacions hídriques, nombre de renovacions anuals en el llac central, càrregues externes i concentracions mitjanes de matèria orgànica, fòsfor i nitrogen en les aportacions hídriques. Hem prestat especial atenció a avaluar els indicadors a principis dels anys setanta, època en què el llac va passar bruscament a un estat d'aigües térboles dominat pel fitoplàncton, i després de la finalització de les principals infraestructures de sanejament i depuració.

En esta investigació hem partit d'una hipòtesi central: hi ha aspectes substantius de l'evolució de l'estat tròfic de l'Albufera que només poden ser explicats a partir de la seua relació amb les infraestructures del sistema hídric.

El model Cabhal pot fer-se servir per a l'estudi dels requeriments ambientals de l'Albufera de València. El principal valor del model, que esmena carències de treballs precedents, és el fort ancoratge en el territori gràcies a un minuciós procés de calibratge i validació. Hem obtingut uns resultats que permeten una raonable reproducció de la realitat observada durant un període de temps molt llarg, en els distints sectors de l'aiguamoll i baix molt diferents circumstàncies.

ABSTRACT

This research has two parts. First we built a model of the water system of the Albufera Natural Park, a wetland located in the Spanish Mediterranean coast whose most characteristic feature is its central lake. We have called this model Cabhal, an acronym for *Calidad de aguas y balance hídrico en L'Albufera* (Water Quality and Water balance in L'Albufera). This model includes: 1) a quantification of water inputs from the natural cycle 2) a quantification of changes caused by the irrigation system and urban pressure 3) an assessment of inputs, outputs and changes in storage, both in the lake and the surrounding rice crops 4) an analysis of the spatial distribution of water intake 5) a quantification of pollutant loads and 6) a module of the quality processes related to eutrophication.

For its construction we applied the principle of superposition and we have studied separately the *natural flow system* (based on the model “Simpa” by Cedex) and the *modified flow regime*. The module related to the water balance includes five reservoirs; four of them simulate the rice fields within the park and the fifth, the lake. We have added a module of *spatial distribution* and a module to calculate pollutant loads based on standard concentrations for different types of inflows. The module of water quality in the lake has been built with the two-dimensional simulation software “Sobek WQ” by Deltares.

Second, we used the model to generate monthly series of the main indicators of the system, including 1) total water inflow 2) number of annual renewals in its central lake 3) external loads and 4) average concentrations of organic matter, phosphorus and nitrogen in water inflows. We paid particular attention to assessing the indicators in the early seventies when the lake rose sharply to a turbid state dominated by phytoplankton. We also evaluated those indicators after the completion of major infrastructures for nutrient diversion.

We started from a central hypothesis: there are substantive aspects of the development of L'Albufera trophic status that can only be explained through its relation to the water system infrastructure.

The Cabhal model can be used to study the environmental flow requirements of L'Albufera de València. The main value of the model, which overcomes shortcomings of previous works, is a strong anchor in the area through a detailed process of calibration and validation. We obtained results that reasonably reproduced the reality over a long period of time in different sectors of this wetland under very different circumstances.

ÍNDICE GENERAL

Resumen. Resúm. Abstract

Índice general

Abreviaturas, siglas, acrónimos y signos

Agradecimientos

1. Introducción	13
1.1. Antecedentes de la investigación	13
1.2. Objeto.....	14
1.3. El problema de investigación.....	18
1.4. Acotaciones al alcance	19
1.5. Metodología	21
1.6. Estructura del documento	24
1.7. Conclusión	25
2. La realidad observada	27
2.1. Precisiones sobre las fuentes de información sobre calidad de aguas	27
2.2. L'Albufera de los sesenta: la situación anterior a la crisis de contaminación	30
2.3. La crisis de contaminación de principios de los setenta	38
2.4. Los ochenta: industrialización e hipereutrofización	50
2.5. Los noventa: primeros efectos de los planes de saneamiento.....	58
2.6. Los inicios del siglo XXI: bases para la rehabilitación.....	84
2.7. Conclusión	221
3. Estado del arte.....	223
3.1. Introducción	223
3.2. El proceso de eutrofización de L'Albufera.....	223
3.3. El conocimiento sobre el balance hídrico de L'Albufera	231
4. El modelo Cabhal.....	241
4.1. Antecedentes y características generales	241
4.2. Modelo del régimen natural	245
4.3. Modelo del régimen alterado	247

4.4.	Modelo del balance hídrico de L'Albufera	265
4.5.	Modelo de distribución espacial en el lago	271
4.6.	Modelo de calidad de las aguas influentes al lago	276
4.7.	Modelo de calidad de las aguas en el lago	285
5.	Resultados y discusión	309
5.1.	Sobre la respuesta del modelo Cabhal frente a la realidad observada	309
5.2.	Sobre la evolución del balance hídrico en L'Albufera	341
5.3.	Sobre la evolución de las cargas contaminantes en el lago	357
5.4.	Sobre la aplicación a la simulación de escenarios	370
6.	Conclusiones	377
6.1.	Introducción	377
6.2.	Conclusiones sobre los problemas planteados en la investigación	377
6.3.	Implicaciones prácticas y limitaciones	388
6.4.	Propuesta de investigaciones futuras	391
	Referencias bibliográficas	393
	Lista de tablas	407
	Lista de figuras	411
	Índice detallado.....	425

ABREVIATURAS, SIGLAS, ACRÓNIMOS Y SIGNOS

Acuamed	Sociedad Estatal Aguas de las Cuencas Mediterráneas
AGUA	Actuaciones para la Gestión y Utilización del Agua. Programa de actuaciones del Ministerio del Medio Ambiente y del Medio Rural y Marino
ARJ	Acequia Real del Júcar
Cabhal	[Modelo de] Calidad de aguas y del balance hídrico de L'Albufera
CAP	Conselleria d'Administracions Públiques de la Generalitat Valenciana
CAPA	Consellaria d'Agricultura, Pesca i Alimentació de la Generalitat Valenciana
Cedex	Centro de Estudios de Experimentación y Obras Publicas
CEH Cedex	Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX
CHJ	Confederación Hidrográfica del Júcar
CIT	Conselleria d'Infraestructures i Transport de la Generalitat Valenciana
CMA	Conselleria de Medi Ambient de la Generalitat Valenciana
CMAAUH	Conselleria del Medi Ambient, Aigua, Urbanisme y Habitatge de la Generalitat Valenciana
CMH	Consell Metropolità de l'Horta
Coput	Conselleria d'Obres Públiques, Urbanisme i Transports de la Generalitat Valenciana
CR	Comunidad de Regantes
CTH	Conselleria de Territori i Habitatge de la Generalitat Valenciana
CTJ	Canal Júcar-Turía
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno
DEM UV	Departamento de Ecología y Microbiología de la Universidad de Valencia
DICPIC UPV	Departamento de Ingeniería de la Construcción y Proyectos de Ingeniería Civil de la Universidad Politécnica de Valencia
DIHMA UPV	Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la la Universidad Politécnica de Valencia
DMA	Directiva Marco del Agua
DQO	Demanda Química de Oxígeno

E. B.	Estación de Bombeo
EDAR	Estación Depuradora de Aguas Residuales
EDARI	Estación Depuradora de Aguas Residuales Industriales
Epsar	Entidad Pública de Sanejament d'Aigües Residuals
Feder	Fondo Europeo de Desarrollo Regional
IATA	Instituto de Agroquímica y Tecnología de Alimentos
IGME	Instituto Geológico y Minero de España
MARM	Ministerio del Medio Ambiente y del Medio Rural y Marino
m. d.	Margen derecha
m. i.	Margen izquierda
MMA	Ministerio de Medio Ambiente
N/a	No aplica
NKT	Nitrógeno Kjeldahl Total
OCDE	Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico
Pomal	Plan Operativo del Medio Ambiente Local
SAIH CHJ	Sistema Automático de Información Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Júcar
S/d	Sin datos
Simpa	Sistema Integrado para la Modelización de la Precipitación-Aportación
UE	Unión Europea
UPV	Universidad Politécnica de Valencia
USA-CERL	US Army Corps of Engineers Construction Engineering Research Laboratory
UV	Universidad de Valencia
&	En primeras citas de varios autores, en lugar de la conjunción “y” utilizaremos este signo, tan común como superfluo en español, por una limitación del procesador de textos.

AGRADECIMIENTOS

La investigación que conduce a una tesis doctoral es un trabajo individual. Pero cuando reviso el resultado del estudio aprecio singularmente el valor del marco en que se ha desarrollado. Como ingeniero consultor creo haber aprendido la importancia del trabajo en equipo; precisar méritos propios sin deslindar los que no lo son sería una pretensión injusta y vana.

Quiero mostrar mi gratitud a los ingenieros y licenciados del Grupo Typsa que han trabajado conmigo en los últimos años. Debo mucho a José María Hernández Torres, quien trabajó conmigo, codo con codo, en el *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* y que posteriormente desarrolló, entre otros muchos trabajos, parte de los estudios relativos a los sistemas de saneamiento de Albufera Sur y Sueca; le expreso mi especial reconocimiento reservándole el primer lugar de esta relación. También a Óscar Atienza y Rafael Gabaldón, ingenieros cartógrafos, con una dedicación apasionada hacia su trabajo. Sara Bort del Amo redactó su proyecto fin de carrera para la licenciatura de ciencias ambientales sobre la simulación de procesos de calidad en el lago y efectuó un ajuste fino de los modelos previamente construidos. En los departamentos de hidráulica y medio ambiente Alma Serrano, Ángeles Marhuenda, Amparo Borrás, Amparo Sanchis, Ignacio Andrés y Luis Ruiz colaboraron conmigo en diversos estudios, elaboraron varios de los gráficos y tablas de este documento y me trasladaron sus conocimientos sobre infraestructuras hidráulicas y calidad de aguas. Quiero agradecer a mi director en Typsa, Javier Machí, el que me aportase confianza y autonomía y que aprobase mi intensa dedicación a los temas de L'Albufera.

Soy deudor de las enseñanzas de los expertos que asesoraron al Ministerio de Medio Ambiente durante la redacción del referido *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de València*. Debo especial gratitud a tres de ellos. Miguel Martín derrochó disponibilidad y entusiasmo para aportarnos sus vastos conocimientos en materia de calidad de aguas; suyas fueron las bases para desarrollar la metodología de evaluación de cargas mediante concentraciones patrón. Joan Miquel Benavent abrió mis ojos a la ecología de los lagos someros y me hizo comprender, como hizo con muchos otros amantes y estudiosos de L'Albufera, dónde se encuentran las verdaderas bases de los ecosistemas acuáticos. Eduardo Vicente me enseñó prácticamente todo lo que sé sobre limnología y tuvo una gran paciencia para suplir mis limitaciones. Presumo que sus campos de especialidad ejercieron en mí esa fascinación que provocan aquellos tesoros del conocimiento que alcanzamos a vislumbrar pero cuya completa aprehensión nos está vedada, en ocasiones por nuestras propias carencias. Extiendo este reconocimiento al equipo del instituto de investigación holandés WL|Delft Hydraulics, actualmente Deltares, y particularmente a Dirk Schwanenberg y Joost Icke.

Recojo también un recuerdo agradecido hacia don Alfredo Camarena, propietario de uno de los mejores parajes de L'Albufera, el Tancat de Sacarés, y excelente conversador, quien nos brindó a Enrique Cifres y a mí entrañables sobremesas al hilo, muchas veces, de los tiempos perdidos.

Esta investigación ha sido parcialmente realizada en el marco de diversos contratos de asistencia técnica formalizados entre la empresa Técnica y Proyectos, S.A. (Typsa) y varias

administraciones y organismos públicos y privados: *Proyecto Pomal para la descontaminación de L'Albufera. Desconexión de la red de saneamiento de Albal* (Conselleria de Obres Públiques, Urbanisme i Transports, 1997); *Estudio para el desarrollo Sostenible de L'Albufera* (Ministerio de Medio Ambiente, 2002-2004); *Estudios informativos de las actuaciones urgentes del RDL 2/2004 relativas a L'Albufera de València* (Acuamed, 2005); *Adenda al Proyecto de Reordenación de la infraestructura hidráulica de la Huerta y red saneamiento* (Acuamed, 2008), *A.T. a las obras de la Fase I de Proyecto de Reordenación de la infraestructura hidráulica de la Huerta y red saneamiento* (2009, en curso), *Proyecto de Modernización y unificación de los tancats de Sollana* (C. R. Acequia Real del Júcar, 2010, en curso), *A.T. para el Seguimiento del Sistema hídrico de L'Albufera* (Confederación hidrográfica del Júcar, 2007, en curso), *A.T. para la redacción del Plan Hidrológico del Júcar* (Confederación hidrográfica del Júcar, 2007, en curso). Quiero mostrar un agradecimiento especial a los directores de varios de estos contratos, José Luis Cabrelles, Raúl Zeid, Fernando Juan, Rafael Belda, Juan Valero de Palma y Alberto Hervás. También a Javier Ferrer Polo y M.^a Carmen Regidor, quienes dirigieron los trabajos de seguimiento del sistema hídrico de L'Albufera, en los que participé y tengo el placer de seguir trabajando, y contribuyeron a mejorar mi comprensión sobre el funcionamiento de los sistemas de explotación de los ríos Júcar y Turia

De forma muy especial quiero dejar manifestar mi agradecimiento a los codirectores de esta tesis: a Enrique Cifres, por confiar en mí desde el principio y por proporcionarme autonomía y orientación; a Eugenio Pellicer, por su amistad desde nuestros tiempos de estudiantes, por convertirse en mi anclaje al mundo universitario y por su contribución a la redacción final de este estudio.

Y por tantas veces que tuvieron que soportar mi cansancio o mi malhumor, por devolverme comprensión y cariño, quiero expresar un agradecimiento emocionado a mi familia, a Pepa, Inés y Cristina.

Para mi madre, en memoria de mi padre

1. INTRODUCCIÓN

1.1. ANTECEDENTES DE LA INVESTIGACIÓN

En 1990 obtuve el título de Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos por la Universidad Politécnica de Valencia. Entre 1995 y 2005 fui profesor asociado del *Departamento de ingeniería de la construcción y proyectos de ingeniería civil*.

He desarrollado mi actividad profesional fundamentalmente como ingeniero consultor. Gran parte de los proyectos que he redactado se refieren a infraestructuras hidráulicas en el ámbito de L'Albufera. Trabajé en los años noventa en la renovación del alcantarillado de Valencia, en el proyecto Pomal destinado a la descontaminación de L'Albufera, en proyectos de defensa contra avenidas y en diversos planes de saneamiento municipales. Con el inicio del siglo XXI he coordinado la redacción de proyectos de infraestructuras hidráulicas más complejas, en este mismo ámbito, orientadas a la resolución de nuevos problemas: tanques de tormenta para la retención de cargas procedentes de alivios de sistemas unitarios, instalaciones terciarias y mejora de plantas depuradoras existentes para facilitar la reutilización de sus efluentes, modernización de los sistemas de regadío o filtros verdes diseñados para mejorar la calidad de las aguas depuradas que finalmente alcanzan el medio natural. Desde octubre de 2002 hasta junio de 2004, bajo la dirección del Dr. Enrique Cifres Giménez, coordiné la redacción de un amplio estudio orientado al desarrollo sostenible de L'Albufera de València que fue financiado por el Ministerio de Medio Ambiente. El núcleo de este estudio fue la construcción, calibración y validación de unos modelos matemáticos destinados a analizar el impacto de determinadas actuaciones sobre el medio natural (MMA, 2004l). El estudio tuvo por objetivo efectuar una propuesta de actuaciones para la rehabilitación de L'Albufera y construir unas herramientas de predicción.

En buena medida, el tema de investigación que aquí planteamos da continuidad a dicho trabajo.

Dentro del Programa de doctorado de Ingeniería de la construcción y gestión ambiental he cursado las siguientes asignaturas:

- *El proyecto de investigación y el proceso proyecto-construcción*
- *Control de gestión empresarial en el sector de la construcción*
- *Análisis y construcción de obras singulares y en altura*
- *Innovación en la implantación de sistemas de gestión ambiental*
- *Aprovechamiento en construcción de materiales residuales producidos en grandes masas*
- *Optimización heurística en proyecto y construcción*

En 2009 presentamos la memoria para la obtención del Diploma de Estudios Avanzados con el título *Infraestructuras de saneamiento y depuración y eutrofización en L'Albufera de*

Valencia. Esta memoria desarrolló dos cronologías en paralelo. Por una parte, la de las infraestructuras de saneamiento y depuración en el entorno de L'Albufera, desde los años sesenta hasta la actualidad. Por otra parte, la de la calidad de las aguas del lago de L'Albufera y de los principales cauces y acequias que vierten en él. Al mismo tiempo se profundizó en la cuantificación de aspectos poco estudiados como el efecto de las lluvias, las conexiones entre las redes de saneamiento y sistemas de regadío, los vertidos remanentes y las descargas de los sistemas unitarios. En relación con la presente tesis, dicha memoria constituye una descripción de la realidad observada.

1.2. OBJETO

El objeto de nuestra investigación tiene dos componentes clave:

Un medio: el humedal conocido como L'Albufera de València. Los estudios generales sobre humedales se extienden tanto al medio natural, al medio socioeconómico y al medio físico. Este trabajo se ocupará casi exclusivamente del sistema hídrico del humedal. Además de la conocida albufera o lago central que da nombre al humedal, éste cuenta con diversos cuerpos de agua, como las acequias o los cauces naturales (barrancos), las *malladas* (o pequeñas lagunas situadas en las depresiones interdunares), los *ullals* o manantiales de agua, los *estanys* o lagunas de pequeña extensión y las golas (canales de drenaje al mar). La investigación prestará una especial atención al lago de L'Albufera. Cuando nos refiramos al conjunto del humedal lo haremos como *Parque Natural de L'Albufera de València* asumiendo de forma genérica como límites físicos o geográficos los de su delimitación administrativa.

Unas presiones sobre dicho medio: las relacionadas con los efectos de las infraestructuras hidráulicas o de su ausencia. Utilizaremos el concepto “presión” en el sentido que establece la Directiva Marco de Agua (DMA)¹. Existen muchas clases de infraestructuras con efectos directos sobre el sistema hídrico del humedal. Algunas de ellas son las de regulación de ríos, las de riego y drenaje de zonas regables, las de defensa contra avenidas, las de saneamiento y drenaje de áreas urbanas e industriales o las de depuración de aguas residuales y reutilización de sus efluentes.

Nos será útil para facilitar la interpretación de los apartados posteriores exponer una breve síntesis sobre nuestro objeto.

¹ La Directiva 2000/60(CE), conocida como Directiva marco del agua (DMA), es una innovadora norma del Parlamento Europeo y del Consejo de la Unión Europea por la que se establece un marco de actuación comunitario en el ámbito de la política de aguas. En España fue transpuesta al marco legislativo estatal a través de la Ley 62/2003, de 30 de diciembre de 2000, de Medidas Fiscales, Administrativas y del Orden Social, que modificó el Texto Refundido de la Ley de Aguas.

El Parque Natural de L'Albufera de València (Figura 1-1), declarado como tal en 1986, ocupa una superficie de 21.200 hectáreas situada en el sector sur-oriental de la plana de Valencia. El elemento más característico de este territorio es una gran laguna somera, de 2433,2 hectáreas de superficie libre cubierta por las aguas¹ y 0.88 m de profundidad media², en la que existe una serie de islas y orillas de vegetación palustre denominadas *mates*. Su relevancia ecológica se ha hecho patente con la incorporación en 1989 a la lista de áreas húmedas de importancia internacional establecida en virtud del convenio Ramsar de 2 de febrero de 1971.

Por otra parte, el lago está sufriendo un proceso de aterramiento (García Labrandero, 1960; Alonso, 1974; Dafaue, 1975; Benet, 1983; Mintegui, 1986; Sanjaume, Segura, López, & Pardo, 1992; Roselló, 1995; MMA, 2004k) que, en la actualidad, se relaciona principalmente con los sedimentos aportados por las avenidas, entre otros, de los barrancos del Poyo y Beniparrell. La cuenca vertiente al lago tiene una superficie de aproximadamente 738 km² (Figura 1-2).

L'Albufera de València experimentó una evolución desde un estadio salino, documentado al menos hasta el siglo XII, hasta una fase dulceacuícola que se inicia en el siglo XVII. La transición entre ambos sistemas fue acelerada por factores antrópicos como el desarrollo de los regadíos. La construcción de la segunda sección de la acequia Real del Júcar (ARJ) (Figura 1-1) en el siglo XVIII culminó un cambio sustancial en el balance hídrico del humedal (Sanchis Ibor, 2001), consolidando el sistema de aguas dulces: grandes volúmenes de agua eran derivados cada año en dirección a L'Albufera, de los cuales tan sólo una parte, la menor, era consumida por los cultivos servidos, generándose de este modo un considerable volumen de sobrantes que cambiaría radical y definitivamente el carácter del primitivo ecosistema. La albufera salobre, sin apenas vegetación acuática, se transformó en un sistema somero de agua dulce dominado por espesas praderías sumergidas de macrófitos y extensos carrizales.

Esta situación perduró con pocas variaciones hasta tiempos muy recientes. A principios de los sesenta el sistema todavía se encontraba bastante próximo a su óptimo ecológico: aguas transparentes y extensas formaciones de macrófitos acuáticos dominaban la laguna y el marjal; la biodiversidad era todavía elevada y el grado de antropización del paisaje muy bajo.

A partir de estas fechas los efectos de los vertidos directos y de los herbicidas sobre las poblaciones naturales del humedal se hacen evidentes. Entre 1972 y 1973 (Benet, 1983) desaparecieron bruscamente las praderías sumergidas de la laguna y con ellas la mayor parte de la fauna asociada, marcando el punto de inflexión en un proceso de degradación del espacio. Dos factores aparecen como fundamentales para explicar la degradación de las aguas y la consiguiente pérdida de biodiversidad del humedal: la merma de calidad del recurso

¹ Superficie libre de las aguas, descontando islas, obtenida por técnicas de restitución fotogramétrica a partir de un vuelo a escala 1:8.000 (marzo de 2003)

² Profundidad obtenida por batimetría con ecosonda (febrero de 2003) para la altura media de la lámina de agua a lo largo del año estimada en 0,25 m sobre el nivel medio del mar.

como consecuencia de las deficiencias estructurales en el sistema de saneamiento y depuración y la determinante evolución de los volúmenes de entradas hídricas, en particular, la reducción de los aportes de aguas del río Júcar a través de la acequia Real del Júcar.



Figura 1-1. Esquema de L'Albufera de València: [1] Lago de L'Albufera, [2] [3] [4] Respectivamente, golas (Canales de salida) de El Pujol, El Perellonet y El Perelló, [5] Barranco de Beniparrell, [6] Barranco del Poyo, [7] Acequia Real del Júcar, [8] Límites del Parque Natural, [9] Río Júcar.

El humedal sigue recibiendo aportes de distintos orígenes y características. El lago central es un sistema hipertrófico debido a los excesivos nutrientes aportados por las aguas agrícolas, urbanas e industriales (Soria *et al.*, 1987) y sometido además a manipulación hídrica por medio de unas compuertas que permiten regular la altura y flujo de las aguas según las necesidades del cultivo del arroz en el marjal circundante. Estas compuertas están instaladas en los canales de salida al mar, o golas (Figura 1-1) y su influencia en el funcionamiento hídrico del sistema es muy importante. Tres de los canales, Pujol, Perellonet y Perelló están directamente vinculados con el lago; los otros dos, Mareny o del Rei y Sant Llorenç están conectados a la red de acequias de los arrozales del sur del parque. El carácter artificial de las golas es notable y todas ellas, salvo la del Perelló, están equipadas con instalaciones de bombeo.

Las infraestructuras hidráulicas han jugado un papel fundamental en la evolución reciente de los ecosistemas del Parque Natural de L'Albufera de València. Parte de los impactos se han conocido con precisión como el cambio ambiental que supuso la expansión del regadío en los siglos XVII y XVIII (Sanchis Ibor, 2001) o la crisis de contaminación de los años setenta y

ochenta (IATA, 1974; Gil Corell, 1982; de la Guardia *et al.*, 1987; Soria *et al.*, 1987; Miracle & Vicente, 1993), por la enorme presión de las poblaciones incluidas en las cuencas vertientes al lago (Figura 1-2).

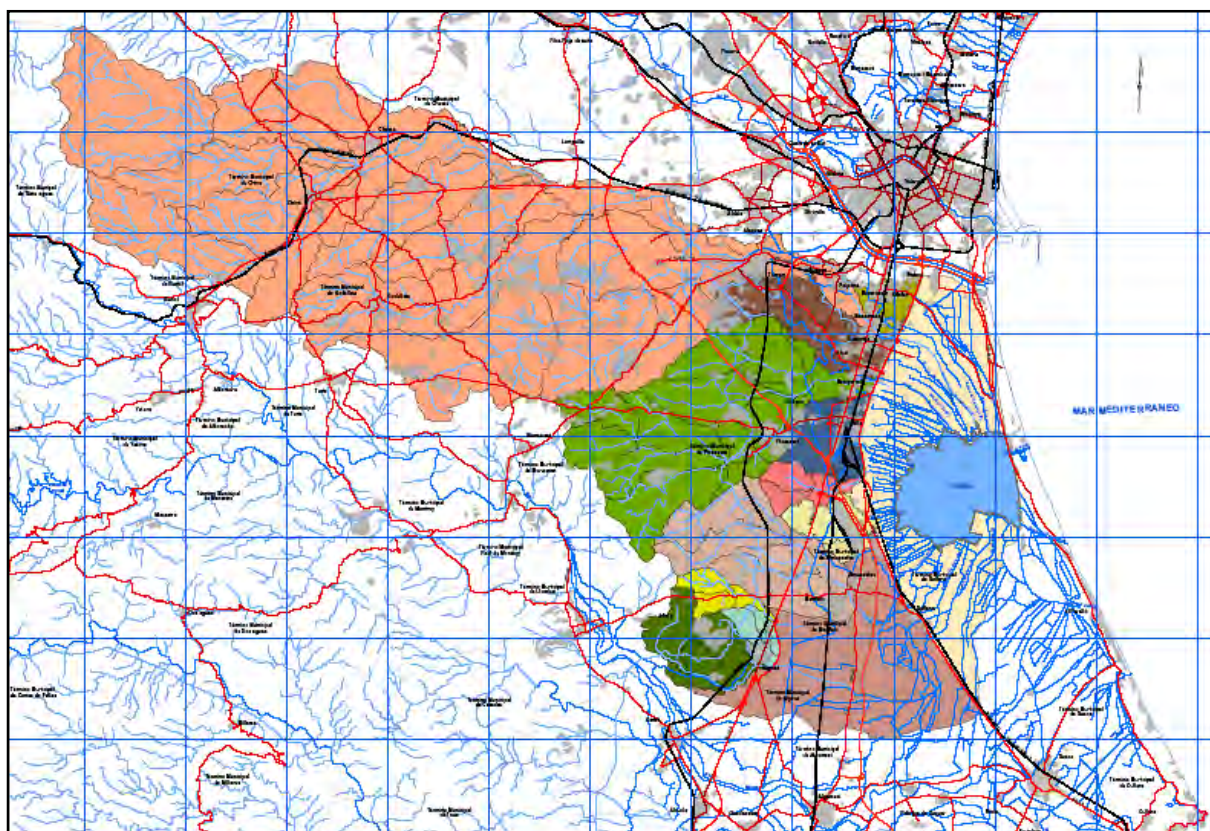


Figura 1-2. Cuencas vertientes al lago de L'Albufera. Siguiendo sensiblemente un orden de norte a Sur: Marjal norte (crema claro,) Sedaví-Alfajar (verde), Poyo (naranja), Rambleta (marrón), Beniparrell (verde), Silla (azul), Hortolà (rosa), Foia (amarillo claro), Tramussers (gris), Forca-Berenguera-Alginet (azul claro, amarillo, verde oscuro), Algadins-Assarb de Sollana (marrón), Marjal sur (crema claro)¹.

Hasta principios de los noventa se creía que el factor más importante para explicar las variaciones en la limnología del lago de L'Albufera era la dinámica de los excedentes de aguas de riego y drenaje en los arrozales (Vicente & Miracle, 1992). Nuevos estudios con datos de finales de los ochenta (Soria *et al.*, 2000) determinaron que la principal razón de dichas variaciones eran las entradas de agua tras lluvias intensas. Sobre otros procesos más recientes (la modernización de los sistemas de riego, el primer y segundo plan de saneamiento

¹ La configuración de las cuencas vertientes al lago es compleja. Por el Norte, parte de los términos municipales de Quart de Poblet, Alaquás, Aldaia y Xirivella, tributarios del Turia, pueden aportar escorrentías pluviales (y vertidos urbanos e industriales) a L'Albufera a través del sistema de acequias que vierte a la acequia de Favara. Por la zona Sur, la cuenca vertiente, de escaso relieve, podría extenderse prácticamente hasta el Júcar (Términos Algemesí y Albalat) cuya red de acequias desemboca también en acequias que acaban en el lago (Overa y Dreta).

y depuración, la reutilización de aguas depuradas) existe todavía un conocimiento impreciso de sus efectos, tanto positivos como negativos.

1.3. EL PROBLEMA DE INVESTIGACIÓN

En los últimos años se ha alcanzado un notable conocimiento (Romo *et al.*, 2005) sobre la evolución del estado trófico del lago de L'Albufera y de sus principales variables limnológicas. El escenario es conocido; nuestra curiosidad se dirige más bien hacia las tramoyas, las infraestructuras. Se conoce con precisión la evolución del sistema hídrico de los ríos Júcar y Turia y se ha avanzado en la caracterización de las relaciones con los ecosistemas del humedal, aun cuando subsisten incógnitas que deberemos analizar. Los problemas de investigación que planteamos son los siguientes:

- El conocimiento adquirido, ¿es suficiente para permitir la construcción de un modelo que explique la evolución de las presiones y del estado trófico del lago a partir del conocimiento detallado de los principales elementos de su sistema hídrico?
- Este modelo, tras su calibración y validación, ¿podrá proporcionar nuevos conocimientos sobre los valores límite que alcanzaron determinados indicadores generales de la eutrofización de L'Albufera, en la época en que se produjo el cambio de estado en el lago, y sobre la distancia a la que nos encontramos de desencadenar un nuevo cambio que permita rehabilitar su sistema ecológico?

Este planteamiento parte de una hipótesis central: existen aspectos sustantivos de la evolución del estado trófico de L'Albufera que sólo pueden ser explicados a partir de su relación con las infraestructuras del sistema hídrico. Bajo esta hipótesis, los objetivos específicos que planteamos son:

- Construir un modelo de seguimiento del balance hídrico de L'Albufera, que denominaremos Cabhal –acrónimo para *Calidad de aguas y balance hídrico en L'Albufera*–, que incluya: una descripción de los aportes hídricos procedentes del ciclo natural y de las importantes alteraciones producidas por el sistema de regadío y la presión urbana e industrial; una evaluación de entradas, salidas y variación en el almacenamiento, tanto en el lago, como en el sistema lago-arrozal; un análisis de la distribución espacial de los aportes hídricos al lago; una cuantificación de las cargas contaminantes (presiones), con una especial atención a los nutrientes inorgánicos; y un módulo de simulación de los procesos de calidad en el lago relacionados con su eutrofización.
- Utilizar el modelo construido para generar series temporales, con paso mensual, de los principales indicadores generales en el sistema, incluyendo, entre otros, los siguientes: volumen total de aportes hídricos al humedal, número de renovaciones anuales en el lago, carga externa anual de fósforo y nitrógeno en el lago, concentración media de fósforo y nitrógeno total en los aportes hídricos y en el lago y concentración media del pigmento clorofila *a* en el lago.

El modelo que nos planteamos construir como primer objetivo constituirá, al mismo tiempo, un producto de la investigación y la metodología para alcanzar el segundo objetivo. Los resultados que nos proporcione, y el posterior ejercicio de contraste crítico con los argumentos actualmente asumidos, son susceptibles de constituir una aportación original al

conocimiento sobre la relación entre la evolución de las infraestructuras hidráulicas y el proceso de eutrofización del lago de L'Albufera.

1.4. ACOTACIONES AL ALCANCE

En su alcance el tema de investigación aúna los dos componentes sustantivos del programa de doctorado: la ingeniería de la construcción, aquí relacionada con las infraestructuras hidráulicas, y la gestión ambiental, en lo relativo a la gestión y seguimiento del sistema hídrico de una zona húmeda. Efectuaremos de partida, tres acotaciones importantes.

Acotación temporal

Hemos incluido en el título el adjetivo reciente. Esto supone renunciar a profundizar en el gran cambio ecológico de L'Albufera de un sistema salino a un medio dulceacuícola en los siglos XVII y XVIII, aspecto que ha sido ampliamente estudiado por Sanchis Ibor (2001). El humedal de aguas dulces mantuvo sus condiciones más o menos óptimas hasta finales de los sesenta. Entre 1972 y 1973 se produjo la desaparición masiva de la vegetación sumergida en el lago marcándose un punto de inflexión e iniciándose la crisis de contaminación posterior. Situaremos el origen de la investigación al inicio del año hidrológico 1970/71, año en que todavía el sistema se encontraba próximo a su óptimo ecológico; en determinados apartados nos referiremos también a la situación previa de los años sesenta.

Acotación temática

Hemos adelantado que, en materia de infraestructuras, dedicaremos una atención prioritaria a las de saneamiento y drenaje de áreas urbanas e industriales y a las de depuración de aguas residuales, añadiendo en tiempos más recientes las de modernización de regadíos y reutilización de las aguas depuradas.

Sobre una completa caracterización de los flujos del sistema, estudiaremos varios de los procesos relacionados con la calidad de las aguas. Ahora bien, priorizaremos aquellos más relacionados con el camino que el humedal debe recorrer para alcanzar su buen estado ecológico, proceso que podemos sintetizar en la reversión del actual estado de aguas turbias y dominancia del fitoplancton para pasar a un estado estable de aguas claras dominado por la vegetación acuática (Moss *et al.*, 1996). El estudio de la evolución de la calidad de las aguas se centrará en la dinámica de los nutrientes y la eutrofización del lago, procesos altamente significativos y que son especialmente susceptibles de simulación mediante modelos matemáticos. Trataremos también procesos relacionados con la materia orgánica y el ciclo del oxígeno y con la salinidad; con menor detenimiento esbozaremos también cuestiones importantes relacionadas con el pH, los sólidos en suspensión y los sedimentos.

Acotación geográfica

Como hemos expuesto anteriormente, cuando analicemos los flujos y las presiones sobre L'Albufera incluiremos dos ámbitos: el del conjunto del humedal (cuyos límites asimilaremos esencialmente a los del *Parque Natural de L'Albufera de València* y el de su elemento más característico, su lago central. Consideraremos para ello todos los elementos directamente relacionados con este ámbito, como las masas de agua subterráneas de la Plana de Valencia, Sur y Norte, los regadíos circundantes y las cuencas vertientes a L'Albufera incluyendo sus áreas urbanas. Excluiremos las poblaciones de la cuenca del barranco del Poyo al oeste del

municipio de Torrent (Cheste, Chiva, Godella), considerando que las presiones que ejercen sobre las masas de agua superficiales pueden ser poco relevantes, ya que sus vertidos infiltran mayoritariamente a lo largo del cauce. Cuando nos refiramos al sistema hídrico del parque natural de L'Albufera de València, deberemos añadir las cuencas vertientes al marjal sur de los términos municipales de Sueca y Cullera. El ámbito central para el estudio de los regadíos (Figura 4-4) incluirá las áreas regables de la acequia Real del Júcar, las huertas de las acequias de Escalona y Carcaixent, los regadíos de Sueca y los de Cullera en su margen izquierda. En el sistema de explotación del río Turia, consideraremos la parte de los regadíos de la margen derecha de la vega del Turia que comprende los riegos de las huertas de Quart, Mislata y Favara y los arrozales de la acequia de Favara y de la acequia del Oro.

Existe un segundo entorno geográfico, de mayor extensión, que podríamos denominar como *Gran Ecosistema Albufera* que añadiría las aguas transicionales y costeras y el ámbito de los sistemas de explotación del Júcar y del Turia. Otros usos en estos sistemas, como los muy importantes regadíos de Castilla-La Mancha, tienen influencia sobre el ecosistema Albufera (CHJ, 2007; Sanchis Ibor *et al.*, 2010). No obstante, y sin desprestigiar tales efectos, el hecho de establecer una condición de contorno en las estructuras de derivación fluviales nos permitirá limitar el alcance a los usos situados aguas abajo de éstas. Excluiremos también, como una simplificación del modelo, áreas más directamente relacionadas con el ámbito del estudio, como son los regadíos del Sellent y del Albaida o los del canal Júcar-Turia, que aprovechan recursos superficiales del Júcar y también extraen aguas de los acuíferos de la Plana de Valencia.

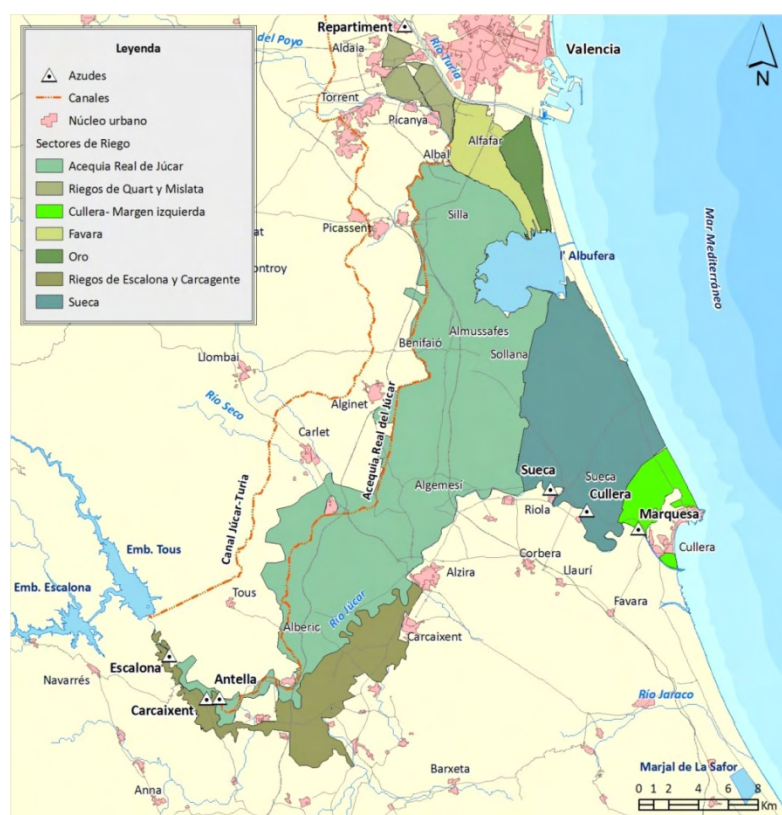


Figura 1-3 Mapa de los sectores de riego del Júcar y del Turia más directamente relacionados con el sistema hídrico de L'Albufera

1.5. METODOLOGÍA

1.5.1. Principales fuentes de información

La parte del estudio relativa a infraestructuras requiere una mayor proporción de documentación administrativa, relacionada con el proceso proyecto-construcción de las infraestructuras hidráulicas, que de fuentes de información científica. Los estudios técnicos y los proyectos de obras de ingeniería civil, además de la definición de las infraestructuras proyectadas, incluyen una amplia colección de datos específicos de partida (topográficos, geotécnicos, medioambientales, sobre las infraestructuras existentes) que suelen presentarse como anejos a la memoria. En muchos de los proyectos, especialmente en aquellos en que he participado como jefe de proyecto o *project manager*, hemos podido disponer de los datos brutos. Es frecuente que estos datos sean generados para el propio proyecto y no tengan mayor uso. Consideramos, sin embargo, que parte de esta información puede tener un interés científico. Una parte relevante del nuestro trabajo ha sido el estudio de los proyectos de las principales infraestructuras hidráulicas para efectuar una selección de la información significativa, no sólo sobre las características de tales infraestructuras, sino también sobre aspectos como la caracterización del medio (por ejemplo la calidad de las aguas) o los efectos previstos sobre los ecosistemas. Hay que añadir en este apartado la infinidad de recorridos de campo y entrevistas con técnicos de las distintas administraciones, representantes de las comunidades de regantes, pescadores, investigadores, ecologistas o conocedores del humedal que hemos realizado, con más intensidad, en el período comprendido entre 2002 y 2007.

En cuanto a calidad de aguas, aparte de la información disponible en los estudios técnicos y proyectos de infraestructuras utilizaremos otros datos que procederán de dos fuentes principales: los trabajos desarrollados por el Departamento de Ecología y Microbiología de la Universitat de Valencia (años 1987-1989), particularmente los recopilados en la tesis doctoral de Soria (1997); y la campaña de muestreo anual de la Conselleria de Medi Ambient, Aigua, Urbanisme i Habitatge de la Generalitat Valenciana de la que se dispone de una serie completa para el período comprendido entre 1991 y 2008 (CMAAUH, 2008). Los datos se completarán con, entre otros, los obtenidos por el IATA (1974) y Dafauce (1975) para los años setenta, y por Martín Monerris (1998) para el año 1995.

Respecto a los aspectos cuantitativos del balance hídrico utilizaremos, entre otras fuentes, datos de la red SAIH de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) y, por primera en un trabajo de esta índole, medidas de las estaciones de aforos de seguimiento de L'Albufera recientemente instaladas por la CHJ.

1.5.2. Construcción del modelo

El modelo Cabhal constituirá una revisión integral de modelos precedentes (MMA, 2004g) y deberá recoger el conocimiento adquirido a través de diversos trabajos. El balance se extenderá al conjunto del humedal de L'Albufera, integrando el lago como un elemento más del sistema hídrico e incorporando aspectos esenciales como la relación con los arrozales que lo rodean. Se trata de un modelo orientado al seguimiento del sistema hídrico de L'Albufera. Quiere esto decir que los datos que lo alimentarán y que permitirán su calibración serán, esencialmente, datos de explotación del sistema, procedentes de las diferentes redes de medida gestionadas por la CHJ.



Figura 1-4. Propuesta de estructura para el modelo Cabhal – Calidad de aguas y balance hídrico en L'Albufera de València-.

El modelo constará de seis módulos (Figura 1-4). Para su construcción aplicaremos, en primer lugar, el principio de superposición (Andreu *et al.*, 2007), descomponiendo el problema general en dos problemas más sencillos. Consideraremos así por separado el *régimen natural* y el *régimen alterado*. Técnicamente, este planteamiento viene a asumir que las ecuaciones de comportamiento que rigen el problema físico estudiado son lineales: entonces, la solución del problema, extensiva al régimen global del sistema hídrico, podrá obtenerse como la suma de los efectos del régimen natural y del régimen alterado.

Consideraremos así, en un primer plano, el *modelo del régimen natural* y estudiaremos la respuesta del medio frente a las aportaciones por lluvia, obteniendo de este modo la escorrentía superficial generada y la descarga parcial producida por el acuífero con entradas procedentes del ciclo natural. Para la simulación del ciclo natural se utilizará el modelo hidrogeológico conceptual Simpa desarrollado por el Cedex a mediados de los años 90. Un papel preferente en este proyecto fueron las investigaciones sobre simulación hidrológica distribuida de aportaciones (Ruiz García, 1998).

En un segundo plano construiremos el *modelo del régimen alterado* en el que las entradas estarán constituidas por las derivaciones fluviales para riego, los bombeos, los efluentes de estaciones depuradora y las aguas residuales urbanas sin depurar; como resultado obtendremos los excedentes de riego, las entradas directas de aguas residuales (depuradas y no depuradas) y la descarga parcial del acuífero en el ciclo alterado. La interacción del sistema superficial con el acuífero se representará mediante un modelo de acuífero unicelular

con coeficiente de desagüe α (Andreu, 1983), dando continuidad a un trabajo desarrollado por la CHJ (2003). El estudio del acuífero de la Plana Sur es un elemento clave en este planteamiento y el punto que probablemente planteará más dudas sobre la robustez de los resultados.

La calibración se realizará de forma conjunta para ambos modelos. Se compararán los resultados producido por los modelos para un período de tiempo con los valores observados y se procederá a ajustar determinados parámetros para asegurar una adecuación suficiente a la realidad observada. En lo relativo a los retornos del sistema de regadío al río Júcar se tendrán en cuenta en las medidas de la estación de aforos de Huerto de Mulet. En el ámbito de L'Albufera, los valores observados corresponderán a medidas de caudal tomadas entre enero y diciembre de 2008 en 64 estaciones situadas a lo largo del denominado *perímetro de control*, intermedio entre el límite del parque natural y el perímetro del lago.

Definidos los parámetros de calibración y, por tanto, los procesos que rigen las entradas al sistema, procederemos a plantear el *modelo de balance hídrico de L'Albufera*. Este modelo incluirá cinco elementos tipo embalse: cuatro de ellos simularán los arrozales de los sectores de riego existentes dentro del Parque Natural (sector Turia, sector ARJ, sector Sueca y sector Cullera margen izquierda) y el quinto el lago. Las entradas al modelo procederán de los módulos del régimen natural y alterado y se añadirá la precipitación directa. La introducción de elementos tipo embalse permitirá incluir reglas de gestión del almacenamiento en los mismos, pudiendo de esta forma simular los diversos periodos de inundación que a lo largo del año afectan a los campos de arroz, bien como parte del cultivo, bien por consideraciones ambientales, como es el caso de la inundación invernal o *perellonà*. Dentro de la formulación de cada embalse, se considerará la evapotranspiración de la vegetación natural y los arrozales, las salidas por infiltración, la evaporación directa en las láminas de agua y las salidas al mar a través de las golas. Precisamente el cálculo de las salidas superficiales del sistema al mar a partir de octubre de 2006 nos permitirá la validación del modelo por comparación con los valores que desde esa fecha mide la CHJ en las estaciones de aforo situadas en las cinco golas de L'Albufera.

Por otra parte incorporaremos un *modelo de distribución espacial*, que se referirá exclusivamente a las entradas al lago de L'Albufera, y que permitirá su reparto a lo largo del perímetro del lago. Para ello, se concentrarán las entradas en trece puntos que vienen a representar las desembocaduras de los trece cauces naturales y acequias más caudalosos del sistema. Estos puntos fueron definidos en el *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004h) y los coeficientes de reparto que distribuyen los distintos tipos de aporte a cada uno de los trece puntos fueron inicialmente calibrados con los resultados de una completa serie de aforos de 1988 (COPUT, 1989a).

Finalmente, el modelo Cabhal integrará dos módulos sobre calidad de aguas que hasta ahora habían sido tratados de forma separada mediante estudios específicos. El ámbito de estos módulos será también exclusivamente al lago de L'Albufera.

Construiremos un *modelo de calidad de las aguas influentes* asignando patrones de calidad a cada uno de los componentes de las entradas hídricas y el cálculo de la evolución temporal de

las cargas y concentraciones de diversas variables físico-químicas como la materia orgánica (DBO5, DQO, oxígeno disuelto), fósforo, amonio y sólidos suspendidos (MMA, 2004c).

Finalmente, incorporaremos un *modelo de calidad de las aguas del lago* que permitirá la simulación de diversos procesos mediante el modelo bidimensional Sobek WQ, inicialmente construido por el MMA (2004j) con el apoyo de Typsa y WL|Delft Hydraulics y que ahora será revisado con la información más reciente. Aun cuando los procesos estudiados son muchos, se prestará una especial atención a la dinámica de los nutrientes y el crecimiento del fitoplancton.

Su calibración se realizará mediante comparación con los datos de calidad medidos por la CMAAUV entre 1991 y 2008 en acequias y en el propio lago y por Martín Monerris (1998) para el año 1995. Para las décadas anteriores se considerarán los trabajos desarrollados por el Departamento de Ecología y Microbiología de la Universitat de Valencia, particularmente los recopilados en la tesis doctoral de Soria (1997), junto con datos del IATA (1974) y Dafaue (1975).

En terminología de la DMA, y considerando la masa de agua del lago de L'Albufera, los cinco módulos precedentes son modelos de *presiones* sobre el sistema, mientras que el sexto es un modelo de *estado*.

1.6. ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO

Tras la introducción, el capítulo 2 efectuará una descripción muy detallada de la realidad observada, es decir, de la evolución de las infraestructuras hidráulicas relacionadas con L'Albufera -de saneamiento, depuración, reutilización o modernización de regadíos- y de la calidad de las aguas de los principales elementos del sistema hídrico – acequias, cauces naturales, el propio lago central-. Construiremos así dos cronologías en paralelo, desde finales de los sesenta hasta nuestros días, incluyendo una introducción a ciertas infraestructuras en proyecto cuya ejecución está ya planificada. Estas cronologías constituirán en sí mismas un producto parcial de la investigación.

Nuestro planteamiento requiere una revisión de la literatura, que efectuaremos en el capítulo 3. Por una parte referiremos el proceso de eutrofización del lago, teniendo en cuenta los principios generales de la ecología de lagos someros enriquecidos por nutrientes y los factores específicos de lagos mediterráneos y de L'Albufera. Por otra, revisaremos el conocimiento relativo a los diversos términos del sistema hídrico del humedal y al papel jugado por las infraestructuras hidráulicas.

El capítulo 4 introducirá el núcleo de la investigación y describirá la metodología para la construcción, calibración y validación del modelo Cabhal. Este modelo, como hemos anunciado, constituye un primer resultado de la investigación y la herramienta para darle continuidad con la reconstrucción de la serie histórica de importantes variables relativas a la hidrodinámica del sistema, las cargas de nutrientes y el estado trófico del lago. Los resultados de la investigación se representarán en el capítulo 5 junto con un análisis crítico de los mismos en relación con las conclusiones de los principales trabajos publicados hasta el momento. El capítulo 6 sintetizará las conclusiones de nuestro trabajo, establecerá sus

aplicaciones prácticas y las limitaciones asociadas y propondrá nuevas líneas de investigación.

1.7. CONCLUSIÓN

Este apartado nos ha permitido establecer las bases de la tesis doctoral. Hemos introducido el problema de investigación, los objetivos pretendidos y las principales acotaciones a su alcance. Posteriormente hemos descrito someramente la estructura del documento y los contenidos de sus principales capítulos.

Con esta introducción nos encontramos en condiciones de abordar una detallada descripción de la investigación realizada. En coherencia con el planteamiento que hemos expuesto, esta investigación se ha iniciado con una completa descripción sobre la evolución de la realidad observada. Podríamos haber presentado esta descripción como un anexo al presente documento. Sin embargo, hemos querido incluirla en su cuerpo principal, como capítulo 2, para subrayar la importancia que otorgamos al conocimiento del entorno y a las conclusiones parciales obtenidas. En todo caso, puede también realizarse una lectura rápida de esta tesis, saltando directamente al capítulo 3, la cual proporcionaría una buena comprensión de sus contenidos sustantivos.

2. LA REALIDAD OBSERVADA

2.1. PRECISIONES SOBRE LAS FUENTES DE INFORMACIÓN SOBRE CALIDAD DE AGUAS

En los apartados que siguen desarrollaremos el relato cronológico de la evolución de las infraestructuras de ingeniería sanitaria y, en paralelo, efectuaremos una síntesis del estado de las aguas de L'Albufera. Para esta última tarea son necesarias algunas precisiones.

Los diversos autores y organismos oficiales han llevado a cabo, en general, el muestreo en las acequias y cauces naturales con una menor intensidad que en el propio lago. La información principal disponible al respecto es la siguiente.

Dafauce (1975) proporciona datos de 1972 a 1974:

- Parámetros medidos *in situ*: olor, color, pH, oxígeno disuelto (mg O₂/l), conductividad (μS/cm), temperatura (°C), sólidos en suspensión (mg/l).
- Parámetros analizados en laboratorio: cloruros (mg Cl/l), nitratos (mg NO₃/l), nitrito (mg NO₂/l), amonio (mg NH₄/l), fosfatos (mg P/l), DBO (mg O₂/l).

El *Plan Director para Saneamiento Integral del lago de l'Albufera* (COPUT, 1989a)) proporciona datos de 1986-1987 en diez puntos concretos de los siguientes parámetros:

- Parámetros medidos *in situ*: pH y conductividad (μS/cm)
- Parámetros medidos en laboratorio: cloruros (mg Cl/l), sulfatos (mg SO₄/l), nitratos (mg NO₃/l), nitritos (mg NO₂/l), amonio (mg NH₄/l), fosfatos (mg P₂O₅/l), carbonatos (mg CO₃H/l), calcio (mg Ca/l), potasio (mg K/l), sodio (mg Na/l), molibdeno (mg Mo/l), magnesio (mg Mg/l), zinc (mg Zn/l), cadmio (mg Cd/l), plomo (mg Pb/l), cobre (mg Cu/l).

Los muestreos de Soria (1997) entre 1985 y 1989 incluyeron 23 acequias en la zona Norte y 18 en la zona Sur, para las que se determinaron los siguientes parámetros:

- Medidas *in situ*: pH, temperatura (°C), conductividad, oxígeno disuelto (mgO₂/l) y penetración luminosa (profundidad de Secchi).
- Parámetros analizados en el Laboratorio: potencial de oxidoreducción (mV), Alcalinidad (meq/l), cloruro (meq/l), sulfato (μM), nitrato (μM), nitrito (μM), amonio (μM), fosfato¹ (μM), silicato (μM) y clorofila *a* (mg/l), carotenos (mg/l).

¹ A partir de los valores de fósforo inorgánico haremos una estimación grosera del fósforo total multiplicando los valores medidos por 3 atendiendo a las proporciones habituales en el lago.

También se obtuvieron caudales en cada acequia a la vez que se realizaba la toma de muestra. Por ello su información es de gran utilidad puesto que permite calcular la carga contaminante de cada sustancia que está llegando al lago. En total se realizaron aproximadamente 240 determinaciones divididas entre la zona Norte y Sur en los 4 años de su estudio.

Por su parte, Martín (1998) muestreó ocho acequias entre marzo y diciembre de 1995, haciendo un total de seis salidas. Además de la calidad de las aguas, se determinó el caudal que circulaba por ellas:

- Parámetros medidos *in situ*: pH, oxígeno disuelto (mg O₂/l), temperatura (°C), y sólidos en suspensión (mg/l)
- Parámetros medidos en laboratorio: nitrógeno orgánico total (mg N/l), nitrógeno orgánico disuelto (mg N/l), nitratos (mg N/l), nitritos (mg N/l), amonio (mg N/l), materia orgánica (mg O₂/l), fósforo total (mg P/l), fósforo soluble reactivo (mg P/l). Obtuvo asimismo la relación entre nitrógeno inorgánico disuelto y fósforo soluble reactivo.

La CMAAUH de la Generalitat Valenciana (2008) realiza cuatro muestreos al año, haciéndolos coincidir con el ciclo del cultivo del arroz, desde el año 1994. No se determinan los caudales que circulan por lo que la información aportada sólo lo es a nivel cualitativo y no pueden calcularse directamente las cargas contaminantes que acceden al lago:

- Parámetros medidos *in situ*: pH, temperatura (°C) y sólidos en suspensión (mg/l)
- Parámetros medidos en laboratorio: nitratos (mg N/l), nitritos (mg N/l), amonio (mg N/l), materia orgánica (mg O₂/l), fósforo total (mg P/l), amoníaco no ionizado (mg NH₃/l), dureza (mgCa/l), fenoles (mg/l), clorofila *a* (µg/l) y metales pesados.

De todos modos, a partir de todas estas fuentes se puede obtener una serie histórica bastante fiable sobre la calidad de las aguas que circulan a través de los siguientes cauces (Figura 2-1): acequia de Ravisanxo, barranco de Chiva o Massanassa y acequias del Port de Catarroja, de Albal, de la Font de Mariano, del Port de Silla, de la Foia, Alqueressia, Overa y Dreta.

Finalmente incluiremos determinada información sobre calidad de aguas en acequias incluida en estudios técnicos sobre infraestructuras o en los propios anejos a la memoria de proyectos constructivos. Estos datos, que al haber sido obtenidos para diversos estudios específicos no tienen un carácter sistemático y corresponden a metodologías dispares, pueden tener un interés científico en la mejora de la comprensión de ciertos procesos.

Respecto a las aguas de la propia albufera, en los trabajos realizados por Soria (1997) entre 1985 y 1989, anteriormente referidos, se establecieron 9 puntos de muestreo que cubrían todos los sectores del lago lo cual permitió estudiar su heterogeneidad espacial. El muestreo fue bimestral durante 1985 y 1987, y mensual en 1986 y 1988. A partir de 1991 la actual CMAAUH (entonces Conselleria de Medi Ambient) inició las campañas anuales de muestreo de las aguas del lago que se han mantenido hasta la actualidad. La periodicidad es mensual, excepto en los meses de julio y agosto que suele ser quincenal. La toma se realiza en la zona más superficial (los primeros 50 cm). Se determinan “*in situ*” (Tabla 2-1) el oxígeno disuelto, pH, temperatura y conductividad, profundidad, transparencia con el disco Secchi y filtración de agua para la determinación de clorofilas. Los puntos de muestreo se indican en la Tabla 2-2

y en Figura 2-1. La hora del muestreo suele situarse entre las 10:00 h y las 13:00 h. El orden de muestreo es: A2, A3, A1, B1, C1, C2 y B2.

Tabla 2-1. Parámetros incluidos en la red de control de la CMAAUH para el lago

Parámetro	Unidades
Medidos “in situ”	
Oxígeno disuelto	mg O ₂ /l
Temperatura	°C
Conductividad	µS/cm
Transparencia (disco de Secchi).	cm
Analizados en laboratorio	
Materia orgánica (demanda química de oxígeno y demanda biológica de oxígeno)	mg O ₂ /l
Nitrógeno inorgánico (nitrato, nitrito, amonio y amoníaco no ionizado)	mg N/l
Fósforo total	mg P/l
Sólidos en suspensión	mg/l
Fitoplancton, medido como Clorofila a	mg Cla a/m ³
Otros: metales (zinc, cobre, cadmio y mercurio) y hasta 44 tipos de pesticidas	

Tabla 2-2. Puntos de muestreo de la CMAAUH

Punto	Ubicación
A1	Entre la Mata de Sant Roc y l'Antina.
A2	Entre Barranco de Massanassa y Punta de Llebeig.
A3	Entre punta de Llebeig y la Mata del Rei.
B1	Entre la Mata de la Barra y L'Antina.
B2	Entre la Mata del Fang y la de Sant Roc.
C1	Frente Tancat de Zacarés.
C2	Entre Mata del Fang, la Barra y la Mansaguerota.

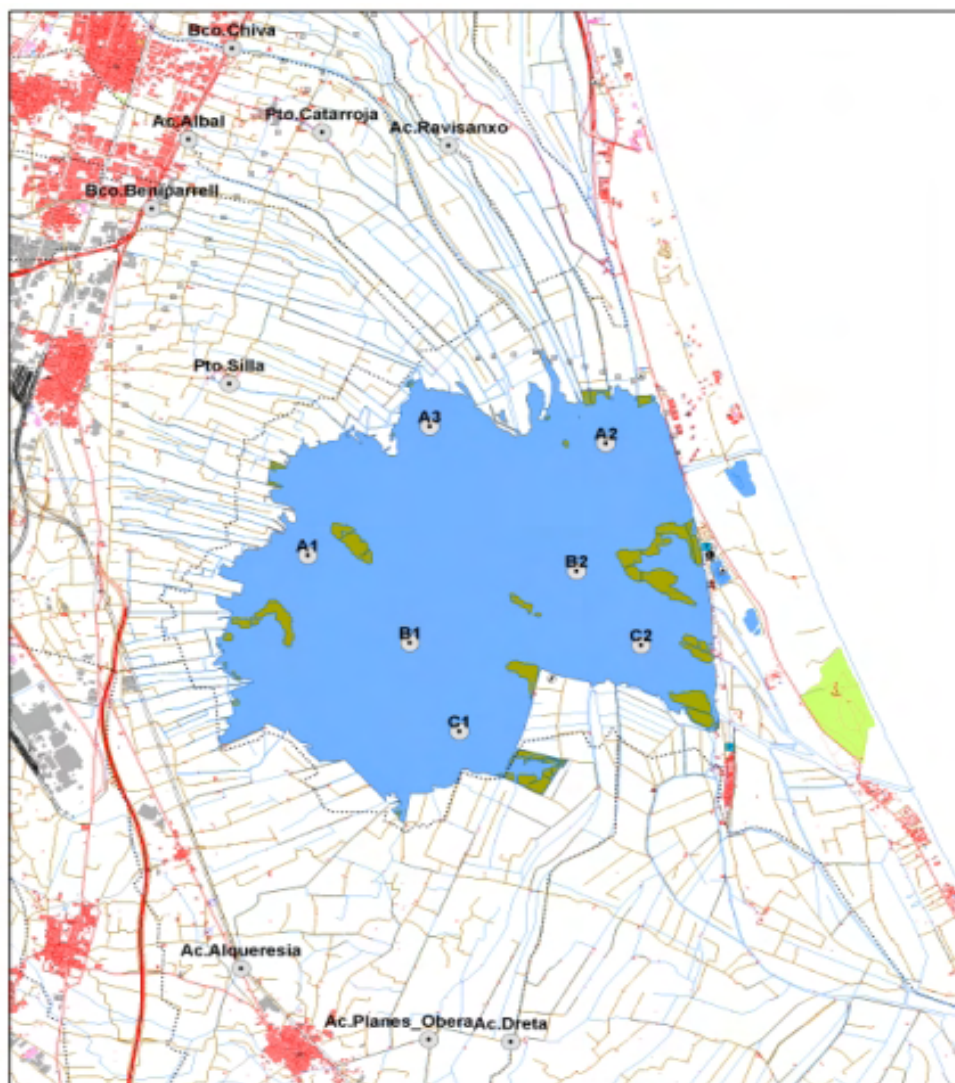


Figura 2-1. Puntos de muestreo de la CMAAUH en el lago y principales acequias vertientes

2.2. L'ALBUFERA DE LOS SESENTA: LA SITUACIÓN ANTERIOR A LA CRISIS DE CONTAMINACIÓN

2.2.1. Precarias redes de saneamiento y fuerte crecimiento demográfico

Las distintas poblaciones habían ido construyendo sus redes de colectores mediante obras que, en las principales ciudades, se iniciaron desde principios de siglo. En Alzira se tienen referencias de obras desde 1910 y del estudio de un *Plan general de alcantarillado* en un pleno del Ayuntamiento celebrado el 26 de noviembre de 1925 (Lairón, 2002, pág. 169). Es también el caso de Sueca que ejecutó en esa época la denominada “red del 31” con lo cual ambas poblaciones debieron adelantarse a la mayoría de las de su entorno como consecuencia de su condición central en la comarca. La red de Sueca del 31 servía y sirve todavía a los viales interiores a la antigua muralla y vertía al actual colector general Centro (o colector del Sequial) que discurre sensiblemente con dirección Sur-Norte para verter a la acequia Major ya bastante a las afueras del centro urbano. Las trapas de esta red, con la inscripción “1931” todavía pueden observarse en las calles más céntricas.

Los colectores vertían finalmente a cauces naturales o, muy habitualmente como ocurría en Sueca, a acequias aguas abajo de los cascos urbanos, a una distancia suficiente para reducir los malos olores y los problemas de salubridad¹. En Alzira, ya en 1910, las desembocaduras de las alcantarillas que vertían al Barranquet y al río Júcar fueron prolongadas en forma conveniente hasta la “orilla o línea de flotación de forma que no quedasen al descubierto en ningún trecho tales desagües” (Lairón, 2002, pág. 73). Eran también numerosísimas las conexiones directas de industrias y viviendas a las acequias: cualquier nueva obra de edificación en esta zona tenía siempre una acequia a menos de cincuenta metros que podía recibir las tuberías de saneamiento. Y las acequias transportaban finalmente las aguas residuales hasta el humedal diluidas con los entonces cuantiosos excedentes de riego. La ejecución de nuevas alcantarillas, paradójicamente, contribuía a empeorar la situación en el lago pues posibilitaba nuevos aportes de aguas negras a través de las acequias que, parcialmente, habían estado vertiéndose a fosas sépticas que descargaban por filtración al acuífero.

En estos años y en las décadas anteriores muchas barriadas de poblaciones carecían de redes de alcantarillado o éstas estaban incompletas. Los regadíos tradicionales habían aprovechado secularmente la materia orgánica y los nutrientes inorgánicos de origen urbano (Verdú, Sanchis, & Marco, 1999), y más tarde industrial, que llegaban a través de las acequias y los cauces naturales. No todas las aguas residuales eran dirigidas hacia los cursos de agua y una buena parte se dispersaba a través de pozos absorbentes de modo que no es del todo apropiado establecer relaciones de proporcionalidad entre población y cantidad de materia orgánica o de cualquier otro contaminante (Roselló, 1982, pág. 48). Feltrer (1982) describe así las características de las poblaciones del entorno a la hora de calcular coeficientes de escorrentía: “se trata de poblaciones diseminadas, con edificios de una sólo o dos plantas normalmente, y gran cantidad de patios, corrales, etc., sin pavimentar”.

La explotación y mantenimiento de las redes corría a cargo directamente de los Ayuntamientos. En ocasiones la limpieza se realizaba arrastrando cubos metálicos por el interior de cada tramo de pozo a pozo. El sistema era eficaz ya que existían múltiples registros en toda la red, pero requería mucha mano de obra y fue abandonándose en los años siguientes. En algunas cabeceras de colectores se construyeron cámaras de descarga, sistema que perduró más tiempo pero que también acabó abandonándose por cuanto suponía un gasto excesivo de agua procedente de la red potable. Los colectores recibían también filtraciones de aguas limpias desde las redes de acequias, desde el propio acuífero en tramos situados bajo el nivel

¹ Los problemas de contaminación se manifestaban, por ejemplo, en las playas. Desde los años treinta los naturales de Sueca referían la mala calidad de las aguas en la playa de Motilla, que estaba situada al norte de la gola del Rei, canal por el cual desaguaban las principales acequias de su término municipal transportando los contaminantes de origen agrícola, urbano e industrial diluidos con los excedentes de riego. Esta situación persistiría incluso tras la puesta en servicio de la EDAR de Sueca en el año 2004 por cuanto, a pesar de la mejora experimentada, las acequias seguirían recibiendo un volumen no despreciable de vertidos en su tránsito por el casco urbano y los polígonos industriales tal y como se describe más adelante.

freático o incluso derivaciones directas de agua de riego para limpieza de colectores como la *xarxa de neteja* de Sueca por la que se hacía circular agua derivada de la acequia de Múzquiz para limpiar toda la red¹.

En muchos municipios la precaria red de colectores era exclusivamente de aguas negras, quedando el drenaje de pluviales confiado a la extensa red de acequias. Este planteamiento fue particularmente eficaz en municipios que contaban con grandes acequias y que aplicaban medidas de gestión de pluviales². En Sueca, en cuanto se preveían inundaciones por lluvia y ante posibles desbordamientos del Júcar, las compuertas de las tomas eran inmediatamente cerradas y la infraestructura de riego servía para la evacuación de las aguas pluviales e incluso de las aguas desbordadas del río. Este sistema contribuyó a que, incluso en algunos de los peores episodios (1982, 1987), el casco urbano de Sueca evitó mayoritariamente las inundaciones que se extendieron por todo su entorno.

Los colectores de aguas negras, de todos modos, recibían aguas pluviales (bajantes de las terrazas, etc.) pero existían multitud de alivios. Tradicionalmente este sistema funcionaba relativamente bien: los colectores de aguas negras discurrían a una cierta profundidad mientras que las acequias a las que aliviaban eran muy superficiales. Los aliviaderos estaban situados en los pozos y a cota muy superior a la del espinazo del colector, por lo que las aguas aliviadas eran sólo las superficiales, más claras, aprovechándose con ello un cierto efecto de decantación en el pozo. Dada la poca pendiente de las acequias, las velocidades en los colectores en situación de lluvia nunca eran tan elevadas como para que el primer lavado de los mismos fuera muy intenso. Puede añadirse el hecho de que todo el sistema hacía correr agua abundantemente a lo largo del año, lo que implicaba que las acumulaciones de contaminantes en las paredes interiores de los colectores (el principal foco contaminante de las descargas de sistemas unitarios) presumiblemente nunca fuesen grandes. El resultado es que la constatación de problemas de calidad de aguas en las acequias durante episodios de lluvia es reciente.

Puede afirmarse que la contaminación o degradación de las aguas de la Albufera se inicia en la década de los sesenta, ya que hasta entonces, el mecanismo de la autodepuración mantenía

¹ Actualmente esta red ya no se utiliza para tal fin y parte de las conducciones que la integraban (en la avenida de Riola, por ejemplo) continúan en funcionamiento como colectores de aguas negras.

² La gestión de pluviales puede tener procedimientos muy llamativos, con efectos que perduran todavía hoy en día, como en el caso de Silla. La población creció sobre un pequeño barranco que la atravesaba sensiblemente de este a oeste actualmente transformado en un colector de pluviales. Para evitar que aportes excesivos procedentes de las cuencas de aguas arriba (Alcàsser, Picassent) penetren en el casco urbano, este colector cuenta con una compuerta situada al oeste de la población en el polígono industrial junto a la variante de la N-332 que se cierra en situación de lluvia e inunda los terrenos agrícolas situados aguas arriba. La construcción de la nueva variante de la N-332, por diversas circunstancias, no tuvo en cuenta esta gestión y su rasante presenta un punto bajo precisamente en este punto de modo que la inundación se extiende a varios carriles de la autovía provocando su cierre durante lluvias intensas con caóticas consecuencias.

el equilibrio de las aguas (Roselló, 1982). La dinámica del ecosistema palustre fue alterada en esta década por la entrada de residuos orgánicos, detergentes, pesticidas o metales procedentes de la agricultura intensiva, la industria y el saneamiento urbano de los municipios de su entorno (Verdú *et al.*, 1999).

El crecimiento demográfico y el desarrollo industrial en el área de estudio cuadruplicó en los sesenta los índices de variación de la década anterior. La comarca de L'Horta no sólo era la más poblada de la región sino también la que experimentaba un ritmo de crecimiento más fuerte, como consecuencia de una importante corriente migratoria con origen en las comarcas del interior de la provincia de Valencia (Serranos, Rincón de Ademuz, Valle de Cofrentes), La Mancha y Andalucía Oriental. En 1969 la población que residía en los municipios de las cuencas vertientes a L'Albufera superaba los 297.000 habitantes (Tabla 2-3)¹.

2.2.2. **El Plan Sur de Valencia y sus consecuencias**

En 1961, cuatro años después de la riada del Turia de 1957, se aprobó la denominada *Ley del Plan Sur* (Ley 81/1961, de 23 de diciembre) que estaba destinada a condicionar todo el desarrollo urbano posterior de Valencia y su área metropolitana. El Plan Sur tenía como objetivo principal la resolución del problema histórico de las avenidas mediante la construcción de una gran obra hidráulica de desvío del cauce del río Turia hacia el sur de Valencia. Pero añadía como objetivo complementario el hacer frente a un crecimiento económico, demográfico y urbanístico explosivo que iba a revolucionar la ciudad, su área metropolitana y la propia Albufera en el breve período que transcurrió entre 1965 y 1975. El artículo segundo de la Ley del Plan Sur recogía lo siguiente:

“Comprende el plan a que se refiere el artículo anterior las siguientes obras, instalaciones y servicios:

- a) Obras hidráulicas
- b) Carreteras. Obras incluidas en el proyecto de acceso a Valencia, aprobado por Orden ministerial de veinticuatro de noviembre de mil novecientos cincuenta y dos, con las modificaciones convenientes: carreteras periféricas y vía de tráfico rápido Este-Oeste que comunica el puerto con el aeropuerto, zonas industriales y carretera de Madrid.
- c) Ferrocarriles
- d) Urbanización.”

El Plan General de Ordenación Urbana de Valencia de 1966 iba a incorporar las poderosas determinaciones urbanísticas del Plan Sur. Uno de los objetivos técnicos de la planificación

¹ El ámbito considerado es el descrito en el apartado 1.2 con las acotaciones indicadas en 1.4. Los datos han sido interpolados a partir de los censos del Instituto Nacional de Estadística (Censos de población. Población de hecho), salvo para los barrios de la ciudad de Valencia cuya población se ha extrapolado a partir de datos de 1981 del Ayuntamiento de Valencia (Oficina de Estadística, Servicio de información al ciudadano).

urbana consistió, de forma específica, en la limitación del crecimiento de Valencia hacia el Sur, orientando el mismo hacia el Noreste, quizás más por criterios pragmáticos como disponer de terrenos de secano más salubres y baratos (García Heredia, 2007), que por una voluntad de preservar L'Albufera y su entorno.

La vivienda de los años posteriores, los nuevos accesos a la ciudad, la red viaria y ferroviaria, fueron los hijos del Plan Sur pero distaron de dar soluciones completamente satisfactorias al desarrollo de los años siguientes (Sorribes, 2007, págs. 19-21). La infraestructura principal fue inaugurada el 22 de diciembre de 1969 por el Ministro de Obras Públicas y por el entonces recién nombrado alcalde de Valencia López Rosat. Las obras, sin embargo, no se dieron por finalizadas hasta 1972. Pero todavía quedaban por ejecutar muchas novedades a la red viaria y ferroviaria que, procedentes del Plan Sur, habían sido incorporadas al Plan General de Valencia de 1966.

Así, la gran infraestructura hidráulica, surgida como respuesta a las inundaciones del 57, ofreció a los responsables de la planificación viaria un corredor excelente para la construcción de una autopista urbana con calzadas separadas situadas a cada uno de los márgenes del nuevo cauce y que permitía conectar el puerto con el aeropuerto, las áreas industriales y la carretera de Madrid: de este modo se concibió la V-30. La V-31 o Pista de Silla, como “cabeza de puente” (García Heredia, 2007) facilitó el crecimiento incontrolado al otro lado del nuevo cauce poniendo en peligro los recursos naturales. Junto con el fracaso en el desvío de acequias y los problemas que contaminación que éste ocasionó en la ciudad de Valencia y en el entorno de L'Albufera (Fullana, 2007), uno de los fracasos del Plan Sur y de la ordenación territorial de los años sesenta y setenta fue el incumplimiento del objetivo de bloquear el desarrollo hacia el Sur: las nuevas vías de comunicación facilitaron el desarrollo del área comprendida entre el antiguo camino Real de Madrid (actualmente CV-4001 a 4007) y la propia V-31 o Pista de Silla (Soler, 2007).

Tabla 2-3. Población de los municipios del entorno de L'Albufera (1969)

MUNICIPIO	POBLACION
ZONAS REGABLES QUART-BENÀGER-MISLATA	
Quart de Poblet	19.533
Aldaia	15.499
Alaquàs	18.487
Xirivella	18.982
CUENCAS VERTIENTES AL LAGO DE L'ALBUFERA	
Cuenca litoral Norte	
Valencia. Pinedo	1.503
Valencia. El Saler	569
Valencia. El Palmar	739
Sedaví-Alfajar-Barranco del Poyo-Rambleta	
Valencia. La Torre-Forn d'Alcedo-Faitanar	5.782
Valencia. Castellar-L'Oliveral	5.439
Sedaví	5.259
Benetússer	9.647
Alfajar	12.223
Lloc Nou de la Corona	150
Torrent	38.156
Paiporta	10.507

MUNICIPIO	POBLACION
Picanya	5.312
Massanassa	5.914
Catarroja	15.301
Albal	6.961
Barranco de Picassent-Beniparrell. Cuencas Silla	
Beniparrell	1.041
Silla	9.858
Alcàsser	5.372
Picassent	10.872
Barranco Tramussers-Barranco de Alginet	
Almussafes	3.693
Benifaió	9.974
Sollana	4.021
Alginet	9.878
Cuencas Algemesi-Albalat	
Algemesi	21.816
Albalat	3.531
MARJAL SUR	
Sueca	21.411
Valencia. El Perellonet	378
TOTAL	297.431

2.2.3. Calidad de las aguas

Como veremos con más detalle en el capítulo 3, hasta principios de los años 70, el lago de L'Albufera presentaba un estado oligo-mesotrófico (Blanco, 1974) con el fondo tapizado de macrófitos –plantas y carófitos enraizados en el substrato y fanerógamas flotantes- (Carretero & Boira, 1989). Este lago albergaba una extraordinaria diversidad ecológica probablemente equiparable a la de los humedales mediterráneos más diversos en cualquiera de los niveles tróficos (Camacho, 2005). Las praderías de macrófitos estaban constituidas fundamentalmente por *barrella* (*Chara fragilis*), *asprella* (*Chara hispida*), *asprella pudenta* (*Chara foetida*), *volantí* y *volantí espigat* (*Miriophyllum verticillatum* y *Miriophyllum spicatum*), *coleta* (*Potamogeton natans*, *fluitans* y *perfoliatus*), *pa de granota* (*Lemna gibba* y *Lemna trisulca*), y también distintas especies de los géneros *Ceratophyllum*, *Equisetum* y *Ranunculus* (Benet, 1983). Este autor señala que la vegetación era tan abundante que la entrada de algunos de los canales que daban acceso a los puertos de las poblaciones ribereñas (Catarroja, Silla o Sollana) estaba señalizada con postes clavados al fondo, para evitar que las embarcaciones pequeñas quedasen atrapadas por los densos *asprellars* existentes. Las imágenes aéreas del vuelo de 1957 (ver Figura 2-2) muestran las extensas praderías de vegetación sumergida. En la forma de los canales navegables que las surcaban influía, entre otros factores, la erosión

ocasionada por viento y oleaje¹ como se observa al comparar la imagen aérea con los mapas de erosión² creados con un modelo tridimensional de simulación (MMA, 2004d, págs. 27-28): en los corredores sometidos a mayor erosión por efecto del viento, que resultan de la propia configuración del lago y de sus matas, era más difícil que crecieran las praderías de macrófitos.

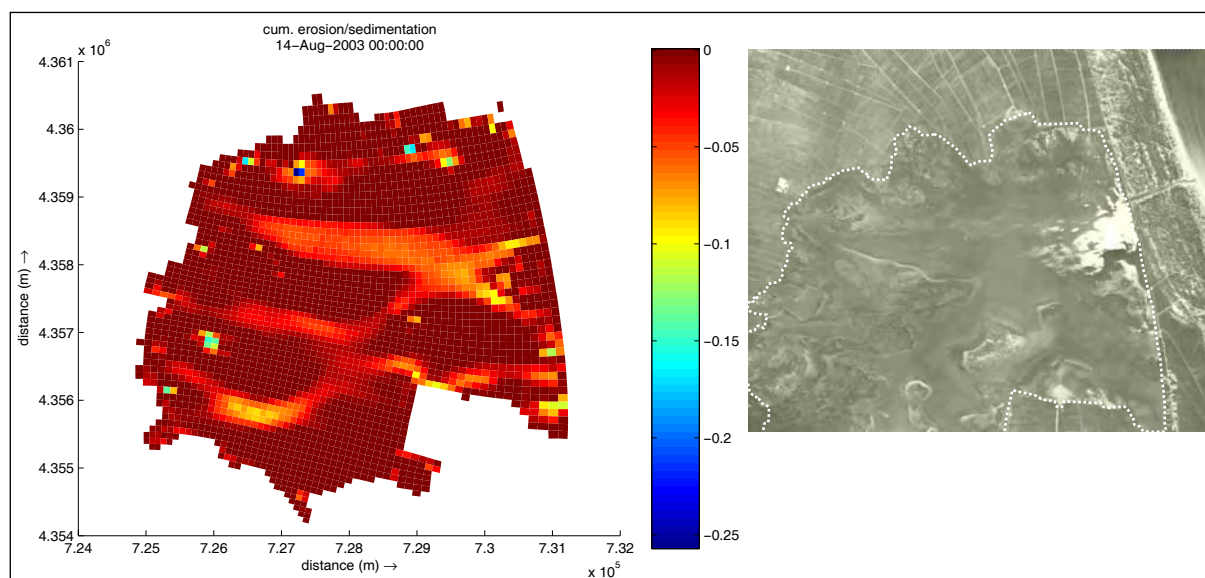


Figura 2-2. Mapas de erosión acumulada obtenidos por simulación 3D y praderías de vegetación sumergida (1957)

El documental NO-DO producido a principios de los sesenta con el título *Entre el agua y el barro: estampas de la Albufera*³ constituye un instrumento idóneo para entender cómo era el humedal antes de la crisis de contaminación. En una jornada de debate entre expertos sobre el Desarrollo Sostenible de L'Albufera que se celebró en la Universitat de València el 22 de noviembre de 2003, se estableció una afirmación consensuada respecto a que, a pesar de que no era viable volver a reproducir el funcionamiento hídrico de los años sesenta, la calidad ecológica del sistema en esos años constituía el modelo a alcanzar (MMA, 2004f, pág. 14).

El humedal de los años sesenta se integraba en un entorno agrícola extraordinariamente fértil, reconocido como un referente simbólico (Romero, 2010), que mantuvo casi intactas sus propias características hasta esa época (Miralles, 2006) en que empieza a extenderse el uso de

¹ Coincidió sobre esta idea Salvador Boro Ferrer, miembro de la Comunidad de Pescadores de El Palmar, un día en que tuve ocasión de mantener una agradable tertulia con él y con Joan Miquel Benavent sobre los tiempos perdidos de L'Albufera.

² Cálculo realizado con el modelo Delft-3D para una situación con el viento viniendo del oeste a una velocidad de 7 m/s sobre fondo móvil. Las condiciones de viento y oleaje generan velocidades del agua relativamente altas.

³ Filmoteca Española. Archivo NO-DO. “Entre el agua y el barro: estampas de la Albufera”. Audiovisual documental NO-DO nº 563, sin fecha, probablemente de principio de los sesenta. Copia VHS depositada en la Filmoteca Valenciana.

plaguicidas, pesticidas y abonos químicos. La alteración progresiva de sus características esenciales se produjo al mismo tiempo que el desarrollo industrial y de servicios en el área metropolitana, el cual relegó la agricultura del entorno de Valencia a una actividad secundaria. La dinámica del ecosistema palustre quedó alterada por la entrada de contaminantes –residuos orgánicos, detergentes, pesticidas, metales, nutrientes inorgánicos– provenientes de la agricultura intensiva, la industria y el saneamiento urbanos de los municipios situados en su entorno.

2.3. LA CRISIS DE CONTAMINACIÓN DE PRINCIPIOS DE LOS SETENTA

2.3.1. Fuerte desarrollo sin infraestructuras de depuración

Hemos expuesto anteriormente cómo el Plan Sur de Valencia resultó fallido en su objetivo estratégico de bloquear el crecimiento metropolitano hacia el Sur del nuevo cauce del Turia. La construcción de la autovía V-30 en ambos los márgenes del nuevo cauce y el posterior desdoblamiento de la Pista de Silla (actualmente la V-31) culminaron las bases para que el crecimiento urbano e industrial del Área Metropolitana de Valencia, inicialmente orientado hacia el Norte, se volcase definitivamente hacia el Sur y de forma especial hacia el continuo urbano que discurre por el exterior del Parque Natural de L'Albufera entre Valencia y Silla (donde se emplazó la plataforma logística regional de mercancías por ferrocarril), con una extensión hacia Almussafes y Benifaió tras la puesta en servicio, en 1976, de la factoría Ford y los polígonos industriales vinculados. El desarrollo de las nuevas infraestructuras y el crecimiento industrial y urbano que éstas posibilitaron tuvieron una gran relevancia en la crisis de contaminación de L'Albufera durante los setenta y los ochenta. La solución Sur, destinada a catalizar el desarrollo urbano posterior de la ciudad de Valencia, fue originalmente concebida como una barrera que debía bloquear el crecimiento hacia el Sur: con la construcción de la V-30 y la mejora de los corredores viarios, esta función quedó definitivamente deshabilitada.

El Plan Especial del Parque Natural (CAP, 1990, págs. 179-182) coincide en este punto situando la razón de la crisis de contaminación en un anárquico desarrollo industrial favorecido por la expansión de la red viaria al sur del nuevo cauce del Turia. Un gran número de industrias se fueron implantando a lo largo de los nuevos ejes viarios de las que sólo una ínfima proporción realizaba inicialmente algún tipo de tratamiento a sus residuos antes verterlos a la red de acequias. Este proceso de industrialización se caracterizó por la presencia de pequeñas y medianas industrias, sin grandes complejos industriales (a excepción de Ford), las cuales se fueron situando tanto en los cascos urbanos como en las áreas rurales. A la expansión industrial y urbana contribuyó definitivamente la conexión de la nueva V-30 con la red de caminos rurales y carreteras que articularon un espacio de una fácil accesibilidad. La propia Pista de Silla, la carretera de Beniparrell y Silla (actualmente CV-410), la carretera a Masía del Juez (CV-411), la carretera de Paiporta a Benetússer (CV-406) y la carretera entre Picassent y Silla (CV-410) fueron las principales zonas de concentración industrial. Todo ello provocó la existencia de múltiples puntos emisores de abundantes caudales residuales difícilmente controlables.

El crecimiento demográfico iniciado en la década anterior continuó durante los setenta. Entre 1969 y 1979 la población en los municipios del entorno de L'Albufera creció un 25,3 %. En 1979 la población total que residía en el área totalizaba 373.087 habitantes¹.

En las cuencas Norte, se contaba con infraestructura de alcantarillado urbano a la que se vertía la mayor parte de las aguas residuales de origen industrial (aproximadamente el 75% en el caso de Alfafar, por ejemplo) (García Gómez, 1978). Las restantes industrias, y muchos edificios residenciales no conectados a la infraestructura general, vertían sus aguas residuales a los distintos cauces, naturales o destinados al riego, que atravesaban su término municipal. Pero como en todo caso no existían estaciones depuradoras, a excepción de la de Aldaia que no funcionaba (García Gómez, 1978), tanto a través de las alcantarillas como mediante vertidos directos, la gran mayoría de las aguas residuales urbanas e industriales llegaban a los cauces naturales y acequias. Descontando los vertidos al propio río Turia (Quart de Poblet), y la carga contaminante que era captada por las tierras de cultivo, los restantes llegaban a L'Albufera a través de las acequias de Samarra (Aldaia), Mislata (Xirivella y Quart de Poblet) y Favara, mezclados con las escorrentías de lluvia, los aportes subterráneos y los excedentes de riego. La población de Sedaví proporcionaba una de las mayores cargas contaminantes de la comarca (García Gómez, 1978).

En la cuenca del barranco del Poyo las carencias eran parecidas. El alcantarillado captaba las aguas residuales urbanas y un porcentaje variable de las industriales (muy bajo, por ejemplo, en Massanassa) pero acababa vertiendo a cauces tributarios de L'Albufera, como el propio barranco del Poyo (Torrent, Paiporta, Picanya y parcialmente Alaquàs) o el sistema de acequias Benàger-Favara, con muy escasa depuración: los rudimentarias plantas depuradoras existentes (Torrent, Paiporta, Picanya, Alaquàs) estaban apenas constituidas por balsas de decantación y, o bien no funcionaban o su funcionamiento era muy deficiente, con, por ejemplo, valores de DQO a las salida en el rango de 195-240 mg/l (Picanya) o 340-380 mg/l (Torrent) (García Gómez, 1978).

De las restantes cuencas, aunque no existe información tan precisa, puede enunciarse una situación similar. En resumen, las carencias en materia de infraestructuras de saneamiento y depuración eran relevantes. No existía en la zona ninguna planta de tratamiento de aguas residuales² con un funcionamiento correcto. La EDAR de Pinedo I se puso en funcionamiento en 1981, pero sólo para tratar las aguas del casco urbano de Valencia: ninguna impulsión permitía todavía salvar el nuevo cauce del Turia.

En esta época ya se constató una determinada autodepuración en la acequia de Favara, al menos en un tramo de unos tres kilómetros situado aguas arriba de la desviación de

¹ Nuevamente según el ámbito considerado en el apartado 1.3. Los datos han sido interpolados a partir de los censos del Instituto Nacional de Estadística (Censos de población. Población de hecho), salvo para los barrios de la ciudad de Valencia (Ayuntamiento de Valencia, Oficina de Estadística; se han tomado los datos de 1981).

² Al margen de las que pudieran tener determinadas industrias como la factoría Ford.

Massanassa (García Gómez, 1978), y una derivación de las cargas hacia los campos de cultivo. Este efecto debía producirse también y con mayor intensidad, en las acequias del Sur del Parque Natural. Quedaba claro también, como se detalla más adelante, que la autodepuración en las acequias y el efecto de dilución de los excedentes de riego no eran, en absoluto, suficientes.

Tabla 2-4. Síntesis de las infraestructuras de saneamiento y depuración a finales de los setenta

MUNICIPIO	POBLACION	ESTADO RED ALCANTARILLADO	PUNTO DE VERTIDO	DEPURADORA
<i>ZONAS REGABLES QUART-BENÀGER-MISLATA</i>				
Quart de Poblet	26.158	La red de alcantarillado no capta la mayoría de los vertidos industriales que van en su mayor parte a los distintos cauces que atraviesan el término (río Turia, barranco de Massanassa, acequia de Mislata). El alcantarillado desagüa sin depurar a la acequia de Mislata	Acequia de Mislata, y los sobrantes a L'Albufera a través de la acequia de Favara	S/D
Aldaia	19.956	Recoge todos los efluentes industriales. La EDAR no funciona	Acequia de Zamarra (riego). Los sobrantes al barranco de Massanassa a través de la acequia de Favara	No funciona
Alaquàs	22.839	Recoge la mayoría de las aguas residuales de la población y de las industriales. La EDAR no funciona	Acequia de Benàger (riego). Los sobrantes van en parte al barranco de Massanassa y en parte a la acequia de Favara	No funciona
Xirivella	23.386	El alcantarillado público capta casi todos los efluentes industriales. El vertido se produce a la acequia de Mislata	Acequia de Mislata, y los sobrantes a L'Albufera a través de la acequia de Favara	S/D
<i>CUENCAS VERTIENTES AL LAGO DE L'ALBUFERA</i>				
<i>Cuenca litoral Norte</i>				
Valencia. Pinedo	1.883	S/D	S/D	No hay
Valencia. El Saler	713	S/D	Carrera del Saler	No hay
Valencia. El Palmar	926	S/D	S/D	No hay
<i>Sedaví-Alfajar-Barranco del Poyo-Rambleta</i>				
Valencia. La Torre-Forn d'Alcedo-Faitanar	7.245	Destaca la industria del Mueble. La contaminación es ligera	Acequia de Favara	No hay
Valencia. Castellar-L'Oliveral	6.815	El alcantarillado no recoge la mayoría de los efluentes industriales (destaca la galvanotecnia) que van a las distintas bifurcaciones de la acequia de Favara	Acequia de Favara	No hay
Sedaví	7.711	Se da uno de los mayores valores de la comarca para el Índice de Contaminación Global. El alcantarillado público desemboca en la acequia del Calvario y recoge gran parte de los efluentes industriales ya que muchas industrias se encuentran en el casco urbano de la población. Existen muchos vertidos directos a la propia acequia Calvario	Acequia del Calvario que las conduce a la acequia de Ravisanxo que desemboca en la Albufera. Los sobrantes también a la Albufera	No hay
Benetússer	12.865	Prácticamente la totalidad de las industrias vierte al saneamiento público. Existen dos puntos para el vertido de las aguas residuales: acequia de Mula y acequia de Alfajar	Albufera a través de la acequia de Favara (acequias de Mula y Alfajar). Los sobrantes a la Albufera	No hay
Alfajar	18.904	Aproximadamente un 75% de la contaminación industrial corresponde a vertidos al saneamiento público; el 25% son vertidos directos a acequias u otros cauces	Acequia de Mula y de ahí a la Albufera. Los sobrantes a la Albufera a través de la acequia Nueva	No hay
Lloc Nou de la Corona	125	S/D	S/D	No hay
Torrent	49.245	La Construcción es la actividad que posee un mayor Poder Contaminante debido a la gran cantidad de de materias en suspensión procedentes de lavados de áridos (más de 10.000 mg/l) y otras subactividades. Una parte de los residuos industriales no son recogidos por el alcantarillado público y van al barranco de Horteta (que desemboca en el de Massanassa) o bien directamente al barranco de Torrent o de Massanassa. El alcantarillado público llega a la estación depuradora (cuyo funcionamiento es muy deficiente) que vierte al barranco de Massanassa	Barranco de Massanassa	Funcionamiento muy defectuoso (DBO5: 340-380)

MUNICIPIO	POBLACION	ESTADO RED ALCANTARILLADO	PUNTO DE VERTIDO	DEPURADORA
Païporta	13.916	El barranco de Massanassa recibe la mayor parte de los vertidos industriales, que tienen uno de los mayores valores de la comarca para el índice Poder Contaminante, especialmente por los aceites y grasas de la industria de Automoción	Barranco de Massanassa	No funciona o su funcionamiento es defectuoso
Picanya	6.758	El alcantarillado público recoge prácticamente la totalidad de los vertidos urbanos e industriales. Los efluentes van a la estación depuradora de donde vierten al barranco de Massanassa, una parte por su margen izquierda y otra por su parte derecha	Barranco de Massanassa, margen derecha y margen izquierda	No funciona o su funcionamiento es defectuoso (valores de DBO5 de 195-240)
Massanassa	6.806	El alcantarillado no recoge la mayor parte de los efluentes de origen industrial, los cuales son vertidos a los múltiples cauces naturales (acequia de Favara, acequia del Fus, Braset del Mig, acequia de la Arqueria). El alcantarillado público tiene un emisario a la acequia del Fus	Acequia del Fus y los sobrantes a la Albufera	No hay
Catarroja	19.378	Los vertidos urbanos e industriales van unos a los brazales de la acequia de Favara, y otros al alcantarillado público, con lo que se juntan a los desagües urbanos que van sin depurar a la acequia Fuente de la Rambleta, brazal por donde se prolonga la acequia de Favara, que conduce esas aguas a la Albufera	Albufera a través de la acequia Fuente de la Rambleta	No hay
Albal	7.938	S/D	S/D	No hay
<i>Barranco de Picassent-Beniparrell. Cuencas Silla</i>				
Beniparrell	1.271	S/D	S/D	No hay
Silla	15.044	S/D	Acequia Nova de Silla	No hay
Alcàsser	6.354	S/D	S/D	No hay
Picassent	13.228	S/D	S/D	No hay
<i>Barranco Tramussers-Barranco de Alginet</i>				
Almussafes	4.781	S/D	Acequias (Alqueressia)	No hay
Benifaió	11.546	S/D	Acequia Rojosa (Alqueressia)	No hay
Sollana	4.268	S/D	Acequia Pontazgo	No hay
Alginet	11.173	S/D	Barranco de la Forca (Alqueressia)	No hay
<i>Cuencas Algemesi-Albalat</i>				
Algemesi	24.110	Existía una red de saneamiento incompleta. El colector general discurría paralelo a la carretera de Albalat y vertía al río Júcar aguas arriba de Albalat. Un problema es que a través del colector las aguas del Júcar en crecidas penetraban en el casco urbano. La zona Sur de la población vertía a la acequia Comuna d'Algemesi que cruzaba por encima del colector General y continuaba hacia L'Albufera.	Río Júcar y Albufera (a través de la Acequia Comuna d'Algemesi>Overa-Dreta)	No hay
Albalat	3.567	S/D	Acequias (Albalat>Overa-Dreta)	No hay
<i>MARJAL SUR</i>				
Sueca	23.705	Existe red incompleta en el casco urbano desde 1931 que vierte a la acequia Major o Séquia. Los tramos de las acequias que atraviesan el casco urbano o el Polígono Industrial (acequia Dels Arbres) so utilizados como colectores	Acequia Dels Arbres-Acequia Major-Canal	No hay
Valencia. El Perellonet	474	S/D	Gola del Perellonet	No hay
Sueca. El Perelló		S/D	Acequias > Gola del Perelló	No hay
Sueca. Mareny de Barraquetes		S/D	Gola del Rei	No hay
Cullera. Mareny de Sant Llorenç Dosel		Sin alcantarillado	Fosas sépticas. Acequias, Gola de Sant Llorenç-Playa del Dosel	No hay
TOTAL	373.087			

2.3.1.1. Antecedentes del colector Oeste

En esta década comienzan a estudiarse las primeras medidas para la descontaminación de L'Albufera (CAP, 1990, págs. 182-186; Feltre, 1982, pág. 99), dentro del denominado *Plan de infraestructura sanitaria de la zona costera de la Provincia de Valencia*, aprobado en enero de 1974 por el entonces Ministerio de Obras Públicas. Este documento plantea cuatro zonas de estudio diferenciadas

- Zona 1: Pedanías de Castellar y L'Oliveral y municipios de Benetússer, Alfafar, Sedaví, Massanassa, Picanya, Paiporta, Albal, Catarroja y Beniparrell.
- Zona 2: Silla y zona industrial
- Zona 3: Alginet, Benifaió, Almussafes y Sollana
- Zona 4: Algemesí y Albalat

Como desarrollo del referido plan, la Confederación Hidrográfica del Júcar redactó dos proyectos y sus correspondientes pliegos de bases:

- Descontaminación de la Albufera. Colector. Zona 1. Castellar, L'Oliveral, Picanya, Paiporta, Benetússer, Alfafar, Sedaví, Massanassa, Lugar Nuevo de la Corona, La Torre y zonas industriales. Fecha de proyecto: marzo de 1974.
- Descontaminación de la Albufera. Colectores. Zona 1, 2ª Parte. Catarroja, Albal, Beniparrell y zonas industriales. Fecha de proyecto: junio de 1974.

Es interesante constatar que, tal y como se observa en la figura Figura 2-3, en el planteamiento inicial (Dafauce, 1975), el sistema para la descontaminación del sector oeste se diseñaba teniendo en cuenta los accidentes naturales del terreno, de modo que se preveía una estación depuradora al Sur del barranco de Beniparrell (Silla), otra al norte del barranco de Massanassa (Alfafar-Massanassa) y una tercera situada entre ambos barrancos (Catarroja-Beniparrell). Este planteamiento respondía a un indudable sentido común y probablemente hubiese permitido evitar gran parte de las disfunciones del futuro sistema del colector Oeste.

Más hacia el Sur se preveían estaciones depuradoras en la factoría Ford, que entonces todavía no se encontraba en servicio, en Sollana y en Albalat. Esta previsión coincide sensiblemente con lo que realmente se ejecutó muchos años más tarde.

A éstos se añadieron proyectos para el corredor litoral como los proyectos de los colectores de El Perelló y Las Palmeras (Sueca), el pliego de bases para la EDAR de El Perelló (Sueca), los proyectos de los colectores de El Palmar (Valencia) y los pliegos de bases para la EDAR de El Palmar, El Saler y Pinedo (Valencia), actualmente denominada Pinedo-Pedanía.



Figura 2-3. Planta general del primer sistema para la descontaminación de L'Albufera. Los círculos con un punto central corresponden a EDAR propuestas; las líneas continuas asociadas representan colectores generales.

Fuente: Dafauce (1975)

Dos años después, en 1976 la Dirección General de Obras Hidráulicas modificó radicalmente su planteamiento considerando un único colector dirigido hacia el norte hasta el nuevo cauce

del Turia, y añadiendo la posibilidad de agregar el saneamiento de la Zona 2 (Silla) en una segunda fase. Se establecían de este modo las líneas generales de diseño del actual colector Oeste. Asimismo planteaba la ejecución de una única Estación Depuradora (que concentrase las dos previstas) o la posibilidad de sustituirla por un vertido directo al mar a través de un emisario submarino. En un informe posterior, la Confederación Hidrográfica del Júcar (1976b) optaba por esta alternativa que desarrollaba unos meses más tarde en forma de proyecto de ejecución (CHJ, 1976a) proponiendo la ejecución del emisario submarino y la reserva de los terrenos necesarios para una futura estación depuradora cuya construcción se pospondría para una segunda fase, “en caso de que las circunstancias lo aconsejasen” (Feltre, 1982, pág. 101).

Este proyecto, denominado como el Proyecto 06/76, incluía siete estaciones de bombeo mediante tornillos de Arquímedes. Su diseño fue inspirado por el del colector general del lago Tegernsee (Alemania) que se desarrollaba alrededor del lago con 24 kilómetros de longitud y con 10 estaciones de bombeo de similares características. El presupuesto de las obras ascendía a 316 millones de pesetas de las cuales el 53,24 % era aportado por el MOPU y el resto por la Diputación Provincial que se subrogó las obligaciones de los ayuntamientos.

Cabe señalar que los cálculos fueron realizados para poder evacuar las aguas residuales domésticas e industriales y, además, las aguas pluviales. Las estimaciones de caudales (Feltre, 1982, pág. 103) se realizaron a partir de un pronóstico de población a 1985 con dotaciones de 200-250 l/hab/día (residuales domésticas), 100 l/hab/ha (zonas industriales) y 40 l/s/ha (caudales de lluvia) con un coeficiente de admisión de 0,50 y un muy bajo coeficiente de escorrentía de 0,30, atendiendo a que se trataba de “poblaciones diseminadas, con edificios de una sólo o dos plantas normalmente, y gran cantidad de patios, corrales, etc., sin pavimentar”.

En 1979, mediante un escrito fechado el 26 de noviembre, determinados Ayuntamientos afectados solicitaron la inclusión de las obras previstas para Silla (la denominada segunda fase) y la extensión a los municipios de Picassent y Alcàsser. El Proyecto Modificado resultante (CHJ, 1981) incluyó estas peticiones iniciándose las obras precisamente con la ejecución del ramal Picassent-Alcàsser y el tramo del colector general Oeste en el término municipal de Silla.

A principios de los ochenta las obras permanecían sin licitar dado que no se disponía todavía de los terrenos necesarios (cuya adquisición correspondía a los ayuntamientos afectados), ni de la garantía de la aportación económica de los ayuntamientos beneficiarios (Feltre, 1982, pág. 106).

2.3.2. **El forward switch en el lago**

2.3.2.1. **Funcionamiento ecológico de lagos someros**

Adelantaremos aquí algunos de los conceptos que formarán parte de la revisión del estado del arte del capítulo 3. El aspecto más importante del funcionamiento ecológico de los lagos someros o lagunas es la abundancia de la vegetación sumergida (Jeppesen *et al.*, 1997a). El dominio de uno u otro tipo de vegetación, o la ausencia total de la misma, puede estar influido directamente por la turbidez e indirectamente por la concentración de nutrientes. Debe tenerse

en cuenta que en los lagos someros como L'Albufera, existe un estrecho contacto entre el sedimento y el agua lo cual favorece el rápido reciclaje de nutrientes y una mayor productividad (Jeppesen *et al.* 1997b). Por ello estos lagos son, de forma natural, más eutróficos que los lagos profundos y los lagos del área mediterránea, con fondos frecuentemente limosos o arcillosos, más que los nórdicos.

Cuando la concentración de nutrientes en el sistema es pequeña podemos considerar que la laguna es "oligotrófica". En estas condiciones los lagos suelen tener poca cobertura vegetal y las comunidades acuáticas son relativamente pobres en especies. Las aguas son muy transparentes como consecuencia de la escasa producción de fitoplancton. Con mayores niveles de nutrientes en el lago, el zooplancton, los macroinvertebrados, la vegetación, los anfibios y peces, etc. consiguen su máximo de riqueza y biomasa. Las aguas permanecen transparentes debido a diversos mecanismos relacionados con el papel de la vegetación acuática. Por un lado, los macrófitos acuáticos absorben nutrientes del agua y del sedimento, especialmente nitrógeno, compitiendo eficazmente con el fitoplancton. A ello puede sumarse la menor disponibilidad de luz para el fitoplancton como consecuencia del crecimiento de la vegetación. Por otra parte, las plantas reducen la resuspensión de sedimentos causada por el viento, lo que también evita la resuspensión de nutrientes y la turbidez. La vegetación además proporciona refugio al zooplancton permitiendo que su control depredador sobre el fitoplancton se mantenga.

Cuando la concentración de nutrientes del lago es más elevada, las comunidades lacustres vuelven a empobrecerse. El crecimiento excesivo del fitoplancton incrementa la turbidez de las aguas e impide que los rayos solares alcancen el fondo provocando la desaparición de las plantas sumergidas. El sistema ecológico en lagos someros entra en una espiral de degradación. La pérdida de la vegetación hace que la resuspensión de sedimentos provocada por el viento sea más intensa. En estas condiciones el fitoplancton no puede ser controlado por el zooplancton. La ausencia del refugio vegetal para el zooplancton les hace vulnerables a la depredación por los peces, lo que favorece aún más el crecimiento del fitoplancton y toda una serie de mecanismos en cascada que refuerzan el mantenimiento de la fase turbia. Entre otros factores se produce un cambio en la composición del fitoplancton hacia comunidades algales, como las algas filamentosas, menos fácilmente asimilables por el zooplancton.

El paso de un sistema de aguas claras dominado por la vegetación sumergida a otro de aguas turbias dominado por el fitoplancton no es gradual sino brusco (Moss, Madwick, & Phillips, 1996). El factor desencadenante del cambio de estado y que provoca la desaparición de la vegetación se conoce como *forward switch*.

2.3.2.2. Las aguas de las acequias en los años setenta

Se calcula que a la Albufera llegaban a principios de los setenta los residuos de, por lo menos, unas 150.000 personas a través de la red de acequias (IATA, 1974).

Las acequias más contaminadas por materia orgánica (IATA, 1974) eran Nova de Silla, Alfafar y Catarroja. Existían dos importantes focos de contaminación por detergentes: Catarroja y Nova de Silla. El nivel de detergentes 1972 de estas aguas presentaba ya problemas para la supervivencia algunas especies de peces. Existía una reducción gradual de la contaminación de las aguas desde las zonas norte y oeste hasta la zona este del lago.

El proceso de deterioro del lago se inició a finales de los años 60. A primeros de los 70 se referencian valores de Clorofila *a* en torno a 15 mg/m³ con una tendencia clara hacia su incremento, llegando a 78 mg/m³ en 1974 (Dafauce, 1975). En esta época ya se constata que tal deterioro se debía fundamentalmente a los vertidos de aguas residuales urbanas procedentes de las poblaciones del entorno que alcanzan el lago a través de la red de acequias.



Al pasar del año 1972 al 1973 se produjo un apreciable aumento del contenido en clorofila lo cual señala un aumento de la eutrofización y la contaminación. La productividad y el contenido en clorofilas eran proporcionales a lo largo de casi todo el año; sin embargo, debido al alto nivel de radiación solar durante la primavera y el verano la productividad se mantenía en niveles altos, aunque el contenido en clorofila disminuía apreciablemente, quizás, por efecto de la temperatura (IATA, 1974). Los puntos con mayor contenido en clorofilas, y mayor productividad, correspondían a los de contaminación intermedia; es decir; en los puntos más limpios y en los más sucios el contenido en clorofila era menor que en algunas zonas intermedias. Este resultado podía resultar lógico puesto que en estos puntos la contaminación tenía un efecto fertilizante sin llegar a ser un factor limitante.

Así, según Benet (1983, pág. 176) en 1972, en cuestión de días, desaparecieron todas las caráceas del lago, tras una progresiva merma que venía sufriendo desde 1965. Sin embargo, esta constatación de Benet puede ser matizada. Debo el siguiente relato a la cortesía de D.

Alfredo Camarena, excelente conversador y gran conocedor de L'Albufera cuyo testimonio constituyó la principal fuente de información de Benet respecto a este hecho. La desaparición de los macrófitos no fue tanto cuestión de días sino que debió ocurrir entre octubre de 1971 y la primavera de 1972. D. Alfredo solía cazar desde 1959 en la zona denominada El Brossar, situada entre Silla y Albal, un sector con abundantes macrófitos con ejemplares de gran longitud, probablemente del género *Myriophyllum*. En su opinión, las praderías sumergidas gracias a los aportes de la riada de 1957. Al puesto de caza de D. Alfredo en El Brossar se podía llegar perfectamente sin mojarse los pies sin más que con el apoyo de tablones de madera extendidos desde la barca sobre las densas praderías. Estas zonas con abundantes macrófitos resultaban querenciosas para los patos y, por tanto, eran muy apreciadas por los cazadores. Durante el invierno de 1971, D. Alfredo no visitó L'Albufera. En la primavera de 1972 fue a dar una vuelta por el lago para apreciar *in situ* la idoneidad de los distintos puestos de caza: examinó con detalle El Brossar y dio una vuelta en barca alrededor de la Manseguerota: no quedaban ya macrófitos.

Según el IATA (1974) “la vegetación netamente acuática como las caráceas (*Chara fragilis* y *Chara hispida*) o el *Myriophyllum verticillatum* había disminuido clara y progresivamente en los últimos cinco años, “a causa de la creciente eutrofización de las aguas, habiendo sido sustituida por una proliferación explosiva de algas microscópicas”. Actualmente esta vegetación sigue absolutamente desaparecida del lago.

Para Camacho (2005), el estado de hipertrofia se generó como consecuencia del aporte masivo de aportes contaminantes tal y como concluyen numerosos y rigurosos estudios científicos (IATA, 1974; Gil Corell, 1982; Soria *et al.*, 1987; Soria, 1997; Miracle & Vicente, 1993). Entre estos aportes contaminantes tuvieron una especial relevancia los provenientes de aguas fecales e industriales (García Gómez, 1978), los cuales excedieron la capacidad de autodepuración del lago, favoreciendo el desarrollo de las microalgas planctónicas y perjudicando con ello a las praderas de macrófitos. Benet (1983, pág. 176), sin pruebas concluyentes, lanza la hipótesis de la aplicación de “algún tipo de herbicida” como causa última del cambio de estado, hipótesis que también recoge el *Plan Especial del Parque Natural de L'Albufera* (CAP, 1990, pág. 193). Según el IATA(1974), los estudios sobre plaguicidas realizados entre 1970 y 1973 pusieron de manifiesto algunas particularidades en la tendencia a la acumulación de los organoclorados en los estratos superiores de la cadena biológica. Dicha contaminación aumentaba al pasar del agua al plancton, plantas acuáticas, plantas ribereñas y peces: los contenidos en HCH, encontrados en las plantas acuáticas fueron análogos a los del plancton, pero los de DDT resultaron 1,4 veces superiores en las plantas. En el caso de los insecticidas organofosforados se observó que la contaminación del agua y del plancton era muy semejante; en cambio, los niveles encontrados en peces fueron mucho más altos. La contaminación por Fention (plaguicida organofosforado), en la zona central de L'Albufera no alcanzó valores letales para la *Daphnia magna*, una de las especies más sensible a los insecticidas. En cambio, la de algunas zonas ribereñas, próximas a las desembocaduras de las acequias, sí que superó los niveles considerados letales para las *daphnias* durante los dos días siguientes al tratamiento. Éste es sin duda un dato relevante.

Así, aún cuando los fundamentos científicos resulten insuficientes para tal afirmación, esta causa podría constituir el *forward switch*, o desencadenante último para el paso a un estado de

dominancia del fitoplancton, tal y como lo definen Moss *et al.* (1996) en su aplicación a los procesos de degradación de lagos someros.

En todo caso, durante muchos años con anterioridad a 1972, las cargas contaminantes debieron ser muy elevadas, dado el desarrollo urbano e industrial de los municipios circundantes y las evidentes carencias en materia de infraestructuras de saneamiento y depuración. Pueden aventurarse dos circunstancias que permitieron retrasar varios años el cambio de estado en el lago:

- Las inercias de un sistema que, dominado por la vegetación sumergida, generaba hasta entonces unas condiciones ecológicas que tamponaban parcialmente el efecto negativo de la contaminación orgánica y por nutrientes (IATA, 1974).
- El efecto de dilución y lavado que se lograba gracias a los retornos de riego, especialmente los procedentes del río Júcar a través de la acequia Real del Júcar, que llegaban al lago en cantidades muy relevantes con una excelente calidad (MMA, 2004f).

2.4. LOS OCHENTA: INDUSTRIALIZACIÓN E HIPEREUTROFIZACIÓN

2.4.1. Infraestructuras hidráulicas en los ochenta

En esta década se planificó la ejecución de las infraestructuras básicas. En 1981 se redactó un Proyecto Modificado del proyecto general del colector Oeste para dar cabida a los tramos y ramales de los municipios de Silla, Alcàsser y Picassent. En ese mismo año comenzó la ejecución del colector y sus ramales precisamente por este primer tramo, que incluye el ramal Picassent- Alcàsser, y el tramo del colector general que recoge los vertidos de Silla (CAP, 1990, pág. 183).

En 1985, a partir del *Plan Director del Sistema de Abastecimiento y Saneamiento Integral de la comarca de L'Horta* (COPUT, 1985) se amplía el ámbito de cobertura del colector Oeste y se acomete la redacción del Proyecto de Construcción del segundo tramo del colector Oeste para la descontaminación de L'Albufera que permitiría por fin cruzar el nuevo cauce del Turia y extraer cargas contaminantes de su sistema hídrico.

En 1982 se puso en funcionamiento la estación depuradora de Pinedo I que incluía un tratamiento primario completo diseñado para un caudal medio diario de 150.000 m³. Esta planta permitía dar servicio a la mayor parte de la ciudad de Valencia. Mientras tanto, se proyectaba una nueva planta adosada a la primera y denominada Pinedo II que iba a constituir el punto de destino de las aguas residuales de buena parte del área metropolitana Sur de Valencia, aun cuando todavía ninguna conducción permitía cruzar el nuevo cauce del Turia. La puesta en servicio de la nueva planta de Pinedo II iba a demorarse hasta 1992 dotada únicamente de un tratamiento primario y de un sistema de evacuación mediante emisario submarino, ambos diseñados para un caudal medio superior a los 200.000 m³.

Administrativamente las obras del colector Oeste y sus ramales no concluirían hasta 1994 fecha en la que consta la aprobación de la liquidación del proyecto complementario de los ramales secundarios (CMH, 1994).

El sistema colector Oeste iba a estar formado por una conducción principal y una extensa red de ramales secundarios previstos para recoger los vertidos de los municipios de la comarca de l'Horta Sud (incluyendo las pedanías de Valencia situadas al sur del nuevo cauce del Turia a excepción de las costeras) y parte de los de l'Horta Oest.

Durante los años ochenta, por tanto, los vertidos urbanos e industriales del área metropolitana Sur de Valencia siguieron llegando mayoritariamente al Parque Natural de L'Albufera agravando los desequilibrios ecológicos puestos de manifiesto en los inicios de la década precedente.

Entre la primavera y el verano de 1984 se había construido un sifón bajo el nuevo cauce del río Turia que permitía evacuar hacia los arrozales de la CR de la acequia del Oro los efluentes de la planta depuradora de Pinedo I. La obra fue ejecutada con muchas dificultades mediante una excavación a cielo abierto disponiéndose una tubería de fibrocemento de 1100 mm con juntas de tracción. Así, la puesta en servicio de este sifón se adelantó en muchos años a la del propio colector Oeste por lo que el sistema, comenzó a recibir, además de los vertidos urbanos e industriales no depurados de su cuenca vertiente, las cargas alóctonas asociadas a las aguas depuradas de Pinedo I que procedían de aguas residuales generadas en margen izquierda del

nuevo cauce, en el propio casco urbano de Valencia. El nuevo sifón restituyó en parte el funcionamiento tradicional de la acequia del Oro, la última acequia de riego de la Huerta de Valencia, cuyo primitivo azud actualmente desaparecido y que se ubicaba en el viejo cauce del Turia a la altura del nuevo puente que lleva su nombre, permitía derivar hacia los arrozales de L'Albufera las aguas residuales muy cargadas con nutrientes que circulaban por el Turia tras atravesar la ciudad de Valencia. Pero una vez roto el equilibrio del sistema, las nuevas cargas agravaban el estado de eutrofización del lago.

El crecimiento demográfico y el desarrollo industrial en el área de estudio continuaban. En 1989 la población que residía en los municipios de las cuencas vertientes a L'Albufera superaba los 397.000 habitantes (Tabla 2-5)¹, 100.000 habitantes más que los que estimábamos para 1969 (Tabla 2-3). El *Plan Director para el saneamiento integral de la Albufera* (COPUT, 1989c) subraya la “ausencia total de infraestructura sanitaria”. Aun cuando esta afirmación es excesiva y se refiere esencialmente a la infraestructura de depuración, el estado de las infraestructuras generales a finales de los ochenta difería bien poco del expuesto en la Tabla 2-4 para el año 1979. Las redes de alcantarillado habían mejorado y las obras clave estaban ya en marcha, pero al finalizar la década las aguas residuales urbanas seguían sin ser depuradas.

¹ Nuevamente el ámbito considerado es el descrito en el apartado 1.3. con las matizaciones que allí se recogen. Los datos han sido interpolados a partir de los censos del Instituto Nacional de Estadística (Censos de población. Población de hecho), salvo para los barrios de la ciudad de Valencia (Ayuntamiento de Valencia (Oficina de Estadística, Servicio de información al ciudadano)).

Tabla 2-5. Población de los municipios del entorno de L'Albufera (1989)

MUNICIPIO	POBLACION
ZONAS REGABLES QUART-BENÀGER-MISLATA	
Quart de Poblet	27.405
Aldaia	22.040
Alaquàs	23.996
Xirivella	25.707
CUENCAS VERTIENTES AL LAGO DE L'ALBUFERA	
Cuenca litoral Norte	
Valencia. Pinedo	2.125
Valencia. El Saler	686
Valencia. El Palmar	916
Sedaví-Alfajar-Barranco del Poyo-Rambleta	
Valencia. La Torre-Forn d'Alcedo-Faitanar	6.830
Valencia. Castellar-L'Oliveral	6.759
Sedaví	8.098
Benetússer	13.810
Alfajar	20.036
Lloc Nou de la Corona	123
Torrent	55.225
Paiporta	15.404
Picanya	7.644
Massanassa	7.502
Catarroja	20.165
Albal	8.907
Barranco de Picassent-Beniparrell. Cuencas Silla	
Beniparrell	1.357
Silla	16.449
Alcàsser	7.064
Picassent	14.421
Barranco Tramussers-Barranco de Alginet	
Almussafes	6.071
Benifaió	11.850
Sollana	4.135
Alginet	11.593
Cuencas Algemesi-Albalat	
Algemesi	24.946
Albalat	3.451
MARJAL SUR	
Sueca	23.185
Valencia. El Perellonet	615
TOTAL	397.899

2.4.2. Calidad de aguas en acequias y cauces

2.4.2.1. Calidad de las aguas en acequias y barrancos

En la década de los ochenta las acequias y barrancos contaminados de la zona Norte presentaban las máximas concentraciones de amonio y fósforo, especialmente aquellas, como el barranco de Massanassa o del Poyo y la acequia Carrera del Saler, que recibían las mayores cargas de residuos urbanos (Soria *et al.*, 1987).

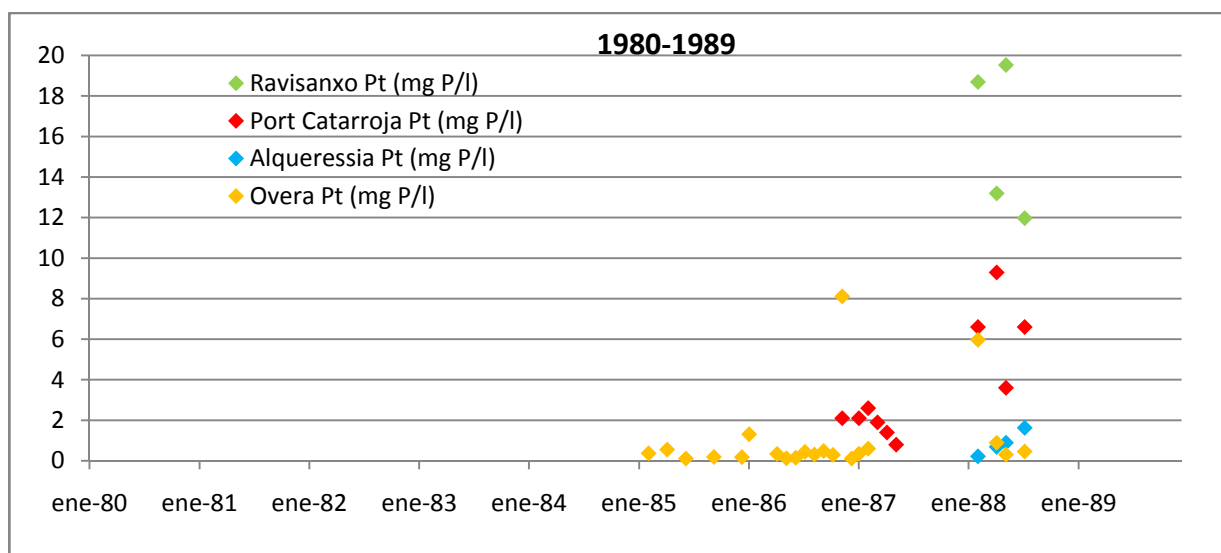


Figura 2-5. Evolución temporal de las concentraciones de fósforo en diversas acequias de L'Albufera entre los años 1980 y 1989.

Por las acequias del Sur, a pesar de que no estaban exentas de vertidos de aguas residuales procedentes de los núcleos urbanos y polígonos industriales de Algemés, Albalat, Sueca o Sollana, todavía discurrían mayoritariamente aguas de procedencia fluvial caracterizadas por relaciones cloruro / sulfato bajas, con una contaminación relativamente moderada. Algunas de ellas, especialmente la acequia de Overa, proporcionaban los valores más altos para el Parque Natural en cuanto a concentraciones de nitratos como consecuencia de la lixiviación de los fertilizantes agrícolas (Soria *et al.*, 1987, pág. 228). La contaminación procedente del Sur era fundamentalmente de origen agrícola.

2.4.2.2. Calidad biológica en el lago

Con tales cargas, el crecimiento del fitoplancton en el lago alcanzaba valores extremos. Trabajos de la Universidad de Valencia de dicha época (Miracle *et al.* 1984) citan concentraciones del pigmento clorofila-*a* de 800 µg/l (mayo de 1981) y cerca de 700 µg/l (julio de 1983). En el verano de 1985, a pesar del lavado conseguido con la apertura de las compuertas del lago, la biomasa excedió los 400 µg/l de clorofila-*a* (Soria *et al.*, 1987, pág. 235) alcanzándose, tras el verano, máximos de 625 µg/l (septiembre de 1985). Los datos recopilados en este trabajo (Figura 2-6) muestran claramente el deterioro de las aguas. Comparando las cifras de producción primaria de L'Albufera con las ofrecidas en los principales libros de limnología (por ejemplo Wetzel, 2001), podía pensarse que se trataba de uno de los lagos más hipertróficos del mundo, en todo caso sin equivalente en España en cuanto a la degradación de la calidad de sus aguas por eutrofización (Miracle *et al.*, 1984).

Las características propias de un sistema hipetrófico se manifestaban con claridad: altos valores de pH, alta turbidez, oscilaciones importantes en la concentración de oxígeno disuelto, entre otras. En aquella época se estableció una zonificación del lago en función de su mayor o menor nivel de eutrofia. La conductividad alcanzaba puntas de 3500 mS/cm (Figura 2-7), valores todavía no excesivamente altos y que iban a ser superados en años muy secos de las décadas posteriores como consecuencia, entre otros factores, de la reducción de los retornos del regadío.

Benet (1983, pág. 174) describe el aspecto del lago en su extremo Oeste, frente a la desembocadura de la acequia Nova de Silla: "... es prácticamente imposible la navegación. De un lado la escasa profundidad (menos de 15 cm) debida a una acumulación de sedimentos de tipo orgánico fruto de vertidos industriales y urbanos. De otro, las emanaciones de gases fétidos procedentes de la putrefacción de tales sedimentos y la deplorable apariencia del lugar, donde una opaca capa de grasa anula el oleaje, y donde el barboteo de los gases a través del denso líquido, como si de una dantesca pesadilla se tratase, inducen en el ánimo de quien lo contempla una sensación que en poco recuerda el marcado efecto sedante que García Labrandero describió hace apenas veinte años".

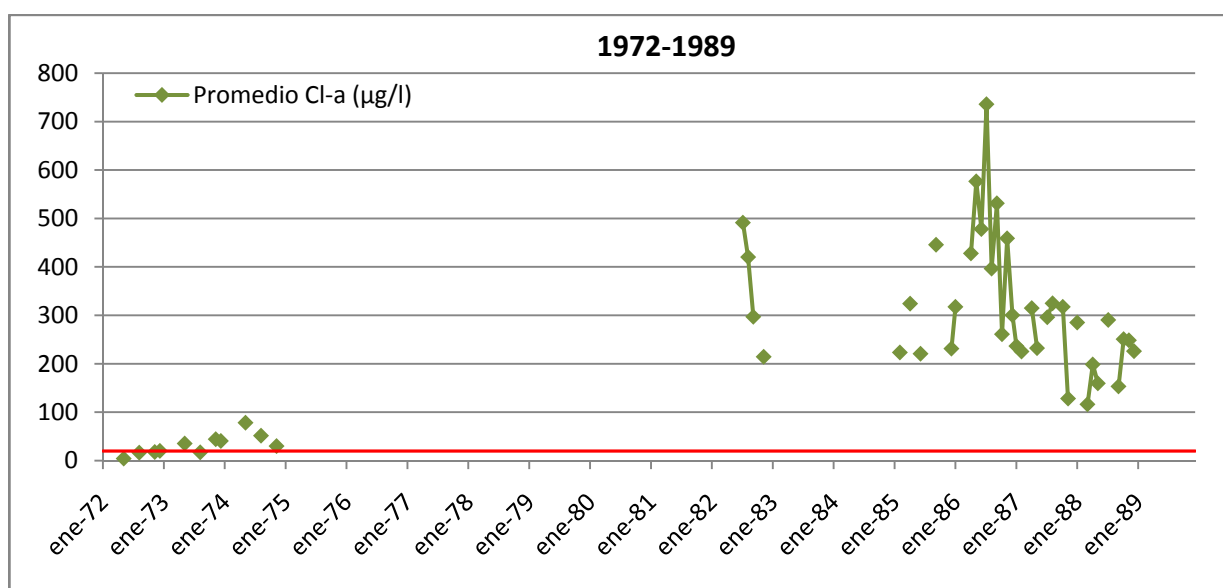


Figura 2-6. Evolución temporal de los valores de fitoplancton entre los años 1972 y 1989.

A los problemas anteriores se añadía otro quizás menos estudiado: el aterramiento del lago (Benet, 1983), que se manifestaba en una creciente capa de sedimentos finos sobre los fondos arenosos que, en algunos puntos, alcanzaba ya en los años ochenta un espesor superior a un metro. Estos sedimentos eran principalmente de origen alóctono (material arrastrado por escorrentía superficial), pero existía también un cierto porcentaje de material autóctono (fitoplancton u otros seres vivos muertos y en descomposición). Aunque es conocido que el final natural de una albufera como la que constituye nuestro objeto, es su colmatación, no es menos cierto que tal proceso se había acelerado de forma brusca por las presiones humanas. Por otra parte, desde los años 70 quedó constatada la importancia de los sedimentos de fondo como acumuladores de metales pesados y materia orgánica, lo que hacía de su permanencia

en el lago un factor de mantenimiento de la eutrofización y un peligro para la salud del ecosistema en caso de liberación de los contaminantes acumulados (Peris, 1987).

De su posible eliminación mediante el dragado ya se hablaba en los primeros estudios, en algunos casos teniendo como finalidad primordial la reducción del aterramiento acelerado (IATA, 1974), mientras que en otros a partir de una mejor comprensión del problema creado por el depósito de sedimentos muy contaminados en el fondo del lago (Peris, 1987).

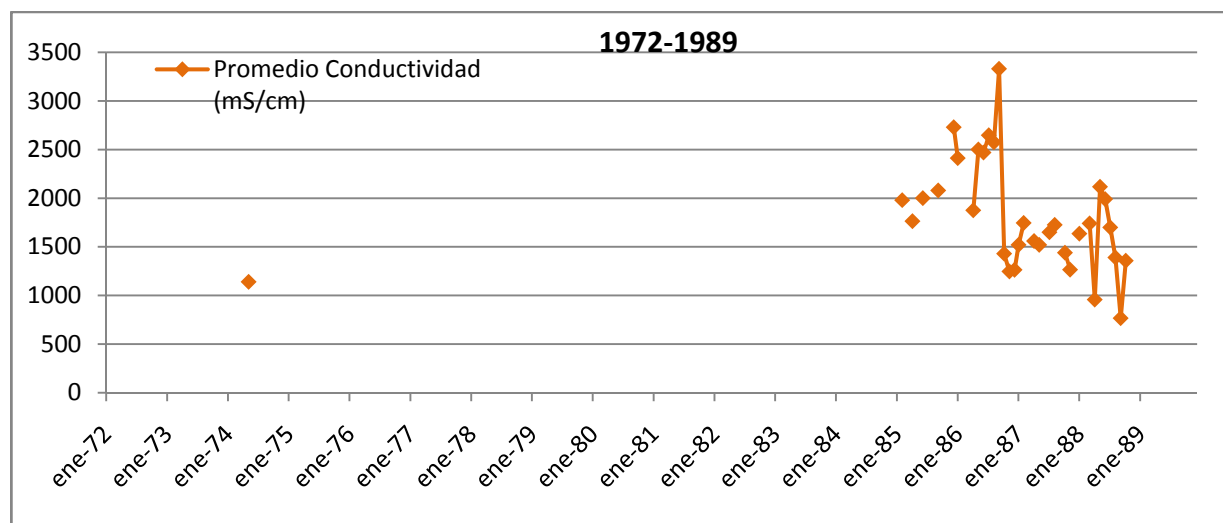


Figura 2-7. Evolución temporal de la conductividad entre los años 1972 y 1989.

2.4.2.3. El efecto de las lluvias

Estudios muy relevantes con datos tomados en los años ochenta habían señalado que la hidrodinámica de los excedentes de riego y del drenaje de los arrozales constituía el factor más determinante en las variaciones limnológicas de L'Albufera (Vicente & Miracle, 1992). Una nueva prospección realizada entre 1985 y 1988 (Soria *et al.*, 2000), cuyas conclusiones se exponen en los párrafos siguientes, puso de manifiesto la gran importancia de las escorrentías de lluvia en los cambios limnológicos del lago. En dicho estudio se observó cómo dichos aportes hídricos tras fuertes lluvias y la reducción del tiempo de renovación asociada causaron un cambio brusco en las propiedades físico-químicas y biológicas del agua. Durante los períodos secos, los valores de conductividad y clorofila-a se incrementaron mientras que durante los eventos de lluvia, la renovación de la Albufera por aguas corrientes resultó en una reducción en dichas medidas hasta valores del orden de la mitad de los valores precedentes. Este comportamiento resultó claro en otoño en que las lluvias son intensas pero las correlaciones entre valores de precipitación total mensual y valores de conductividad y clorofila-a no resultaron del todo elevadas y fueron peores en el caso de la clorofila-a.

Un apartado interesante del referido trabajo lo constituyó el estudio del efecto de las lluvias intensas que acaecieron a lo largo del día 11 de noviembre de 1988. En la Figura 2-8 hemos representado los datos de los autores de conductividad, clorofila-a y niveles en el lago junto con los valores de intensidad horaria de precipitación obtenidos del SAIH de la Confederación Hidrográfica del Júcar correspondientes a la estación de Picassent, situada al oeste del lago. Las lluvias tuvieron lugar a lo largo de todo el día 11 con una punta de 32,4 mm/h hacia las 10

de la mañana. En total se recogieron 100,8 l en 24 horas lo cual muestra que se trata de una tormenta importante.

Los niveles subieron de 1,07 m (8 de noviembre) a 1,30 m (el mismo día 11 de noviembre) y bajaron hasta 1,25 m (14 de noviembre) (los valores son relativos). La reducción de conductividad en el oeste y sur del lago, cerca del 60%, fue mayor que en el norte y en el oeste. Para obtener la dilución observada, los autores estimaron que las entradas de agua al lago debieron ser de unos 10 hm³, bastante significativas para un lago que tiene algo más de 20 hm³ de capacidad.

Los valores de clorofila previos al episodio eran muy altos (entre 269 a 456 µg/l). No se midieron valores en las horas inmediatamente posteriores a la tormenta de modo que no se pudo apreciar si se produjo un incremento de la concentración de pigmentos fotosintéticos por efecto del aporte de nutrientes asociado a las primeras escorrentías pluviales. Cabe señalar que, ante la inexistencia de depuradoras, las aguas residuales urbanas se vertían de forma continua a la red de acequias, tal y como se ha explicado, de modo que no era previsible un empeoramiento de la situación con las lluvias por descargas de los sistemas unitarios, sino más bien una cierta dilución de las cargas contaminantes.

En los sectores este y sur, la proporción de descenso en la concentración de clorofila a fue la misma que en conductividad. Sin embargo, en el sector oeste la conductividad bajó un 60% mientras que la clorofila-a sólo un 23%. La hipótesis de los autores es que en este sector del lago el flujo de agua es más lento que en el sureste y el bloom de fitoplancton (causado por el incremento de nutrientes que aportan las escorrentías de lluvia) mantiene la densidad de algas más fácilmente que cerca de las golas donde las algas son transportadas al mar.

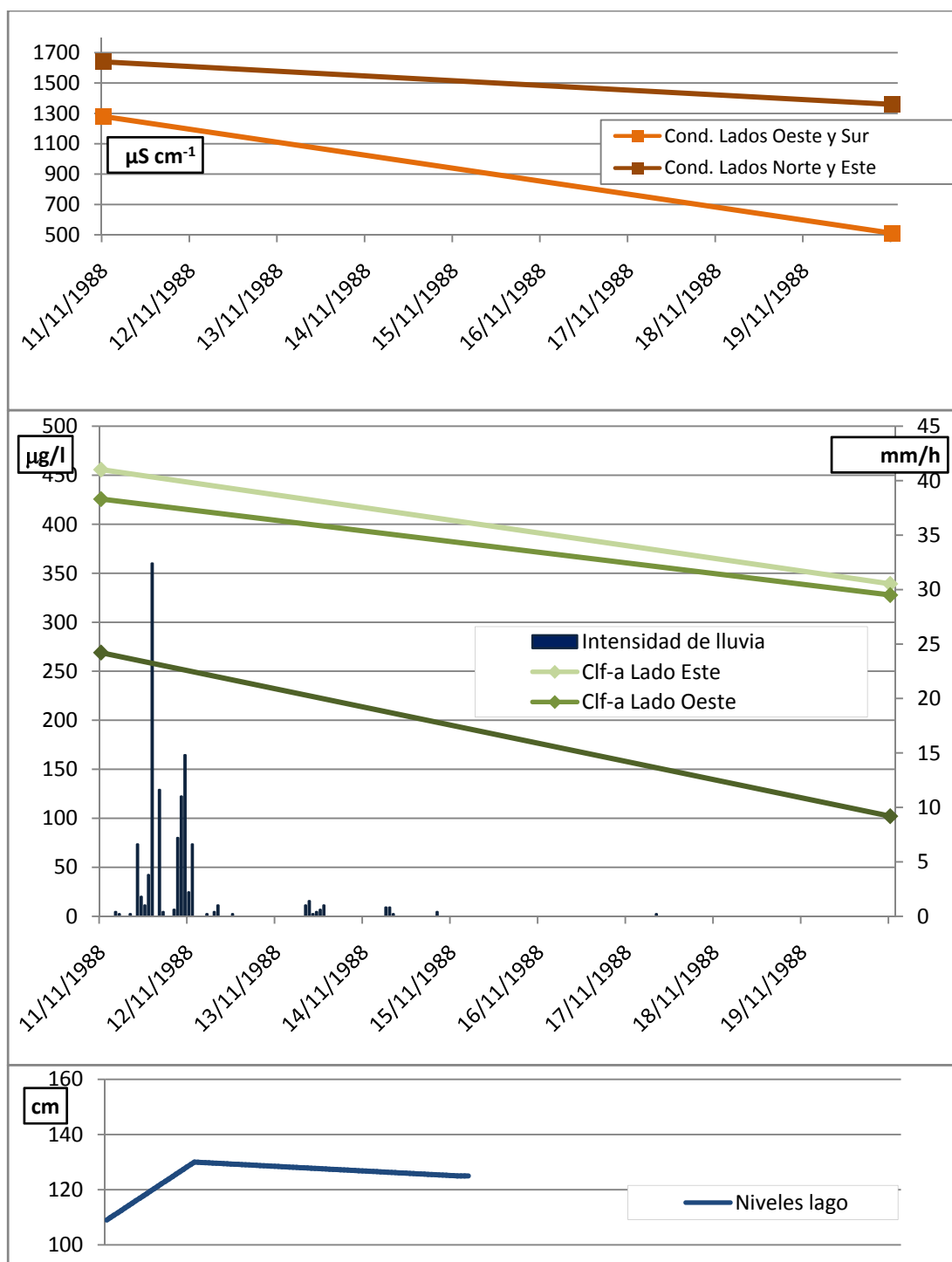


Figura 2-8. Variaciones de la conductividad (arriba) y la clorofila-a (centro izqda.) en diferentes sectores del lago y del nivel de agua medido en el extremo este del mismo. Los valores de conductividad y clorofila-a previos a la tormenta corresponden a muestras tomadas realmente el día 15 de octubre. Se ha representado como nivel previo al inicio de la misma el valor medido el día 8 de noviembre de 1988. La intensidad de lluvia en la estación de Picassent se recoge en el gráfico central (dcha.). Fuente: Soria, Vicente & Miracle (2000), salvo datos de lluvia (SAIH CHJ)

2.5. LOS NOVENTA: PRIMEROS EFECTOS DE LOS PLANES DE SANEAMIENTO

2.5.1. Infraestructuras

2.5.1.1. Planes para el saneamiento de L'Albufera y obras clave

Tras la declaración del Parque Natural en 1986, a finales de la década de los ochenta se pusieron en marcha diversas acciones destinadas a mejorar la calidad ambiental del humedal. El *Plan Especial de Protección del Parque Natural de l'Albufera* (CAP, 1990), consideraba la construcción de infraestructuras hidráulicas de saneamiento como uno de los principales frentes de actuación.

En esta época, la Generalitat Valenciana (COPUT, 1989a) aprobó un documento técnico denominado *Plan Director para el Saneamiento Integral de la Albufera* con objeto de definir las obras hidráulicas necesarias para impedir la entrada de contaminantes en el humedal y actuar, seguidamente, sobre los residuos acumulados en el lago y su entorno. El Plan de 1989 impulsó varias líneas de actuaciones:

- En las poblaciones costeras: reformas en las depuradoras de El Perelló, El Palmar, El Mareny de Barraquetes y construcción de una nueva planta en el Saler.
- En el sector Sur: instalación de depuradoras para eliminar los vertidos de los municipios de Sollana, Almussafes, Alginet, Benifaió, Albalat de la Ribera, Algemesí y Sueca.
- En L'Horta: ampliación de la EDAR de Pinedo, construcción de nuevas plantas en Torrent y Xirivella (Quart-Benàger) y construcción de un gran colector paralelo a la Pista de Silla, el antes referido colector Oeste.

El *I Plan Director de Saneamiento y Depuración de la Comunidad Valenciana* (Generalitat Valenciana, 1993) y el *Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales 1995-2005* (MMA, 1995) continúan en la misma línea declarando las obras de saneamiento de L'Albufera como “obras de interés general” y efectuando un reparto de tareas entre la administración autonómica y la estatal: ésta última desarrollaría la ejecución de las Estaciones Depuradoras de Albufera Sur (Sollana, Almussafes, Alginet y Benifaió), Algemesí-Albalat y Sueca junto con la EDAR de Alzira que, aunque situada fuera de las cuencas vertientes a L'Albufera tendrá una gran repercusión en la mejora de la calidad del tramo final del Júcar y, a través de los aportes de éste al sistema de riego de Sueca, también en la de L'Albufera. Análoga relación puede establecerse con la EDAR de Paterna-Fuente del Jarro y los regadíos del Turia: ésta última infraestructura estaría incluida en la planificación autonómica.

La obra más ambiciosa era la del nuevo colector Oeste. Con objeto de eliminar la llegada de aguas residuales al Parque Natural de L'Albufera, se diseñó en primer lugar un sistema general de saneamiento para los municipios que componen la comarca de L' Horta Sur y parte de L'Horta Oeste, cuyo eje principal está constituido por un único colector principal denominado colector Oeste, que va acompañado por una extensa red de ramales secundarios. El sistema fue diseñado para recoger las aguas residuales y pluviales de los municipios de Silla, Alcasser, Picassent, Beniparrell, Albal, Catarroja, Picanya, Paiporta, Benetússer, Lloc

Nou de la Corona, Alfafar, Sedaví y las pedanías de Valencia de La Torre, El Forn d'Alcedo, L'Oliveral y Castellar.

La conducción principal es paralela al trazado de la autovía V-31 para terminar en la EDAR de Pinedo. Se ejecutó en dos fases. En la primera, se incluyeron las obras de los ramales Picassent-Alcàsser-Beniparrell, Catarroja-Albal-Silla, y parte del Colector Oeste desde el Camino del Puerto de Silla hasta las inmediaciones del barranco del Poyo. Posteriormente se ejecutó la segunda fase del Colector Oeste que consistió en su prolongación desde el cruce con el barranco del Poyo hasta el nuevo cauce del río Turia (1994). Como el terreno natural es muy llano y el trazado es paralelo a las curvas de nivel, se proyectaron inicialmente cuatro estaciones de bombeo (Verdú *et al.*, 1999, pág. 142): Catarroja (2 m³/s), Sedaví (4.5 m³/s), la de Picanya (1 m³/s) y la final del Turia (5 m³/s) que impulsa el agua a la otra margen bajo el nuevo cauce y sus viales adyacentes. Posteriormente los bombeos fueron ampliados a seis con las nuevas estaciones de Silla, en cabecera, y Beniparrell.

En 1992 se puso en funcionamiento la estación depuradora de Pinedo II junto a la planta original de Pinedo I que daba servicio a la ciudad de Valencia. Pinedo II iba a constituir el punto de destino de las aguas residuales de buena parte del área metropolitana Sur de Valencia transportadas por el colector Oeste. En sus inicios estaba dotada únicamente de un tratamiento primario y de un sistema de evacuación mediante emisario submarino, ambos diseñados para un caudal medio superior a los 200.000 m³.

En el litoral, tres depuradoras (El Palmar, El Perelló y El Mareny) fueron puestas en servicio en 1995 aunque otras dos (Verdú *et al.*, 1999) quedaban por construir en el término municipal de Valencia: El Saler y en El Perellonet.

En Sueca, en febrero de 1998, una vez finalizadas las depuradoras de las playas (El Perelló y El Mareny) el Ayuntamiento, mediante acuerdo plenario, cedió a la Confederación Hidrográfica del Júcar los terrenos necesarios para la construcción de la EDAR de Sueca en la partida de Les Sendroses que iba a dar servicio al casco urbano y a sus polígonos industriales. Las obras resultantes del Plan del 93 tardarían todavía años en finalizar e iban a suponer no sólo la puesta en servicio de la infraestructura básica de depuración, sino también la modificación radical del sistema de alcantarillado.

Con estas bases, se ejecutaron varias de las infraestructuras esenciales. A finales de la década se tenía el escenario que describimos en los próximos apartados.

2.5.1.2. Deficiencias evidentes en las cuencas norte y oeste

A pesar de que el mapa de depuradoras iba poco a poco completándose, los sistemas de saneamiento seguían teniendo deficiencias relevantes que mantenían las aguas de L'Albufera en un pésimo estado ecológico. La relación que sigue ha sido basada en diversos estudios y proyectos: (COPUT, 1989a; COPUT, 1997c; Marco, 1998; Verdú *et al.*, 1999; MMA, 2004e).

Al noroeste, hasta 1999 no se puso definitivamente en servicio la EDAR de Quart-Benàger para depurar las aguas residuales de Aldaia, Alaquàs, Xirivella, Manises, Quart de Poblet y parte de Valencia. El área servida por la nueva planta pertenece mayoritariamente a cuencas hidrológicas de los barrancos del Salt de l'Aigüa, La Saleta y Pozalet que, de forma natural, no son tributarios de L'Albufera. Sus cauces, difusos en el tramo final, acaban desembocando

en el nuevo cauce del Turia. Sin embargo, gran parte de las aguas residuales allí producidas eran vertidas a los ramales de las acequias de Quart-Benàger o Mislata cuyos excedentes vertían en la acequia de Favara y, transportadas por esta, alcanzaban el humedal. Esta situación se prolongó durante prácticamente la totalidad de la década de los noventa. La red de colectores generales de la mancomunidad de Quart-Benàger se construyó entre los años 1994 y 1997 con el objeto primordial de recoger las aguas residuales de los términos municipales de Aldaia, Alaquàs, Quart de Poblet, Xirivella, Manises y una parte de Mislata, así como recoger las aguas residuales del Colector Sur, ramal exterior de Valencia, conduciendo la totalidad de las mismas a la estación depuradora de Quart-Benàger, construida simultáneamente junto al nuevo cauce del río Turia.

Dichos colectores son unitarios a su paso por el término municipal de Quart de Poblet al este del barranco de la Saleta, y fueron calculados por el método del embalse para admitir, además de las aguas residuales, las aguas pluviales asociadas a un periodo de retorno de 5 años.

Además de la insuficiente capacidad hidráulica de la red de colectores mancomunados para drenar las aguas de lluvia de intensidad media a fuerte, la superficie orográfica de Quart de Poblet es prácticamente llana y sin pendientes que propicien la evacuación de las aguas, entrando en carga los colectores y produciéndose inundaciones en determinados puntos del término municipal. Este hecho se agravaba con la presencia de barreras al drenaje natural de parte de dicho término hacia el río Turia como la autovía A-3 y la línea ferroviaria Valencia-Liria.

El sistema de riego de la acequia de Favara tiene su toma en el azud del río Turia denominado del Repartiment. Aguas arriba, el cauce del Turia recibía, entre otros, vertidos directos del inmenso polígono industrial de Fuente del Jarro. Con ello, la calidad de las aguas de la acequia de Favara, ya en origen distaba mucho de un buen estado físico-químico y biológico.

En las cuencas vertebradas por el denominado colector Oeste, en los sectores norte y oeste de L'Albufera, la infraestructura general había sido completada. El Ayuntamiento de Valencia fue completando durante los años noventa la construcción de una red de saneamiento urbano, desvinculada de los sistemas de riego en las pedanías de La Torre, El Forn d'Alcedo, Castellar y L'Oliveral y únicamente se reseñaban vertidos directos en el sector meridional de La Torre que se producía a la acequia Braç Nou de Sedaví (Verdú *et al.*, 1999).

Pero en algunas poblaciones, como en Sedaví y Benetússer y especialmente en la primera, subsistían, a finales de los años noventa áreas sin saneamiento o con colectores de sección insuficiente en las que se producían vertidos generalizados a la red de acequias de Favara (Calvera y Braç Nou de Sedaví en el caso de Sedaví, y Alfafar y Cadira en Benetússer). En Alfafar, la zona norte carecía de colector principal y los colectores desaguaban íntegramente en la acequia de Alfafar que recibía también residuos líquidos parcialmente depurados del centro comercial y vertidos puntuales directos de industrias y establecimientos de restauración situados en las inmediaciones. En la zona sur del término municipal, se producía vertidos directos generalizados al Braç de la Fila, mientras que en el oeste, la barriada del Parque Alcosa completó su red de colectores que fue conectada al colector Oeste de modo que el ramal denominado Braç d'Orba apenas recibía vertidos a finales de la década. Al este de la

Pista de Silla, los almacenes y edificaciones existentes vertían sin depurar a la red de acequias.

Mas hacia el sur las carencias eran posiblemente menores pero todavía relevantes. Se reseñaban carencias en los barrios centrales del casco urbano de Massanassa y ausencia de conexiones al colector Oeste en el polígono industrial, así como en las industrias situadas junto a la Pista de Silla: así, los ramales urbanos que atravesaban la población acababan recibiendo cargas contaminantes que se manifestaban aguas abajo en el Braç de Sant Pere o en la acequia de la Font del Fus. En Catarroja también la infraestructura general fue terminada, aunque a finales de la década, quizás en menor medida que en la poblaciones situadas al norte, seguían produciendo vertidos al tramo soterrado del cauce de La Rambleta y directamente a acequias desde su Polígono Industrial, sector de les Barraques, entorno de la escuela de La Florida y edificios del puerto de Catarroja.

Con estas presiones, la red de acequias de la acequia de Favara dentro del Parque Natural presentaba una deficiente calidad de aguas de forma generalizada.

En Albal, un recorrido realizado en enero de 1997 por las acequias de su término municipal (COPUT, 1997a) identificó varios tramos en que seguían produciéndose vertidos urbanos e industriales. En aquella época Albal podía recibir agua indistintamente desde la acequia de Favara y la acequia Real del Júcar: uno de los ramales principales discurría con sección cerrada por la entonces avenida Primo de Ribera y manifestaba la existencia de vertidos urbanos una vez afloraba en sección abierta al este del antiguo camino Real de Madrid (Figura 2-9). Este problema requeriría la ejecución de un nuevo trazado para la acequia de Albal por el exterior del casco urbano tal y como iba a plantear el proyecto POMAL que se describe más adelante. La zona Sur vertía casi íntegramente al Braç del Vicari que atravesaba el sur del casco urbano y discurrían incluso bajo edificaciones. También algunas acequias del polígono industrial recibían vertidos, como por ejemplo, los de la antigua Tabacalera. Se referían también descargas del alcantarillado al tramo cubierto de la Rambleta en el límite con Catarroja aguas arriba del cruce de la línea de ferrocarril.



Figura 2-9. Aguas residuales procedentes del casco urbano de Albal circulando por las acequias en enero de 1997. Fuente:(COPUT, 1997a).

En los polígonos industriales de Albal y Beniparrell especialmente, los colectores secundarios estaban ejecutados pero faltaban colectores terciarios y las propias acometidas desde las industrias. En Picassent, algunas urbanizaciones residenciales carecían de servicio de alcantarillado: La Coma, L'Altero Monpol, Pedregal, S. Francesc, San Ramón, Racons, El Pinar, La Mare de Déu, Realó y S. Josep.

En Silla, a mediados de los noventa se había derivado el riego evitando el tránsito bajo el casco urbano con buenos resultados. Sin embargo, las construcciones existentes en el Port y el polideportivo de Saladar no contaban con ningún sistema depurador de aguas residuales, mientras que algunas industrias de la avenida de Espioca y el camino de L'Albudor vertían hasta finales de la década a las acequias. Una fábrica de curtidos seguía un vertido que se convirtió en emblemático y que se producía mediante un conducto subterráneo a la acequia Nova de Silla: en los fangos lacustres situados en su desembocadura se alcanzaban las mayores concentraciones de cromo de todo el lago (Peris, 2000). Otra industria cárnica situada al sur de Silla vertía junto al cruce del barranco de la Canyada de l'Hortolà bajo la autovía N-340 siendo bien conocida la persistencia e intensidad del olor que producía la descomposición de los residuos orgánicos (Verdú *et al.*, 1999).

2.5.1.3. El colector Oeste y sus problemas específicos

Como se ha referido, la finalización de las infraestructuras principales del ámbito del colector Oeste (el propio colector y sus ramales denominados secundarios) se demoró hasta el año 1994.

El sistema colector Oeste está formado por una conducción principal y una extensa red de ramales secundarios que recogen los vertidos de los municipios de la comarca de L'Horta Sud y parte de L'Horta Oest.

La conducción principal, denominada colector Oeste, es de hormigón armado con un diámetro de 800 mm a 1800 mm. Su trazado se inicia en el municipio de Silla, discurre en paralelo a la autovía V-31 (pista de Silla) y finaliza en la estación depuradora de Pinedo II (Figura 2-10). El sistema funciona por gravedad pero debido a la escasa pendiente del terreno se proyectaron seis estaciones de bombeo (4 elevaciones y 2 impulsiones) intermedias: Silla (elevación), Beniparrell (elevación), Catarroja (impulsión), Sedaví (elevación), Picanya (elevación) y Turia (impulsión). Esta última impulsa el agua a la margen izquierda del río Turia. Todas estas estaciones se encuentran en el colector principal a excepción de la de Picanya que está en el ramal secundario correspondiente.



Figura 2-10. Situación general del colector Oeste y sus ramales secundarios.

El sistema colector Oeste está formado además de por el colector principal, descrito anteriormente, por trece ramales secundarios al que conectan las redes municipales de los municipios del ámbito de estudio. Aquéllos están diseñados como colectores de aguas negras aunque actualmente funcionan como colectores unitarios. Las conexiones se realizan bien directamente al ramal secundario a través de ramales terciarios o sub-ramales.

Dado que dichos ramales no tienen capacidad para recoger la totalidad de las aguas generadas, principalmente en tiempo de lluvia, se han dispuesto aliviaderos en distintos puntos del sistema. Cuando el aliviadero en sí no es suficiente, el sistema entra en carga, produciéndose alivios directos a través de los propios pozos de registro.

Los ramales secundarios que, a su vez, recogen los vertidos urbanos e industriales de los municipios de su ámbito de actuación, es decir, desde Silla hasta Valencia (pedanías de La Torre, El Forn d'Alcedo y Castellar-L'Oliveral) son los siguientes: Silla Urbano, Silla Industrial, Picassent-Alcàsser, Beniparrell Industrial, Catarroja Matadero, Catarroja Puerto, Catarroja Industrial, Picanya, Alfafar, Senda de Les Vaques (L'Oliveral), Sedaví, La Torre y Castellar.

Los problemas específicos del colector Oeste fueron patentes desde su concepción. A pesar de ser concebido como un colector unitario, su capacidad apenas permite transportar las aguas residuales de los municipios y pedanías de Silla, Alcàsser, Picassent, Beniparrell, Albal, Catarroja, Picanya, Paiporta, Benetússer, Alfafar, Sedaví, La Torre, El Forn d'Alcedo, L'Oliveral y Castellar. Ahora bien, las redes de saneamiento de todas las poblaciones son unitarias, a excepción de Picanya, por lo que al colector Oeste llegaban no sólo aguas residuales sino también pluviales. Esto producía un agotamiento de su capacidad de transporte al no disponer de aliviaderos para pluviales por falta de cauces de vertido. En consecuencia, lluvias muy ligeras provocaban el aliviado del colector a las acequias existentes con un agua

cuyo contenido en agua residual era muy elevado. Este fenómeno se ha llegado a producir incluso en tiempo seco. Como todas las acequias receptoras de alivios acaban desembocando en el lago, al final toda la carga contaminante asociada alcanzaba L'Albufera.

Con la idea de solucionar este problema, el proyecto Pomal incluyó un aliviadero en El Ribàs para el caso de que el colector Oeste entrase en carga en su tramo final. Sin embargo, El Ribàs está ya muy cargado de vertidos medianamente diluidos y no tiene condiciones hidráulicas para vehicular éstos al mar (Marco, 1998).

Como referencia de la situación puede consultarse el *Estudio del aforo, medición de la contaminación y modelización del comportamiento hidráulico del conducto principal del Colector Oeste* (CMH & Emarsa, 1998). En este estudio se concluía que, a pesar de la carencia de datos respecto a las redes de alcantarillado, el colector Oeste era capaz de conducir en el año 1998 el volumen de agua residual generada y recogida por las redes de alcantarillas hasta la EDAR de Pinedo. Concretamente, la punta de caudal de agua residual medida en la última estación de bombeo de la red, la del Turia (ver figura 4), era de 1,2 m³/s, siendo la máxima capacidad de bombeo, en la fecha de redacción, 2,2 m³/s y la máxima capacidad del colector del orden de 5 m³/s. Lo más destacable de estas cifras es la escasísima capacidad de evacuación de aguas pluviales que tenía el colector, 3.8 m³/s para el caudal punta de residuales.

El segundo problema eran las múltiples conexiones de las redes de saneamiento a las acequias existentes, vertiendo aguas residuales de procedencia urbana e industrial en dichos cauces que acaban desembocando en L'Albufera. Las acequias más contaminadas eran las procedentes de Sedaví, como el Braçal Nou de Sedaví cuyos vertidos acababan alcanzando la acequia Ravisanzo. La acequia de Alqueresia era otra de las más contaminadas a la que llegaban abundantísimas aguas residuales de las poblaciones de Sollana, Alginet, Benifaió y Almussafes.

Un tercer problema estaba relacionado con los efluentes de la depuradora de Torrent. La depuradora se puso en funcionamiento en el año 1993 aunque la urbanización de El Vedat, con unos 8.000 habitantes iba a carecer de red de alcantarillado hasta el 2002. La depuración, en todo caso, resultaba incompleta durante los noventa y los efluentes, vertidos al barranco del Poyo, generaban malos olores aguas abajo en su tránsito por los cascos urbanos de Paiporta y Picanya. Para evitar este problema se construyó una conducción de 1.000 mm de diámetro que captaba los caudales circulantes por los barrancos de Horteta y Cavalls (frecuentemente vertidos de aguas residuales incontrolados) junto con el efluente parcialmente depurado de la planta de Torrent, conduciéndolas hasta aguas abajo Paiporta por un trazado en zanja que discurría por el interior del cauce del barranco del Poyo en paralelo al ramal de Picanya, de 600 mm de diámetro. Ambas conducciones llegaban hasta una arqueta, situada aguas abajo de Paiporta, en la que sus aguas se mezclaban. La salida se componía de dos tubos de 1000 mm de diámetro, uno de los cuales tenía sólo 5 m de longitud y fondo ciego, mientras que el otro (por el cual discurría todo el caudal) alimentaba la estación de bombeo de Picanya, que elevaba las aguas conduciéndolas por el ramal de Picanya hasta el colector Oeste para su posterior depuración en la EDAR de Pinedo. De esta forma, el colector Oeste recibía un caudal importante, para el que no estaba dimensionado, de aguas procedentes

de la EDAR de Torrent que bloqueaban parte de su ya escasa capacidad de transporte y que acababan recibiendo una doble depuración.

2.5.1.4. Sin depuración en la cuencas del Sur

El saneamiento del casco urbano de Benifaió se había completado pero el vertido se producía a la acequia de la Rojosa provocando llamativos episodios de contaminación de sus aguas frecuentemente recogidos por la prensa. De las dos urbanizaciones existentes en el municipio de carácter estacional, una había completado el alcantarillado a finales de los noventa (El Pla de les Clotxes) y la otra no (Almaguer-Santa Ana). El saneamiento del Polígono Industrial estaba integrado en la red urbana.

En Almussafes la red de aguas residuales del municipio estaba completa. El diseño del saneamiento había sido concebido de forma que las aguas pluviales eran evacuadas directamente por las calzadas aprovechándose los bordillos como cajeros para su canalización. No existían, pues, colectores de pluviales y un único colector, el de la avenida de Benifaió, funcionaba parcialmente como un colector unitario. Este planteamiento ocasionaba frecuentes inundaciones en la parte baja de la población. Respecto a la actividad industrial, la factoría Ford disponía de una depuradora propia que reutilizaba parte de los efluentes en actividades de la propia industria como el riego de sus jardines, pero que vertía los excedentes, en ocasiones abundantes y con una deficiente calidad, a la acequia Foia.

Tanto el casco urbano de Sollana como el de su pedanía de El Romaní contaban con red de alcantarillado pero no las zonas industriales. Las aguas negras del casco urbano eran vertidas a la acequia Pontazgo.

En Alginet la red de saneamiento disponía de dos colectores principales y de un emisario que conducía las aguas residuales hasta el barranco de la Forca, aguas abajo del sifón de la Acequia Real del Júcar. El polígono industrial Norte vertía sus aguas residuales a uno de estos dos colectores.

Finalmente los vertidos de las poblaciones de Alginet, Almusafes y Benifaió con los de sus polígonos industriales eran vehiculados por la acequia de l'Assarb destinada a recoger las caídas de los riegos de los brazales del Romaní y de Benifaió de la acequia Real del Xúquer. El tramo final de la acequia de L'Assarb antes de su desembocadura en el lago de L'Albufera se denomina acequia de L'Alqueressia. Esta situación producía un severo impacto en el sistema hídrico de L'Albufera. Las analíticas de la acequia de Alqueressia, por ejemplo, revelaban (Martín Monerri, 1998) un pésimo estado ecológico que, dado el relevante volumen transportado, suponía una presión significativa sobre el propio lago. Más hacia el sur los vertidos de Sollana acababan en la acequia del Pontazgo y llegaban a través de la acequia de Campets al lago.

En 1999 las cuatro poblaciones totalizaban 35.212 habitantes. Durante los noventa continuó la implantación de numerosas industrias en las proximidades de la factoría Ford de Almussafes. En 1996, veinte años después de la puesta en servicio de la planta de Ford, se inauguró el Parque Industrial Juan Carlos I, con una superficie de 1.400.000 m² ubicados en Almussafes junto a la propia factoría de automóviles y en el que el 60% de las más de cien empresas que se ubicaron (datos de 2006) pertenecían al sector del automóvil siendo mayoritariamente

proveedores de Ford. Estas industrias contaron desde el inicio con infraestructuras completas de saneamiento y depuración por lo que los vertidos que se producían sobre la red de riego de la acequia de la Foia correspondía a aguas tratadas. Inspecciones oculares realizadas en los años noventa y el análisis de algunas muestras de agua (Verdú *et al.*, 1999) sugerían la ausencia de vertidos contaminantes de especial importancia mientras que los niveles de contaminación de los fangos lacustre medidos por el equipo del profesor Peris (2000) no alcanzaban los valores obtenidos más al norte. Ahora bien, pese a no ser el sector más preocupante, las aguas que llegaban a la Albufera a través de la acequia de la Foia y los brazales de su entorno distaban del buen estado ecológico, situación que iba a perdurar durante muchos años como se describe más adelante en el apartado 2.6. Por otra parte, otras industrias y establecimientos de ocio, como los situados en el entorno de El Romaní y algunas factorías situadas entre la factoría Ford y la vía del ferrocarril de cercanías Valencia-Gandía, seguían sin redes de saneamiento y vertían directamente a acequias en puntos situados a escasa distancia del lago (Verdú *et al.*, 1999).

En 1993, el Real Decreto Legislativo 2/1993 había declarado de interés público la ejecución de la estación depuradora de Albufera Sur a cargo de la administración central. En junio de 1998 se firmó el contrato de obras iniciándose las mismas en julio de 1998. Por diversas circunstancias la puesta en servicio definitiva iba a demorarse siete años más.

Más hacia el sur, los vertidos urbanos de Algemés seguían realizándose a un colector unitario que discurría paralelo a la carretera de Albalat (CV-515) y que vertía al río Júcar aguas arriba de Albalat. El problema era que la curva de remanso de las aguas del río Júcar en crecidas provocaba reboses en el propio casco urbano de Algemés. Parte de las industrias vertía directamente a la red de acequias de la ARJ, ocasionando un deterioro importante de la calidad en el río e influyendo negativamente en la del propio lago L'Albufera (Castón, 2000) donde desembocaban a través de las acequias Overa y Dreta. De la misma forma, parte de los vertidos de Albalat de la Ribera acababa en el río Júcar y parte era conducida a L'Albufera a través de la red de acequias. Al declarar las obras de Saneamiento de L'Albufera como “obras de interés general”, tal y como recogen el *I Plan Director de Saneamiento y Depuración de la Comunidad Valenciana* (Generalitat Valenciana, 1993) y el *Plan Nacional de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales 1995-2005* (MMA, 1995), se había establecido que sería la administración estatal quien llevaría a cabo la ejecución de las obras de los colectores generales y la EDAR de Algemés y Albalat de la Ribera.



Figura 2-11. Obras de la EDAR de Algemesí – Albalat, noviembre de 1998. Fuente: Castón (2000)

El primer proyecto de los colectores generales de estas poblaciones data de 1993 (COPUT, 1993), trabajo que incluía también el pliego de bases que debería cumplir la futura estación depuradora. No se contemplaba el diseño y cálculo de las obras e instalaciones necesarias para ésta limitándose a suministrar los datos básicos para la redacción de un futuro proyecto de construcción. Asumiéndose que el cauce receptor era el río Júcar y que el punto de vertido del agua tratada se encontraba a unos 15 kilómetros del mar, el proyecto no consideraba imprescindible la eliminación de nutrientes entendiendo como prioritaria la eliminación de materia orgánica carbonatada y de los sólidos en suspensión. De este modo, el diseño de partida obviaba ya los efectos en la eutrofización del tramo final léntico del Júcar y en el sistema hídrico de L'Albufera incluyendo el propio lago al que los nutrientes procedentes de la aguas de la planta podían llegar tras su derivación, aguas abajo, en el azud de Sueca.

En julio de 1995 el Ministerio de Medio Ambiente adjudicó provisionalmente el contrato para la redacción del proyecto constructivo y ejecución de las obras. El proyecto (CHJ, 1996) fue presentado en enero de 1996 iniciándose la tramitación ambiental y el proceso de información pública que concluyeron con la aprobación definitiva en mayo de 1997. Las obras no se iniciaron hasta junio de 1998. El nuevo proyecto, que no modificaba el diseño de 1993, desarrollaba al nivel necesario para su construcción las obras de la estación depuradora. En febrero de 1999 se suspendieron parcialmente las obras y se inició la redacción del proyecto modificado de las obras. Las causas más relevantes de la modificación (CHJ, 1999) fueron:

- La sustitución del colector por gravedad Algemesí – EDAR por una impulsión que permitía reducir la excavación y limitar los riesgos por la proximidad de los niveles freáticos.
- La elevación de los viales y la protección perimetral de la parcela mediante escollera de modo que se evitasen desperfectos en las instalaciones en caso de producirse

avenidas extraordinarias del Júcar. Esta necesidad fue puesta de relieve por un informe del CEDEX (1998).

Así pues la década de los noventa finalizó con las obras bien avanzadas pero sin que se hubiese puesto en servicio la estación depuradora de Algemesí – Albalat.

2.5.1.5. Deficiencias en las poblaciones costeras y en el marjal sur

Por otra parte, en la zona costera del término de Valencia, el Ayuntamiento fue completando a lo largo de la década de los noventa la red de saneamiento de la pedanía de Pinedo construyéndose una pequeña planta depuradora en la pedanía de Pinedo, que, a diferencia de las grandes estaciones depuradoras de Pinedo I y Pinedo II que daban servicio a la ciudad de Valencia, estaba situada al sur del nuevo cauce del Turia. Las depuradoras de El Saler y El Perellonet no fueron puestas en servicio hasta 1999. En el caso de El Perellonet, cuya red era red separativa con colectores para aguas pluviales de diámetro comprendido entre 500 mm y 600 mm, los vertidos de residuales se producían a una acequia y eran habitualmente evacuados al mar de forma más o menos rápida a través de la gola. Pero en El Saler, gran parte de los vertidos generados en el casco urbano y en los campings e instalaciones turísticas, transportados por la acequia Carrera del Saler, alcanzaron el lago durante la casi totalidad de la década de los noventa.

Mención aparte merecen los municipios de Sueca y Cullera más relacionados con la calidad de las aguas del marjal sur que con las del lago. El municipio de Sueca carecía de estación depuradora de aguas residuales urbanas, siendo éstas vertidas la acequia Major y a la del Canal que desaguan mayoritariamente al mar a través de la gola Del Rei, en el Mareny de Barraquetes, con una deficiente calidad. Una parte de los vertidos podía alcanzar el lago gracias al funcionamiento reversible de la acequia Carrera de la Reina. En época de cultivo del arroz se confiaba en una cierta autodepuración al paso de las aguas por las tablas del arrozal. Las industrias ubicadas en este municipio vertían sus residuos, en parte, a la acequia Dels Arbres que desembocaba también directamente en el mar.

En 1997 se pusieron en servicio las estaciones depuradoras de El Mareny y El Perelló para depurar las aguas residuales de las pedanías litorales de Sueca asentadas a lo largo de 5,5 km de costa y que en verano llegaban a superar los 24.000 habitantes. El sistema de saneamiento costero estaba pues fuertemente influenciado por el incremento de población estacional en los meses de verano, de tal forma que las depuradoras funcionaban de forma diferente según la época del año. Así, en verano se utilizaba el sistema convencional de media carga y el resto del año la aireación prolongada. La depuración en este caso resultaba deficiente.

La EDAR de El Perelló daba servicio a las pedanías de El Perelló y Les Palmeres. La EDAR de El Mareny depuraba las aguas de El Mareny de Barraquetes, Bega de Mar y El Mareny Blau. La planta fue diseñada para garantizar la eliminación de materia orgánica y de fósforo, y obtener concentraciones de fósforo inferiores a 2 mg/l (RD 509/96), aunque este último objetivo no era posible conseguirlo habitualmente en los periodos estivales, de máxima exigencia de las instalaciones. Se han citado también (Acuamed, 2006b) rendimientos insuficientes de depuración de sólidos en suspensión. La EDAR constaba de los siguientes procesos de tratamiento (Figura 2-12): tratamiento biológico mediante fangos activados, sistema convencional y tratamiento físico-químico. El tratamiento biológico constaba de las

siguientes etapas: pretratamiento, decantación primaria, cuba de aireación y decantación secundaria. El tratamiento físico-químico constaba de tanques de mezcla y floculación y decantación primaria. Las características principales y rendimientos obtenidos por la depuradora son las de la Tabla 2-6.

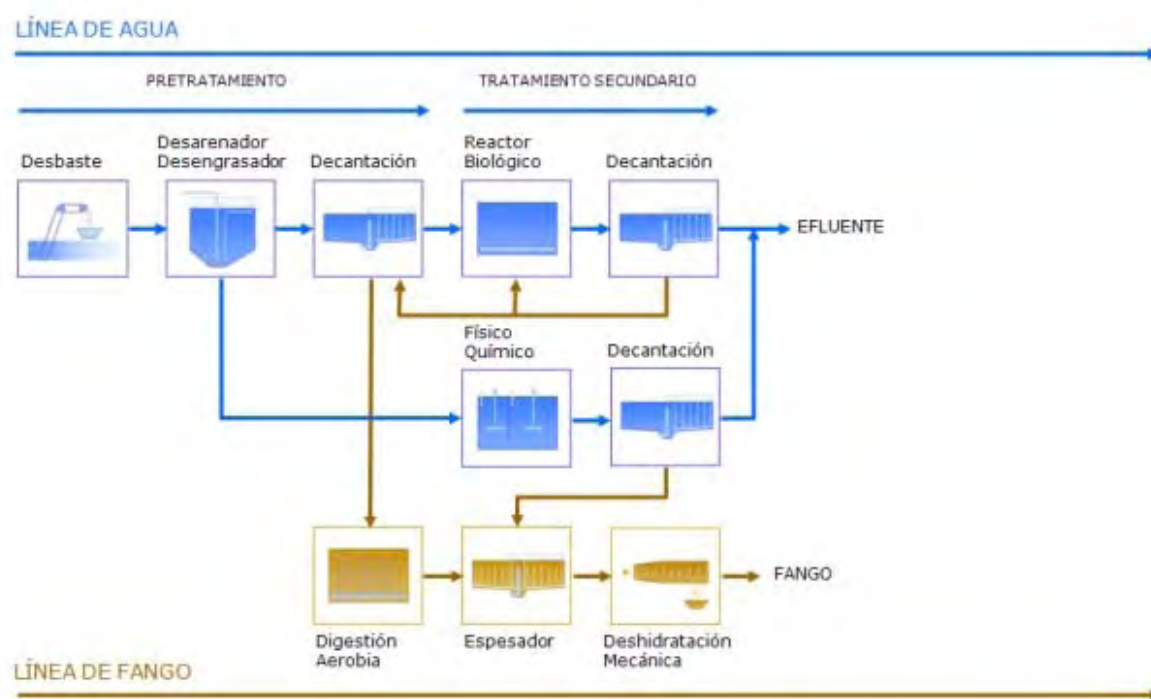


Figura 2-12. Esquema de la EDAR de El Mareny (1997). Fuente:(EPSAR, 2009)

Tabla 2-6. Características y rendimientos de depuración (2007) de la EDAR de Sueca – El Mareny. Fuente: (EPSAR, 2009), salvo (*) (COPUT, 1989a).

Caudal Medio (m3/día)	Caudal Medio tratado (invierno), m3/día (*)	Caudal Medio tratado (verano), m3/día (*)	Población equivalente servida (he)	Caudal de proyecto (m3/día)	Potencia Instalada (kW)	Rdto medio SS (%)	Rdto medio DBO ₅ (%)	Rdto medio DQO (%)
1.362	580	1.800	3.356	7.300	100	73	91	81

Adicionalmente existía un pequeño sistema de depuración ligado al saneamiento del Camping de la Playa de Sueca claramente insuficiente para la carga de visitantes (más de 1000 plazas) que recibía, sobre todo en época estival. La red de saneamiento de la franja costera de Sueca se completó con un colector principal (en amarillo en la Figura 2-13 dcha-) al que vertían las redes secundarias de las urbanizaciones y pedanías que recoge las aguas de saneamiento. A pesar de estas redes y dada la extensa red de acequias persistían alivios y vertidos no conectados. El sistema contaba con tres estaciones de bombeo (Tabla 2-7).

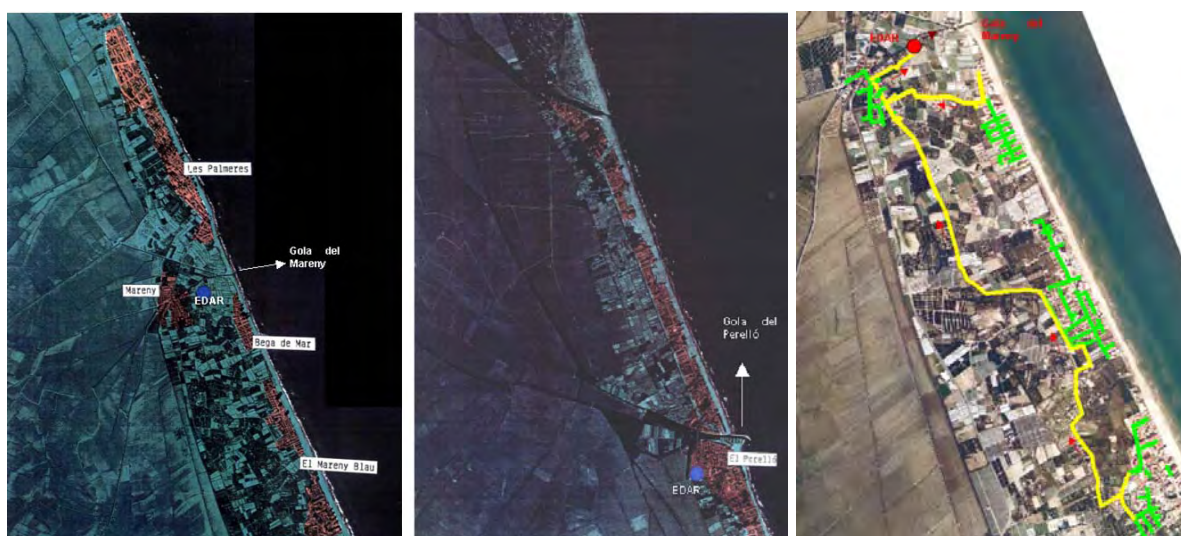


Figura 2-13. Pedanías litorales de Sueca: situación de las EDAR de El Mareny (izq.) y El Perelló (centro) y planta del colector general litoral (dcha.).

Tabla 2-7. Estaciones de bombeo

E1- Estación del Mareny Blau		E2- Estación del Mareny		E3- Impulsión de Bega de Mar	
Numero de Bombas	2	Numero de Bombas	2	Numero de Bombas	2
Caudal nominal (l/s)	48	Caudal nominal (l/s)	60	Caudal nominal (l/s)	100
Altura de Bombeo (m)	3,5	Altura de Bombeo (m)	2,5	Altura de Bombeo (m)	6,5
Potencia instalada (kW)	4	Potencia instalada (kW)	4	Potencia instalada (kW)	13,5

En cuanto al municipio de Cullera, los vertidos generados al norte del Cabo de Cullera eran arrojados al mar a la altura de la playa del Dosel, existiendo por parte del Ayuntamiento la intención de conducir estos vertidos a la depuradora de Cullera (CAP, 1990, págs. 179-182).

2.5.1.6. Nuevos proyectos: el Plan POMAL

En 1994 se había concluido la construcción del colector Oeste y de algunos de sus ramales secundarios. No obstante, los análisis de calidad de aguas efectuados por la Consellería de Medi Ambient, practicados regularmente desde 1992, demostraban que, pese a la leve mejoría, el estado trófico del humedal distaba todavía mucho de ser el deseable (Verdú *et al.*, 1999).

Por esta razón, durante 1997 se puso en marcha el Plan Operativo de Medio Ambiente Local (Pomal), un programa de obras para mejorar la conexión del saneamiento urbano de l'Horta Sud con el Colector Oeste, financiado por la Unión Europea e impulsado por el Ajuntament de València en colaboración con los demás consistorios municipales implicados. Como paso previo, la Universidad Politécnica de Valencia efectuó el inventario cartográfico y el análisis de las infraestructuras existentes haciendo hincapié, con certero criterio, en la red secundaria de riego y saneamiento con la intención de localizar los sectores que todavía vertían residuos en la red de riego y drenaje de L'Albufera (Verdú *et al.*, 1999). Las actuaciones previstas en dicho programa se unificaron en un único proyecto *Saneamiento de la Albufera en el ámbito*

del Colector Oeste Horta Sud (Valencia) (COPUT, 1997b) cuya construcción fue encomendada al Consell Metropolita de l'Horta. Las obras se desarrollaron entre 1997 y 1999; las actuaciones finalmente ejecutadas son las siguientes:

- La renovación de las redes de saneamiento de Benetússer y Alfafar y mejora de las de Massanassa, Albal, Silla y Sedaví incluyendo la eliminación de vertidos a ramales secundarios de la acequia de Favara en Sedaví y Alfafar.
- La ejecución de colectores generales en Catarroja.
- La adaptación del alcantarillado de Alcàsser al Colector Oeste.
- La ampliación de la red de colectores en la zona industrial de Beniparrell.
- La ejecución de colectores de aguas residuales en Paiporta, uno en el polígono industrial y otro en el casco urbano.
- La ampliación de la red secundaria del Colector Oeste y la reparación de los colectores en mal estado.
- La reparación del colector Oeste en el tramo Silla-Beniparrell y la mejora o ampliación de las distintas instalaciones de bombeo (Silla y Catarroja). Se instaló un aliviadero en cabecera del Colector Oeste que limita la capacidad de entrada al conducto principal aliviando el resto del caudal a las acequias.
- La eliminación de los vertidos en el barranco del Poyo desde Paiporta que sufría los inconvenientes resultantes del estancamiento prolongado de las aguas fluyentes en el mismo, como consecuencia de su retención por las acusadas irregularidades geométricas de su perfil longitudinal.

2.5.1.7. El plan de reutilización del 1998

La planificación del saneamiento en el área metropolitana de Valencia fue concebida en una época con menor escasez de recursos hídricos tal y como se reconoce en el *Plan de reutilización de aguas residuales depuradas del área metropolitana de Valencia* (COPUT, 1998, pág. 8)

Este plan diagnosticaba la desmembración del sistema de riegos por efecto de la evolución urbanística posterior y ponía el énfasis en la reutilización de las aguas depuradas. En lo que se refiere al ámbito de L'Albufera el plan propone las siguientes actuaciones:

Tabla 2-8. Actuaciones previstas en el plan de reutilización de 1998

N	Actuación	Caudal de diseño (m ³ /s)	Aprovechamiento (hm ³ /año)	Fuente del recurso
1	Impulsión Pinedo-Oro	1,05	10,46	Pinedo
2	Impulsión Pinedo Favara (La Torre)	1,5	13,38	Pinedo
3	Impulsión Pinedo Fuente de San Luis	0,25	2,1	Pinedo
4	Impulsión Pinedo – Rovella (Ciudad de las Ciencias)	0,23	1,83	Pinedo
5	Conducción Pinedo – Albufera. Hasta el puerto de Silla cruzando el barranco de Torrent	1	30,5	Pinedo

N	Actuación	Caudal de diseño (m ³ /s)	Aprovechamiento (hm ³ /año)	Fuente del recurso
6	Conducto Quart –Mislata MD. Conexión contigua a la depuradora por el suroeste	0,1	0,74	Quart-Benàger
7	Impulsión Quart – Xirivella. Hasta acequia junto a las escuelas de Xirivella	0,23	1,83	Quart-Benàger
8	Impulsión Quart – Faitanar hasta el molino de Campaneta (Faitanar)	0,45	5,9	Quart-Benàger
9	Impulsión Quart – Benàger (Alaquàs) hasta diversos brazales de la acequia de Benàger	0,5	4,4	Quart-Benàger
10	Impulsión Torrent – Sector XII del Canal Júcar – Turia. 1ª Fase	0,625	3,96	Torrent
11	Impulsión Torrent – Sector XII del Canal Júcar – Turia. 2ª fase hasta la toma en el canal Júcar - Turia	0,4	3,96	Torrent

Respecto a la futura planta de Paterna, cuya puesta en servicio se demoró hasta 2005 y que resultaba clave en la calidad del tramo final del río Turia, el plan planteaba dudas por la calidad química del efluente según se integrase o no en ella el agua del Polígono Industrial de Fuente del Jarro (COPUT, 1998, pág. 29), que acabó incorporándose al diseño varios años después. De todos modos plantea medidas suplementarias para su reutilización que resultaban muy sencillas al dominarse por gravedad las acequias de Tormos, Mestalla, Rascanya e incluso Montcada.

El plan, finalmente, refiere las plantas de El Perellonet, El Saler y El Palmar cuya reutilización sólo se percibía viable en el lago de L'Albufera “por su escasa entidad y alejamiento”.

Las infraestructuras que se construyeron como desarrollo del plan mejoraron sin duda la eficacia del sistema de riego. Un gran acierto fue la renuncia a una elevación de las aguas de Pinedo hasta el azud del Repartiment al diagnosticarse y proponerse un punto de entrega en la partida de El Balenc (acequia de Favara junto al nuevo cauce del Turia) que permitía un uso energéticamente más eficiente y desde el cual se dominaba un área regable suficientemente amplia para admitir el recurso. En los años siguientes se suscitaría una intensa discusión técnica sobre la conveniencia de la reutilización de las aguas depuradas con fines ecológicos en L'Albufera y sobre los impactos de las cargas de nutrientes la eutrofización.

A finales de los noventa el estado de las infraestructuras de saneamiento y depuración era el que se sintetiza en la Tabla 2-9.

Tabla 2-9. Síntesis de las infraestructuras de saneamiento y depuración a finales de los noventa

DATOS GENERALES		ALCANTARILLADO		DEPURACIÓN			
MUNICIPIO	POB.	ESTADO RED ALCANTARILLADO	PUNTO DE VERTIDO	DEPURADORA	SISTEMA DE DEPURACIÓN	AÑO P.S.	PUNTO DE VERTIDO
<i>ZONAS REGABLES QUART-BENÀGER-MISLATA</i>							
Quart de Poblet	25.725	Red conectada a los colectores generales de la mancomunidad de Quart-Benager, construidos entre los años 1994 y 1997 con el objeto primordial de recoger las aguas residuales de los términos municipales de Aldaia, Alaquàs, Quart de Poblet, Xirivella, Manises y una parte de Mislata, así como recoger las aguas residuales del Colector Sur, ramal exterior de Valencia	EDAR	Quart-Benàger	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q	1997	Acequia Oro y Favara
Aldaia	24.310	Red conectada a los colectores generales de la mancomunidad de Quart-Benager	EDAR	Quart-Benàger	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q	1997	Acequia Oro y Favara
Alaquàs	27.008	Red conectada a los colectores generales de la mancomunidad de Quart-Benager	EDAR	Quart-Benàger	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q	1997	Acequia Oro y Favara
Xirivella	26.589	Red conectada a los colectores generales de la mancomunidad de Quart-Benager	EDAR	Quart-Benàger	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q	1997	Acequia Oro y Favara
<i>CUENCAS VERTIENTES AL LAGO DE L'ALBUFERA</i>							
<i>Cuenca litoral Norte</i>							
Valencia. Pinedo	2.497	Red conectada a la EDAR de la pedanía de Pinedo	EDAR	Valencia. Pedanía de Pinedo	Pretratamiento y aireación prolongada	S/D	Acequia Oro
Valencia. El Saler	1.234	Colector general conectado a la EDAR. Frecuentes roturas con alivios a la Carrera del Saler	EDAR	Valencia El Saler	Pretratamiento. Biológico por fangos activados en sistema de oxidación total. Reactor tipo Carrousel	1998	Acequia Canal de L'Albufera
Valencia. El Palmar	836	Dos colectores perimetrales conectados a la EDAR	EDAR	Valencia El Palmar	Fangos activados y eliminación de nutrientes. Sin terciario	1993	Acequia Sequiota
<i>Sedaví-Alfajar-Barranco del Poyo-Rambleta</i>							
Valencia. La Torre-Forn d'Alcedo-Faitanar	6.739	Red renovada recientemente y conectada al colector Oeste. Falta saneamiento en la zona Sur, en el límite con Sedaví	EDAR-Acequia de Favara	Quart-Benàger	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q	1997	Acequia Oro y Favara
Valencia. Castellar-L'Oliveral	6.990	Red renovada recientemente y conectada al colector Oeste (L'Oliveral aguas arriba de la EB Sedaví, Castellar cerca del nuevo cauce del Turia).	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
Sedaví	8.379	Red incompleta con graves carencias especialmente en la zona norte con vertidos directos a las acequias Braç Nou y Calvera	EDAR-Acequias Braç Nou y Calvera	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
Benetússer	13.518	Red incompleta especialmente en la zona norte que sigue vertiendo a las acequias de Alfajar y Cadira	EDAR-Acequias de Alfajar y Cadira	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
Alfajar	18.897	Red unitaria conectada al CO. Parque Alcosa conectado al ramal de Picanya (CO). Vertidos directos a la acequia del Fus de las empresas situadas al Oeste del Polígono Industrial. Falta saneamiento en la pedanía de El Tremolar	EDAR-Acequia del Oro	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
Lloc Nou de la Corona	112	S/D	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo

DATOS GENERALES		ALCANTARILLADO			DEPURACIÓN		
MUNICIPIO	POB.	ESTADO RED ALCANTARILLADO	PUNTO DE VERTIDO	DEPURADORA	SISTEMA DE DEPURACIÓN	AÑO P.S.	PUNTO DE VERTIDO
Torrent	63.572	Los efluentes de la EDAR al barranco de Massanassa son recogidos por un colector por el interior del barranco para evitar malos olores en Paiporta-Picanya y conducidos al colector Oeste que recibe así un caudal importante no previsto que ocasiona problemas aguas arriba. En situación de lluvia la EB Picanya se para y todo el sistema descarga en el barranco de Massanassa. Falta saneamiento en la urbanización de El Vedat	EDAR-Barrancos Vedat	Torrent	Fangos activados, sistema convencional. Funcionamiento deficiente.	1993	Barranco de Massanassa (70%)- Colector Oeste (30%). Aprox.
Paiporta	18.213	Red completa incluyendo el P.I. Pascualet conectada al CO	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
Picanya	8.777	Red separativa completa incluyendo el casco urbano. Conectada al CO a través del Ramal Picanya. Zona industrial completa y conectada al ramal Picanya.	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
Massanassa	7.422	Red del casoc urbano completa conectada al colector Oeste. Subsisten conexiones directas a los ramales urbanos de la acequia de Favara (Font del Fus y Braç de Sant Pere). Red del polígono incompleta	EDAR-Font del Fus-Braç de Sant Pere	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
Catarroja	20.823	Red completa en casco urbano. Red del polígono industrial incompleta. Vertidos a la acequia de Favara. Falta saneamiento en zona Escuela de La Florida y área industrial del Port de Catarroja	EDAR-Acequia de Favara	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
Albal	11.943	Red unitaria conectada al CO. Deficiencias en la zona sur con vertidos a la acequia Braç del Vicari. Deficiencias en la zona centro con conexiones directas a los tramos urbanos de la acequia de Albal-Favara. Deficiencias graves en el Polígono industrial: faltan ramales terciarios y acometidas: vertidos a acequias	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
<i>Barranco de Picassent-Beniparrell. Cuencas Silla</i>							
Beniparrell	1.617	Red completa y conectada al Ramal Picassent (CO). Cinco grandes polígonos industriales con deficiencias: faltan colectores terciarios y acometidas (Proyecto POMAL)	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
Silla	16.271	Red Unitaria completamente conectada al colector Oeste. Aliviadero en cabecera del colector Oeste hacia las acequias de L'Albufera (Nova>Puerto Silla?). Sin alcantarillado en Puerto Silla y polideportivo El Saladar	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
Alcàsser	7.484	Red completa y conectada al Ramal Picassent (CO). También completa en el polígono de El Pla	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
Picassent	15.987	Red unitaria completa en casco urbano y algunas urbanizaciones. Conectada al Ramal Picassent (CO) a la altura de la antigua depuradora. Varias urbanizaciones sin alcan tarillado: La Coma, L'Alteró, Monpol, Pedregal, S. Francesc, S. Ramón, Racons, El Pinar, La Mare de Déu, Realó y S. Josep	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo
<i>Barranco Tramussers-Barranco de Alginet</i>							
Almussafes	6.923	Red completa en el casco urbano pero exclusivamente de aguas negras. No existe infraestructura alguna de aguas pluviales que circulan por las calles. El primer colector de pluviales (C/ Cenvantes-El Cano) no se construyó hasta el año 2002. La factoría Ford contaba con una red interna completa conectada a su propia EDARI	Acequias (Alqueressia). La factoría Ford vertía a su propia EDARI	Sin depuradora salvo la EDARI de Ford	En el casco urbano un simple tanque Imhoff al sureste de la población con capacidad insuficiente	<1999	La EDARI de Ford vertía a la acequia de la Foia. Las aguas residuales del casco urbano acababan recogidas por la acequia de L'Assarb o Alqueressia

DATOS GENERALES		ALCANTARILLADO			DEPURACIÓN		
MUNICIPIO	POB.	ESTADO RED ALCANTARILLADO	PUNTO DE VERTIDO	DEPURADORA	SISTEMA DE DEPURACIÓN	AÑO P.S.	PUNTO DE VERTIDO
Benifaió	12.010	Red completa incluyendo la urbanización El Pla de les Clotxes (red y EDAR propia) y el Polígono industrial. Falta saneamiento en la urbanización Almaguer-Santa Ana de carácter estacional	Acequia Rojosa (Alqueressia)	Sin depuradora.	Ninguno	N/A	N/A
Sollana	4.394	Red completa en el caso urbano y en el Romaní. Falta saneamiento en los polígonos industriales con carencias graves	Acequia Pontazgo	Sin depuradora	Ninguno	N/A	N/A
Alginet	11.885	Red completa con dos colectores principales. Cuenca con un emisario hasta el barranco de la Forca aguas abajo de la ARJ que evita malos olores cerca del casco urbano	Barranco de la Forca (Alqueressia)	Sin depuradora	Ninguno	N/A	N/A
<i>Cuencas Algemesi-Albalat</i>							
Algemesi	24.110	Graves carencias. Vertidos directos de las industrias a los tramos urbanos de las acequias de la ARJ hacia L'Albufera. Colector general con vertido al Júcar	Río Júcar. Acequias (Algemesi>Overa-Dreta)	Sin depuradora	Ninguno	N/A	N/A
Albalat	3.567	Red incompleta. Parte de las aguas negras son conducidas al río Júcar a través de un colector. Otra parte se produce con vertidos directos a las acequias de la ARJ hacia L'Albufera	Río Júcar. Acequias (Albalat>Overa-Dreta)	Sin depuradora	Ninguno	N/A	N/A
<i>MARJAL SUR</i>							
Sueca	24.883	Red del casco urbano ejecutada pero incompleta con vertido a la Acequia Major aguas abajo de la población. Múltiples vertidos directos al tramo urbano de la propia AMS. Polígono industrial con vertidos directos a la acequia dels Arbres. Los vertidos alcanzan el mar a través de la gola del Rei con notable afección a la calidad de la Playa de Motilla	Acequia Dels Arbres-Acequia Major-Canal. Desagüe final al mar (parcialmente al lago a través de la Carrera de la Reina)	Sin depuradora	Ninguno	N/A	N/A
Valencia. El Perellonet	1.205	Red separativa con colectores de pluviales de 500-600 mm.	EDAR	Valencia El Perellonet	Fangos activados y eliminación de nutrientes. Sin terciario	1998	Acequia Medio Albufera
Sueca. El Perelló		Red conectada a la EDAR. Deficiente funcionamiento de la depuradora durante los meses de verano	EDAR	Sueca El Perelló	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q. Funcionamiento deficiente en verano	1997	Gola del Perelló
Sueca. Marený de Barraquetes		Red completa pero con graves deficiencias. El colector general incluye elevaciones y un tramo de impulsión defectuoso. Existen numerosas fugas y descargas sistemáticas ante cualquier episodio de lluvia. Deficiente funcionamiento de la depuradora durante los meses de verano	EDAR	Sueca Marený de Barraquetes	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q. Funcionamiento deficiente en verano	1997	Acequia del Rei. Gola del Rei
Cullera. Marený de Sant Llorenç Dosel	20300	Sin saneamiento	Acequias, Gola de Sant Llorenç-Playa del Dosel	Sin depuradora	Ninguno	N/A	N/A
TOTAL	444.633						

2.5.2. Estado ecológico de L'Albufera

2.5.2.1. Calidad de las acequias

Parecía claro que la puesta en servicio del colector Oeste había conseguido reducir una gran parte los aportes de aguas residuales urbanas e industriales de los alcantarillados que se vertían a las acequias que llegaban al lago tal y como se observa en las reducción de concentración de fósforo en las acequias de Ravisanxo y Port de Catarroja (Figura 2-14). Pero seguían llegando vertidos de la zona Norte aunque en menor volumen que en la década anterior: se constataban ya ciertos defectos del diseño del sistema del colector Oeste que se pondrían de relieve con claridad algunos años más tarde.

Algunos vertidos de la zona oeste (al sur del ámbito del colector Oeste) habían desaparecido por diversos motivos (Soria, 1997) entre otros “el cierre de factorías (como el matadero, la trefilería) y la mayor exigencia en cuanto a la calidad de los vertidos derivados de los procesos industriales”. Sin embargo, la zona sur (acequias Alqueressia y Overa) se mantenía como antaño.

A partir de 1991, la entonces Conselleria de Medi Ambient inició una campaña continua de toma de muestras y análisis de las aguas del lago cuyo diseño se ha mantenido hasta nuestros días sin apenas variación.

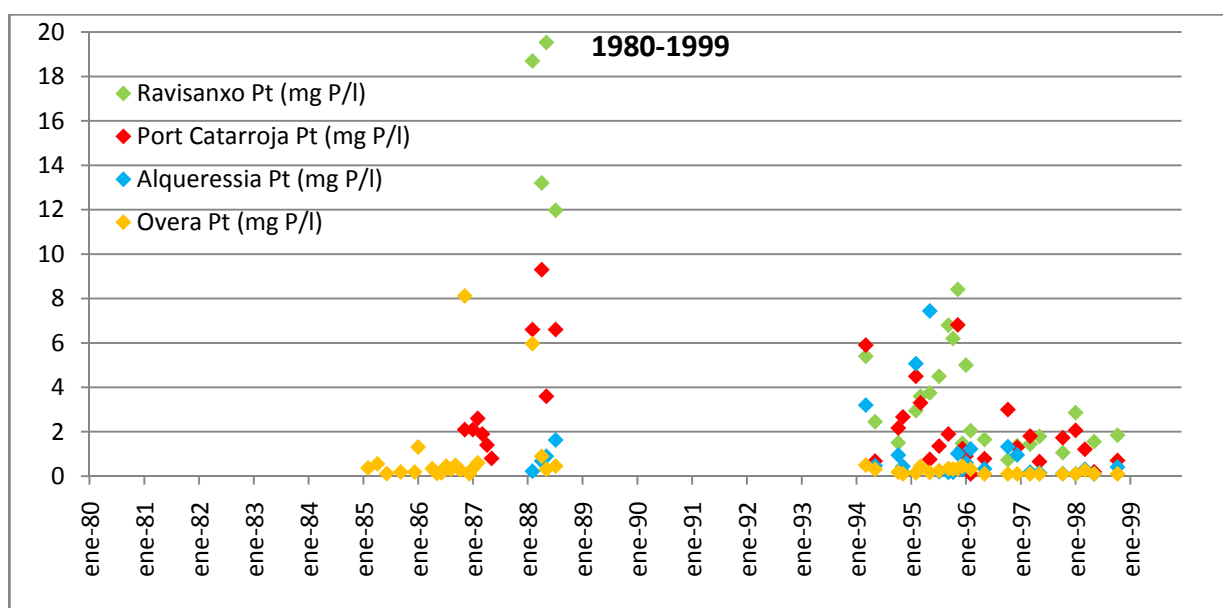


Figura 2-14. Evolución temporal de las concentraciones de fósforo en diversas acequias de L'Albufera entre los años 1980 y 1999.

2.5.2.2. Calidad físico-química y biológica en el lago

Soria (1997) recoge datos de mineralización desde julio de 1991 a diciembre de 1996 y observa que la conductividad sigue ciclos similares a los de los ochenta, con un incremento notable durante el verano y otoño de 1995, durante la extrema sequía en la que los aportes de agua a L'Albufera se vieron reducidos. Las intensas lluvias de diciembre de 1995 provocaron una bajada de conductividad desde valores elevados de 4500 uS/cm hasta los 2000 uS/cm.

Por otra parte se dispone de pocos datos de biomasa ya que las determinaciones sistemáticas, por parte de la entonces Conselleria de Medio Ambiente y la CHJ, no empezaron hasta el inicio del año 1995.

Las concentraciones del pigmento clorofila-*a* correspondientes seguían entre los 100 y los 250 µg/l con las habituales puntas primaverales superiores a los 450 µg/l.

Sin embargo, la escasez de aportes unida al aumento de la conductividad (Soria, 1997) motivó “una disminución de la biomasa notable, con la desaparición apreciable, según se podía observar *in situ*, de las masas de cianofíceas que producen el típico color verdoso, y sustituido por un pardo amarillento más propio de otros grupos algales”. Este cambio se manifestó en unas concentraciones de clorofila que comenzaron a bajar desde el máximo primaveral, hasta valores de 50 a 100 µg/l durante el verano y el otoño. Esto se debió a que el agua era reciclada a lo largo de todo el ecosistema, de forma que desde la Albufera era bombeada por los canales hasta por encima del nivel del *tancat*, con lo que luego fluía de nuevo hasta la Albufera. Los sucesivos reciclajes produjeron poco a poco la descontaminación por la misma retención de nutrientes en el arrozal, especialmente el fósforo.

Los resultados de las campañas de muestreo de los últimos años mostraban que los niveles de clorofila *a* no eran tan elevados como en los años 80, lo cual indicaba que el lago tendía hacia una lenta mejoría, al menos en lo que se refiere a parámetros físico-químicos. Hacia finales de la década se observó durante breves periodos de tiempo la aparición de las denominadas fases claras, fenómeno que se describe en el apartado 2.5.2.3. y cuyo nombre hace referencia al aumento de la transparencia del agua debido a la disminución de la concentración de fitoplancton.

En la Figura 2-15 se ha realizado la representación de la clorofila *a* empleando como indicador, para cada día de muestreo, la concentración media obtenida entre los puntos muestreados. Esto significa que se considera al lago como un sistema completamente mezclado, lo cual sería tanto más cierto cuanto más similares fuesen las concentraciones entre los puntos. A falta de un análisis más detallado, que se realizará en un momento posterior, se va a suponer que es así, ya que la única finalidad de las representaciones gráficas es la de mostrar la tendencia temporal de los valores de clorofila *a*.

La figura muestra cómo los valores medios se sitúan en su gran mayoría entre 100 y 300 µg/l, siendo, como cabía esperar, muy superiores al valor de 30 µg/m³ establecido provisionalmente como umbral para caracterizar el buen estado ecológico en el lago. En líneas generales se observa cierta mejoría en estos niveles medios, pero todavía muy lejos de lo que correspondería a un buen estado trófico.

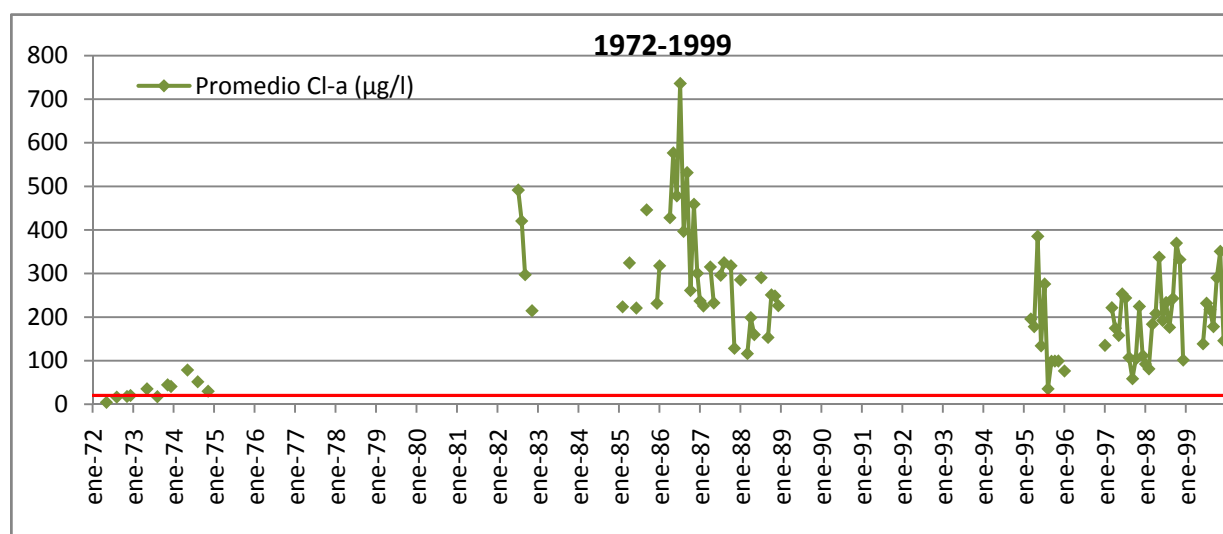


Figura 2-15. Evolución temporal de los valores medios de fitoplancton entre los años 1972 y 1999.

Con respecto a la distribución espacial de la concentración de fitoplancton, a partir de los estudios realizados por Soria estableció una distribución del lago por zonas, atendiendo a niveles de eutrofia:

- Una zona de máxima eutrofización, situada en la zona norte y noreste del lago; allí donde desembocan las acequias con una elevada carga contaminante urbana e industrial.
- Una zona de eutrofización intermedia, es la franja central que cruza el lago en sentido noreste-suroeste.
- Una de eutrofización menor, situada al sur y sureste del lago (Figura 2-16). Es en esta zona donde desembocan las acequias que transportan agua de riego, de mejor calidad que las del norte, salvo por la presencia de nitratos.

Los datos de los últimos años de la década no mostraban de manera tan clara las variaciones tróficas entre distintos sectores del lago, siendo éste mucho más homogéneo en cuanto a concentración de fitoplancton.

Se puede apreciar muy bien que la mayoría de los valores de fitoplancton entre los años 85-88 están casi siempre por encima de los existentes a partir de 1995. Esto es así sobre todo en las zonas norte y centro del lago. Sin embargo, no se puede decir lo mismo de la zona sur donde la situación no parecía haber cambiado apreciablemente desde los años 80.

Con respecto a las variaciones anuales seguían produciéndose dos máximos de clorofila-a (MMA, 2004b): uno bien entrada la primavera (mayo) y otro a inicios del otoño (finales de septiembre, octubre). Los valores mínimos solían aparecer en agosto y a finales del invierno, estando relacionados estos últimos con algunos episodios de fases claras, que se comentarán más adelante.

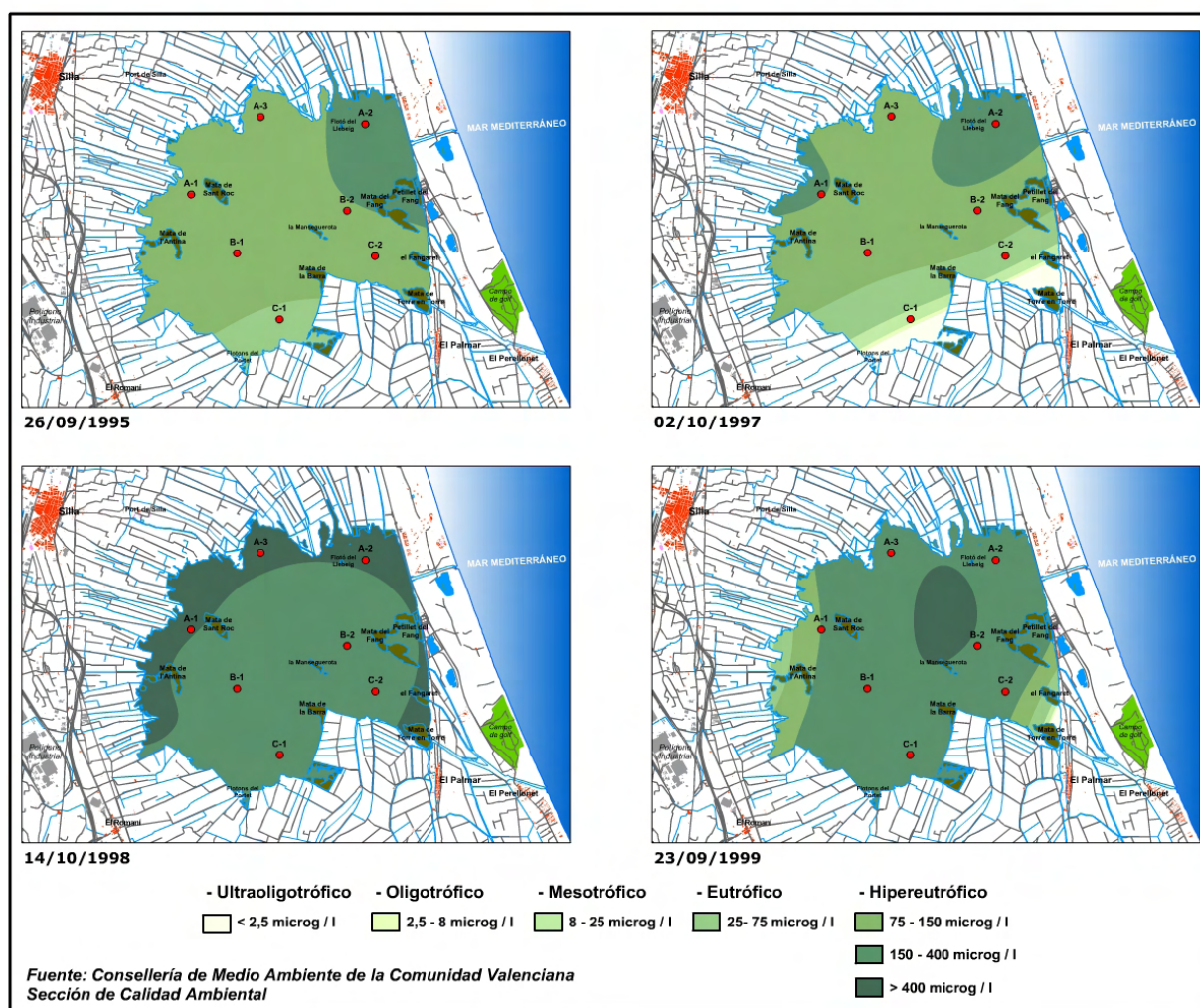


Figura 2-16. Gráficos ilustrativos de las variaciones temporales y espaciales de las concentraciones de fitoplancton en los años noventa. Fuente: (MMA, 2004b) a partir de datos de la CMA

Los valores máximos anuales tuvieron su punto álgido en el año 1986. Desde ese momento los máximos fueron ligeramente inferiores, aunque los años 1995, 1998 y 1999 presentaron máximos similares a los de los años 1985 y 1988.

En un sistema hipertrófico la concentración de sólidos suspendidos está íntimamente relacionada con la concentración de fitoplancton. De hecho, es de esperar que ambos parámetros sigan tendencias similares, tanto a lo largo de cada año como de los últimos años. Los valores estudiados de los sólidos en suspensión estaban casi siempre por encima de 25 mg/l, que es el límite máximo establecido en el RD 917/88 para aguas de uso ciprinícola (MMA, 2004b).

La presencia de materia orgánica y oxígeno disuelto en el lago está muy afectada por el estado de hipertrofia generalizado. De hecho, presumiblemente gran parte de la materia orgánica suspendida del lago procedía del propio fitoplancton. Por otro lado, la concentración de oxígeno, que durante el día es elevada debido a la alta actividad fotosintética, disminuía mucho en las horas nocturnas debido al alto consumo provocado por la respiración de una abundante población de fitoplancton. Este factor, además, parece verse muy afectado por la

temperatura y por los niveles de la lámina de agua. En momentos críticos de verano se podían producir fases anóxicas en algunas zonas. Las mediciones de la concentración de oxígeno disuelto en el lago proporcionan valores muy elevados, que en ocasiones superan el 150% con respecto a la concentración de saturación. Esto es debido a que se realizan en las horas centrales del día, cuando la actividad fotosintética del fitoplancton es muy elevada. Durante los muestreos realizados en invierno se observó, incluso, cómo aumentaba la concentración de oxígeno disuelto al ir avanzando el día.

Es de sumo interés el seguimiento de las concentraciones de oxígeno disuelto por el hecho de que se puedan dar procesos de anoxia prolongados en algunos puntos del lago. En verano, con el aumento de la temperatura del agua, la actividad de bacterias heterótrofas aerobias descomponedoras de materia orgánica aumenta, con lo que aumenta la demanda biológica de oxígeno. Si además sucede que la concentración de fitoplancton disminuye en verano, no se producirá el suficiente oxígeno que compense la demanda anterior y la propia respiración del fitoplancton. Este déficit de oxígeno, que ha originado históricamente mortandades de peces en algunas zonas, seguía produciéndose en los años noventa.

Los valores de materia orgánica en el lago eran muy elevados, superándose en muchos casos el valor de 125 mg O₂/l, valor de referencia de los límites de vertido de DQO según RD Ley 11/1995 por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de aguas residuales urbanas (BOE 312, 30/12/95). Desde los años 1991 hasta el 1994, los valores fueron inferiores, en la mayoría de los casos, a este valor. Así como para el periodo 1995-2002 se dispone de información sobre el fitoplancton y se ha observado que ambos parámetros están relacionados, no se conoce la concentración de fitoplancton en los años 1991-1994. De los datos de DQO se podría deducir que la concentración de fitoplancton en ese periodo ha sido menor que en el periodo 1995-1999 (MMA, 2004b).

Por otra parte, en un sistema hipertrófico, las concentraciones de nitrógeno total y de fósforo total deben ser elevadas, puesto que gran parte de ese nitrógeno y fósforo está en forma de fitoplancton. Sin embargo, lo habitual es que las concentraciones de nutrientes, o al menos la del nutriente limitante, sean muy bajas. No está bien explicado. No se dispone apenas de información sobre el nitrógeno total, puesto que las campañas de muestreo efectuadas sólo contemplan los compuestos inorgánicos del nitrógeno: nitrógeno amoniacal, amonio no ionizado, nitritos y nitratos. Es por ello imposible saber cuál es la relación entre el carbono y el nitrógeno fitoplanctónico, término fundamental si se desea conocer el balance de materia. La concentración de nitrógeno en forma de nitratos es muy variable, como corresponde a un parámetro que está muy afectado por la actividad fitoplanctónica (consumo como nutriente), la presencia de nitrógeno amoniacal (nitrificación, preferencia del fitoplancton para su consumo), la presencia de oxígeno (nitrificación incompleta a nitritos, desnitrificación en el sedimento), y la variabilidad de los aportes externos (agricultura). En general no son valores muy elevados aunque muchos superan el valor de 1 mg N/l, que suele ser tomado como máximo valor de referencia en masas de agua dulce no alteradas. La presencia de nitritos suele estar asociada a cierto déficit de oxígeno en el sistema, puesto que la reacción de nitrificación no se habría completado por esta causa. Los valores son bastante altos si consideramos, por ejemplo, que el objetivo de calidad para aguas de uso ciprinícola fija el valor guía de este parámetro en 0.03 mg/l. Estos altos valores reflejan el hecho de que en el

lago se producen instantes con bajas concentraciones de oxígeno, como ya se ha comentado reflejo del proceso de hipertrofia.

Los valores de las concentraciones de nitrógeno amoniacal están, en su gran mayoría, por debajo de 1 mg N/l, valor indicado como objetivo de calidad para aguas aptas para la vida ciprinícola (RD 917/88). En un sistema hipertrófico, el consumo de nitrógeno amoniacal por parte del fitoplancton es muy elevado, lo que da lugar a concentraciones bajas aquél. No se aprecia que la década de los noventa se produjese una modificación importante en las concentraciones de este parámetro.

Con respecto al fósforo hay que indicar que se disponen de datos sobre fósforo total, pero no sobre fósforo inorgánico o fósforo soluble reactivo. Las concentraciones de fósforo total puntos estaban mayoritariamente por debajo de 0.4 mg/l, valor umbral objetivo de calidad para aguas de uso ciprinícola. El periodo que superaba de manera apreciable este valor límite era únicamente el año 1995. A partir del año 1999 pocos valores superan ya este límite. Este valor confirma que el lago estaba hipereutrofizado.

El pH de las aguas de la Albufera era habitualmente muy superior al de las aguas que la alimentan. Esto es debido a la intensa actividad fitoplanctónica, que elimina grandes cantidades de CO₂ del agua provocando el desplazamiento del equilibrio del carbonato hacia la formación de este gas y el consiguiente aumento del pH. Ya en el año 1985 los valores de pH eran muy altos, como correspondía a la situación de hipertrofia en que ya se encontraba.

La conductividad de las aguas del lago variaba en función de los aportes hídricos, la evaporación y la gestión del lago como embalse. Así, por ejemplo, en épocas de sequía, cuando el nivel del lago baja en exceso y podría producirse una cierta intrusión marina y una concentración de las sales por la reutilización en los arrozales, se llegaban a registrar valores superiores a 5000 µS/cm, aunque no parecía afectar de manera apreciable al ecosistema. En la Figura 2-17 se puede observar la evolución de la conductividad desde los años setenta hasta 1999.

Los valores de conductividad son en su mayoría superiores a 1500 µS/cm, valor superior a la conductividad normal de las aguas de la zona (alrededor de 1000 µS/cm para las aguas superficiales). Se observa que los valores máximos de conductividad y las mínimas más altas coinciden con la época de mayor sequía, el año 1995. También los valores mínimos fueron subiendo desde 1991 hasta 1996, reflejando ese periodo de sequía.

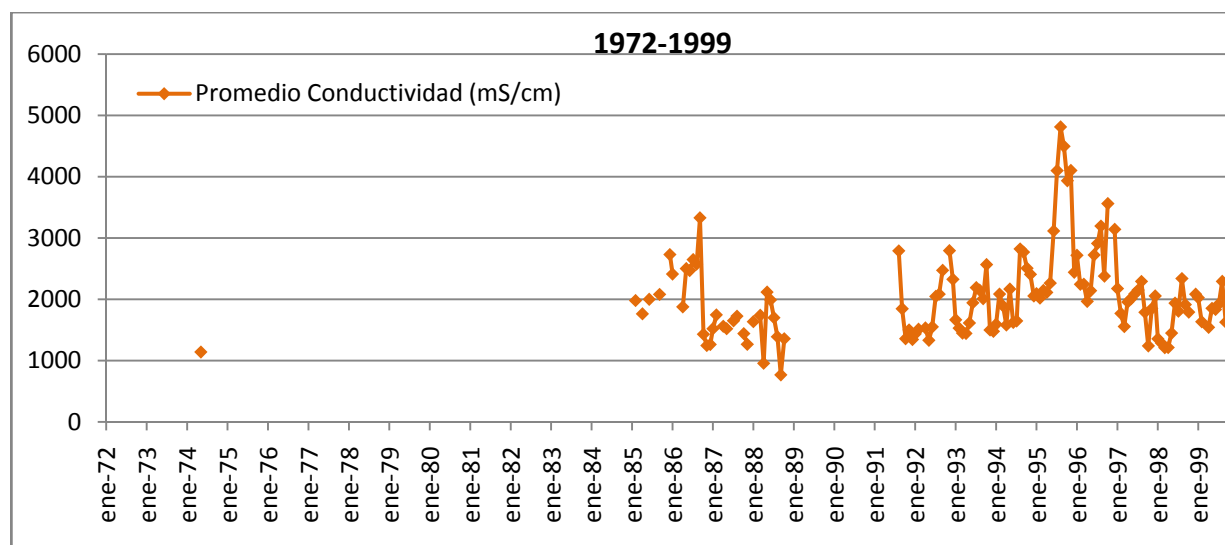


Figura 2-17. Evolución temporal de la conductividad entre los años 1972 y 1989.

2.5.2.3. Las fases claras

Desde principios de los noventa, al inicio de la primavera, en el momento del vaciado del arrozal, durante unos días o incluso semanas (Soria, 1997) gran parte del lago queda con aguas suficientemente transparentes como para distinguirse en algunas zonas el fondo, cosa que no sucedía sino muy esporádicamente desde los años setenta. Si la reducción de aportes contaminantes prosiguiese de forma que el nivel de cianobacterias bajase lo suficiente, cabría esperar una evolución del estado del lago desde la hipertrofia hacia la eutrofia y, quizás, permitir de nuevo la aparición de los macrófitos.

Este fenómeno es producido por una sustitución de las poblaciones fitoplanctónicas de algas verdes filamentosas habituales por microalgas (diatomeas y otros grupos) y la aparición en el zooplancton de filtradores (principalmente *Daphnia magna*) capaces de depredar sobre estas poblaciones). Entre otros factores que, al parecer, influyen en la existencia de estas fases está el importante flujo de aguas limpias que supone el vaciado de los arrozales tras la “perellonà” (enero-febrero) y una climatología favorable (CHJ, 2004).

A partir de la información disponible a través de la CMA (Fichas de Inspección Visual), la primera constatación de una fase clara se produce el 20 de marzo de 1996. En esta fecha se detectó una transparencia de Secchi de 63 cm en el punto B2, 100 cm en el C1 y 65 cm en el C2, cuando normalmente la transparencia se sitúa en torno a 20 cm. En la misma ficha de inspección se apunta también la elevada presencia de cladóceros y un color verde claro del agua (no tan oscuro como el habitual).

Sin embargo a partir de entonces, los episodios fueron de intensidad y duración variables.

- El 26/3/97 por el contrario, la transparencia que se determinó, fue de una media de 15 cm en todos los puntos, al igual que el 18/2/97 con una media de 20 cm también en todos los puntos, lo que indica que en el siguiente año este fenómeno no “se produjo”.
- El 18/2/98 y 10/3/98 (se indican estas fechas por ser las habituales en fase clara), la media en todos los puntos es de 22 y 20 cm respectivamente, lo que parece indicar que tampoco se detectó este episodio.

- En marzo de 1999, sí que se produce la fase clara, obteniéndose valores de clorofila a de 1-3 µg/l.

Así, la fase clara no sigue un patrón regular de aparición puesto que no se produjo en los años 1997 y 1998. Tampoco la localización del inicio de la fase es siempre la misma, puesto que algún año se ha originado en la zona sur, mientras que otros años se inicia en zonas más al norte. El hecho de que se haya originado a partir de mediados de los 90 hace pensar que la puesta en marcha del colector Oeste y otras infraestructuras de saneamiento relacionadas con la zona, que evitan el aporte de materia contaminante, haya influido en su aparición. El hecho de la irregularidad con que se ha manifestado dificulta la formulación de conclusiones sobre posibles relaciones causa/efecto (CHJ, 2004). El proceso ha sido ampliamente estudiado durante los últimos años por el Departamento de Ecología y Microbiología de la UV bajo la dirección de la Dra. M. R. Miracle. Se ha constatado la relación con las fuertes entradas de agua que se producen en invierno por el vaciado de los arrozales que han permanecido inundados y sin cultivo durante el otoño (*perellonà*). Estos flujos favorecen la renovación de con aguas de mejor calidad provocando, en primer lugar, un efecto de dilución con el consiguiente descenso de la concentración de clorofila, y en segundo lugar un cambio en la composición del fitoplancton pasando de predominar las cianofíceas a las diatomeas. Este cambio favorece el desarrollo de poblaciones importantes de zooplancton filtrador como la *Daphnia magna* que puede consumir una parte significativa del fitoplancton aclarando las aguas. Se ha observado que las condiciones atmosféricas particulares de cada año influyen en el proceso resultando fases claras más largas si el tiempo es calmado, debido a una menor turbulencia del agua y, en consecuencia, una menor resuspensión del sedimento. Por el contrario, inviernos muy ventosos como el del año 2008-2009 han derivado en una ausencia de fases claras a pesar de partir del mejor estado inicial de las aguas en décadas. Finalmente, el cese de los flujos de agua desde el arrozal una vez finalizado su vaciado, junto con otros procesos, acaba con los breves períodos de fases claras. Las poblaciones de *daphnias*, claves por su papel predador y filtrador, son muy inestables y, tras un fuerte desarrollo inicial capaz de clarificar las aguas, son incapaces de mantenerse.

2.6. LOS INICIOS DEL SIGLO XXI: BASES PARA LA REHABILITACIÓN

2.6.1. Infraestructuras. Puesta en servicio de nuevas infraestructuras clave

2.6.1.1. Las depuradoras Paterna-Fuente del Jarro y Ribera Alta I

El siglo XXI se inició sin que estuvieran en servicio las dos grandes depuradoras que debían permitir la recuperación de un buen estado ecológico en los tramos bajos de los ríos Júcar y Turia. Por la relación existente entre los ecosistemas fluviales y palustre, a través de la compleja red de acequias, la mejora de la calidad de los aportes fluviales en origen tenía una gran importancia para L'Albufera.

Al norte del humedal, parte de los colectores de Paterna y del polígono industrial Fuente del Jarro, vertían directamente al río Turia. Estos vertidos se producían aguas arriba del Azud del Repartiment, punto de toma de la acequia de Favara que da servicio a una parte de las zonas regables del Parque Natural.

El sistema de saneamiento de Paterna contaba con dos redes independientes. Las áreas más próximas a la autovía de Liria (CV-35), es decir, las zonas residenciales de Terramellar, La Lloma Llarga y La Coma, así como las zonas terciarias del Parque Tecnológico y la Feria de Muestras, estaban conectadas al alcantarillado de Valencia a través de un colector paralelo a la propia autovía CV-35. Para las áreas cuyas aguas residuales acababan en el río Turia, es decir el casco urbano de Paterna, las áreas residenciales de La Canyada y el polígono industrial de Fuente del Jarro, se diseñó un nuevo sistema de colectores generales hasta una nueva planta depuradora (Tabla 2-10, Figura 2-18). Las aguas residuales urbanas e industriales iban a tener infraestructuras colectoras separadas y líneas de tratamiento independientes. La EDAR de Paterna-Fuente del Jarro fue inaugurada finalmente en marzo de 2006 con un caudal de diseño de 18.000 m³/d para aguas industriales y de 14.000 m³/día para aguas urbanas. En la línea de tratamiento de aguas industriales se incorporó un depósito de homogeneización y una instalación específica para la eliminación del níquel (Hurtado & Castaño, 2005). El tratamiento biológico se realiza por medio de fangos activados con nitrificación y desnitrificación. La planta tiene tratamiento terciario mediante adición de reactivos, mezcla y floculación, decantación lamelar, filtración mediante arena y desinfección por rayos ultravioleta así como la posibilidad de adición de hipoclorito sódico (Figura 2-19). El proyecto preveía la reutilización por gravedad en la acequia de Tormos y, mediante impulsión, en las acequias Moncada y Fila así como en los parques y jardines del Ayuntamiento de Paterna.



Figura 2-18. Colectores generales Fuente del Jarro-Paterna. Fuente: Hurtado y Castaño (2005)

Tabla 2-10. Características de los colectores generales y conducciones de reutilización de Paterna-Fuente del Jarro

Características			
		Instalaciones	Long. (m)
Red de vertidos urbanos			
1	Captación de vertidos al barranco Rubio	E. Bombeo 1 + impulsión de PE D400	436
2	Colector barranco Rubio - bombeo general	Conducción gravedad PE D427	320
3	Captación de vertidos al barranco Serra	E. Bombeo 2 + impulsión de PE D400	1183
4	Colector barranco Serra – colector Norte	Conducción gravedad PE D600	640
5	Colector general de aguas residuales urbanas	PE D600 + E. Bombeo San Antonio + Captación vertidos casco urbano	2067
Red de vertidos industriales			
1	Colector existente de Fuente del Jarro	Conducción gravedad existente (ahora sólo vertidos industriales)	-
2	Nuevo colector Fuente del Jarro	Conducción gravedad PE D851	1700
Reutilización			
Conducción de reutilización en las acequias de Montcada y Fila y para el riego de parques y jardines de Paterna		Tubería PVC D250 y PEAD D500	2100 + 2012

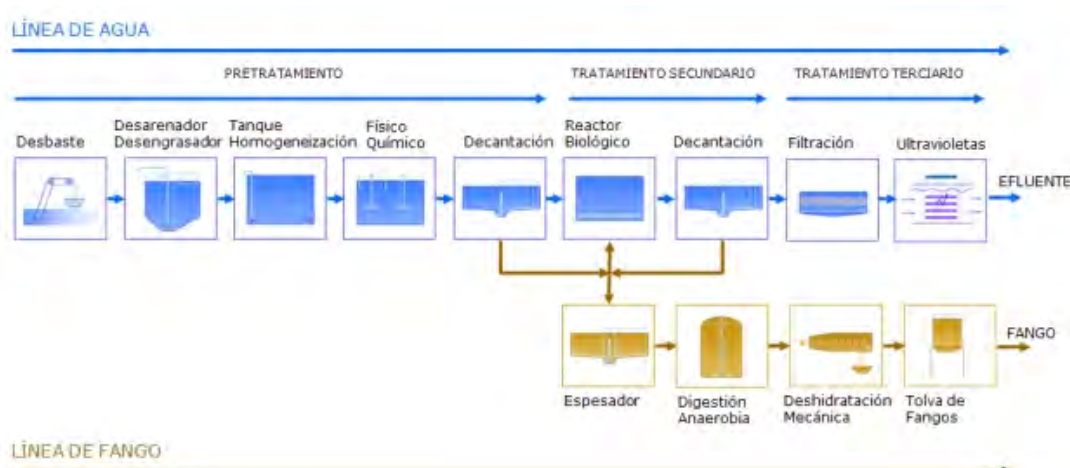


Figura 2-19. Esquema de funcionamiento de la EDAR de Paterna-Fuente del Jarro. Fuente: EPSAR(2009)

Por el Sur, la estación depuradora de aguas residuales de Carcaixent, posteriormente denominada Ribera Alta I, había sido declarada en 1994 obra de interés general por el gobierno central. Tras esta declaración las obras fueron licitadas por el Ministerio de Medio Ambiente, siendo competencia de la Dirección Técnica de la Confederación Hidrográfica del Júcar la dirección de las mismas. En verano de 2007, trece años más tarde, se produjo la puesta en marcha progresiva de la EDAR. El período de pruebas se inició con la puesta en servicio del tratamiento de agua, y posteriormente del tratamiento de fangos, con los vertidos de Carcaixent, La Pobla Llarga y Villanueva de Castellón, además del 30% de los vertidos de Alzira. A partir de agosto de 2007 se fueron incorporando nuevas aportaciones de aguas residuales de Alzira y se inició la producción y almacenamiento de gas. En octubre de 2007 tuvo lugar el acto oficial de inauguración de la planta.

En 2007 se preveía que la EDAR diese servicio a las aguas residuales de una población equivalente de más de 116.000 habitantes (Tabla 2-6) de Villanueva de Castellón, la Pobla Llarga, Carcaixent y Alzira y sus polígonos industriales. Las aguas residuales de las fábricas y polígonos industriales debían llegar a la EDAR ya pretratadas para no alterar el funcionamiento de la planta.

Tabla 2-11. Características de la EDAR de Ribera Alta I

Población servida (2007) (hab-eq.)	Población servida (escenario futuro) (hab-eq.)	Caudal tratado (2007) (m ³ /día)	Caudal tratado (escenario futuro) (m ³ /día)	Presupuesto (Proyecto Modificado + Complementario) (€)
116.300	232.656	26.640	53.280	29.756.541,71

Las aguas residuales llegaban a la planta, situada en el término municipal de Carcaixent, mediante una compleja red de colectores que constaba de más de 20 kilómetros de tuberías. Las de Alzira se impulsaban mediante una estación de bombeo que llevaba los vertidos, aguas arriba del Júcar, hasta la partida de El Quadro.

La nueva planta, la última gran actuación de saneamiento y depuración en el ámbito del río Júcar, contaba con avanzadas instalaciones (Figura 2-20) pero carecía de tratamiento terciario por lo que sus efluentes volvían al río Júcar sin desinfección. El tratamiento de aguas contempla las siguientes fases:

- **Pretratamiento:** En el pozo de gruesos se produce la sedimentación de las partículas más gruesas que se recogen con los grandes flotantes. Del pozo de gruesos el agua pasa a través de unas rejillas de desbaste a la cámara de bombeo, donde es impulsada a los canales de desbaste con rejillas y tamices en serie, en los que son retenidos los tamaños de partículas superiores a 3 mm. A continuación son separadas las arenas y las grasas mediante el proceso en el que a través de una fuerte agitación por aire, sedimentan las partículas pesadas (arenas) y flotan las menos densas (sobrenadantes).
- **Tratamiento Primario:** El agua así pretratada, pasa a los tanques circulares de decantación por gravedad o Decantadores Primarios. En este proceso se consigue separar en superficie, los sobrenadantes, que serán bombeados al separador de grasas y en el fondo, el fango primario, que se bombea a la línea de fangos.
- **Tratamiento secundario:** En este proceso se persiguen dos objetivos:
 - a) Estabilización de la materia orgánica.
 - b) Transformación de las sustancias disueltas en el agua en partículas sedimentables.

El tratamiento secundario adoptado en esta planta consta de dos fases diferenciadas: El tratamiento Biológico del agua, que se realiza mediante oxidación en los reactores biológicos, y la Decantación Secundaria, en cuyos tanques circulares de decantación se separa el agua en dos fases: la fase del agua clarificada y dispuesta para su entrega al río y la fase fango que se extrae por medio de tubos de succión.

Por su parte, el tratamiento de fangos contempla las siguientes fases: espesamiento y mezcla, estabilización y regulación mediante digestión anaerobia y deshidratación. Finalmente el almacenamiento del biogás se lleva a cabo en un gasómetro de membrana que regula el caudal consumido por las calderas. El posible exceso de producción del gas, es eliminado en la antorcha de quemado.



Figura 2-20. Fotografía y esquema del funcionamiento de la EDAR de Ribera Alta I

2.6.1.2. Mejoras sustanciales en la depuradora de Pinedo: tercera fase.

El *Plan de reutilización del agua en el área metropolitana de Valencia*, impulsado por la Generalitat Valenciana, tenía como elemento principal la ejecución de las infraestructuras necesarias para permitir la reutilización del 100% de los efluentes de las plantas de Pinedo I y Pinedo II en “usos ecológicos en L'Albufera, zonas regables de la acequia Real del Júcar y riegos tradicionales de la vega del Turia con una previsión de reutilización de 100 hm³/año.

A principio de 2005 se entregaron los primeros caudales con tratamiento terciario a la Comunidad de regantes de la acequia del Oro tras la puesta en servicio de la denominada tercera fase de la depuradora de Pinedo que incluyó dos actuaciones perfectamente diferenciadas:

- Por una parte se dotó a Pinedo II de un tratamiento biológico completo (hasta entonces sólo contaba con tratamiento primario y evacuación mediante emisario submarino) así como de un tratamiento de fangos por medio de digestión. Eso significaba que desde la puesta en servicio de las nuevas instalaciones, 200.000 m³ diarios (2,3 m³/s) que hasta esa fecha debían ser enviados al mar a través del emisario submarino tras recibir únicamente un tratamiento primario, veían incrementada su calidad.

- Por otra parte, las obras contemplaban también la ejecución de un tratamiento terciario tanto para Pinedo I como para Pinedo II, lo cual implicaba que más de 350.000 m³ diarios (4,0 m³/s) recibían un tratamiento adecuado para permitir su reutilización.

Las instalaciones de tratamiento terciario fueron organizadas según dos líneas de depuración, en función del uso final, denominadas “línea de riego” y “línea Albufera”. Ambas líneas recibían un tratamiento similar.

Características de la instalación	Línea de riego	Línea Albufera
Estación de bombeo inicial	4+1 bombas centrífugas horizontales de cámara seca de 1600 m ³ /h y 3 bombas de hélice de 1400 m ³ /h	3+1 bombas de hélice ¹ de 1400 m ³ /h
Cámaras de mezcla y floculación	5 ud. de 385 m ³	2 ud. de 35 m ³
Decantadores lamelares	5 ud de 118 m ² de superficie lamelar	2 ud de 118 m ² de superficie lamelar
Filtración	9 filtros abiertos de 107 m ² de superficie unitaria 1 1,2 m de altura de arena	4 filtros abiertos de 107 m ² de superficie unitaria 1 1,2 m de altura de arena
Desinfección	2 canales grandes con lámparas ultravioleta de 275 W	2 canales pequeños con lámparas ultravioleta de 275 W

Tabla 2-12- Características del tratamiento terciario de Pinedo

Los resultados pretendidos por el proyecto eran los siguientes:

Parámetro	Valor máximo línea de riego (mg/l)	Valor máximo línea Albufera (mg/l)
DBO ₅	10,0	7,0
MeS	3,0	3,0
N-NTK	5,0	5,0
N-NO ₃	15,0	15,0

Tabla 2-13- Concentraciones máximas según proyecto del efluente del terciario de Pinedo

Esta actuación supuso una enorme inversión de 42 millones de euros, cofinanciada por los Fondos de Cohesión de la Unión Europea, y significó un indudable progreso. Pero subsistían dos inconvenientes:

¹ La bomba de reserva podía ser utilizada también en la línea de riego

- La reutilización para usos agrícolas en L'Albufera estaba limitada por la corta duración de la temporada de cultivo del arrozal (de mayo a septiembre). Los usos como caudales ecológicos para facilitar la renovación de las aguas del lago de L'Albufera y contribuir a la mejora de su estado de eutrofización tenían como limitación el que las cargas de nutrientes (fósforo y nitrógeno) aportadas resultaban inapropiadas para un lago con escasa renovación.
- Los usos agrícolas estaban muy limitados por la ausencia de infraestructuras de transporte y almacenamiento. Se había construido una conducción que discurría por el nuevo cauce del Turia y que permitía elevar hasta 1 m³/s de aguas de Pinedo hasta el partido de El Balenc en la acequia de Favara, desde donde se dominaba la práctica totalidad de su zona regable y la de francos y marjales, pero esta infraestructura tardó varios años en ser utilizada con una cierta continuidad por falta de acuerdo sobre el reparto de los costes de elevación. Por otra parte la elevada conductividad de los efluentes, conjuntamente con otros factores, dificultaba la aceptación por parte de los posibles usuarios.



Figura 2-21. Obras de Reutilización Aguas Residuales de la E.D.A.R. de Pinedo (Generalitat Valenciana). Cruce del Nuevo Cauce del Turia. Fuente: (Romymar, S.A., 2007)

El proyecto para mejorar la reutilización de las aguas depuradas por la planta de Pinedo fue planteado por la Generalitat Valenciana con la construcción de una nueva conducción entre la EDAR de Pinedo y la acequia de Ravisanxo y debía tener continuidad con una de las actuaciones previstas en el Programa AGUA Albufera (ver más adelante en el apartado. Las obras constituyen el primer tramo del trazado previsto para la reutilización de hasta 4 m³/s para usos ecológicos y agrícolas. La primera fase de las mismas fue ejecutada por la administración autonómica como obra de emergencia y ha incluido el cruce del nuevo cauce del Turia (Figura 2-21) con un tubo de hormigón armado de 1800 mm de diámetro por el método de hinca horizontal con escudo cerrado (marzo de 2007). La longitud de la hinca fue de 390 m. El pozo de ataque, con una profundidad de 8,50 m, se realizó con muros pantalla de 20 m de profundidad.

2.6.1.3. Sector Norte. Síntesis del estado de las redes municipales de saneamiento y drenaje.

La sociedad estatal Acuamed (2006c);(2007a) realizó un estudio de las redes de saneamiento en el ámbito del colector Oeste a partir de diferentes fuentes documentales (Marco, 1998; Verdú *et al.*, 1999; CMH, 2000; MMA, 2004e), entrevistas a los responsables municipales e intensos trabajos de campo.

La documentación existente sobre las conexiones de las redes municipales con el sistema general (colector Oeste) no siempre es precisa. La transformación territorial que han sufrido todos los municipios implicados, sin estar acompañada de las infraestructuras necesarias en materia de saneamiento y drenaje, ha resultado en múltiples disfunciones. Las lluvias torrenciales ponen frecuentemente de manifiesto las deficiencias en materia de evacuación de las aguas pluviales: los alivios de los sistemas unitarios alcanzan inexorablemente el lago, en la cola del sistema, al resultar el sistema de riego su única vía de salida.

Algunos tramos urbanos de acequias, con secciones cerradas, han sido convertidos en colectores unitarios, al no tener actualmente área regable asociada. Han sido integradas en la red de saneamiento mediante conexión al sistema colector Oeste pero siguen manteniendo abierta su vinculación con el sistema natural para casos de emergencia. Esto permite en muchos casos la llegada continua al lago de aguas residuales.

Otras acequias reciben alivios de las redes unitarias. Es el caso más frecuente y en ocasiones el más peligroso por el elevado volumen de agua aliviado y la pésima calidad de la misma, especialmente durante los primeros minutos tras el inicio del aguacero. Se trata de acequias de riego en servicio que, aunque en principio no reciben vertidos en tiempo seco, en tiempo de lluvia reciben las descargas de las redes unitarias municipales. Las acequias reciben gran cantidad de agua en muy poco tiempo, debido a los escasos tiempos de concentración que se dan en toda la cuenca.

Los alivios se producen tanto desde las redes municipales, como directamente desde el propio colector Oeste. Todos los municipios implicados disponen de redes de saneamiento unitarias en sus cascos urbanos. En algunos casos se han planteado redes separativas para los nuevos desarrollos urbanísticos, lo cual suele implicar la canalización de las aguas de lluvia hacia las acequias que discurren por su ámbito. De cualquier modo, en todos los municipios existen infraestructuras de alivio que funcionan en los episodios de lluvia o cuando existe en el sistema algún problema que impide evacuar las aguas residuales.

Algunos municipios planearon en origen sus redes municipales para que recogieran, exclusivamente, aguas residuales. Posteriormente, las aguas pluviales se fueron canalizando también hacia estas conducciones, cuyo dimensionamiento no había tenido en cuenta los nuevos caudales. De este modo, en episodios de lluvia, estas redes son incapaces de absorber el volumen de agua que les llega. Así, fue inevitable construir aliviaderos al medio natural, bien directamente hacia un cauce natural o una acequia, o bien a través de una conducción que finalmente desemboca en una acequia cuyo punto final es el lago de L'Albufera.

Ciertas redes municipales unitarias sí han tenido en cuenta el caudal de aguas pluviales pero, puesto que sistema colector Oeste no tiene capacidad suficiente, los alivios se producen

inmediatamente antes de la conexión de la red municipal con el ramal secundario correspondiente..

La Figura 2-22 y la Figura 2-23 ilustran la situación en el año 2008 en el sector norte. En ellas se identifican los principales puntos en los que las redes de alcantarillado alivian a cauces o acequias y las principales acequias receptoras de estos alivios. En los apartados que siguen se describe con detalle la situación en cada uno de los municipios.

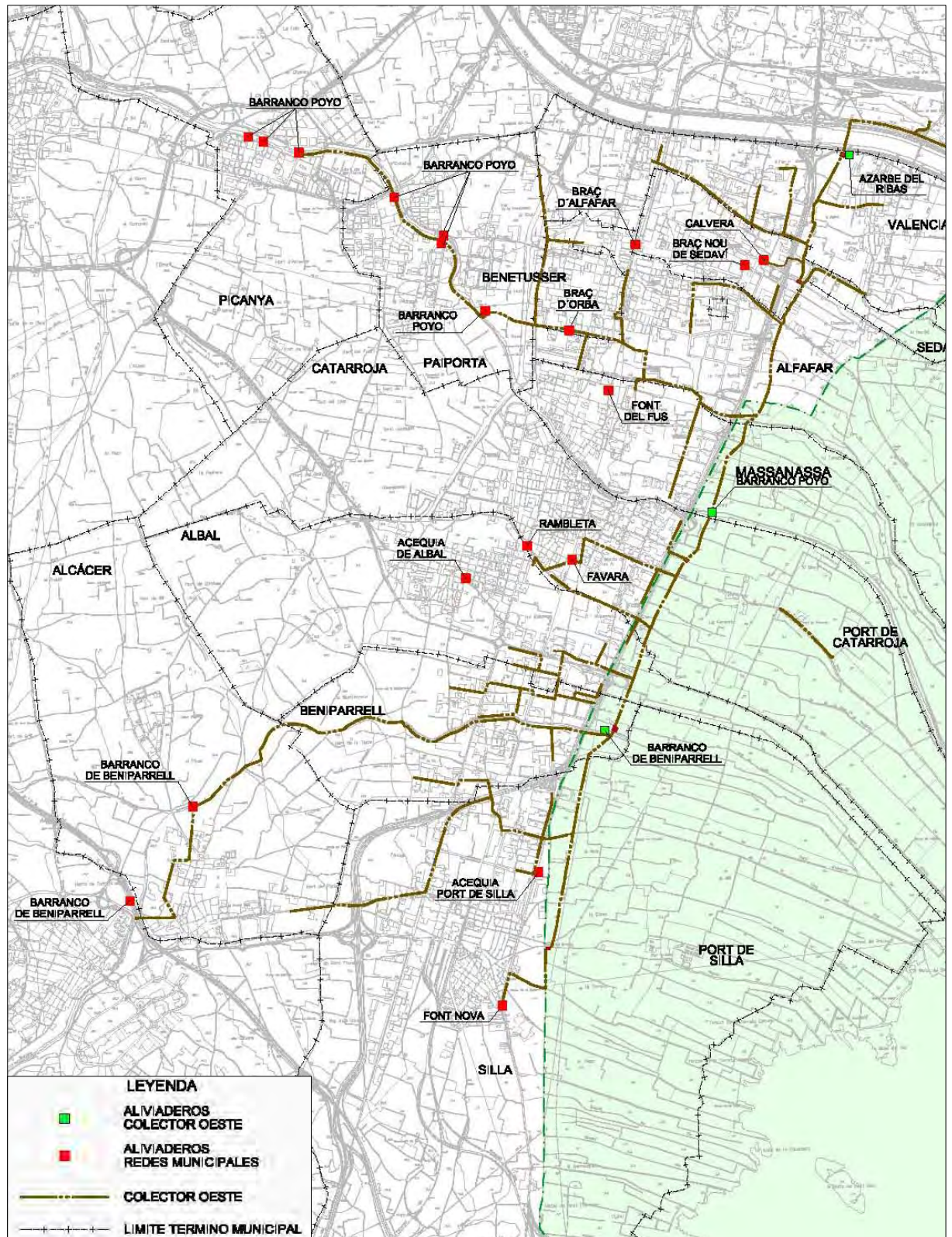


Figura 2-22. Principales puntos de alivio de los sistemas de saneamiento a cauces naturales y acequias

2.6.1.3.1 Pedanías de la ciudad de Valencia

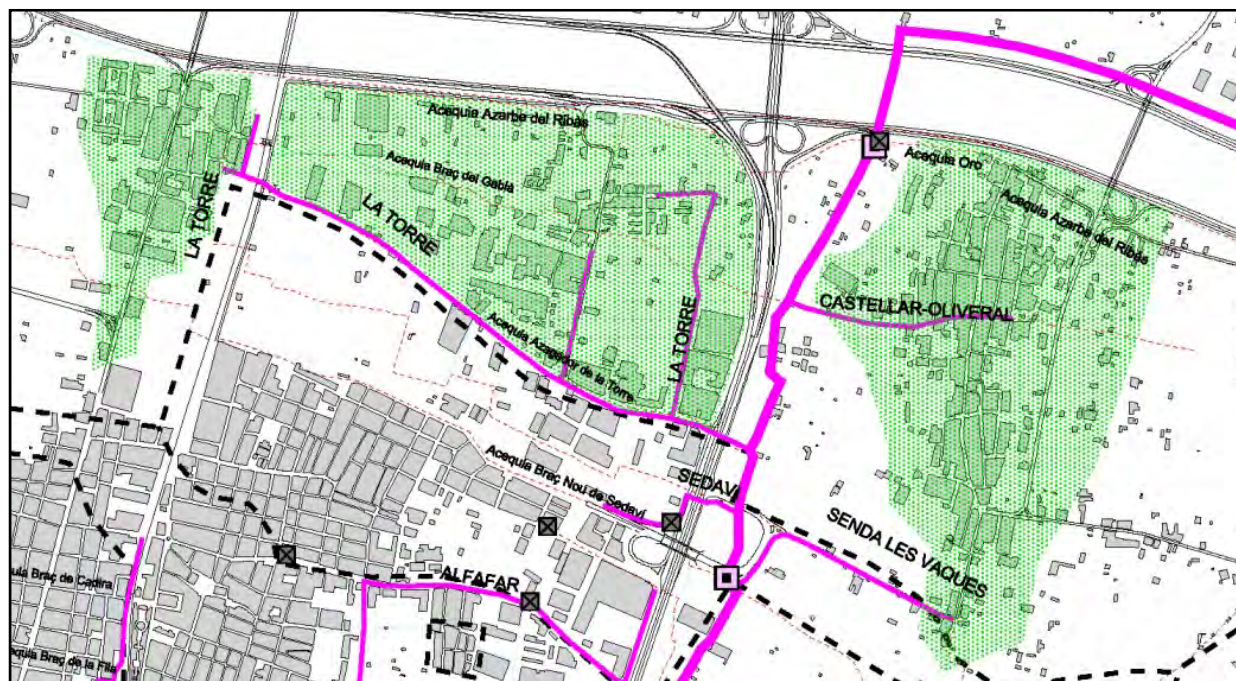


Figura 2-24. Esquema del sistema de saneamiento de las pedanías de Valencia. (Sombreado rojo: áreas con red unitaria, sombreado verde: áreas con red separativa; sombreado amarillo: áreas con predominancia de vertidos directos a acequias; aliviaderos: cuadrado verde con aspa; colector Oeste y ramales: línea magenta. Leyenda aplicable al resto de figuras de este capítulo)

La Torre y El Forn d'Alcedo

Ambas pedanías han renovado recientemente la red de saneamiento. Se trata de redes separativas conectadas al Colector Oeste a través del ramal de La Torre - Forn d'Alcedo, en el caso de las aguas residuales, y a la red de acequias, en el caso de las pluviales. El ramal de La Torre – Forn d'Alcedo tiene una longitud de 1665 m y consiste en una conducción de diámetro 400 mm con una pendiente del 4,2 por mil. Tiene conectados tres sub-ramales.

Tan sólo el extremo sur de La Torre carece de saneamiento en el límite con Sedaví. Sus aguas residuales son conducidas hasta el Braç Nou de Sedaví, convertido en colector, y a través de éste al colector Oeste.

Castellar – L'Oliveral

También han renovado recientemente su saneamiento, habiéndose ejecutado redes separativas. L'Oliveral efectúa los vertidos a través del ramal Senda les Vaques, que conecta con el Colector Oeste aguas arriba de la estación de bombeo de Sedaví. Este ramal tiene una longitud de 798 m y consiste en una tubería de hormigón de 400 mm de diámetro con una pendiente del 1 por mil.

En cuanto a Castellar, conecta con el colector Oeste mediante una conducción cerca del nuevo cauce del Turia. Este ramal de Castellar tiene una longitud de 692 m y consiste en una conducción de hormigón de 600 mm de diámetro con una pendiente del 2 por mil en sus primeros 335 m y del 1 por mil en el tramo final hasta su conexión al colector Oeste.

En ambos casos las aguas pluviales son vertidas a la red de acequias. Se plantea un problema grave de evacuación de pluviales debido a la creciente urbanización, que hace insuficiente la red de acequias en caso de lluvias extraordinarias. La llegada a éstas de aguas pluviales contaminadas (a su paso por las superficies pavimentadas urbanas e industriales) genera una contaminación inducida al lago de gravedad considerable.

2.6.1.3.2 Sedaví

Por la Avda. País Valencià discurre un colector unitario (de sección rectangular 1×1 m) que conecta con el ramal de Sedaví. Esta conexión da servicio a la mitad norte del municipio.

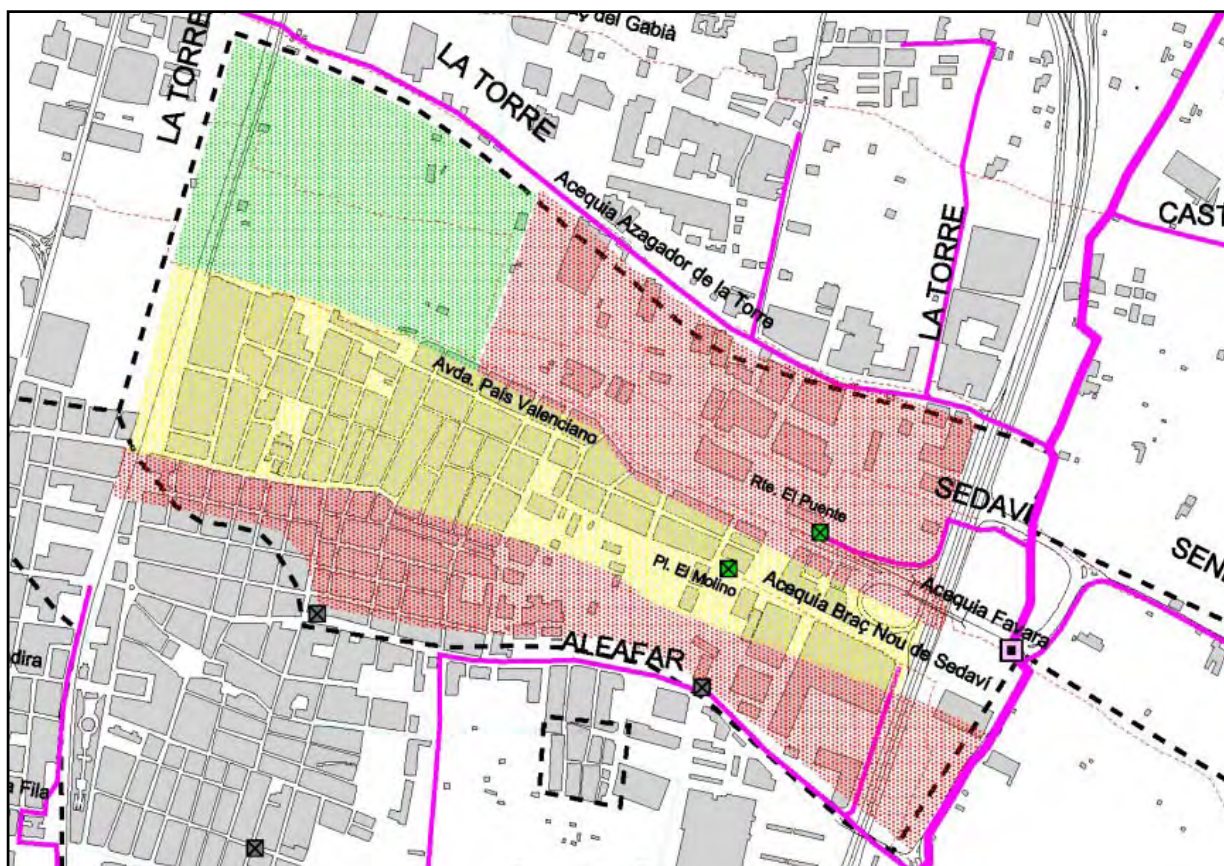


Figura 2-25. Esquema del sistema de saneamiento de Sedaví. (Sombreado rojo: áreas con red unitaria, sombreado verde: áreas con red separativa; sombreado amarillo: áreas con predominancia de vertidos directos a acequias; aliviaderos: cuadrado verde con aspa; colector Oeste y ramales: línea magenta. Leyenda aplicable al resto de figuras de este capítulo.)

El colector dispone de un aliviadero (junto al restaurante El Puente en el cruce con la calle de L'Horta, ver Figura 2-25) a un ramal de la acequia Favara ejecutado en el Plan POMAL. Este colector unitario recibe también aguas de riego de Favara. El alivio se produce mediante un umbral de unos 20 cm de altura, a través de una conducción de 800 mm de diámetro a la acequia Calvera.

Cuando el aliviadero se obstruye o el agua de riego aportada supera la capacidad del colector se producen alivios al ramal mencionado (Figura 2-26), a través del cual los caudales son introducidos en L'Albufera. Esta situación viene a reproducirse cada vez que se riega y en tiempo de lluvia.

El ramal de Sedaví tiene una longitud de sólo 494 m. Los primeros 309 están ejecutados con tubería de hormigón de diámetro 600 mm y pendiente variable entre el 3,3 y el 2,2 por mil. En el resto del tramo se aumentó el diámetro a 800 mm. El cruce bajo la autovía V-31 se realiza mediante una tubería hincada de acero también de 800 mm de diámetro.

La zona central, entre la acequia Braç Nou de Sedaví y la c/ Dr. Fleming, vierte a la referida acequia, convertida en colector unitario (de sección 2,5×1 m) que conecta con el ramal de Alfafar. La conexión se encuentra en la plaza del Molino, donde existe un aliviadero al propio cajero existente del Braç Nou de tal manera que los excedentes de pluviales continuarían por éste hasta cruzar la V-31, desembocando finalmente en L'Albufera. El tramo de antigua acequia aguas abajo del aliviadero recoge a su paso algunos vertidos industriales (procedentes, entre otras, de una industria alimentaria) que, al no conectar de ningún modo con el sistema colector Oeste, son introducidos directamente en el sistema de drenaje natural. Este tramo de antigua acequia podría ser conectado con el ramal de Alfafar a través del sub-ramal paralelo a la V-31, que actualmente se encuentra infrautilizado. La zona sur del municipio, desde la c/ Dr. Fleming, dispone de red unitaria de saneamiento que conecta al colector Oeste a través del ramal de Alfafar en la avenida de la Albufera.



Figura 2-26. Aliviadero junto al restaurante El Puente, funcionando debido a una obstrucción en la conexión con el ramal Sedaví el 9 de julio de 2005

Así, los problemas principales en materia de saneamiento y drenaje son los siguientes:

1. Inmediatamente aguas arriba del Braç Nou de Sedaví, antes del FFCC, existe un vertido abierto que recoge agua residual de Alfafar y La Torre, a la vez que agua limpia de la acequia de Favara. Todo este caudal es introducido en la red de Sedaví, que resulta insuficiente, produciéndose alivios continuos al sistema de drenaje natural.

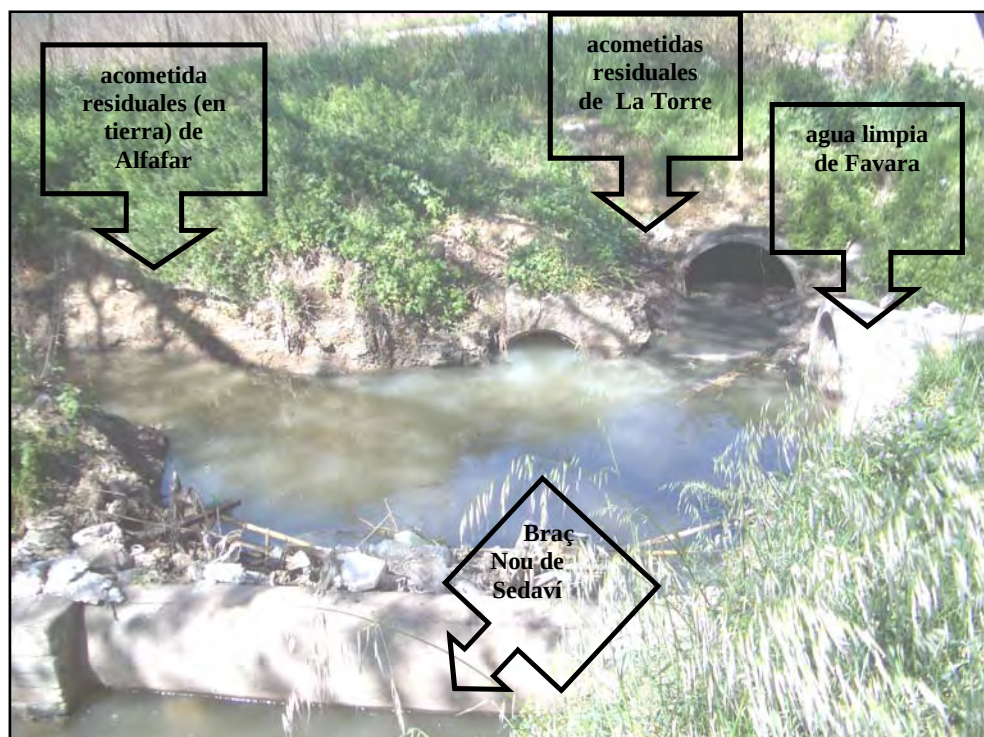


Figura 2-27. Vertido abierto al Braç Nou aguas arriba de Sedaví. Fuente: Acuamed, 2006

2. El Braç Nou de Sedaví está parcialmente conectado al sistema Oeste, con alivios al cajero original de la acequia y vertidos directos de aguas residuales urbanas e industriales, lo que implica la llegada sistemática al Parque de aguas contaminadas.
3. El bombeo del Colector Oeste resulta insuficiente y defectuoso (problemas eléctricos varios), con los consiguientes problemas aguas abajo, concretamente en la conexión del ramal de Sedaví, que recoge los vertidos del norte del municipio.

En definitiva existe un aporte continuo de aguas residuales a L'Albufera, de forma muy evidente a través de la acequia Braç Nou de Sedaví (Figura 2-28) que además recibe alivios más importantes en situación de lluvia. Por otra parte las descargas del sistema unitario del sector norte de la población se vehiculan a través de la acequia Calvera (Figura 2-29)



Figura 2-28. Braç Nou de Sedaví aguas abajo de la V—1



Figura 2-29. Esquema del funcionamiento del Braç Nou de Sedaví. Aliviaderos en verde. Conexión al colector Oeste en naranja.

2.6.1.3.3 Benetússer

Benetússer dispone de una red de saneamiento heterogénea. Gran parte del casco urbano sigue vertiendo a las acequia Braç de la Fila y Cadira, que funcionan como colectores unitarios de las edificaciones más antiguas y puntualmente de algunas industrias. También la acequia Orba recibe vertidos. Parte de las aguas de lluvia, que pueden incorporar una carga contaminante significativa tras el lavado de azoteas y viales, son captadas por bajantes e imbornales y transportadas a estas acequias. La mayor parte de sus áreas regables se encuentra aguas abajo de la Pista de Silla (V-31) por lo que las aguas contaminadas pasan al otro lado de la V-31 uniéndose a la red de acequias que llega al lago.

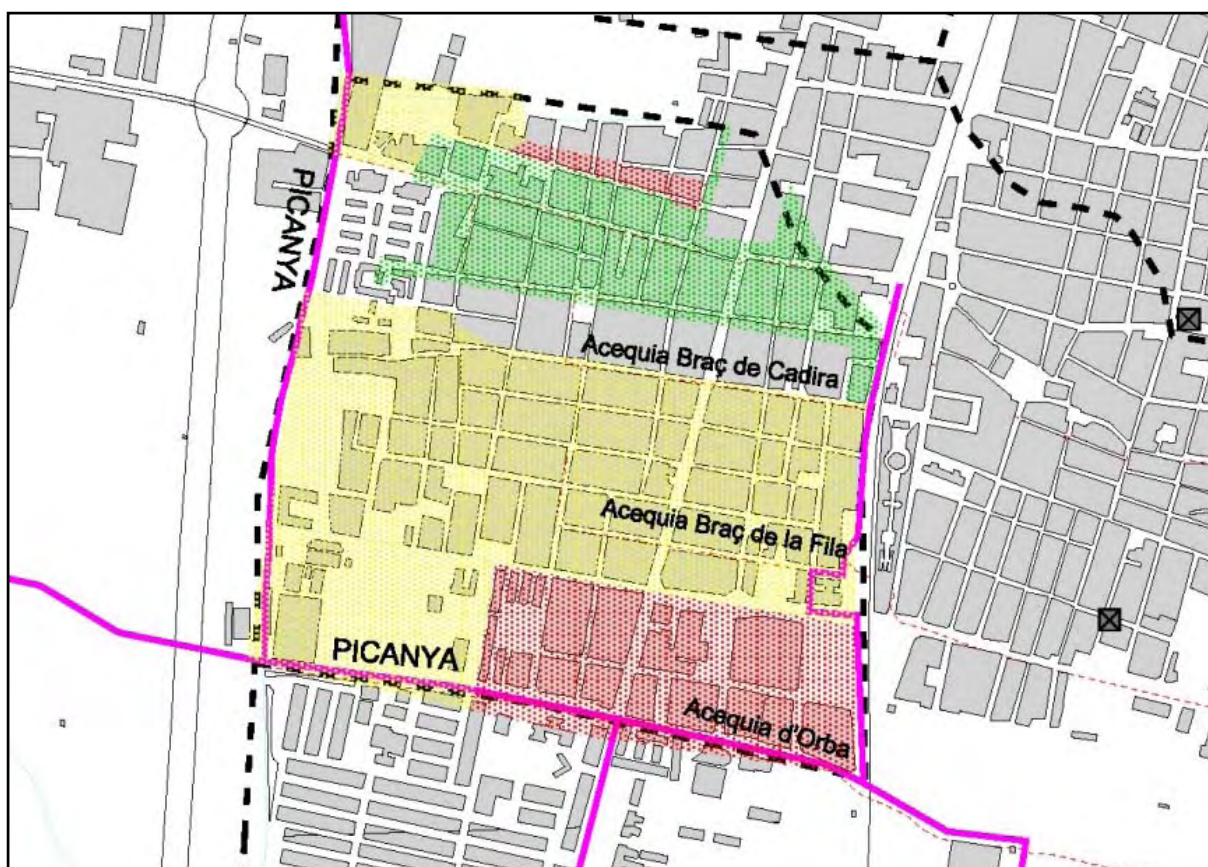


Figura 2-30. Esquema del sistema de saneamiento de Benetússer.

Gran parte del saneamiento del sector norte vierte directamente a la acequia Braç d'Alfagar.

El Plan POMAL renovó parte de la red de Benetússer, ejecutando una red separativa; las aguas negras se conectaron al ramal de Picanya a través de una tubería de 800 mm de diámetro y las aguas pluviales mediante tuberías de 1000 y 400 mm de diámetro a la acequia Braç d'Alfagar. Sin embargo, algunas de las redes unitarias existentes conectaron con los colectores de aguas residuales ejecutados, convirtiendo de este modo dicha red separativa en unitaria.

Así la parte de la mitad norte del municipio que cuenta con red de saneamiento conecta con el Ramal Picanya en la Avinguda del Camí Nou.

La zona sur del casco dispone en parte de red unitaria conectada al ramal de Picanya en el Carrer d'Alcasser, aliviando los excedentes de pluviales a la acequia d'Orba.

2.6.1.3.4 Alfafar y Lloc Nou de la Corona

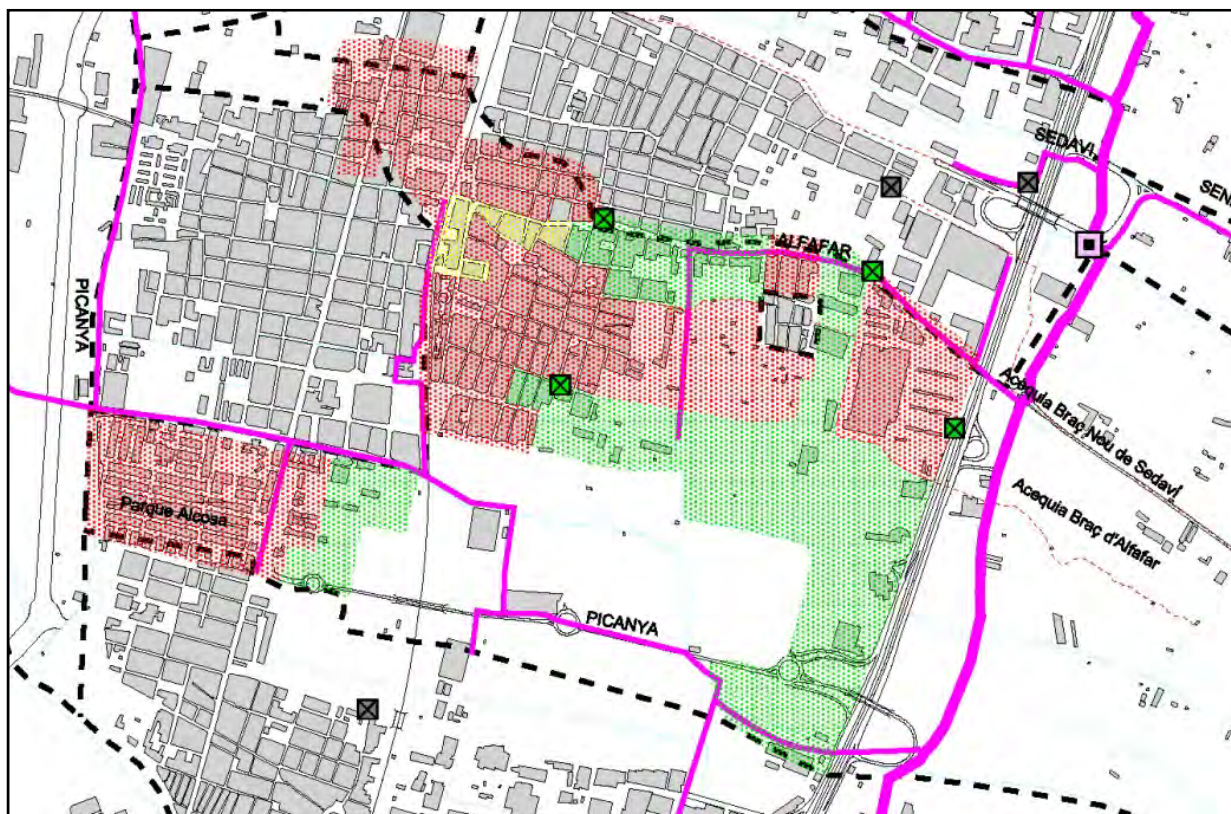


Figura 2-31. Esquema del sistema de saneamiento de Alfafar

El casco urbano consolidado dispone de red de saneamiento unitaria en la práctica totalidad del mismo. El Plan POMAL renovó parte de la red unitaria del casco urbano a la par que ejecutó redes separativas en dos sectores del mismo. Las aguas negras son vertidas al ramal de Alfafar y los excedentes de aguas pluviales son aliviados a la acequia Braç Nou de Sedaví. El ramal de Alfafar tiene una longitud total de 1590,7 m, en la que recibe un único sub-ramal, y consiste en una conducción de hormigón que se inicia con un diámetro de 600 mm y va aumentando progresivamente hasta 800 mm. La pendiente del 1 por mil es constante en todo el tramo.

Existen sectores del casco urbano que no disponen de saneamiento, efectuando los vertidos a las acequias existentes bajo los edificios, aunque esta situación es minoritaria. La acequia Braç d'Alfàfar se utiliza como colector. Esta acequia recoge también parte de los vertidos de Benetússer y los excedentes de riego de algunos campos inmediatamente aguas abajo de su toma. La conexión al sistema colector Oeste no es completa, lo que implica la llegada de contaminantes a L'Albufera a través del citado Braç d'Alfàfar aguas abajo de la V-31

Los sectores residenciales e industriales de nueva construcción disponen de red de saneamiento separativa. La zona norte del polígono industrial evacua sus aguas residuales al ramal de Alfafar y vierte las aguas pluviales a la red de acequias. Carrefour aún tiene red

unitaria que conecta con mismo el ramal. Los polígonos del sur del municipio vierten al ramal de Picanya.

Existen al menos tres puntos principales de alivio de la red de saneamiento a la red de acequias:

- Cruce de la Calle Divisoria con la Avenida de la Albufera. El alivio se produce mediante umbral de 20 cm, a través de una conducción de 1000 mm de diámetro, a la acequia Braç de Alfafar.
- Cruce de las calles Ramón y Cajal y Julio Colomer. No se dispone de datos del aliviadero.
- Cruce de las calles Alicante y Cid Campeador. No se dispone de datos del aliviadero.

En el Oeste la zona conocida como Parque Alcosa dispone de red unitaria y está conectada al colector Oeste a través del ramal de Picanya. El sector industrial al este de dicha zona dispone de red separativa; la red de residuales vierte al ramal de Picanya y las aguas pluviales a la acequia d'Orba.

Al Este, la pedanía de El Tremolar, ubicada dentro del propio Parque Natural de L'Albufera de València no dispone de saneamiento y vierte directamente a la red de acequias.

Finalmente la pequeña población de Lloc Nou de la Corona dispone de red unitaria de saneamiento (Figura 2-32), conectada a la red municipal de Alfafar en la Avda. de la Albufera (Marco, 1998).

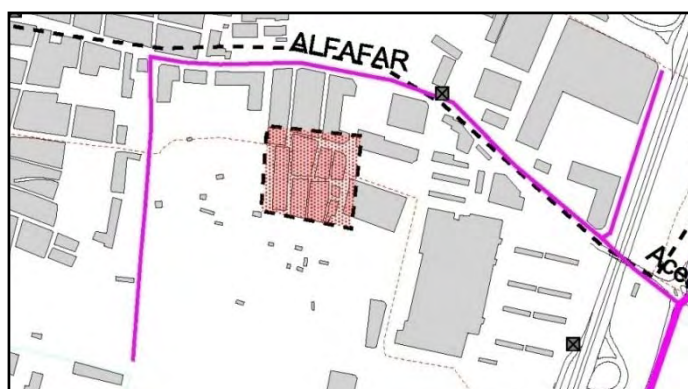


Figura 2-32. Esquema del sistema de saneamiento de Lloc Nou de la Corona.

Aguas abajo de la V-31, las acequias Calvera y Braç Nou de Sedaví se encuentran a través de una conducción renovada por el Plan Pomal para reconducir los riegos de la Acequia de Favara. Dicha conducción intercepta, un poco más abajo, al Braç de Alfafar y a la Acequia de Alfafar. Estas acequias llegan al lago a través de la acequia Nova (Figura 2-33).

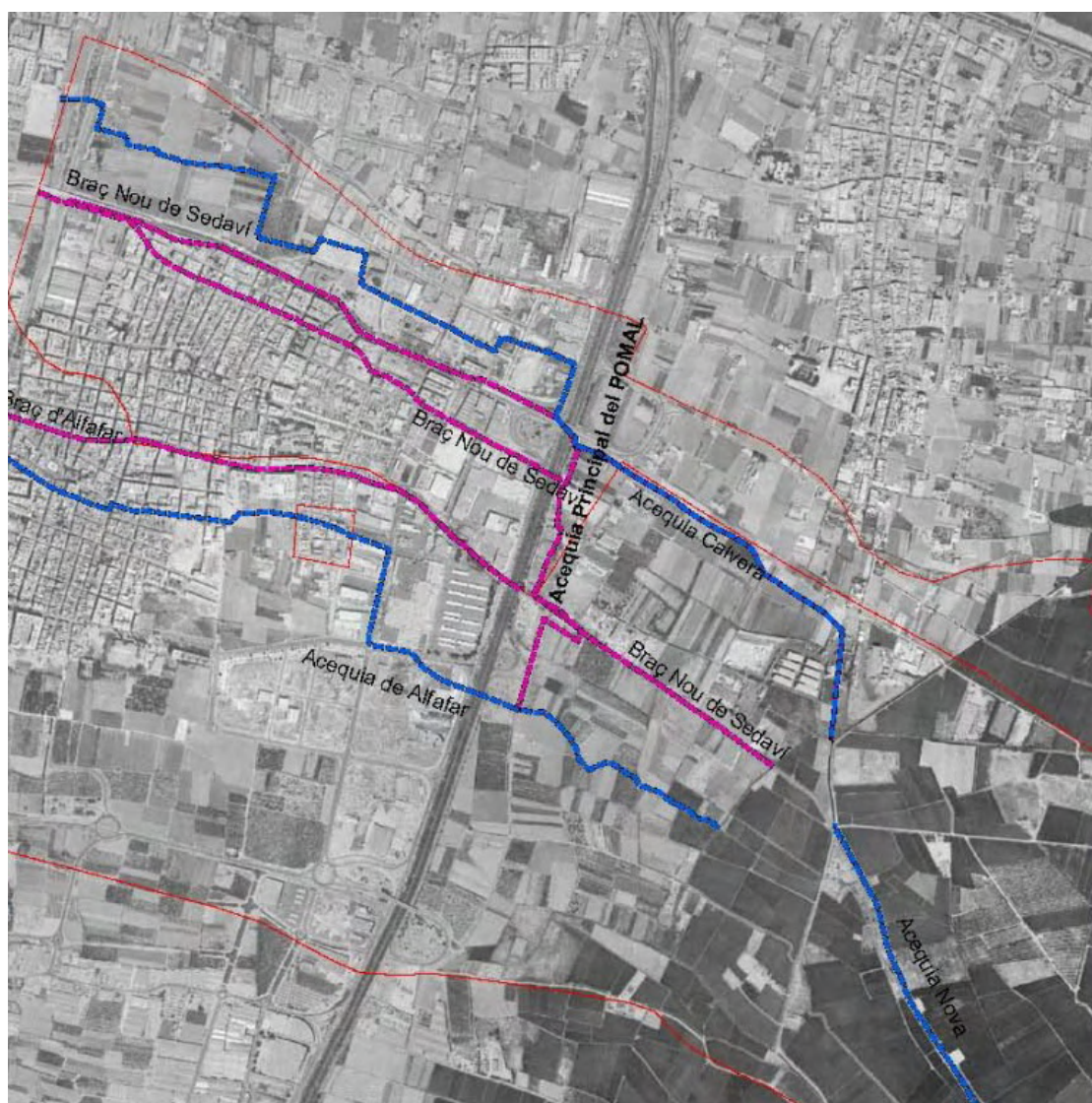


Figura 2-33. Esquema de la unión de las acequias Calvera, Braç Nou de Sedaví, Afafar y Nova

2.6.1.3.5 Massanassa

El casco urbano de Massanassa tiene completo el saneamiento urbano y conectado en dos puntos al Colector Oeste por el ramal de Picanya. La primera conexión, en el Carrer nº 10 absorbe todo el casco urbano de Massanassa. La segunda conexión al ramal Picanya está en el Carrer nº 1 y recoge las aguas del Polígono Industrial

No obstante todavía siguen existiendo vertidos directos a las acequias Font del Fus, Braçal de Massanassa y al propio barranco del Poyo.

El Plan POMAL construyó un colector unitario de 800 mm de diámetro por las calles Joanot Martorell y José de Alba, Alivios. En el cruce de las calles José Alba Alba y Font Cabilda el nuevo colector dispone de un aliviadero. El alivio se produce mediante rebose de la red unitaria hacia una conducción de pluviales que desemboca en la acequia de la Font del Fus. En el pozo de alivio confluyen la referida red unitaria (de 800 mm de diámetro), la red de residuales (de 600 mm de diámetro) y la red de pluviales (de 1000 mm de diámetro) que finaliza en la acequia de la Font del Fus correspondiente a la red de la acequia de Favara. De esta forma, en caso de lluvias, la acequia de Favara recibe aguas residuales diluidas con aguas pluviales.

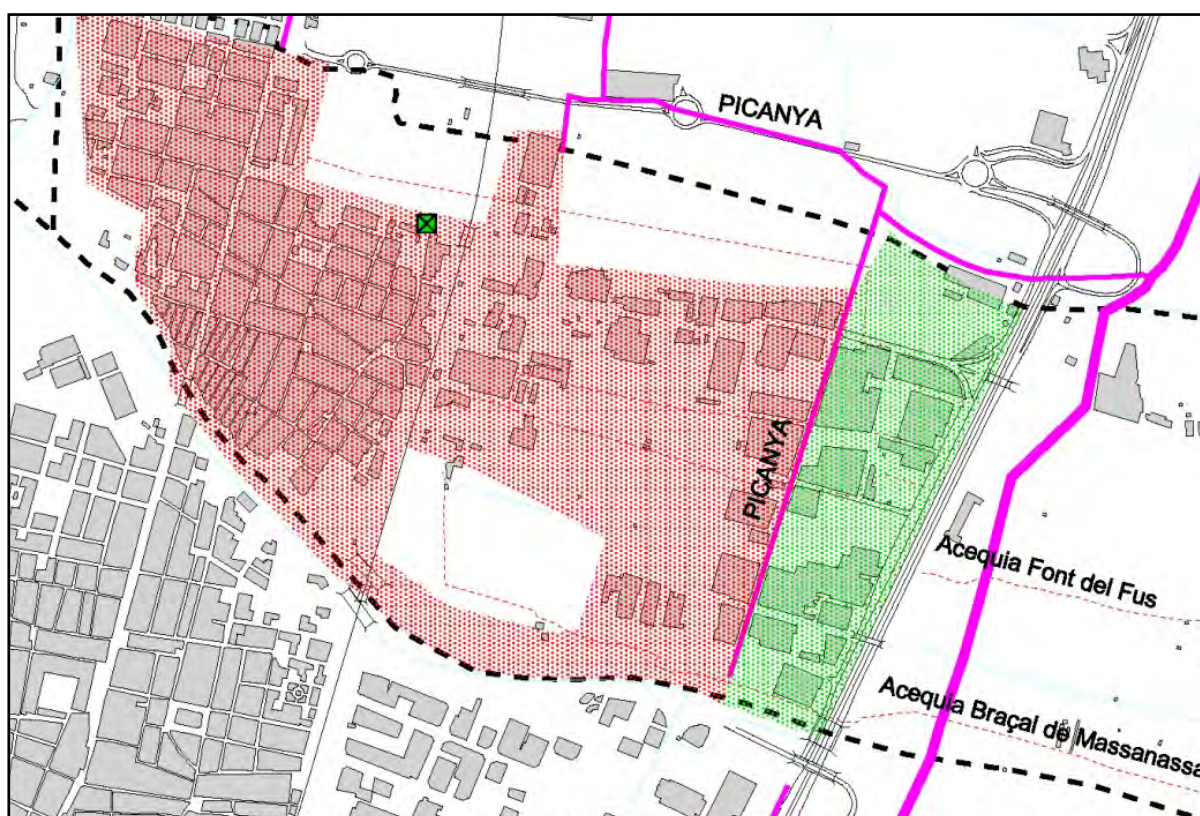


Figura 2-34. Esquema del sistema de saneamiento de Massanassa

Según información municipal se han desviado numerosas acequias cuando interferían con edificaciones de nueva construcción, pero no ha quedado constancia gráfica de ello.

Con todo, el problema principal del municipio en materia de drenaje y saneamiento son los desbordamientos del sistema colector Oeste en períodos de lluvias extraordinarias.

Especialmente llamativos son los alivios que se producen, sistemáticamente, junto a la Cooperativa Agrícola San Pedro y que se describen con más detalle en el apartado 2.6.1.4.

2.6.1.3.6 Picanya

Picanya cuenta con red unitaria en todo el casco urbano consolidado. Las zonas del municipio situadas a ambos márgenes del barranco del Poyo están conectadas al ramal de Picanya. Esta conducción es clave en el sistema (y en parte de sus actuales disfunciones) y recoge íntegramente los vertidos de Picanya, Paiporta, Massanassa y Benetússer, una parte de la superficie industrial de Alfafar y su barriada conocida como Parque Alcosa. Tiene una longitud de 6131 m y conecta con el colector Oeste, tras recibir cuatro sub-ramales, a través de una tubería de hormigón de 1200 mm de diámetro y 2,6 por mil de pendiente. Se trata también de datos aproximados al no haberse podido localizar planos de su estado actual. Aguas abajo del municipio de Paiporta tiene una estación de bombeo (elevación).

El ramal recibe además el efluente de la depuradora de Torrent que es captado en el propio cauce del barranco de Massanassa para evitar malos olores al paso por los cascos urbanos de Paiporta y Picanya. Este planteamiento tiene su origen en un mal funcionamiento de la planta de Torrent e implica que los vertidos deban depurarse dos veces (la segunda, en la planta depuradora de Pinedo) y al mismo tiempo que tenga que utilizarse para ello parte de la ya escasa capacidad de transporte del sistema del colector Oeste.

Existe una zona en la parte norte del casco urbano, junto al Polígono de la Alquería de Moret, que tiene red de saneamiento unitaria que vertía directamente al barranco del Poyo pero ha adaptado recientemente su conexión al ramal de Picanya.

Las aguas de la red unitaria descargan en situación de lluvia al barranco del Poyo a través de cuatro aliviaderos. En uno de ellos, previo vertido al barranco, las aguas pasan por un filtro de arena.

La zona noroeste del casco, de nueva creación, dispone de red separativa. En este caso los colectores de aguas negras quedan conectados a la red municipal y los de aguas pluviales vierten también al barranco del Poyo.

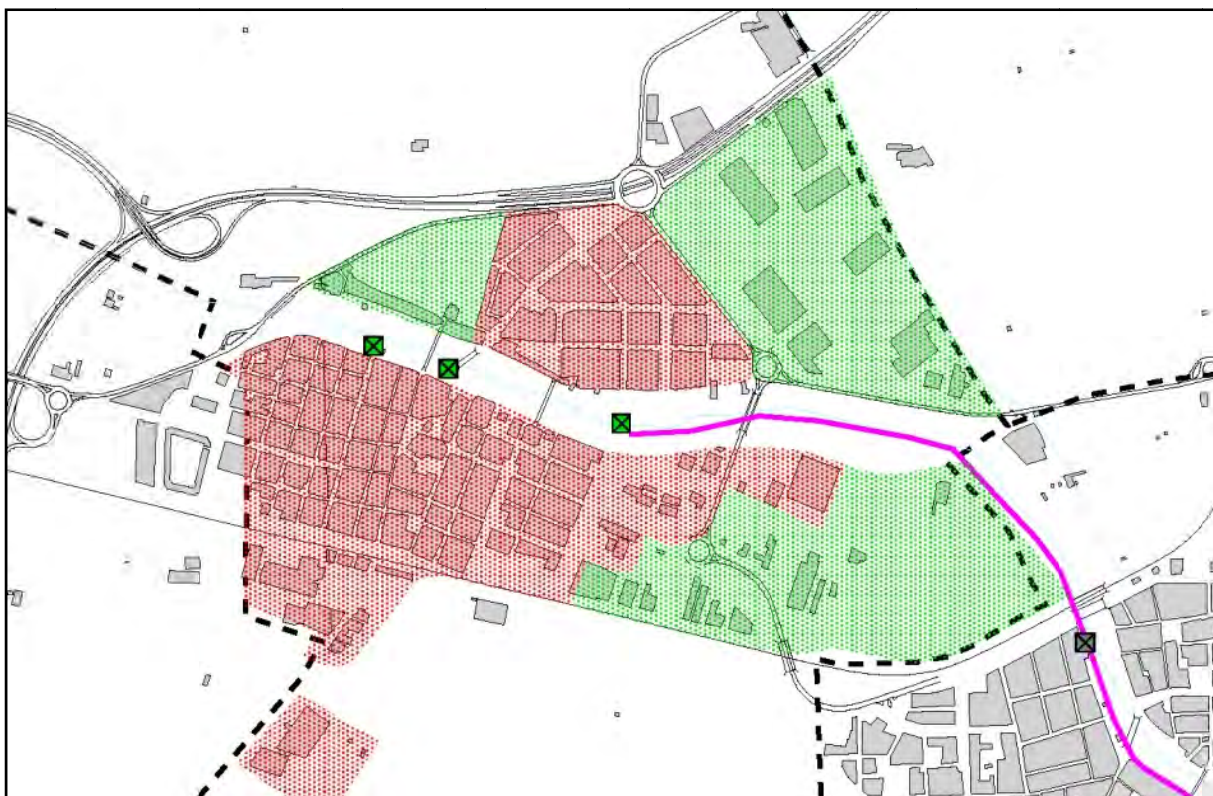


Figura 2-35. Esquema del sistema de saneamiento de Picanya



Figura 2-36. Aliviadero al barranco del Poyo en Picanya

Las dos zonas industriales cuentan con red separativa de saneamiento, a excepción de un pequeño sector en la parte sur que dispone de red unitaria. Las aguas negras de la red separativa y los colectores unitarios conectan con el ramal de Picanya. Las aguas pluviales y el alivio del colector unitario vierten al barranco del Poyo.

En total existen siete conexiones de aguas residuales al ramal de Picanya. Como se ha comentado, cuatro de ellas cuentan con aliviaderos al barranco del Poyo (uno de los cuales dispone de filtro de arena). A ellos se añaden tres puntos de vertidos directos de aguas pluviales, procedentes de redes separativas.

Al sur de la línea de FFCC Valencia-Torrent el municipio está en expansión. Aunque todavía no se han aprobado los pertinentes proyectos se está planteando ejecutar redes unitarias para evitar los vertidos incontrolados.

2.6.1.3.7 Paiporta

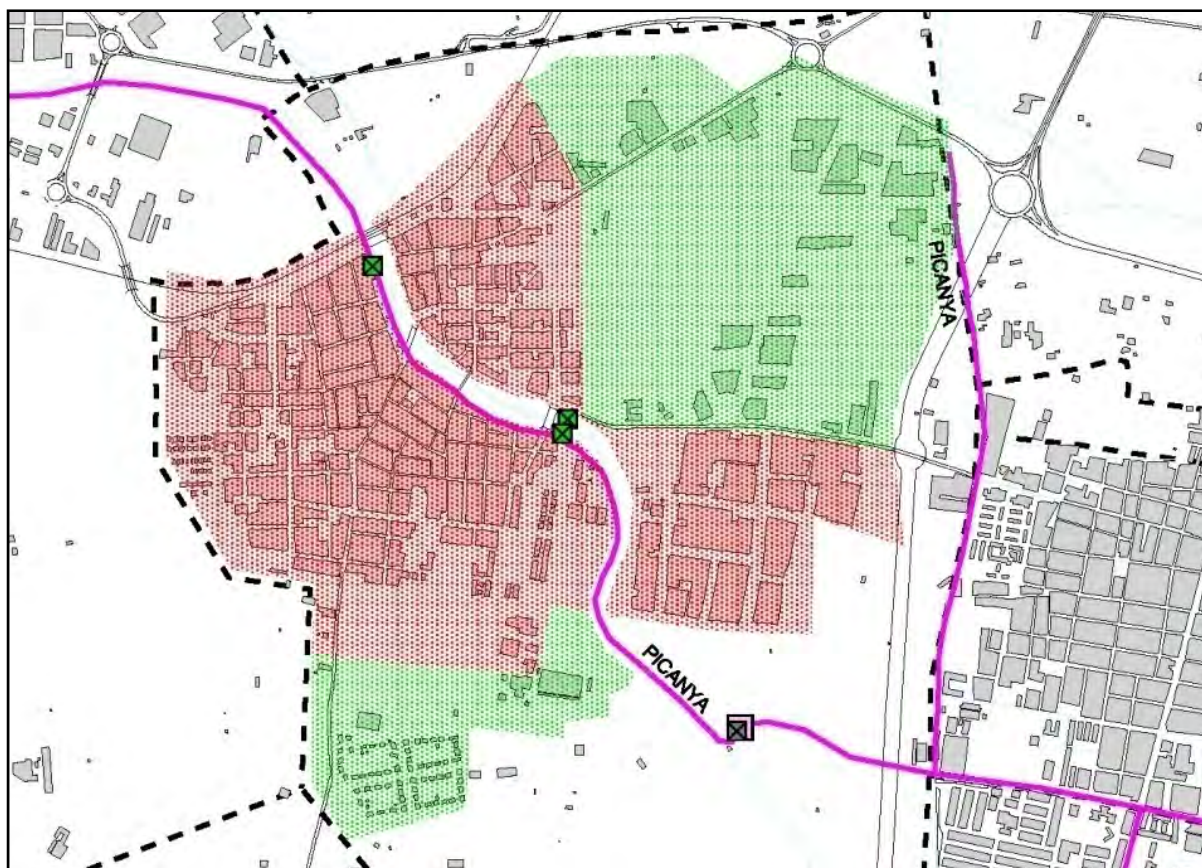


Figura 2-37. Esquema del sistema de saneamiento de Paiporta

El saneamiento urbano de Paiporta está completo y conectado al colector Oeste. Se trata de una red unitaria de saneamiento que finaliza en el ramal de Picanya y que cuenta con dos aliviaderos al barranco del Poyo.

El polígono Alquería de la Mina dispone también de red unitaria de saneamiento y alivia igualmente al barranco del Poyo. El polígono industrial La Pascualeta dispone de red separativa que vierte las aguas residuales a la red unitaria del polígono Alquería de la Mina y las pluviales al barranco a través de un colector de aguas pluviales. El polígono industrial L'Estació también posee red separativa, vertiendo las aguas residuales al ramal de Picanya y las pluviales al barranco del Poyo. Las zonas residenciales de nueva construcción también tienen redes separativas que conectan sus colectores de aguas residuales al sistema colector Oeste y las pluviales al barranco del Poyo.

El Plan POMAL ejecutó tres colectores de aguas residuales, por la calle José Capuz hasta entroncar con el ramal de Picanya de 400 mm de diámetro, por la Carretera de Benetússer conectado al mismo ramal y diámetros 400 y 300 mm y por la Carretera de Valencia de diámetros 400 y 300 mm, también conectado al ramal de Picanya. También fue ejecutado un

colector de aguas pluviales por la calle José Capuz, al que alivia la parte del casco urbano al oeste del barranco del Poyo. Este colector vierte finalmente al barranco.

El trazado del ramal de Picanya, por el lecho del barranco del Poyo, dificulta enormemente la ejecución de nuevas conexiones.

2.6.1.3.8 Catarroja

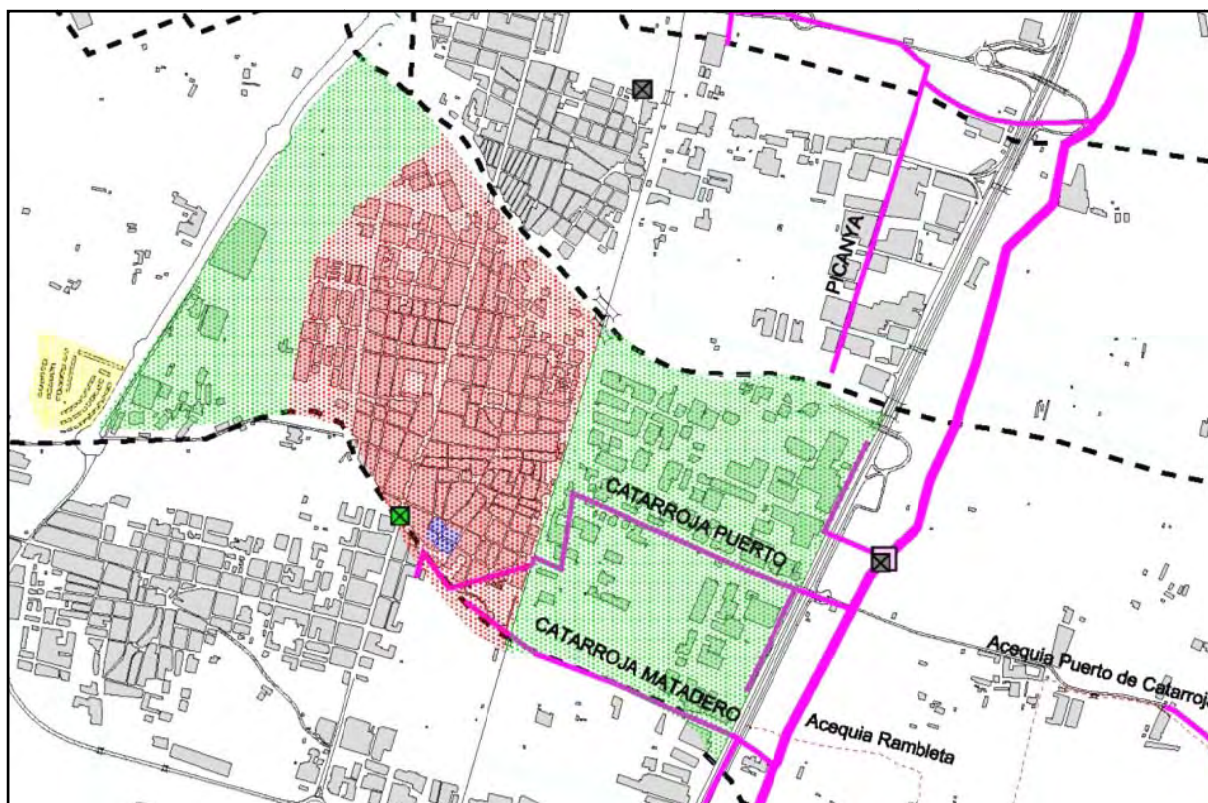


Figura 2-38. Esquema del sistema de saneamiento de Catarroja

Catarroja dispone de una red de saneamiento unitaria completa en el casco urbano consolidado. Las aguas residuales son vertidas al ramal Catarroja Puerto, que recoge la práctica totalidad de las aguas residuales del municipio. La antigua acequia Rambleta, originalmente un cauce natural, ha sido encauzada recientemente y convertida en un colector de aguas pluviales, en parte con sección abierta, que recibe alivios de la red municipal y, como se verá en el apartado siguiente, del casco urbano de Albal.

La conexión al ramal Catarroja Puerto se produce en dos puntos: la conexión del Carrer nº 31 vierte las aguas residuales del Polígono Industrial; la conexión de la avenida de la Rambleta absorbe todo el casco urbano de Catarroja.

El ramal Catarroja Puerto recibe dos sub-ramales. Tiene una longitud de 1371 y consiste en una conducción de 600 mm de diámetro con pendientes alrededor del 1 por mil. Los cruces bajo la línea de ferrocarril Valencia-Albacete y la autovía V-31 se resolvieron mediante hincas con tuberías de acero de 600 y 800 mm respectivamente.

Tanto la red municipal de Catarroja como el ramal Catarroja Puerto tienen capacidad insuficiente; de esta manera todos los colectores trabajan al máximo de capacidad y los alivios

al sistema de acequias son continuos. Así, las aguas pluviales de Catarroja junto con aguas residuales y retornos de riego de la acequia de Favara son introducidas en L'Albufera, una gran parte de ellas a través del Puerto de Catarroja. Esta situación se describe con detalle más adelante.

Las zonas industriales, entre el FFCC Valencia-Albacete y la autovía V-31, cuentan con red de saneamiento separativa que conecta con los ramales Catarroja Puerto y Catarroja Industrial. Las aguas pluviales procedentes de dicha red son vertidas directamente a las acequias.

El ramal Catarroja Industrial consiste en una conducción de 628 m de longitud formada por tubería de hormigón de 300 mm de diámetro y pendiente del 3 por mil con un cruce hincado bajo la V-31 de acero de 600 mm. Lógicamente, por sus reducidas dimensiones, este ranal también presenta problemas de capacidad considerables, trabajando también al límite de su capacidad, lo que provoca desbordamientos con la consiguiente llegada de contaminantes a L'Albufera.

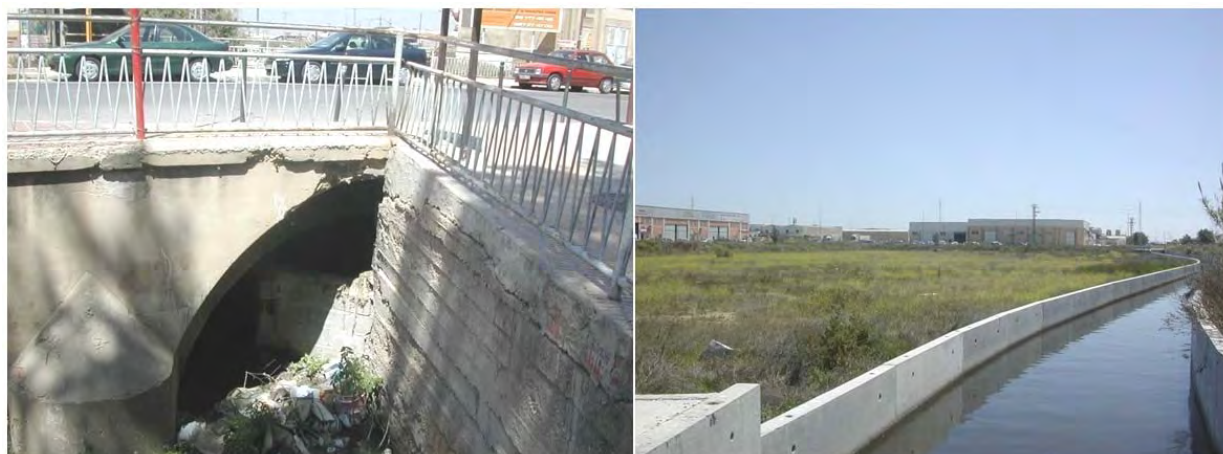


Figura 2-39. Aliviadero Rambleta (izqda.) y balsa de evacuación de aguas pluviales de Catarroja (dcha.)

Recientemente el sector de La Florida seguía careciendo de saneamiento, vertiendo a la acequia de Favara mientras que las pequeñas industrias en el Port de Catarroja vertían a la acequia Port de Catarroja (Verdú, Sanchis, & Marco, 1999).

El Plan POMAL ejecutó dos colectores de pluviales y dos de residuales a ambos lados del Camí Reial de Madrid, todos de 400 mm de diámetro. A la altura del ayuntamiento los colectores de pluviales finalizan conectando con la red de acequias y los colectores de residuales, convertidos en colectores unitarios, continúan hacia la red municipal, que conduce las aguas negras al ramal Catarroja Puerto y alivia a la acequia Rambleta. En 2007 se habían acometido obras para prolongar los mencionados colectores de aguas residuales hasta la Rambleta transformándolos en colectores de aguas pluviales exclusivamente.

El aliviadero más importante de la red se encuentra en el cruce de la carretera Real de Madrid con la calle Pelayo y descarga en el propio cauce natural de la Rambleta. El alivio de la red unitaria del casco urbano se produce mediante umbral de 32 cm a través de una conducción de 600 mm de diámetro que une la red unitaria con la acequia Rambleta.

Existe un segundo aliviadero de la red unitaria del polígono industrial en el Carrer nº 28 (junto a la vía del tren) que descarga también a la acequia Rambleta aunque no se dispone de datos precisos sobre su geometría.

A finales de los noventa las acequias que atravesaban el pueblo fueron suprimidas (Verdú, Sanchis, & Marco, 1999). El agua de riego desciende ahora desde Favara por medio de dos canales paralelos a los límites del término municipal (el canal sur conecta con el colector de la Rambleta), hasta llegar a la V-31, donde un brazo común paralelo a la autovía conecta ambos canales y reparte el riego a las antiguas acequias de la huerta. La denominada caseta de Almenares actúa como partididor de riego en este último tramo y distribuye aguas jugando con los distintos niveles de sus canales de salida (Figura 2-40).



Figura 2-40. Paso de la Rambleta aguas debajo de la V-31 vista desde la caseta de Les Almenares un día de lluvia. Restablecimiento del riego de Favara tras la tormenta.

El caso de la acequia Rambleta de Catarroja merece una descripción detallada. Fue abandonada como acequia de riego y se encauzó con un canal de 4×2 m (Figura 2-41) que da servicio al municipio para la evacuación de aguas pluviales. Se trata de un gran canal abierto junto al que se ejecutó una balsa de laminación regulada por compuertas para casos extraordinarios (Figura 2-42). Así, el cajero de la margen izquierda junto a la balsa funcionaría como vertedero lateral. El vaciado de la balsa se realiza mediante compuertas.

Ahora bien. La balsa de laminación apenas se utiliza. Es posible que la suciedad que queda acumulada tras una inundación y los malos olores asociados desincentiven su uso. Hemos observado cómo las compuertas permanecían cerradas en episodios de lluvia intensa mientras que las aguas pluviales seguían hacia aguas abajo para inundar las tierras de marjal.



Figura 2-41. Acequia Rambleta a su paso por el casco urbano de Catarroja. Vista en tiempo de lluvia.



Figura 2-42. Compuertas de vaciado de la balsa junto a Rambleta. Vista un día seco.

El canal de pluviales recibe, como se ha comentado, los alivios de la red unitaria de Catarroja y también de Albal. Aguas abajo de la V-31 toda el agua pluvial conducida por esta acequia se reparte entre la acequia Rambleta y la Font del Alter (Figura 2-43, Figura 2-44). La primera tiene continuidad de forma directa hacia el lago. Las aguas de la segunda pueden llegar hasta el puerto de Catarroja mediante un giro de 90° y un curioso cruce a distinto nivel con la acequia Rambleta (Figura 2-45). En tiempo de lluvia se produce un colapso del sistema, las acequias se desbordan y el agua fuertemente contaminada llega al lago a través de la propia Rambleta (Figura 2-43) y del Puerto de Catarroja (Figura 2-44). La Font del Alter recibe, además, un alivio importante del Colector Oeste (del que hablaremos más adelante), con lo que la situación se agrava enormemente.



Figura 2-43. Acequia Rambleta aguas abajo de la V-31. Vista un día de lluvia.



Figura 2-44- Font del Alter y acequia del Port de Catarroja. Sistema desbordado



Figura 2-45. Esquema del funcionamiento del Colector Rambleta

Así, los problemas principales de Catarroja en materia de saneamiento y drenaje son:

1. La insuficiencia de los ramales Catarroja Puerto y Catarroja Industrial estrangula el sistema propiciando los alivios al sistema de drenaje natural incluso en tiempo seco.
2. La insuficiencia de la red municipal y de la de Albal provoca alivios continuos, incluso en tiempo seco, al colector de pluviales Rambleta. Puesto que este colector aprovecha el antiguo trazado de la acequia Rambleta, uniéndose al sistema de drenaje natural a través de ésta y de la acequia de la Font del Alter, el transporte de contaminantes al lago es constante y se agrava en situación de lluvia.

2.6.1.3.9 Albal

El sistema de saneamiento de Albal, de acuerdo a su PGOU, se resume en la Figura 2-46. Albal dispone de red de saneamiento unitaria en todo el casco urbano, con graves problemas de evacuación de las aguas debido a dos motivos fundamentales: la insuficiencia de diámetros de una red antigua, en algunos casos de fibrocemento, y la existencia un único punto de vertido al colector Oeste, a través del ramal Catarroja Matadero, que se localiza en la Av. Padre Carlos Ferris. La acequia de Albal sigue recibiendo vertidos y hay indicios de que viviendas antiguas en la zona Sur permanecen conectadas a la red de acequias, principalmente al Braç del Vicari.

Al ser insuficiente la conexión al colector Oeste, se producen alivios a la Rambleta, cauce que discurre por el límite de término municipal con Catarroja. Estos alivios abundan en la problemática descrita en el apartado anterior y provocan episodios conspicuos de contaminación en el puerto de Catarroja. La dificultad de identificar la procedencia de los alivios ocasiona disputas entre los dos municipios vecinos cuando se producen vertidos. Existe además al menos un alivio directo de la red unitaria del casco urbano a la acequia de Albal en el camino de la Marjal de cuya geometría no se tienen datos. La práctica totalidad de los volúmenes aliviados acaba en L'Albufera.

El ramal Catarroja Matadero recibe un único sub-ramal, tiene una longitud de 1472 m y consiste en una tubería de hormigón de 600 mm de diámetro dispuesta con una pendiente del 1 por mil. Se trata de datos aproximados dado que no se han localizado planos de su estado actual.

El plan Pomal ejecutó la red de colectores principales en el polígono industrial sur, mediante tuberías de hormigón armado de 300 mm de diámetro, separativa y conectada al ramal Beniparrell Industrial. Diversas circunstancias de su ejecución y posterior puesta en servicio han provocado la total ruina de los mismos. Con la aprobación de las nuevas actuaciones urbanas a ejecutar próximamente estos colectores serán demolidos y reemplazados por una red en condiciones.

Otra actuación, más afortunada, del proyecto Pomal fue el desvío del ramal de la acequia Real del Júcar por el contorno del casco urbano y la conversión de los brazales urbanos en colectores desconectándolos de los sistemas de riego. Desde entonces, en las tandas de riego de la acequia de Albal se aprecian mejoras en la calidad de las aguas. El proyecto Pomal finalmente ejecutó también nuevos colectores de residuales en el casco urbano.

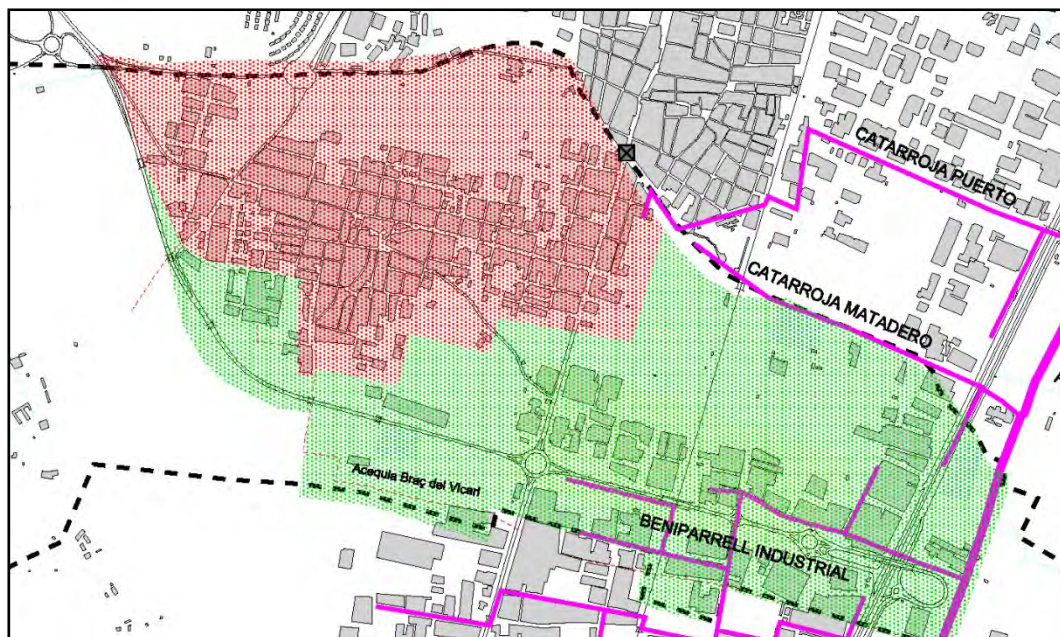


Figura 2-46. Esquema del sistema de saneamiento de Albal

En síntesis, del análisis de Albal en materia de saneamiento y drenaje se evidencian los siguientes problemas:



Figura 2-47. Acequia de Albal

1. La red de saneamiento del casco urbano consolidado es insuficiente y está obsoleta (tuberías de fibrocemento de diámetros mínimos). Es unitaria y vierte toda ella al colector Oeste a través de una tubería de hormigón de 600 mm de diámetro.
2. El mal estado de los colectores ejecutados en el plan Pomal hace que muchas industrias viertan directamente a la Albufera, bien a través de antiguas acequias o bien debido a las filtraciones de los colectores rotos.
3. La insuficiencia del ramal Catarroja-Matadero hace que alivie a través de los propios pozos de registro al barranco la Rambleta.

4. Existe una cierta ausencia de control en cuanto a los vertidos de las industrias.
5. Existe un cierto problema de inundaciones causado por desbordamiento de la Acequia Real del Júcar. El Ayuntamiento se plantea un contencioso para el desvío de ésta por fuera del casco urbano.

El PGOU de Albal contempla un desmesurado escenario de crecimiento en el que en un plazo aproximado de cinco años el municipio triplicará su superficie urbana, con las consecuencias infraestructurales que esto implica.

Todas las nuevas zonas urbanizadas, como harán las de futura urbanización, resuelven su saneamiento con redes separativas que vierten aguas negras al colector Oeste (a través los ramales Beniparrell Industrial y Catarroja Matadero) y aguas pluviales a la red de acequias.

Algunas áreas residenciales en desarrollo, como es el caso de Santa Ana, dispondrán en el futuro de depuradora propia según el planeamiento vigente. En el caso de suelo industrial, el PGOU exige que los nuevos polígonos industriales tengan también depuración propia.

En 2007 Albal ha redactado un Plan Director de la Infraestructura de Pluviales que incluye también un gran ramal de aguas residuales que conectará directamente el punto final de la red municipal con el colector Oeste. Está prevista la ejecución de un nuevo colector de aguas pluviales por la Avda. Real de Madrid, con vertido a la acequia de Albal, y tres balsas de laminación calculadas para 25 años de período de retorno.

2.6.1.3.10 Beniparrell

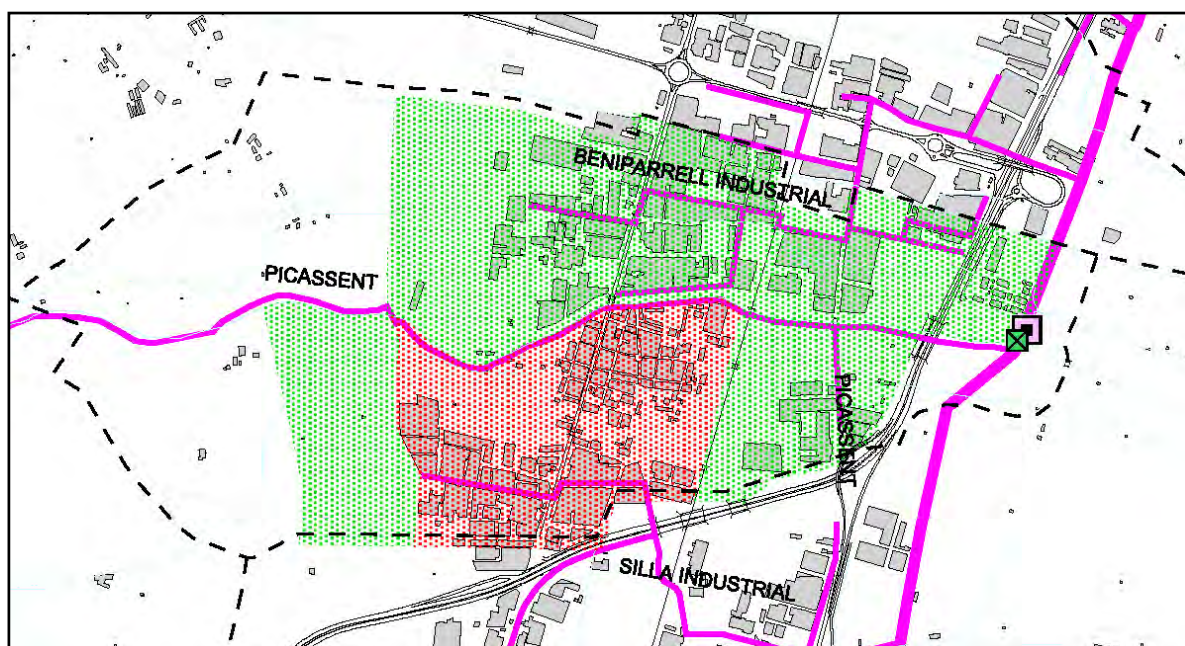


Figura 2-48. Esquema del sistema de saneamiento de Beniparrell

El sistema de saneamiento del casco urbano está completo y conectado al Colector Oeste a través del ramal Picassent-Alcàsser. Se trata de una red unitaria con alivios al barranco de Beniparrell.

El Plan Pomal ejecutó tres colectores unitarios en el polígono Carrascal Noroeste.

Beniparrell es sede de una importante actividad empresarial, materializada en la existencia de los cinco polígonos industriales, con gran número y variedad de actividades industriales, de tamaño mediano y predominio del sector del mueble (Marco, 1998). La red de colectores secundarios de estos polígonos industriales se ha ido completando si bien todavía existen industrias que vierten a las acequias que discurren por la trasera de las edificaciones. Existen redes separativas en algunas zonas industriales, con vertido de las aguas pluviales al barranco.

Los vertidos de los polígonos industriales situados al norte del barranco de Beniparrell son recogidos por el ramal Beniparrell Industrial que también recibe los de las industrias de la zona sur de Albal. Esta ramal tienen una longitud de 3743 m y consiste en una conducción de hormigón que se inicia con un diámetro de 300 mm para acabar conectando al colector Oeste con un diámetro de 600 mm tras recibir cuatro subramales. La pendiente oscila entre el 1,7 y el 3 por mil. En su recorrido cruza mediante tuberías hincadas de acero de 600 mm la línea de ferrocarril Valencia-Albacete, la carretera de Beniparrell y la autovía V-31.

2.6.1.3.11 Alcàsser

La red de saneamiento del casco urbano es unitaria. El casco antiguo conecta con el ramal de Picassent-Alcasser. Este ramal recoge también los vertidos de Picassent y la parte del término municipal de Beniparrell situada al sur del barranco del mismo nombre. Tiene una longitud de 6555 m y conecta al colector Oeste con un diámetro de 800 mm tras recibir un subramal de 300 mm. Su pendiente media ha sido estimada en el 2 por mil y de su estado actual no existen planos. La conexión del saneamiento de Alcàsser se realiza con un diámetro de 1200 mm superior al del propio ramal receptor. El polígono industrial de El Plà dispone de red separativa que conecta al ramal Silla Industrial. Las aguas pluviales son aliviadas a la red de acequias. En los casos en que la pendiente lo permite se ha optado por conducir las aguas pluviales por la superficie de las calles hasta los cunetones de la autovía N-340 y a través de éstos al barranco de Beniparrell.

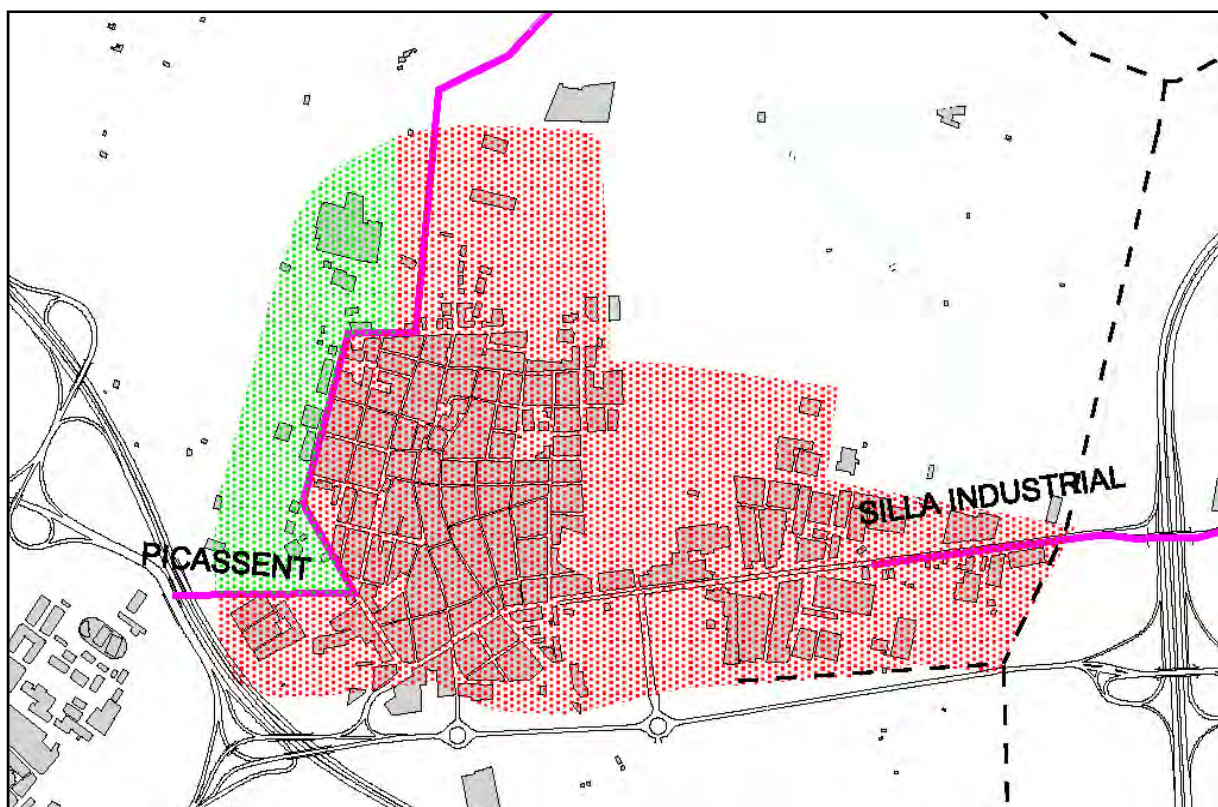


Figura 2-49. Esquema del sistema de saneamiento de Alcàsser

El Plan Pomal ejecutó, aproximadamente, 2000 m de colectores de residuales de 400 mm de diámetro conectado al sistema colector Oeste y otro colector de pluviales de 400, 500 y 800 mm de diámetro, que vierte al barranco de Picassent. De esta manera el municipio está empezando a acometer una serie de redes separativas en las nuevas zonas industriales y residenciales al sur y al oeste del municipio conectadas al ramal de Picassent en el caso de las aguas negras y al barranco de Picassent en el caso de las pluviales.

Los problemas más notables en materia de saneamiento son los siguientes:

1. La práctica totalidad del municipio dispone de red de saneamiento unitaria que conecta directamente con el ramal de Picassent, que resulta insuficiente en época de lluvias. Los diámetros de conexión son superiores a los propios de este ramal.
2. Existe un problema de evacuación de aguas pluviales en la zona este del municipio, por falta de cota y de puntos de vertido. La barrera que creará el AVE se plantea como problema en este sentido.

2.6.1.3.12 Picassent

El núcleo urbano de Picassent dispone de una red de saneamiento unitaria que conecta con el ramal de Picassent-Alcàsser a la altura de la antigua depuradora. Las características de la red de saneamiento en las urbanizaciones son como sigue:

- Sierramar: se desconocen sus características y el punto de vertido.
- Tancat de L' Alter: conecta con el ramal Picassent.
- L'Omet: parte de la urbanización es recogida mediante un colector que discurre por el lecho del barranco de Picassent. Este colector, además de los caudales procedentes de la urbanización, recibe los vertidos del matadero, el polideportivo municipal y los del polígono industrial.
- La Florida: dispone de alcantarillado conectado a la red de Alcàsser.

Por último, otras urbanizaciones residenciales carecen de servicio de alcantarillado, como son: La Coma, L' Altero Monpol, Pedregal, S. Francesc, San Ramón, Racons, El Pinar, La Mare de Déu, Realó y S. José.

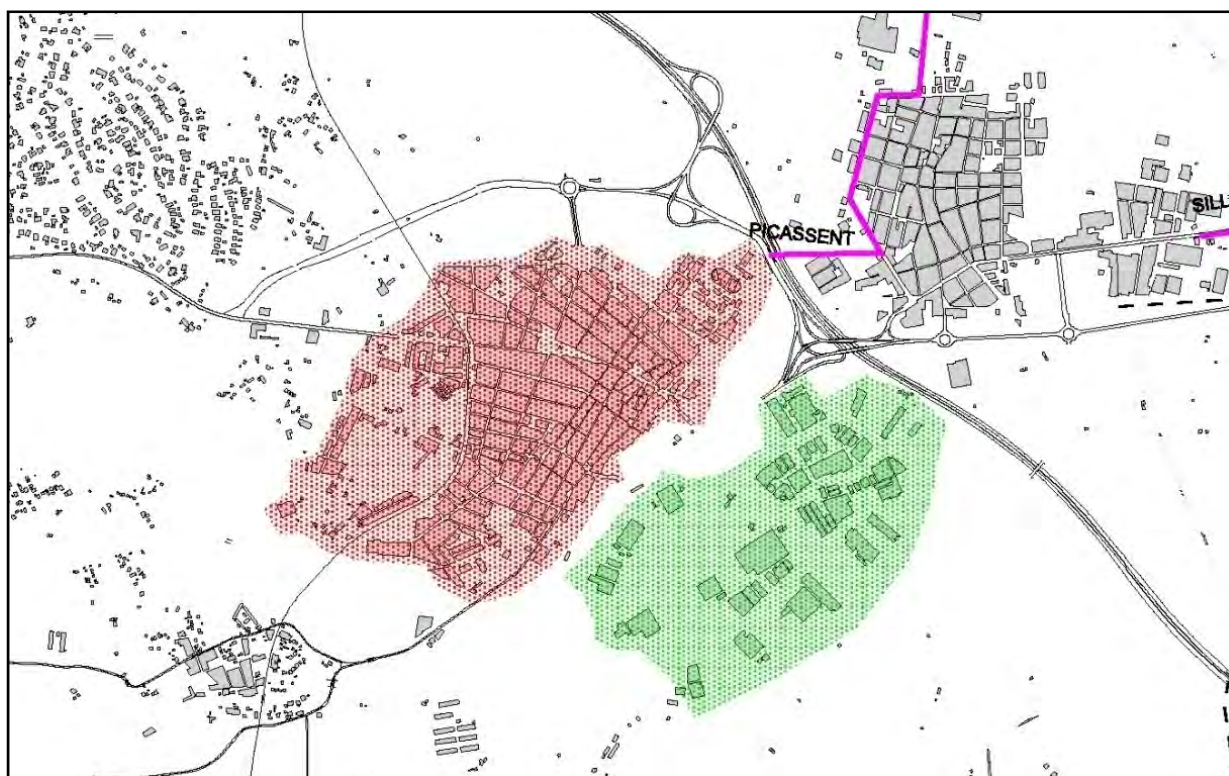


Figura 2-50. Esquema del sistema de saneamiento de Picassent

2.6.1.3.13 Silla

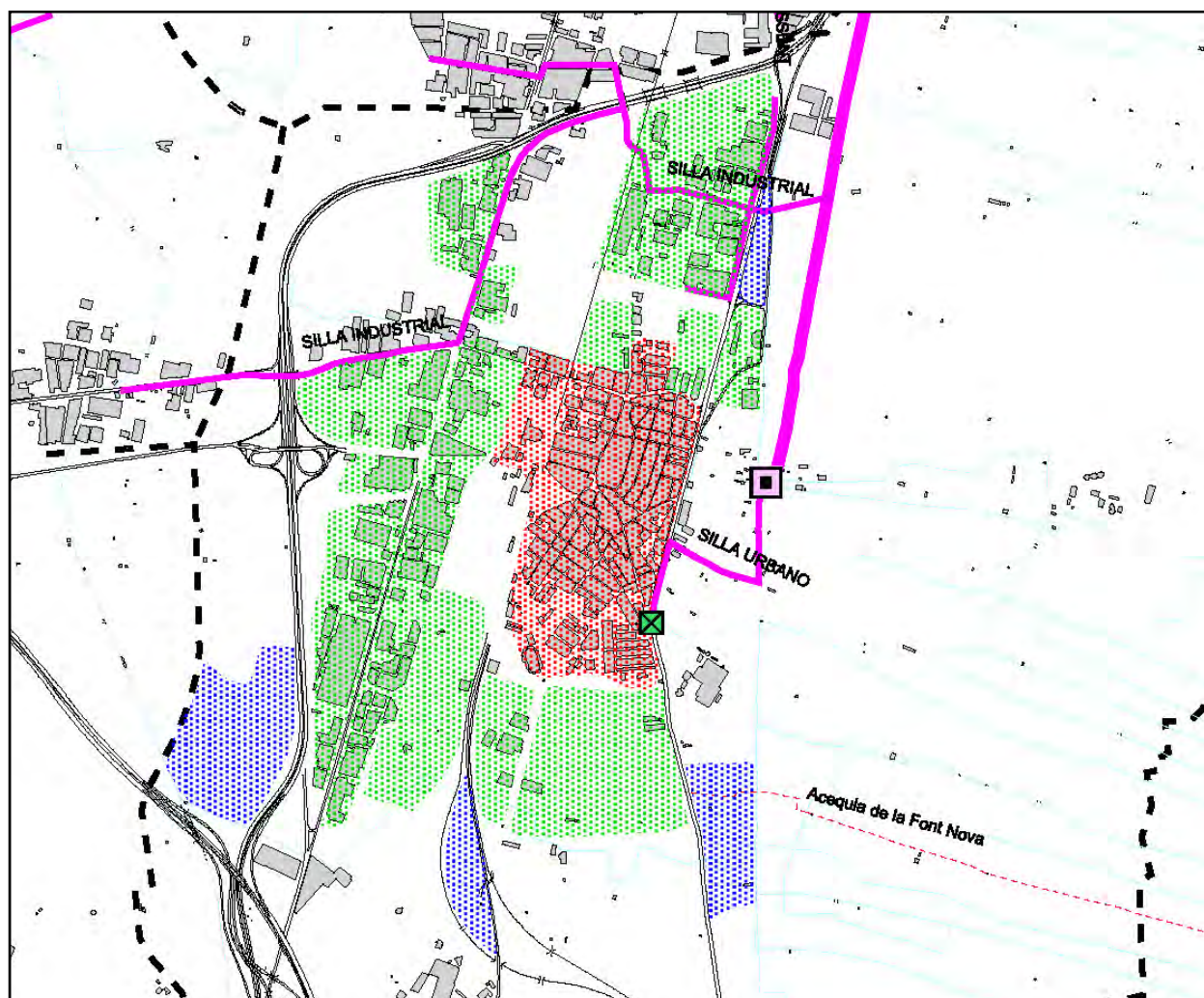


Figura 2-51. Esquema del sistema de saneamiento de Silla.

En el casco urbano la red de saneamiento es unitaria y está conectada al colector Oeste en la avenida de Alicante a través del ramal secundario Silla Urbano. Este ramal tiene una longitud aproximada de 1120 m y consiste en una conducción de hormigón de 800 mm de diámetro con una pendiente del 0,8 por mil. Las nuevas zonas urbanizadas o de futura ejecución contemplan red separativa.

En la cabecera, rotonda de la avenida de Alicante, existe un aliviadero (construido en el plan Pomal) que en tiempo de lluvia alivia caudales muy considerables a la acequia de la Font Nova. Este aliviadero de Silla Sur tiene una segunda salida enterrada hacia el Este (Figura 2-52) que suele recibir vertidos directos incluso en tiempo seco. El alivio se produce, mediante umbral de 66 cm a través de un ovoide de dimensiones 1.80×1.50 m que desemboca en un gran canal abierto (Figura 2-53) que discurre por la Avda. de Alicante hasta la acequia de la Font Nova.



Figura 2-52. Esquema del aliviadero Silla Sur a la acequia de la Font Nova con el punto de descarga identificado en verde. El punto de conexión de la red municipal al colector Oeste se señala en naranja.



Figura 2-53. Canal de alivio a la acequia de la Font Nova.

Todas las zonas industriales disponen de red separativa. De esta forma las aguas residuales de la zona norte vierten al colector Oeste, a través de una conexión con el ramal Silla Industrial en la avenida Espioca, mientras que las aguas pluviales son enviadas a una balsa de evacuación existente que drena a la red de acequias. Esta conexión absorbe los vertidos del Polígono Industrial Albudor a través de un colector ejecutado por el Plan Pomal. En la zona sur las aguas residuales son evacuadas al sistema colector Oeste a través de la red unitaria del casco urbano y las aguas pluviales vierten a la red de acequias. En la zona oeste, el ramal Silla Industrial recoge las aguas residuales y las aguas pluviales vierten también directamente a las acequias.

El ramal Silla Industrial tiene una longitud de 2331 m y consiste en una conducción de hormigón que se inicia con un diámetro de 500 mm y va aumentando progresivamente hasta los 800 mm. Las pendientes oscilan entre el 2 y el 4 por mil y recibe cuatro subramales de entre 300 y 400 mm; dos de ellos, cruzan la autovía bajo la autovía V-31 mediante tuberías hincadas de acero de 600 mm.

Existe un importante aliviadero del sistema Silla Norte (Figura 2-54, Figura 2-55). La descarga se produce a través de una tubería de hormigón de 2000 mm de diámetro a una pequeña cámara a la que acomete otra tubería de 800 mm de diámetro. En situación de lluvia ordinaria el tubo de 800 mm funciona en presión hasta una acequia que desemboca, tras un recorrido considerable, en el Port de Silla. En situaciones extraordinarias se produciría el rebose del agua a través de una reja al campo contiguo a la cámara de alivio. El recorrido de la acequia hasta el Port limita la llegada de contaminantes, por lo que los vertidos pasan en ocasiones desapercibidos.



Figura 2-54. Aliviadero de Silla Norte



Figura 2-55. Esquema del alivio Silla Norte al puerto de Silla. El punto de alivio de la red se señala en verde.

Cabe precisar que tanto en el aliviadero de Silla Sur como en el de Silla Norte las descargas de los sistemas unitarios se producen a acequias que actualmente no se encuentran integradas dentro de la red de acequias de la Junta Local de Silla. Así, la acequia referida en el alivio de

la zona norte llega al Port de Silla sin recibir aporte de riego alguno. La acequia de la Font Nova tampoco recibe agua de riego si bien contribuye al riego del arrozal desde el lago. Esto es positivo en tanto en cuanto existe cierta independencia entre el riego y los alivios de las redes de alcantarillado y las aguas de riego suelen circular limpias por Silla. Pero en situación de lluvia siguen llegando al lago gran cantidad de contaminantes en muy poco tiempo.

El Plan POMAL realizó las siguientes actuaciones:

- Un colector de aguas residuales en la Avda. Espioca (1145 m HM 300; 346 m HM 400; 1143 m PVC 400; 597 m PVC 500)
- Un colector de aguas residuales en la Avda. Albudor (370 m HM 400)
- La remodelación del referido aliviadero existente en la Avda. Alicante, al inicio del ramal Silla Urbano, para limitar la capacidad de entrada a éste a 400 l/s, aliviando el resto a la acequia de la Font Nova.

Por último, según el PRUG del Parque Natural de L'Albufera (CTH, 2004) las construcciones existentes en el Port y el polideportivo de Saladar no cuentan con ningún sistema de saneamiento.

En conclusión, los principales problemas de Silla en materia de saneamiento y drenaje son los siguientes:

1. Recibe los excedentes de lluvia procedentes de Picassent a través del barranco de la Rambleta de Silla, lo que provoca el agotamiento de la propia red de pluviales del municipio e inundaciones inducidas en la variante de la autovía N-340. Para resolver este problema está previsto ejecutar tres balsas de laminación situadas al oeste de la población que aliviarían el agua sobrante a L'Albufera.
2. Las conexiones con el colector Oeste son insuficientes. Existe una deficiencia de diseño en el perfil longitudinal del colector Oeste por la cual éste llega con una cota de rasante superior a la del colector de la Rambleta de Silla impidiendo aprovechar toda su capacidad. Esto constituye una dificultad estructural para dar servicio a las zonas de nueva expansión al sur de Silla, aguas abajo de la cabecera del Colector Oeste, para las cuales será necesario en un futuro próximo prolongar la conducción y plantear nuevas estación de bombeo.
3. Los aliviaderos Silla Sur y Silla Norte descargan aguas contaminadas procedentes de la red de alcantarillado.

2.6.1.4. Sector Norte. Descripción de las infraestructuras principales del sistema colector Oeste

A continuación se describe la topología del colector Oeste a partir de diversas fuentes (COPUT, 1989b; CMH, 1994; COPUT, 1997d; CMH & Emarsa, 1998; CMH, 2000).



Figura 2-56. Esquema general del colector Oeste y sus estaciones de bombeo.

El colector Oeste funciona por gravedad entre estaciones de bombeo, excepto entre la E. B. de Catarroja y el barranco del Poyo y entre la E. B. Turia y la EDAR de Pinedo, donde el caudal es impulsado.

A continuación se describe pormenorizadamente la infraestructura principal por tramos entre estaciones de bombeo.

2.6.1.4.1 Tramo E. B. Silla –E. B. Beniparrell

El primer tramo comienza en la estación de bombeo de Silla donde se produce la primera elevación. Posteriormente, el colector llega por gravedad hasta la E. B. de Beniparrell.

Tabla 2-14. Estaciones de bombeo del colector Oeste

Estación	Conducción	Número de bombas	Modelo bombas	Potencia motor
EB Silla	Colector Oeste	1+1	Flygt CP 3152 LT	8,8 kW
EB Beniparrell	Colector Oeste	3+1 (colector) y 1+1 (aliviadero)	Flygt CP 3152 LT	8,8 kW
EB Catarroja	Colector Oeste	4+1	Flygt CP 3300 LT	37,0 kW
EB Sedaví	Colector Oeste	5	Flygt CP 3500	60,0 kW
EB Turia	Colector Oeste	3 (Pinedo) + 3 (aliviadero)	Flygt CP 3500	60,0 kW
EB Picanya	Ramal Picanya	2+1	Flygt CP 3300 LT	37,0 kW

Según el proyecto de liquidación del bloque nº1 del Pomal cada bomba impulsa un caudal unitario de 250 l/s. Según el estudio de aforos del colector Oeste estas bombas elevan al inicio del colector 0.161 m³/s, a pesar de que el máximo caudal que puede ser aliviado (a una acequia) es de 0.133 m³/s.

El tramo consiste en una conducción de hormigón que se inicia con un diámetro de 800 mm y va aumentando progresivamente hasta 1500 mm justo antes de llegar a la E. B. de Beniparrell.

El perfil longitudinal resultante para el tramo Silla – Beniparrell es el siguiente (en magenta el colector y en verde la rasante del terreno).

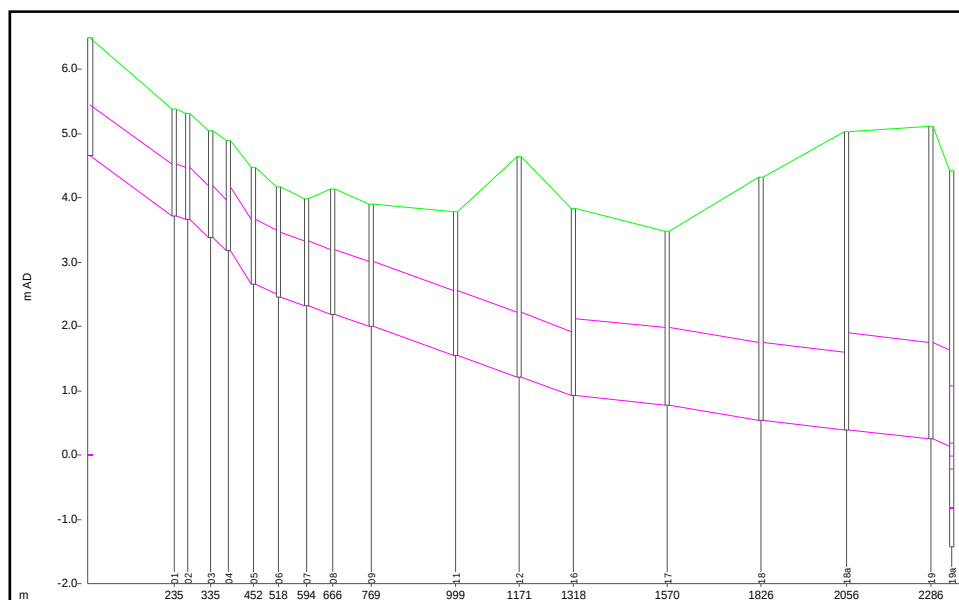


Figura 2-57. Perfil longitudinal del tramo Silla – Beniparrell.

Según el estudio de aforos del colector Oeste el tramo funciona correctamente en tiempo seco incluso considerando las actuaciones previstas en el proyecto Pomal. No obstante, en tiempo de lluvia se produce la entrada en carga de 1700 m de colector a causa de la incorporación del ramal Silla Industrial.

2.6.1.4.2 Tramo E. B. Beniparrell –E. B. Catarroja

La E. B. Beniparrell consta de cuatro bombas (3+1). El telemando de la estación no funciona correctamente en la actualidad.

Por otra parte, esta estación de bombeo tiene un aliviadero al barranco de Beniparrell. El alivio se produce por bombeo, a través de (1+1) bombas iguales a las anteriores.



Figura 2-58. Aliviadero de la estación de bombeo de Beniparrell en funcionamiento el día 17 de mayo de 2005.

Todo el tramo tiene una sección circular de 1500 mm de diámetro. Los datos de campo revelan discrepancias entre las pendientes del proyecto y las realmente ejecutadas. Lo más negativo en este tramo es que se detecta un tramo a contrapendiente de 190 m de longitud.

En la siguiente tabla se recogen los resultados del levantamiento topográfico realizado en el estudio de aforos del colector Oeste así como las secciones por tramo y observaciones más destacables (incorporaciones de ramales y cotas interpoladas en los pozos donde no fue posible tomar la cota de solera).

El perfil longitudinal resultante para el tramo Beniparrell – Catarroja es el siguiente (en magenta el colector y en verde la rasante del terreno).

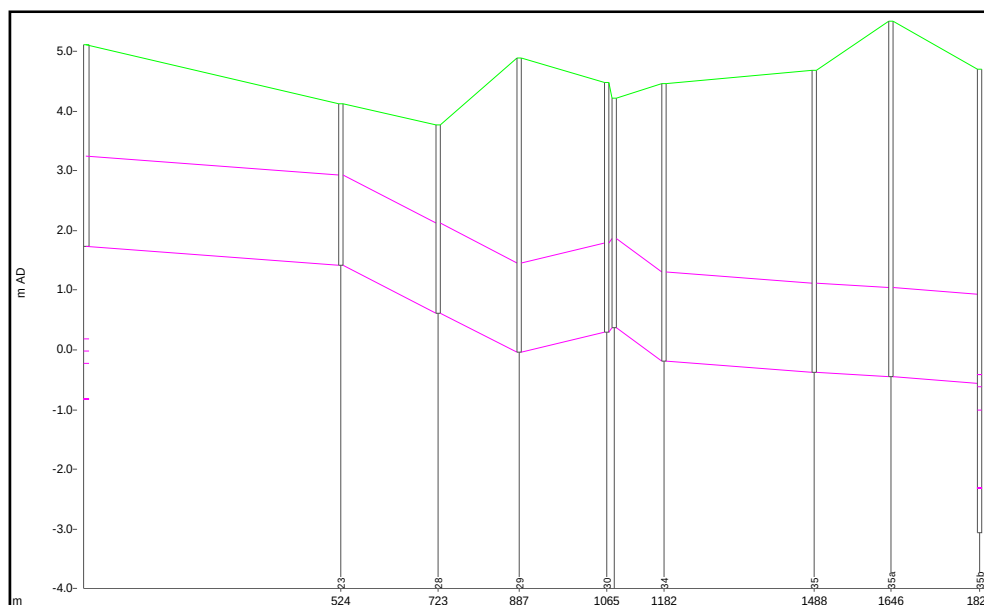


Figura 2-59. Perfil longitudinal del tramo Beniparrell – Catarroja.

Según el estudio de aforos del colector Oeste, el hecho más grave detectado es el tramo en contrapendiente de 190 m manifestado en la zona central (a 887 m de la E. B. Beniparrell). Esto condiciona el funcionamiento general del tramo, y se producen en tiempo de lluvia desbordamientos aguas arriba de dicho tramo. En efecto, la siguiente fotografía tomada el 18 de mayo de 2005 muestra como el pozo en cuestión (el nº28 según la nomenclatura del estudio de aforos del colector Oeste) está roto produciéndose desbordamientos.



Figura 2-60. Desbordamientos en el pozo nº28, aguas arriba del tramo en contrapendiente.

Siempre según este estudio, con las actuaciones previstas en el Pomal, se produciría una pequeña mejora, pero el colector seguiría entrando en carga.

2.6.1.4.3 Tramo E. B. Catarroja –E. B. Sedaví

La E. B. Catarroja tiene cinco bombas (4+1). Actualmente, las rejillas de esta estación no funcionan correctamente. Al bombearse toda el agua sin desbastar, las bombas sufren un gran desgaste.

De esta estación de bombeo parten dos tuberías en paralelo de 700 mm de diámetro que constituyen una impulsión. Al llegar al barranco del Poyo, se produce la rotura de carga, y el cauce se cruza mediante un sifón. Además, en este mismo punto se ubica un aliviadero. No obstante, para que este aliviadero funcione, deberían funcionar 5 ó 6 bombas en la E. B. de Catarroja (hecho que no ocurre), y además debería rebajarse la cota del labio del aliviadero. El proyecto de mejora y adaptación del aliviadero está actualmente redactado, a falta del permiso de la CHJ para autorizar los vertidos al barranco del Poyo. En la parte superior derecha se distingue la arqueta de rotura de carga previa al sifón de cruce del barranco.

Una vez cruzado el barranco del Poyo mediante dos tuberías, el colector vuelve a funcionar por gravedad hasta la E. B. de Sedaví con un diámetro de 1500 mm en el comienzo, para acabar con diámetro de 1800 mm. Sin embargo, a la altura de la cooperativa agrícola San Pedro de Massanassa, el colector cruza una conducción de gas mediante tres tuberías en paralelo de 1000 mm de diámetro (datos de proyecto sin confirmar). Esta singularidad se prolonga en 13 m.

El perfil longitudinal resultante para el tramo Catarroja – Sedaví es el siguiente (en magenta el colector y en verde la rasante del terreno).

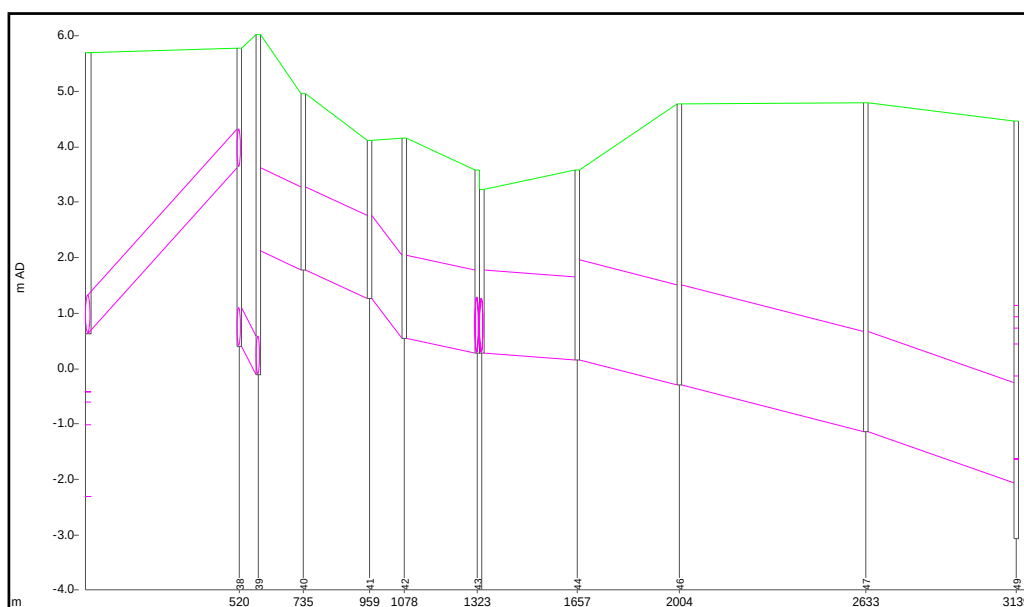


Figura 2-61. Perfil longitudinal del tramo Catarroja – Sedaví

En el estudio de aforos del colector Oeste (CMH y Emarsa, 1998) se señala que la singularidad del cruce de la conducción de gas no supone ninguna merma de la capacidad del colector en tiempo seco, pero sí en tiempo de lluvia, produciéndose desbordamientos en el pozo aguas arriba del cruce, frente a la cooperativa de Massanassa.

Con la ejecución del Pomal, al aumentarse la capacidad de la E. B. de Catarroja, se empeora la situación en el tramo inicial, generándose una mayor frecuencia de desbordamientos en dicha cooperativa.

2.6.1.4.4 Tramo E. B. Sedaví – EB Turia

La E. B. Sedaví tiene cinco bombas. Actualmente, las rejillas de esta estación no funcionan correctamente. Al bombearse toda el agua sin desbazar, las bombas sufren un gran desgaste. Además las averías en el sistema de bombeo son constantes generando problemas principalmente en el ramal de Sedaví que entra en carga al no poder desaguar.

El tramo consiste en una conducción de hormigón con un diámetro de 1800 mm. El perfil longitudinal resultante para el tramo Sedaví – Turia es el siguiente (en magenta el colector y en verde la rasante del terreno).

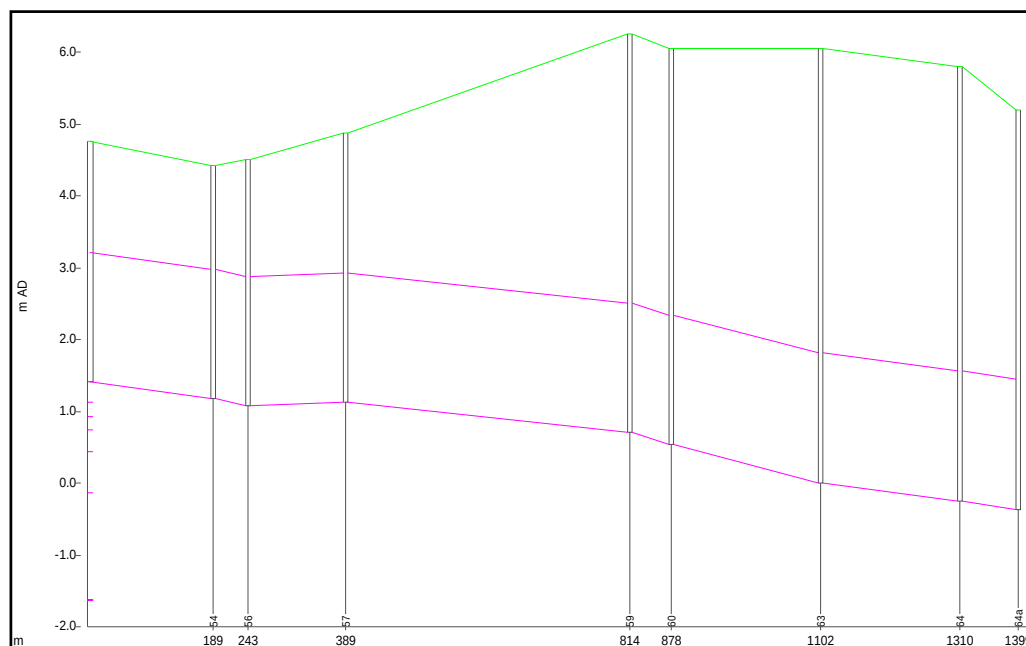


Figura 2-62. Perfil longitudinal del tramo Sedaví – Turia.

Según CHM y Emarsa (1998), el tramo tiene capacidad suficiente para funcionar correctamente en tiempo seco, aunque en tiempo de lluvia, el colector entra en carga. Cuando la estación de bombeo de Turia (final de este tramo) llega al límite de su capacidad, como el aliviadero de la misma al Ribàs no funciona correctamente, el sistema comienza a fallar hacia aguas arriba.

2.6.1.4.5 Tramo E. B. Turia – EDAR Pinedo

La EB Turia tiene seis bombas (3+3). Actualmente, las rejillas de esta estación no funcionan correctamente. Tres de las bombas constituyen el bombeo hacia Pinedo, y las otras tres el alivio hacia la acequia del Ribàs, que no funciona.

Desde la estación de bombeo, se cruza en sifón el nuevo cauce del río Turia, y posteriormente la tubería cruza el azarbe de la margen izquierda, para discurrir paralela al mismo hasta la EDAR de Pinedo.



Figura 2-63. Cruce del azarbe de la margen izquierda del Turia

2.6.1.4.6 Los alivios directos del colector Oeste

El colector Oeste tiene diversas infraestructuras directas de alivio que describiremos de Sur a Norte, es decir, desde aguas abajo hacia aguas arriba. La ubicación de los puntos principales se ilustra al inicio del capítulo en la Figura 2-22. Incluiremos en la descripción algunos puntos en los que el colector Oeste tiene fugas o roturas por las que se producen descargas de aguas residuales al medio natural.



Figura 2-64. Fuga del ramal Picassent

Así bajo el cruce de la Pista de Silla (V-31) sobre el barranco de Beniparrell se producen fugas del ramal de Picassent, siendo vertida el agua residual al propio barranco (Figura 2-64).

Uno de las principales puntos de descarga se encuentra en la estación de bombeo de Beniparrell en la que existe un aliviadero al barranco del mismo nombre (Figura 2-65). Este

aliviadero, que se produce mediante un bombeo, entra en funcionamiento prácticamente en todos los episodios de lluvia.



Figura 2-65. Aliviadero de la estación de bombeo de Beniparrell al barranco

En Catarroja existía un aliviadero al Barranco del Poyo pero fue clausurado (Figura 2-66). Actualmente los conductos de alivio están sellados. No obstante podría llegar a producirse desbordamiento en sus compuertas en una situación de colapso aguas abajo, en el sifón bajo el Barranco del Poyo.



Figura 2-66. Aliviadero al Barranco del Poyo

Más al norte, en la Font del Alter, que como se vio anteriormente ya recibe parte del alivio de la red unitaria de Catarroja, existe una surgencia no controlada de aguas fecales en las inmediaciones de uno de los pozos del ramal Catarroja Puerto (Figura 2-67).



Figura 2-67. Surgencia de aguas fecales en la acequia de la Font del Alter

En Massanassa, en las inmediaciones de la Cooperativa San Pedro se repite cada episodio de lluvia el mismo espectáculo: el colector entra en carga y rebosa por uno de los pozos, situado frente a las instalaciones de la Consellería de Bienestar (Figura 2-68).



Figura 2-68. Desbordamiento del Colector Oeste en Massanassa

En situación de lluvia en el tramo final del colector Oeste, y con el objeto de evitar la llegada de más caudales a través del ramal de Picanya que pudieran ocasionar problemas en la conducción principal, es frecuente que se produzca la parada de las bombas de la estación de bombeo de Picanya. Esta estación tiene un aliviadero al barranco del Poyo que, en consecuencia, funciona habitualmente en tiempo de lluvia.

Por último, se proyectó un aliviadero al azarbe del Ribás, junto a la estación de bombeo de Turia, pero no se tiene constancia de que haya sido construido.

2.6.1.4.7 Problemática: conclusiones

En general la problemática del sistema colector Oeste se puede englobar en los siguientes aspectos (Acuamed, 2006d).

Diseño general del esquema de depuración de L'Horta Sur

Todo el sistema de alcantarillado en el ámbito del estudio es tributario de una única EDAR que se sitúa, en Pinedo, al norte de su ámbito y al otro lado del nuevo cauce del Turia.

Ahora bien, con el actual proceso de urbanización acelerada del territorio, la franja confinada entre el Nuevo Cauce del Turia al Norte, Silla al Sur, la Avenida del Sur por el Oeste, y la V-31 al Este, será muy pronto un continuo íntegramente urbanizado. Este hecho impone nuevos condicionantes. Tenemos un territorio demasiado extenso y un crecimiento demasiado dinámico para un sistema que depende de una EDAR excesivamente lejana. Además, este sistema tiene aguas abajo, a escasos metros y con una densa red de infraestructuras hidráulicas que lo conectan, un territorio extraordinariamente sensible a la eutrofización como es el Parque Natural de L'Albufera y especialmente su lago.

La topografía del corredor ocupado por el colector Oeste plantea también problemas. El relieve es bastante plano con un perfil en forma de diente de sierra. Existen accidentes geográficos como los barrancos de Beniparrell, del Poyo, y el propio Nuevo Cauce del Turia por lo que el transporte por gravedad es imposible. El colector Oeste actual incluye cinco estaciones de bombeo en línea. Este sistema es frágil: basta un fallo en uno de sus elementos para que el sistema deje de funcionar y los alivios acaben en L'Albufera. Los problemas reseñados afectan especialmente a los términos municipales situados al Sur del barranco del Poyo (Catarroja-Albal-Beniparrell-Silla y Picassent-Alcàsser) y también al núcleo oeste de Paiporta-Picanya.

Dificultades para la reutilización

La producción de aguas negras has sido calificada como típica (CMH & Emarsa, 1998), por lo que no son esperables incidencias en la tratabilidad biológica del efluente en la planta depuradora de Pinedo:

- Las aguas negras urbanas responden a un patrón típico.
- Curiosamente no parecen existir de forma relevante aportes incontrolados por fugas de acequias o infiltraciones del nivel freático.
- Las aguas industriales pueden considerarse como típicas tanto en cantidad (con caídas durante el fin de semana) como en calidad. Sin embargo, en el tramo comprendido entre la E.B. de Beniparrell y la de Catarroja se observó una dotación per cápita muy alta y una carga contaminante unitaria también muy alta.

Sin embargo, esta tendencia debe haberse acentuado en los últimos años, dada la implantación de múltiples empresas susceptibles de aportar cargas químicas altas. Pueden señalarse los siguientes problemas para la reutilización:

- La rigidez de la planta de Pinedo sin controles para adecuar el tratamiento a la carga del influente con lo que aportes con elevadas cargas pueden comprometer la aptitud del efluente para su reutilización.
- La ubicación de la planta. El área generadora del recurso y las zonas susceptibles de reutilización (zonas regables de la acequia Real del Júcar, por ejemplo) se encuentran próximas. Sin embargo, el transporte hasta la planta de Pinedo, y desde ella hasta la zona regable, introduce una gran ineficiencia.

Diseño del sistema colector Oeste

Con todo, el principal problema que presenta el sistema colector Oeste es que fue diseñado para recoger únicamente las aguas residuales de los municipios del ámbito de estudio y, tal como se describe en el Anejo 2. Estudio de redes de saneamiento y drenaje urbano, la mayor parte de estos municipios no disponen de red separativa, excepto en algunas zonas industriales existentes y en las zonas de reciente urbanización.

No existe infraestructura general de pluviales confiándose su drenaje al sistema de acequias con vertido en el lago de L'Albufera.

En tiempo de lluvia se agota rápidamente la capacidad de transporte del colector y éste entra en carga, produciéndose alivios al lago de L'Albufera de un agua con una elevada carga contaminante. Estos alivios no se producen solo en los puntos definidos para ello sino que también lo hacen a través de los propios pozos de registro y en puntos débiles del sistema que no soportan la elevada carga y acaban rompiendo.

La entrada en carga del colector induce sobrecargas hacia aguas arriba en determinados elementos de la red de alcantarillado produciéndose alivios a la red de acequias a través de las múltiples conexiones entre ambas redes (en ocasiones, a través de ventanas de alivio de construcción muy burda) que funcionan como válvulas de seguridad del sistema.

Por último cabe destacar el caudal de retornos de riegos que le llega al colector a través de acequias que discurren por los propios municipios y que tampoco estaba previsto.

En resumen, la concepción del sistema como separativo es utópica, especialmente en zonas con construcciones antiguas y en áreas con coexistencia de usos residenciales e industriales. Las conducciones de pluviales reciben vertidos de aguas negras y las infraestructuras de aguas negras (el colector Oeste) reciben aportes pluviales provocando múltiples disfunciones.

Ramales y problemas puntuales

Otro problema que actualmente presenta el sistema está relacionado con el efluente de la depuradora de Torrent, que para evitar los malos olores que se producían en el barranco del Poyo y que afectaban a los municipios por los que este discurre se conectó al Colector Oeste a través del ramal de Picanya.

De esta forma, el Colector Oeste recibe un caudal muy importante que no estaba previsto. Para solucionar el problema, en el *Plan de Reutilización de Agua Residual del Área Metropolitana de Valencia* de 1998, estaba prevista una impulsión para la reutilización para

regadío de los efluentes de la EDAR de Torrent. El efluente irá a parar al sector XII del Canal Júcar-Turia.

Por otra parte, las recientes obras de encauzamiento del barranco del Poyo han confinado el ramal de Picanya que discurre por el eje del mismo. Cualquier futura conexión debería realizarse excavando las motas laterales del encauzamiento lo cual lo convierte en una obra de gran dificultad de ejecución y extraordinariamente costosa. En la práctica el ramal ha quedado condenado, limitándose a recibir conexiones actuales, y serán necesarios nuevos colectores bajo las vías de servicio para recoger nuevas acometidas.

Finalmente, el referido estudio sobre el colector Oeste (CMH & Emarsa, 1998) señala determinadas deficiencias puntuales:

- La existencia de un estrangulamiento en la sección transversal aguas abajo del barranco del Poyo (cruce con gaseoducto de Enagás, ver figura 5).
- La “escasa incidencia en porcentaje de las precipitaciones en las horas mensuales de funcionamiento de las bombas” para lo cual resulta difícil encontrar una explicación satisfactoria.
- En la E. B. de Catarroja el número de arranques es muy superior al máximo recomendado por el fabricante
- En la E. B. de Sedaví las bombas se quedan “enganchadas” funcionando en seco por defectos en el sistema de parada.
- La existencia de un tramo en contrapendiente entre la E. B. de Beniparrell y el Ramal Catarroja-Matadero.

En definitiva, es imposible abordar los problemas desde una perspectiva local por lo que el sistema va a requerir soluciones globales.

2.6.1.5. Sector suroeste. Redes locales y su conexión a la depuradora de Albufera Sur

2.6.1.5.1 Alginet

La red de saneamiento de Alginet es unitaria y consta de tres colectores generales así como de un emisario que conduce las aguas residuales por el barranco de Algadins hasta aguas abajo del sifón de la Acequia Real del Júcar, donde las aguas salían a cielo abierto hasta 2002. Los principales elementos de la red general de saneamiento (Figura 2-70) son:

- Colector Urbanizaciones de 800 mm de diámetro de hormigón. Discurre por el Barranco Señor, y recoge las aguas procedentes de la urbanización San Patricio, situada al noroeste del término municipal y que cuenta con una adecuada infraestructura. Buena parte del colector ya está desdoblado (se encuentra representado como una línea discontinua en la Figura 2-70. Sin embargo, otras urbanizaciones residenciales, como Los Lagos no disponían en 2006 de red de saneamiento aunque en este caso se tenían los proyectos redactados.
- Colector de 800 mm de diámetro, también de hormigón. Discurre por el Barranco de la Forca. Atraviesa el centro del casco urbano de Alginet, recogiendo las aguas negras y las pluviales.

- Ovoide de 1500 mm de diámetro, de hormigón. Recoge parte del Polígono Industrial situado al noreste, así como varios PAI nuevos que no aparecen reflejados en la figura.
- Colector de 800 mm que sirve al Polígono Industrial Sur y que vierte al colector de 800 mm que recoge las aguas de la urbanización San Patricio.

Estos cuatro colectores acaban confluyendo en un único colector general. Se trata de un ovoide de 1500 mm de diámetro, que discurre por el Barranco de Algadins.

A partir de 2002, las aguas residuales circulaban a cielo abierto por un tramo del barranco y, en tiempo seco, eran captadas por un colector construido por la CHJ, de 700 mm de diámetro, que las transportaba a la EDAR de Albufera Sur, en pruebas entre 2002 y 2005. Hasta mayo de 2005, mes de puesta en servicio de la depuradora, las aguas residuales de Alginet llegaban al Parque Natural de L'Albufera a través de la red de drenaje. La acequia Alqueressia, que funciona como azarbe de los campos circundantes, recibía la mayor parte y los transportaba hasta el lago.

La capacidad del colector general es insuficiente, sobre todo cuando se producen lluvias torrenciales. Esta misma situación se reproduce aguas abajo en el punto en que el colector general cruza la acequia Real del Júcar a la altura del sifón de Alginet en el que la acequia comienza a discurrir soterrada. Ambas deficiencias resultan en alivios sistemáticos, incluso durante eventos de bajo periodo de retorno, al propio barranco de Algadins, tributario del Parque Natural de L'Albufera: estos alivios contienen aguas residuales procedentes de los sistemas unitarios insuficientemente diluidas con aguas de primeras lluvias que incorporan la carga resultante del primer lavado de las calles y colectores de modo que las concentraciones de material orgánica, nutrientes inorgánicos, sólidos en suspensión y metales pesados pueden ser significativas. Las fotografías de la Figura 2-69 fueron tomadas el lunes 11 de abril de 2005. El fin de semana anterior se produjeron tormentas locales de poca duración. En el momento de tomar las imágenes se comprobó que el nivel de las aguas residuales en el colector era elevado se observó gran cantidad de lodos aguas abajo del aliviadero, en el propio barranco, signo inequívoco de que se habían producido vertidos contaminantes como resultado de la evidente saturación del colector.



Figura 2-69. Detalle del aliviadero del colector general a la salida del casco urbano de Alginet (izq.). Detalle de la contaminación en el Barranco de Algadins, aguas abajo del cruce con la acequia Real del Júcar (dcha.). Imágenes de abril 2005. Fuente: archivo Tysa

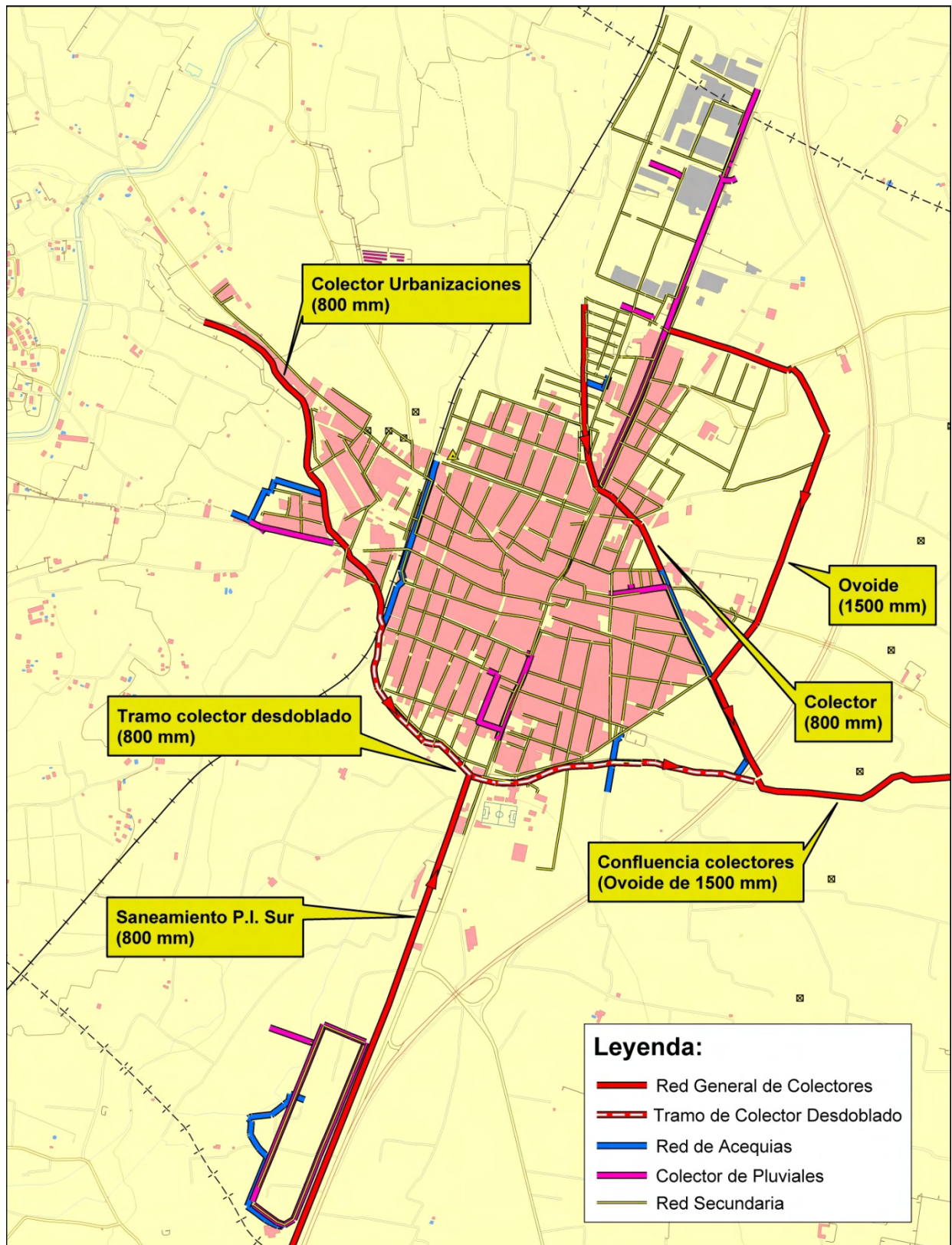


Figura 2-70. Red primaria y secundaria de colectores de saneamiento del casco urbano de Alginet

2.6.1.5.2 Almussafes

La red de saneamiento del término municipal de Almussafes fue planteada como separativa. Con más precisión, la red incluía colectores de aguas negras pero no contaba apenas con infraestructura de pluviales, de modo que las aguas de lluvia eran drenadas a través de las propias calles circulando a cielo abierto entre bordillos y ocasionando frecuentemente inundaciones menores en la parte baja del casco urbano. Hasta 2002 el único colector existente estaba situado al oeste de la población y atravesaba el casco en dirección norte-sur por la calle Benifaió hasta verter el barranco Tramusser. Sus dimensiones variaban entre los 800 y los 1000 mm de diámetro. En 2002 se creó un nuevo colector situado en la zona centro del casco urbano. Se trata de un colector, con sección rectangular en cajón (Figura 2-71), cuyas dimensiones son 600 x 1500 mm y que discurre bajo las calles Ausias March, Llauradors, Cervantes y El Cano para acabar vertiendo a la acequia del Romaní. La capacidad total de desagüe de ambos colectores es de tan sólo 3 m³/s. La infraestructura de pluviales resultaba muy insuficiente (Ajuntament d'Almussafes, 2003) para una recomendación general de diseño de 15 años de período de retorno, pero este factor era común en la mayor parte del entorno.

Los colectores de aguas residuales en el casco urbano de Almussafes se organizaban en dos grupos al existir dos colectores generales desdoblados, todos ellos de 800 mm de diámetro. Uno de estos grupos discurre por la Ronda Historiador Lluís Duart Alabarta, y consiste en dos colectores en paralelo. El otro grupo consta también de dos colectores en paralelo, y discurre por la Ronda Sindic Antoni Albuixech. Ambos grupos confluyen en el cruce de ambas rondas, al sureste del casco urbano. La confluencia se realiza a un colector de 500 mm de diámetro, con los problemas que esto conlleva: el fácil rebosamiento del colector, al ser incapaz de evacuar importantes caudales. Este rebosamiento se produce a través de los aliviaderos, llegando la contaminación al barranco del Tramusser y, a través de éste, al Parque Natural de L'Albufera. Hasta 2005 el colector moría en un tanque Imhoff, que resultaba un método de tratamiento de las aguas residuales evidentemente insuficiente para la población servida. Tras el inicio en pruebas de la EDAR Albufera Sur este tanque era vaciado quincenalmente y sus aguas transportadas a la EDAR Albufera Sur, donde recibían el tratamiento adecuado.

En la zona más oriental del término municipal de Almussafes, hay dos polígonos industriales (Figura 2-72):

- P. I. Formol y Derivados: Este polígono fue objeto de una actuación de reurbanización en 2005. A partir de esta fecha era servido por un colector construido por la Confederación Hidrográfica del Júcar. En su camino a la EDAR Albufera Sur se desvía al Romaní, donde recoge sus aguas residuales. Desde allí asciende de nuevo hacia el norte para recoger las aguas residuales de la Ford y de Almussafes.
- P. I. Ford y Juan Carlos I: polígono industrial tiene su propio colector de aguas residuales, que a partir de 2005 conducía sus aguas residuales, a través de un colector de la CHJ, a la EDAR de Albufera Sur. El polígono tiene depuradora propia. Sus efluentes se vierten en parte a la acequia de la Foia, y en parte se reutilizan en las zonas verdes de la empresa. Las aguas de escorrentía de esta zona son vertidas a las acequias y barrancos existentes, en concreto en el lado oeste a las acequias de la Foia y

el canal de Crespo, que cruzan el área ocupada por el polígono una por el norte y otra más al sur. Por otra parte, las aguas pluviales del sector Sur son evacuadas al brazal del Romani, que discurre por fuera del área del polígono. La regulación del vertido a este último cauce se realiza mediante una balsa de laminación situada en el extremo sudeste del polígono, en las proximidades del instituto anteriormente nombrado. Esta zona de laminación sólo recoge aguas pluviales en aquellos momentos en que, por lluvias torrenciales, el colector agota su capacidad. En términos generales y para los estándares habituales, esta zona parece no presentar problemas para la evacuación de las aguas pluviales.

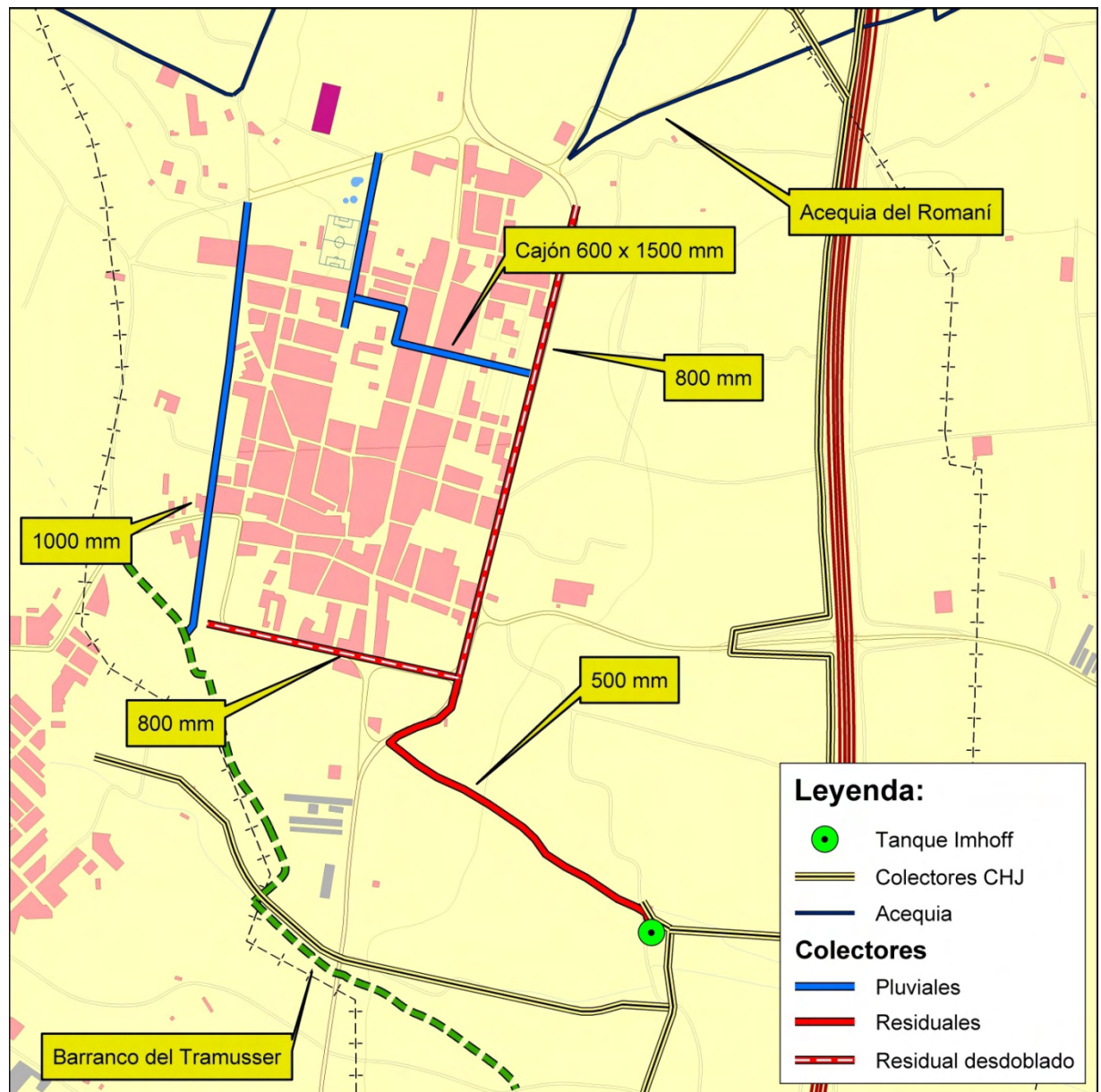


Figura 2-71. Red general de colectores en el casco urbano de Almussafes.

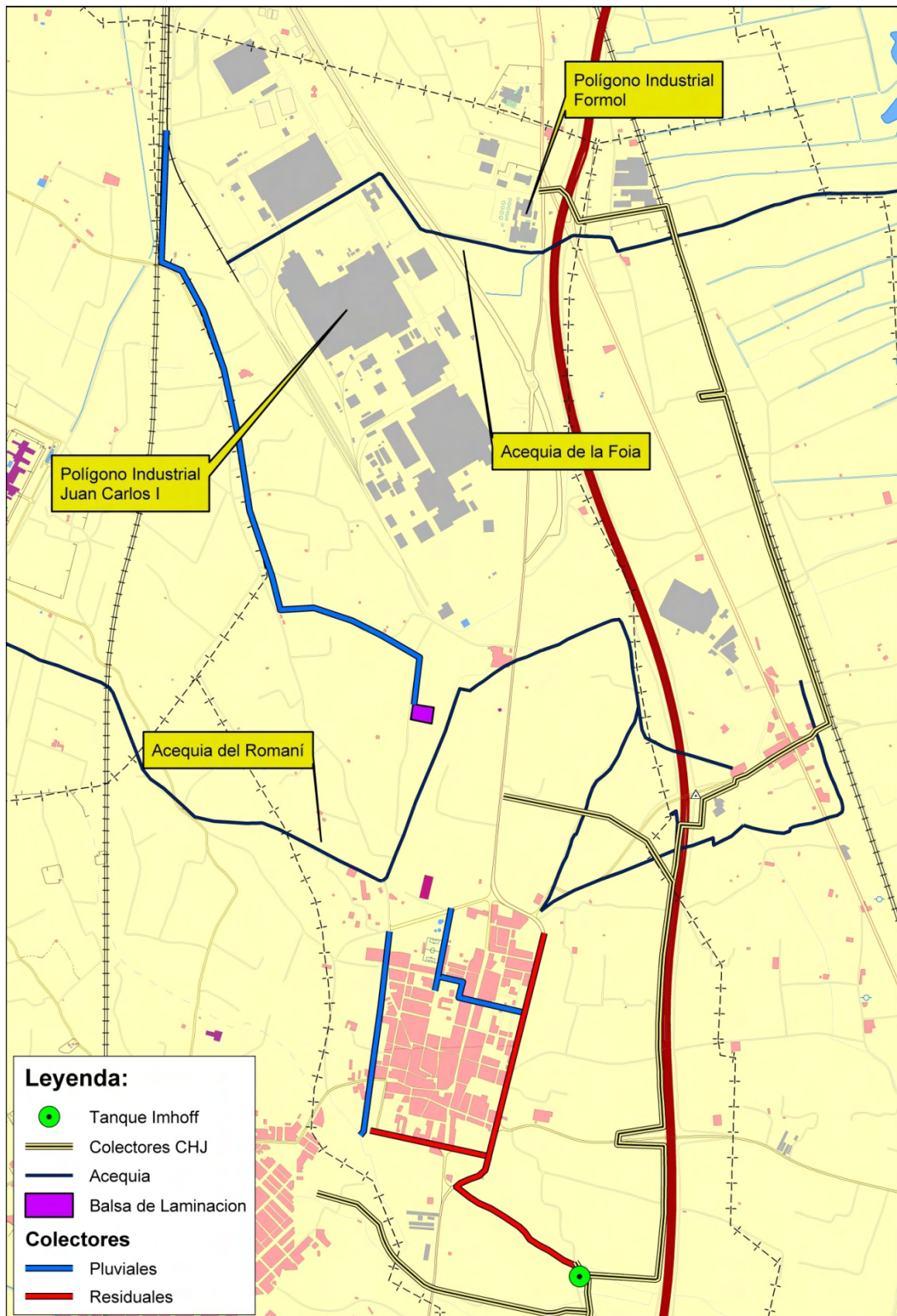


Figura 2-72. Red general de los colectores de saneamiento y de pluviales del término municipal de Almussafes

2.6.1.5.3 Benifaió

La red de colectores del casco urbano de Benifaió es unitaria. En los años 40 se hizo el primer colector general, un ovoide de 700x1200 mm (Figura 2-73), recogiendo las aguas negras y los pluviales del sector noreste. En los años 80 se completó la red de saneamiento, creando un anillo alrededor del centro del casco urbano, formado por un colector de entre 600 y 800 mm de diámetro, según el tramo. Este anillo vierte sus aguas a un colector general circular, de 1000 mm de diámetro, que recoge las aguas por superficie (indicado como “Emisario” en la Figura 2-73) y desaguaba a la acequia Rojosa. Estas aguas alcanzaban también el Parque Natural a través de la red de acequias causando notables problemas de calidad hasta su conexión en mayo de 2005 a la EDAR de Albufera Sur.

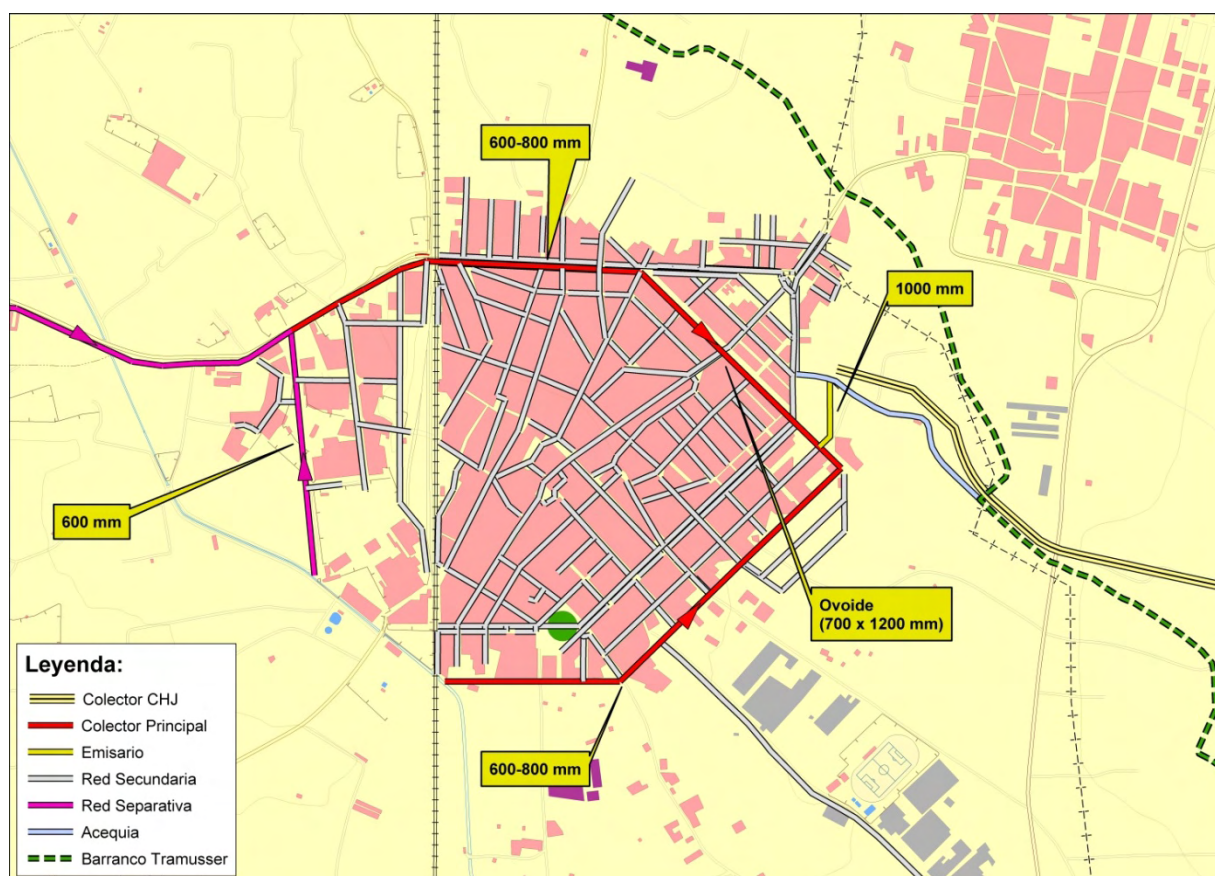


Figura 2-73. Red general de colectores en el casco urbano de Benifaió

En los años 90 y principios del siglo XXI se completó el sistema de alcantarillado con actuaciones centradas fundamentalmente en la mejora de la red secundaria. Estas actuaciones se llevaron a cabo en el marco de varios Planes Provinciales de la Diputación, y consistieron en la creación de nuevos colectores de pequeño calibre para derivar las aguas negras y pluviales del centro del casco urbano hacia el anillo perimetral. Se trata de colectores de 300, 400 y 800 mm de diámetro que dan cobertura a la zona céntrica.

Hay dos urbanizaciones en el término municipal de Benifaió:

- Urbanización Pla de les Clotxes: se encuentra en el extremo noroeste del término municipal. Según el planeamiento vigente hay previsión de ampliar esta urbanización. Esta urbanización tiene EDAR propia. Sus efluentes van a parar a cauce público, a un barranco próximo.
- Urbanización Colonia Santa Ana: se trata de un pequeño grupo de casas situado entre el Polígono Industrial Fuente Muza y la Urbanización Pla de les Clotxes. Esta urbanización, que según el planeamiento vigente va a expandirse, carece de red de alcantarillado. Se desconoce si se trata de fosas sépticas o si van a la acequia.

El planeamiento vigente prevé que las nuevas actuaciones urbanísticas incorporen redes separativas.

Por otra parte, existen dos polígonos industriales en el término municipal.

- P. I. Jaime I y Fuente Muza: Estos polígonos industriales tienen red separativa, de modo que las pluviales van a barrancos cercanos, y las residuales van al colector general que forma el anillo perimetral del casco urbano.

Recientemente se han citado (Acuamed, 2006a) problemas de inundaciones por obstrucciones de los colectores en las zonas en las que la cota es más baja, así como en el punto de confluencia de las aguas hacia el emisario. Este hecho denota problemas de capacidad especialmente relevantes en situación de lluvias torrenciales.

2.6.1.5.4 *Sollana*

Entre mayo y junio de 2005, la red de Sollana, que hasta entonces había vertido a la acequia del Pontazgo, se conectó a los nuevos colectores supramunicipales de la EDAR de Albufera Sur. El Ayuntamiento seguía construyendo colectores, como el de la avenida Constitución licitado en 2004, en las zonas de expansión del casco urbano. La red de alcantarillado estaba completa aunque seguían existiendo vertidos directos de determinadas industrias que acababan en las acequias del suroeste del Parque Natural.

2.6.1.5.5 *EDAR de Albufera Sur y la red de saneamiento supramunicipal*

La estación depuradora de Albufera Sur fue construida por el Ministerio de Medio Ambiente bajo la dirección de la CHJ y, tras haber sido declarada de interés público en 1993, inició su funcionamiento en pruebas en el año 2002 tomando aguas de la acequia de Alqueressia procedentes, fundamentalmente, de Alginet. Durante este período la planta trabajó muy por debajo de su caudal de proyecto (Tabla 2-15). Según los datos remitidos a la Confederación Hidrográfica del Júcar por parte de la Generalitat Valenciana (MMA, 2004e), durante la fase de pruebas, la depuradora cumplía tanto con los requisitos de DBO5, DQO, Nitrógeno, Fósforo y Sólidos en Suspensión del Real Decreto 509/1996 en lo referente a concentración de muestras. En cambio, por rendimiento, la EDAR de Albufera Sur no cumplía con los requisitos establecidos por el citado Real Decreto en cuanto a sólidos en suspensión dado que las cargas de entrada era relativamente bajas, al tratarse mayoritariamente de aguas de riego, y la EDAR trabajaba solo a medio rendimiento.

Tabla 2-15. Características y rendimientos de depuración de la EDAR de Albufera durante la fase de pruebas (2002-2005). Fuente: MMA (2004e), a partir de datos de Epsar

Caudal medio (m ³ /día)	Caudal medio tratado (2005) (m ³ /día)	Población equivalente servida (he)	Caudal de proyecto (m ³ /día)	Potencia Instalada (kW)	Rdto medio (2005) SS (%) (*)	Rdto medio (2005) DBO ₅ (%) (*)
1759	1334	199.000	34.100	1092	88	92

La puesta en servicio definitiva se demoró hasta mayo de 2005, doce años después de la declaración de interés público, entre otras razones por dificultades en la terminación de la infraestructura supramunicipal de colectores y su conexión a las redes municipales. Está situada en el municipio de Almussafes y sirve a los municipios de Alginet, Almussafes, Benifaió y Sollana, además de los polígonos industriales anexos a la Ford. La EDAR fue proyectada para servir a una población fija de 35.116 habitantes y una estacional de 13.700 habitantes que, junto con los polígonos industriales de la zona, completaban 199.000 habitantes equivalentes, con un caudal de proyecto de 34.100 m³/día.



Figura 2-74. Imagen aérea de la EDAR de Albufera Sur en mayo de 2005, fecha de su puesta en servicio

La EDAR consta de los siguientes procesos de tratamiento para la línea de aguas (Figura 2-75): Tratamiento biológico mediante fangos activados, con eliminación de nutrientes (desnitrificación). El tratamiento biológico consta de las siguientes etapas: pretratamiento, decantación primaria, homogenización, reactores biológicos y decantación secundaria. La eliminación de nitrógeno es vía biológica y la del fósforo mediante tratamiento físico-químico; sin embargo carece de tratamiento terciario. Para la línea de fangos los procesos son los siguientes: tratamiento de fangos mediante espesamiento de fangos primarios, flotación de fangos biológicos, digestión anaerobia y deshidratación con centrífugas.

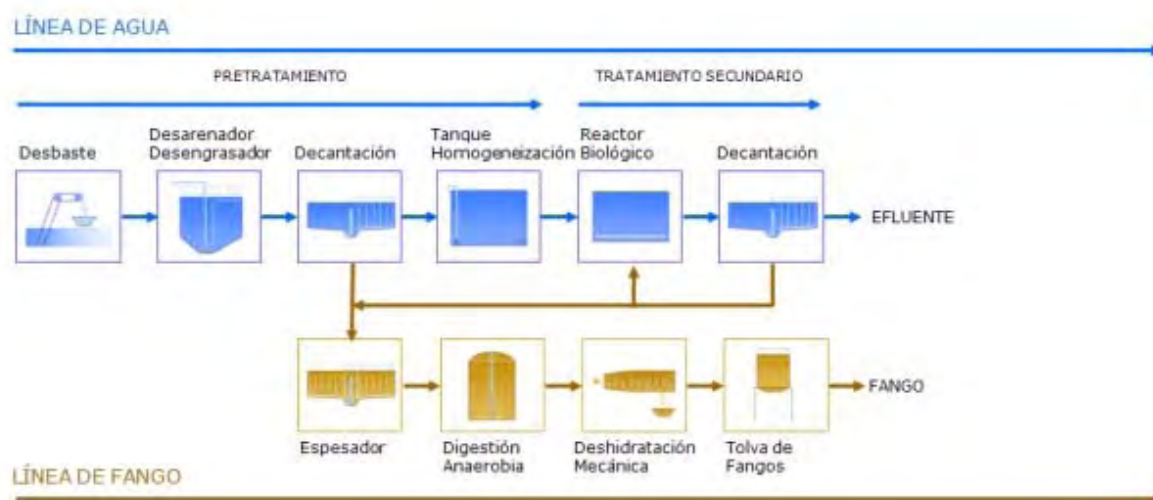


Figura 2-75. Esquema de la EDAR de la Albufera Sur. Fuente: EPSAR.

La red supramunicipal está formada por unos 20 km de colectores, que pueden resumirse en los siguientes:

- Ramal desde Polígonos Norte de Sollana (Fydsa) mediante impulsión hasta cámara de rotura aguas abajo de la incorporación del ramal Ford (5445 m, D300-D450).
- Ramal Ford sólo para aguas residuales domésticas de la factoría y excedentes de pluviales (722 m, D1200)
- Colector por gravedad hasta la antigua EDAR (tanque Imhoff) de Almussafes (1655 m, D700-D1200)
- Ramal de Benifaió (635 m, D1000)
- Impulsión (barranco del Tramusser) de todo lo anterior hasta la EDAR.
- Ramal (impulsión) desde Sollana hasta la EDAR (4243 m, D350).
- Ramal por gravedad desde Alginet hasta la EDAR (5910 m, D900-D1200 PVC).

Acuamed (2006a) efectuó una revisión de la problemática de estos municipios que puede resumirse en los puntos siguientes:

- Infradimensionamiento de la red de saneamiento. Confluencia de colectores en colectores generales de diámetro insuficiente.
- Alivios de sistemas unitarios a acequias y barrancos. Inexistencia de tanques de tormenta.

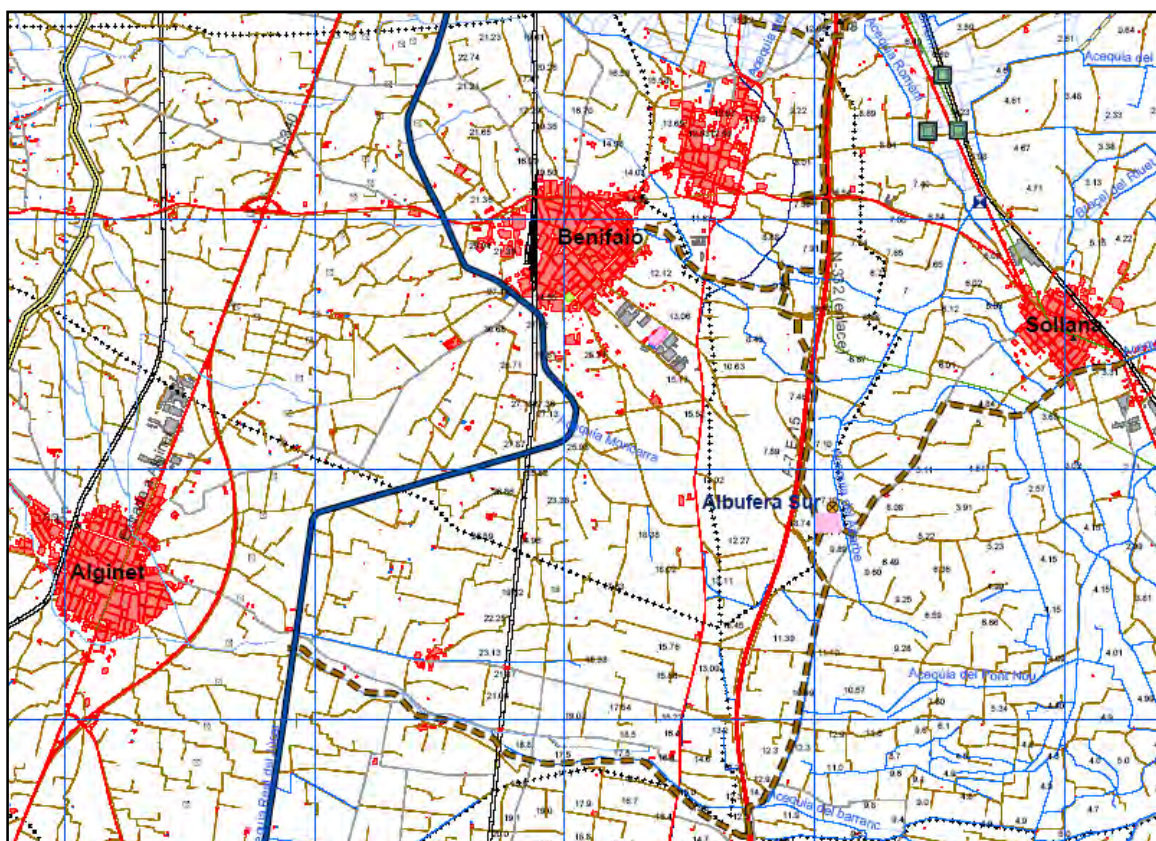


Figura 2-76. Imagen de la red supramunicipal proyectada en el ámbito de la EDAR Albufera Sur. Los colectores están representados como líneas discontinuas

En el mismo documento se propusieron una serie de medidas

- Transformación progresiva de la red unitaria de saneamiento y pluviales, con el fin de que sea separativa, en los tramos nuevos, o en aquellos en que se pueda separar.
- Desdoblamiento de la red de colectores de aguas negras en aquellos tramos en que su capacidad se haya quedado evidentemente pequeña.
- Ampliación de las redes de colectores en los cuatro municipios, en los tramos previos a la conexión con los colectores de la CHJ, con el fin de aumentar su capacidad y asegurar que las aguas residuales lleguen a dichos colectores sin aliviar a la red de acequias.
- Tanques de tormenta en los municipios para la laminación de avenidas.
- Conexión de las urbanizaciones Los Lagos (en Algines) y Colonia Santa Ana (en Benifaió).
- Ampliación de los colectores de pluviales de Almussafes.
- Ampliación de la red de saneamiento de los polígonos industriales de Sollana.

Tras la puesta en servicio de la depuradora de Albufera Sur, se diagnosticó la necesidad de mejorar las condiciones de reutilización de las aguas, tanto para usos agrícolas como para el

uso con fines ecológicos (mejora de la hidrodinámica del lago) de aquellos volúmenes que no pudieran ser empleados en las zonas regables del entorno (Acuamed, 2006e).

2.6.1.6. Puesta en servicio de los colectores generales y la depuradora de Algemesí - Albalat

Al inicio del siglo XXI las obras de la EDAR de Algemesí – Albalat, que habían sido iniciadas en 1998, estaban muy avanzadas (Figura 2-77). En el año 2001 la planta se puso definitivamente en funcionamiento con instalaciones diseñadas para un caudal de proyecto de $14.400 \text{ m}^3/\text{día}$.



Figura 2-77. Obras de la EDAR de Algemesí – Albalat, mayo de 2000. Fuente: Castón (2000)

Las obras incluyeron actuaciones en los colectores generales de las dos poblaciones a que daban servicio (Figura 2-78). En primer lugar se prolongó el colector general existente en Algemesí por la margen derecha de la carretera CV515. La sección adoptada fue la misma que la del existente, es decir, un ovoide de 2100 mm de altura. La longitud del nuevo tramo es de 803 m con pendiente del 1 por mil. El colector finaliza en una estación de bombeo situada aguas arriba del cruce bajo la autopista AP-7. El tramo desde la estación de bombeo hasta la planta depuradora consiste en una impulsión con tubería de polietileno de alta densidad de 630 mm de diámetro y 1261 m de longitud. El cruce bajo la autopista AP-7 se ejecutó con una tubería hincada de 800 mm de acero por cuyo interior se dispuso la conducción de polietileno. De todos modos, en 2007 seguían produciéndose de forma manifiesta vertidos industriales a las acequias que discurrían por el Polígono Industrial de Algemesí. En el casco urbano, algunas barriadas del sur de la población vertían a la acequia Comuna d'Algemesí que cruzaba por encima del colector General aunque ambas conducciones habían estado conectadas.

En Albalat se aprovechó como colector general la acequia del camino de Palmella a la que habían vertido durante décadas el alcantarillado de la población. Junto al camino se construyó una nueva estación de bombeo y una impulsión de 2012 m de longitud hasta la depuradora

con tubería de 250 mm de diámetro de fundición con junta exprés. Las características de las estaciones de bombeo (Castón, 2000) se recogen en la tabla siguiente.

Tabla 2-16. Características de las estaciones de bombeo de aguas residuales de Algemés y Albalat de la Ribera

Estación	Conducción	Número de bombas	Altura manométrica (desnivel) (m)	Caudal (l/s)
EB Albalat (camino Palmella)	Cabecera de la impulsión Albalat - EDAR	2+1	23 (8,39)	2x25 l/s 90 m3/h
EB Algemés (CV515 aguas arriba de la AP-7)	Cabecera de la impulsión Algemés - EDAR	2+1	9 (3,93)	2x97 l/s Aliviadero de seguridad a acequias

La EDAR consta de un sistema de tratamiento biológico mediante fangos activados con el sistema de aireación prolongada (Figura 2-79). La línea de agua cuenta con las siguientes etapas: pre-tratamiento (tamizado, desarenador y desengrasador), decantación primaria, reactores biológicos con selectores anóxicos en cabecera y decantación secundaria. Para la línea de fangos los procesos son los siguientes: Tratamiento de fangos mediante espesamiento de fangos primarios, flotación de fangos biológicos, digestión anaerobia y deshidratación con centrífugas. Las obras (Castón, 2000) incluían también un sistema de desinfección previo al vertido. En 2002 el caudal medio tratado fue de 8.989 m³/día (Tabla 2-17). La planta había sido diseñada para la eliminación de la materia orgánica y nitrógeno; sin embargo, las concentraciones de nutrientes a la salida superaban frecuentemente los límites permitidos por el RD 509/96 (15 mg/l de nitrógeno total y 2 mg/l de fósforo total). La tendencia a lo largo del año apuntaba de todos modos a una clara mejoría.

Tabla 2-17. Características y rendimientos de depuración de la EDAR de Algemés - Albalat. Fuente: MMA (2004e), a partir de datos de Epsar

Caudal Medio (2002) (m ³ /día)	Población equivalente servida (he)	Caudal de proyecto (m ³ /día)	Potencia Instalada (kW)	Rdto medio (2001) SS (%)	Rdto medio (2001) DBO ₅ (%)	Rdto medio (2001) DQO (%)
8.989	s/d	14.400	s/d	95	97	93

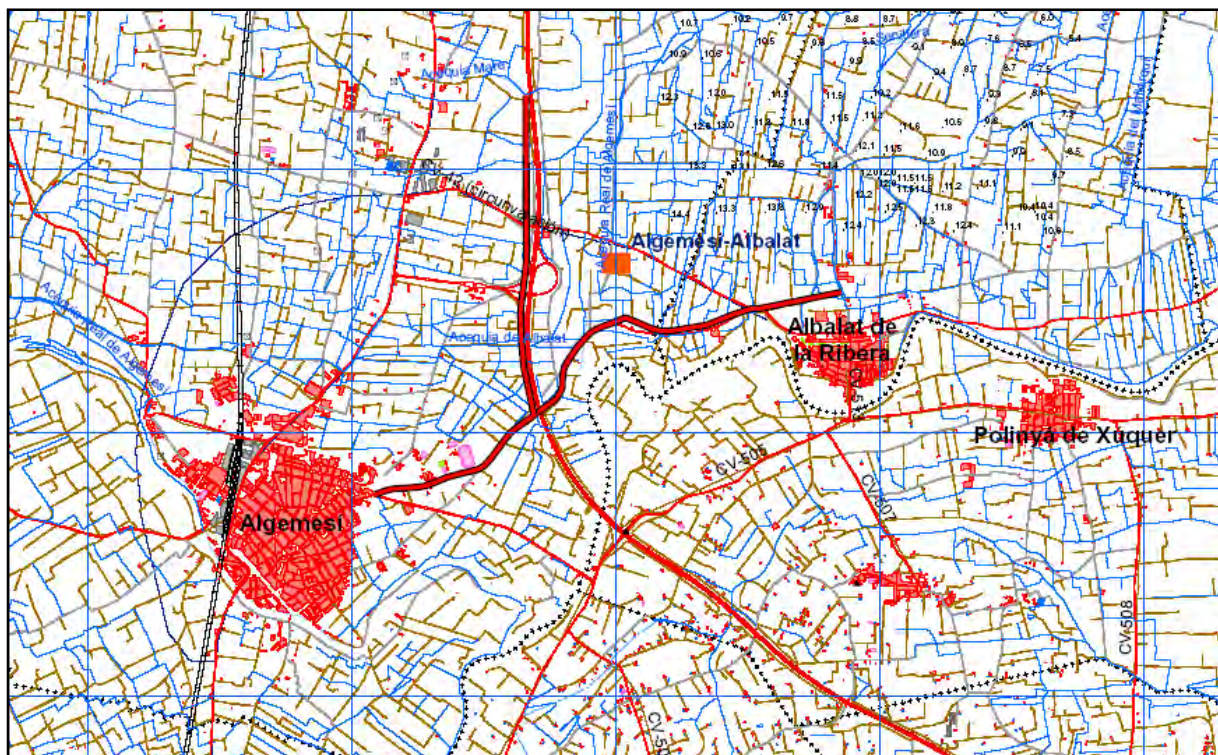


Figura 2-78. Emplazamiento de los colectores generales y la EDAR de Algemés – Albalat

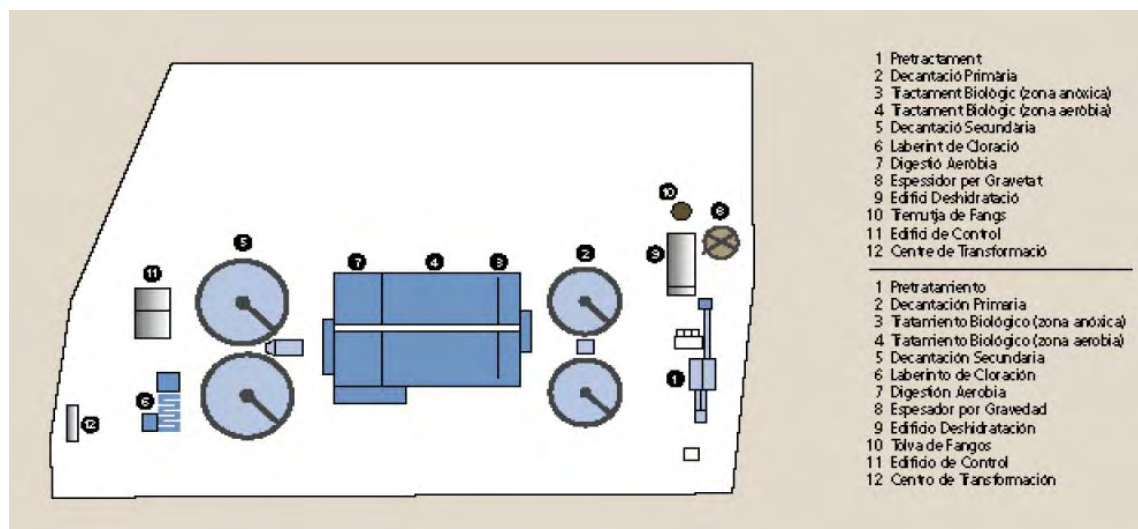


Figura 2-79. Esquema de la EDAR de Algemés-Albalat. Fuente: Epsar(2009)

Tabla 2-18. Características del agua tratada según el proyecto de la EDAR de Algemés - Albalat

Parámetro	Valores límite (mg/l)
DBO ₅	125
SS	35
N-NTK	8,0
N-Nt	12,0

El diseño del sistema de depuración de Algemesí – Albalat no contemplaba la reutilización de los efluentes, al margen de la que se producía aguas abajo del río, en los azudes de Sueca y Cullera, al ser derivadas las aguas del Júcar. La conducción de vertido, desde la planta al río Júcar, de 470 m de longitud, consistía en una tubería de hormigón armado de 1000 mm de diámetro que contaba con una clapeta antirretorno de polietileno de alta densidad en el punto de vertido para evitar daños en la depuradora por las crecidas del Júcar.

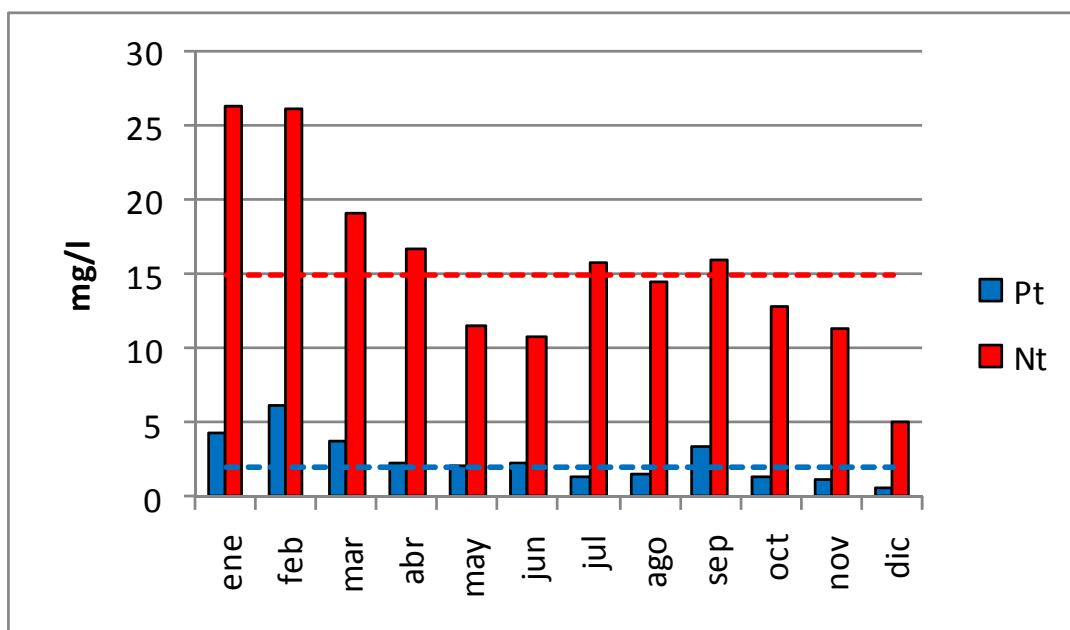


Figura 2-80. Concentraciones de nutrientes en el efluente de la EDAR de Algemesí – Albalat. Valores medios de los partes de analítica de 2002. Fuente: Epsar.

2.6.1.7. Sector Sur. Cambios sustanciales en los sistemas de saneamiento

Las obras resultantes del Plan del 93 se prolongaron en los primeros años del nuevo siglo. Tras recibir del Ayuntamiento de Sueca en 1998 los terrenos necesarios para la ejecución de la EDAR de Sueca en la partida de Les Cendroses, la Confederación Hidrográfica del Júcar llevó a cabo las obras que fueron inauguradas en 2003 y puestas definitivamente en servicio en 2004.



Figura 2-81. Esquema de los dos nuevos colectores generales ejecutados en el marco del Plan de Saneamiento de la Albufera de 1993

Pero como se ha comentado, el nuevo planteamiento iba acompañado de una modificación radical del sistema de alcantarillado. Para empezar, el colector del Sequial fue interceptado aguas arriba del Cano del Garroffí y derivado hacia la EDAR. Por el oeste, se decidió ejecutar un nuevo colector general (colector Oeste) por la Ronda (Avinguda de la Ribera Baixa) que recoge los vertidos del colector del Sequial y que cuenta con una estación de bombeo para impulsar las aguas negras hasta la EDAR. Cuenta con un aliviadero (a la acequia Major) junto al quiebro del trazado (Figura 2-81). Por el este, asimismo, se construyó un nuevo colector general (colector Este) siguiendo el trazado previsto para la futura Ronda Este y, en paralelo, se ejecutó un nuevo trazado subterráneo canalizado para la acequia Dels Arbres. La acequia antigua está desconectada y fuera de servicio, pero puede recibir un volumen que se desconoce de vertidos de aguas residuales que pueden acabar en la canalización nueva. El colector Este tiene dos aliviaderos hacia la acequia Dels Arbres, aguas abajo del cruce bajo la línea del ferrocarril de cercanías Valencia-Gandía, para evitar que salten las trapas de la carretera.

De este modo, la ejecución de los dos nuevos colectores implicó una sustancial modificación en el sistema de alcantarillado. En muchas zonas debió modificarse el esquema de pendientes y construirse nuevos colectores paralelos a las acequias pero con sentidos de flujo contrarios.

- Al no efectuarse el desvío de la Acequia Major se obligó a una labor inmensa e inacabada de desconexión de vertidos puntuales.
- Los nuevos planes urbanísticos eran obligados a incorporar redes separativas, pero en el resto se mantuvo el sistema de alivio hacia las acequias.

La EDAR de Sueca fue inaugurada en marzo de 2003 con una capacidad de depuración de 12.100 m³/día, aunque en los primeros años sólo prestaba servicio a una población de alrededor de 10.000 habitantes equivalentes, lo que suponía un caudal medio de unos 7.000 m³/día, es decir, cerca del 60% de su capacidad. El tratamiento de la Planta depuradora es de fangos activados en régimen de aireación prolongada, con nitrificación y desnitrificación, seguido de tratamiento terciario físico-químico para reducción de fósforo, y estabilización de fangos en el tanque de aireación con espesado y deshidratación mecánica con centrifugas. El vertido se produce a la acequia de Les Cendroses.

Tabla 2-19. Características y rendimientos de depuración (2003) de la EDAR de Sueca. Fuente: Epsar

Caudal Medio (m ³ /día)	Población equivalente servida (he)	Caudal de proyecto (m ³ /día)	Potencia Instalada (kW)	Rdto medio SS (%)	Rdto medio DBO ₅ (%)	Rdto medio DQO (%)
7.122	9.767	12.000	100	91	88	87

La depuradora (Tabla 2-19) cumplía tanto con los requisitos de DBO₅, DQO, Nitrógeno, Fósforo y Sólidos en Suspensión del Real Decreto 509/1996 en lo referente a concentración de las muestras. En cambio por rendimiento la EDAR de Sueca no cumplía con los requisitos establecidos por el citado Real Decreto en cuanto a sólidos en suspensión (EPSAR, 2003).

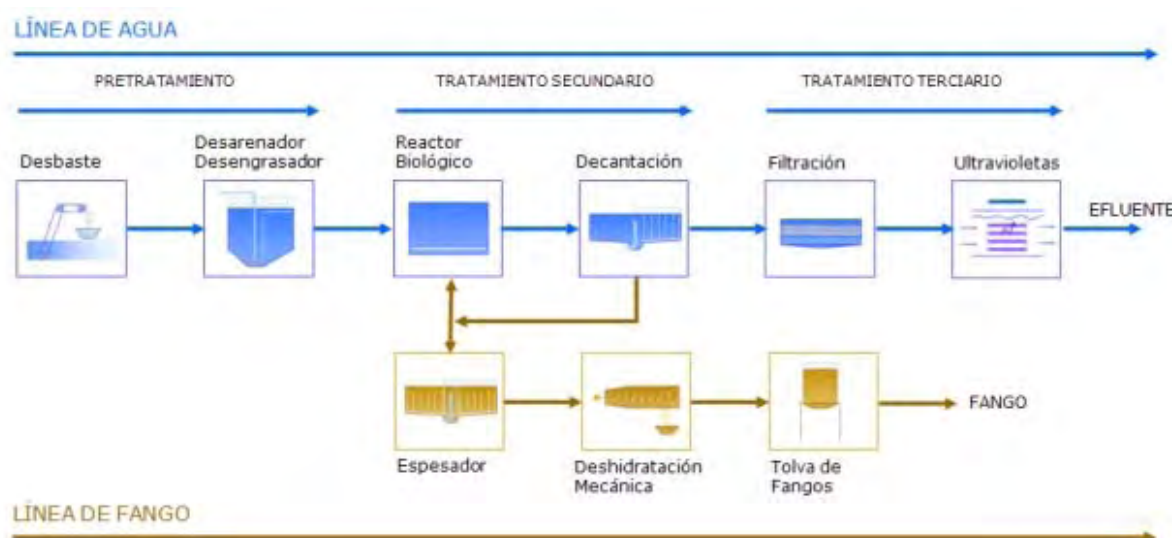


Figura 2-82. Esquema de la EDAR de Sueca. Fuente: (EPSAR, 2009)

La red de alcantarillado de este municipio seguía presentando, en los primeros años del siglo XXI, conexiones con las acequias de riegos (ver apartado 0), de modo que, por un lado, la EDAR seguía sin recibir un porcentaje importante de las aguas residuales que debía tratar y, por otro, durante las tandas de riego en la huerta y durante el período de cultivo del arroz, los caudales de entrada a la planta llegaban diluidos con filtraciones de aguas de riego. Los vertidos remanentes a la red de acequias (fábricas, restaurantes, granjas) iban en su mayoría a parar a la acequia Major de Sueca y a la acequia Dels Arbres y su destino final era el mar Mediterráneo a través de la gola del Rei, salvo durante la época de cultivo en que eran utilizadas para regar los arrozales que atravesaban.

El Ayuntamiento de Sueca (2002) redactó un Plan de Control de Vertidos de su casco urbano. En este Plan de Control se inventarió la actividad industrial de la zona, y se analizaron una serie de parámetros de calidad de las aguas vertidas a la red general de colectores, específicos por actividad y sector industrial. En algunos casos (conservas) se citan problemas de depuración industrial debidos en gran medida a la estacionalidad de la actividad, y en otros (cárnicas y mataderos) por carencias en los sistemas de depuración como ausencia de precipitación química. Por otra parte, de los vertidos a cauces públicos (Acuamed, 2006b) un elevado porcentaje correspondía a industrias generadoras de vertidos típicamente urbanos y por tanto con baja toxicidad (industria alimentaria: mataderos, manipulado de frutas y verduras; restaurantes; sanitarios de estaciones de servicio; procesado de madera, mármol o plástico; automoción: lavado, reparación, engrase). A partir de febrero de 2004, el matadero industrial de aves de Sueca, un vertido emblemático en la zona, contaba con EDARI y autorización de vertido a la red de colectores con lo que desaparecían los vertidos sistemáticos a la acequia de Els Arbres.

A finales del 2008 el estado de las infraestructuras de saneamiento y depuración era el que se sintetiza en la Tabla 2-20.

Tabla 2-20. Síntesis de las infraestructuras de saneamiento y depuración a finales de 2008

DATOS GENERALES		ALCANTARILLADO		DEPURACIÓN		REUTILIZACIÓN				
MUNICIPIO	POB.	ESTADO RED ALCANTARILLADO	PUNTO DE VERTIDO	DEPURADORA	SISTEMA DE DEPURACIÓN	AÑO P.S.	PUNTO DE VERTIDO	PUNTO DE REUTILIZACION	%	USO
<i>ZONAS REGABLES QUART-BENÀGER-MISLATA</i>										
Quart de Poblet	26.883	Red conectada a los colectores generales de la mancomunidad de Quart-Benàger	EDAR	Quart-Benàger	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q. Sin terciario	1997	Acequia Oro y Favara	Acequias Faitanar y Benàger a partir de 2003. Anteriormente Favara y Oro	100%	Agrícola (cítricos, huerta)
Aldaia	26.346	Red conectada a los colectores generales de la mancomunidad de Quart-Benàger	EDAR	Quart-Benàger	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q. Sin terciario	1997	Acequia Oro y Favara	Acequias Faitanar y Benàger a partir de 2003. Anteriormente Favara y Oro	100%	Agrícola (cítricos, huerta)
Alaquàs	29.462	Red conectada a los colectores generales de la mancomunidad de Quart-Benàger	EDAR	Quart-Benàger	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q. Sin terciario	1997	Acequia Oro y Favara	Acequias Faitanar y Benàger a partir de 2003. Anteriormente Favara y Oro	100%	Agrícola (cítricos, huerta)
Xirivella	28.375	Red conectada a los colectores generales de la mancomunidad de Quart-Benàger	EDAR	Quart-Benàger	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q. Sin terciario	1997	Acequia Oro y Favara	Acequias Faitanar y Benàger a partir de 2003. Anteriormente Favara y Oro	100%	Agrícola (cítricos, huerta)
<i>CUENCAS VERTIENTES AL LAGO DE L'ALBUFERA</i>										
<i>Cuenca litoral Norte</i>										
Valencia. Pinedo	2.515	Red conectada a la EDAR de la pedanía de Pinedo. En proyecto la realización de una impulsión para transportar las residuales a la EDAR de Pinedo (Valencia)	EDAR	Valencia. Pedanía de Pinedo	Pretratamiento y aireación prolongada	S/D	Acequia Oro	Acequia Oro y Favara	100%	Agrícola-Ecológico
Valencia. Casal d'Esplai	S/D		EDAR	Valencia Casal d'Esplai	Pretratamiento + Filtro percolador y aplicación al terreno		S/D	S/D	S/D	S/D
Valencia. El Saler	1.637	Colector general conectado a la EDAR. Frecuentes roturas con alivios a la Carrera del Saler	EDAR	Valencia El Saler	Pretratamiento. Biológico por fangos activados en sistema de oxidación total. Reactor tipo Carrousel	1998	Acequia Canal de L'Albufera	Acequia Canal de L'Albufera	100%	Agrícola
Valencia. El Palmar	786	Dos colectores perimetrales conectados a la EDAR	EDAR	Valencia El Palmar	Fangos activados y eliminación de nutrientes.	1993	Acequia Sequiota	Acequia Sequiota	100%	Agrícola

DATOS GENERALES		ALCANTARILLADO			DEPURACIÓN			REUTILIZACIÓN			
MUNICIPIO	POB.	ESTADO RED ALCANTARILLADO	PUNTO DE VERTIDO	DEPURADORA	SISTEMA DE DEPURACIÓN	AÑO P.S.	PUNTO DE VERTIDO	PUNTO DE REUTILIZACION	%	USO	
					Sin terciario						
Sedaví-Alfajar-Barranco del Poyo-Rambleta											
Valencia. La Torre-Forn d'Alcedo-Faitanar	6.790	Red renovada recientemente y conectada al colector Oeste. Falta saneamiento en la zona Sur, en el límite con Sedaví	EDAR-Acequia Favara	Pinedo II de	Tratamiento primario biológico y terciario	F-Q, 1992 (2005)	Sifón Albufera	Pinedo-Acequias Favara y Oro. Albufera	40%	Agrícola (arrozales)-Ecológico	
Valencia. Castellar-L'Oliveral	7.046	Red renovada recientemente y conectada al colector Oeste (L'Oliveral aguas arriba de la EB Sedaví, Castellar cerca del nuevo cauce del Turia).	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario biológico y terciario	F-Q, 1992 (2005)	Sifón Albufera	Pinedo-Acequias Favara y Oro. Albufera	40%	Agrícola (arrozales)-Ecológico	
Sedaví	8.984	Red incompleta con graves carencias especialmente en la zona norte con vertidos directos a las acequias Braç Nou y Calvera	EDAR-Acequias Braç Nou y Calvera	Pinedo II	Tratamiento primario biológico y terciario	F-Q, 1992 (2005)	Sifón Albufera	Pinedo-Acequias Favara y Oro. Albufera	40%	Agrícola (arrozales)-Ecológico	
Benetússer	14.262	Red incompleta especialmente en la zona norte que sigue vertiendo a las acequias de Alfajar y Cadira	EDAR-Acequias Alfajar y Cadira	Pinedo II de y	Tratamiento primario biológico y terciario	F-Q, 1992 (2005)	Sifón Albufera	Pinedo-Acequias Favara y Oro. Albufera	40%	Agrícola (arrozales)-Ecológico	
Alfajar	19.783	Red unitaria conectada al CO. Parque Alcosa conectado al ramal de Picanya (CO). Vertidos directos a la acequia del Fus de las empresas situadas al Oeste del Polígono Industrial. Falta saneamiento en la pedanía de El Tremolar	EDAR-Acequia Oro	Pinedo II del	Tratamiento primario biológico y terciario	F-Q, 1992 (2005)	Sifón Albufera	Pinedo-Acequias Favara y Oro. Albufera	40%	Agrícola (arrozales)-Ecológico	
Lloc Nou de la Corona	116		EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario biológico y terciario	F-Q, 1992 (2005)	Sifón Albufera	Pinedo-Acequias Favara y Oro. Albufera	40%	Agrícola (arrozales)-Ecológico	
Torrent	69.495	Los efluentes de la EDAR al barranco de Massanassa son recogidos por un colector por el interior del barranco para evitar malos olores en Paiporta-Picanya y conducidos al colector Oeste que recibe así un caudal importante no previsto que ocasiona problemas aguas arriba. En situación de lluvia la EB Picanya se para y todo el sistema descarga en el barranco de Massanassa. Completado el saneamiento en la urbanización de El Vedat	EDAR-Barrancos Vedat	Torrent	Fangos activados, sistema convencional	1993	Barranco de Massanassa (70%)-Colector Oeste (30%)	Colector Oeste – Pinedo-Canal Júcar-Turia	S/D	Agrícola	
Paiporta	20.036	Red completa incluyendo el P.I. Pascualet conectada al CO	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario biológico y terciario	F-Q, 1992 (2005)	Sifón Albufera	Pinedo-Acequias Favara y Oro. Albufera	40%	Agrícola (arrozales)-Ecológico	

DATOS GENERALES		ALCANTARILLADO			DEPURACIÓN		REUTILIZACIÓN			
MUNICIPIO	POB.	ESTADO RED ALCANTARILLADO	PUNTO DE VERTIDO	DEPURADORA	SISTEMA DE DEPURACIÓN	AÑO P.S.	PUNTO DE VERTIDO	PUNTO DE REUTILIZACIÓN	%	USO
Picanya	9.587	Red separativa completa incluyendo el casco urbano. Conectada al CO a través del Ramal Picanya. Zona industrial completa y concetada al raml Picanya.	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q, biológico y terciario	1992 (2005)	Sifón Albufera	Pinedo- Acequias Favara y Oro. Albufera	40%	Agrícola (arrozales)- Ecológico
Massanassa	7.829	Red del casoc urbano completa conectada al colector Oeste. Subsisten conexiones directas a los ramales urbanos de la acequia de Favara (Font del Fus y Braç de Sant Pere). Red del polígono incompleta	EDAR-Font del Fus-Braç de Sant Pere	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q, biológico y terciario	1992 (2005)	Sifón Albufera	Pinedo- Acequias Favara y Oro. Albufera	40%	Agrícola (arrozales)- Ecológico
Catarroja	22.299	Red completa en casco urbano. Red del polígono industrial incompleta. Vertidos a la acequia de Favara. Falta saneamiento en zona Escuela de La Florida y área industrial del Port de Catarroja	EDAR- Acequia de Favara	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q, biológico y terciario	1992 (2005)	Sifón Albufera	Pinedo- Acequias Favara y Oro. Albufera	40%	Agrícola (arrozales)- Ecológico
Albal	13.441	Red unitaria conectada al CO. Deficiencias en la zona sur con vertidos a la acequia Braç del Vicari. Deficiencias en la zona centro con conexiones directas a los tramos urbanos de la acequia de Albal-Favara . Deficiencias graves en el Polígono industrial	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q, biológico y terciario	1992 (2005)	Sifón Albufera	Pinedo- Acequias Favara y Oro. Albufera	40%	Agrícola (arrozales)- Ecológico
<i>Barranco de Picassent-Beniparrell. Cuencas Silla</i>										
Beniparrell	1.617	Red completa y conectada al Ramal Picassent (CO). Cinco grandes polígonos industriales con deficiencias: faltan colectores terciarios y acometidas (Proyecto POMAL)	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo			
Silla	16.271	Red Unitaria completamente conectada al colector Oeste. Aliviadero en cabecera del colector Oeste hacia las acequias de L'Albufera (Nova>Puerto Silla?). Sin alcantarillado en Puerto Silla y polideportivo El Saladar	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo			
Alcàsser	7.484	Red completa y conectada al Ramal Picassent (CO). También completa en el polígono de El Pla	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo			
Picassent	15.987	Red unitaria completa en casco urbano y algunas urbanizaciones. Conectada al Ramal Picassent (CO) a la altura de la antigua depuradora. Varias urbanizaciones sin alcan tarillado: La Coma, L'Alteró, Monpol, Pedregal, S. Francesc, S. Ramón, Racons, El Pinar, La Mare de Déu, Realó y S. Josep	EDAR	Pinedo II	Tratamiento primario F-Q y emisario	1992	Emisario Pinedo. Mar Mediterráneo			
<i>Barranco Tramussers-Barranco de Alginet</i>										
Almussafes	7.511	Red completa en el casco urbano pero exclusivamente de aguas negras. No existe infraestructura alguna de aguas pluviales que circulan por las calles. El primer colector de Pluviales (C/ Cenvantes-El Cano) se construyó en el año NNNN. La factoría Ford tenía una red interna completa conectada a su propia EDARI	EDAR	Albufera Sur (Almussafes)	Tratamiento primario F-Q y secundario. Sin terciario	2005	Acequia Alqueressia. La EDARI de Ford vertía a la acequia de la Foia.	Reutilización agrícola deficiente. C.R. Acequia Real del Júcar Sollana	100%	Agrícola- Ecológico

DATOS GENERALES		ALCANTARILLADO		DEPURACIÓN			REUTILIZACIÓN			
MUNICIPIO	POB.	ESTADO RED ALCANTARILLADO	PUNTO DE VERTIDO	DEPURADORA	SISTEMA DE DEPURACIÓN	AÑO P.S.	PUNTO DE VERTIDO	PUNTO DE REUTILIZACION	%	USO
Benifaió	12.801	Red completa incluyendo la urbanización El Pla de les Clotxes (red y EDAR propia) y el Polígono industrial. Falta saneamiento en la urbanización Almaguer-Santa Ana de carácter estacional	EDAR	Albufera Sur (Almussafes)	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q. Sin terciario	2005	Acequia Alqueressia-Albufera	Reutilización agrícola deficiente. C.R. Acequia Real del Júcar Sollana	100%	Agrícola-Ecológico
Sollana	4.750	Red completa en el caso urbano y en el Romaní. Falta saneamiento en los polígonos industriales con ciertas carencias	EDAR	Albufera Sur (Almussafes)	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q. Sin terciario	2005	Acequia Alqueressia-Albufera	Reutilización agrícola deficiente. C.R. Acequia Real del Júcar Sollana	100%	Agrícola-Ecológico
Alginet	12.692	Red completa con dos colectores principales. Colector general insuficiente para pluviales: alivios al barranco de Algadins	EDAR	Albufera Sur (Almussafes)	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q. Sin terciario	2005	Acequia Alqueressia-Albufera	Reutilización agrícola deficiente. C.R. Acequia Real del Júcar Sollana	100%	Agrícola-Ecológico
<i>Cuencas Algemesi-Albalat</i>										
Algemesi	26.094	Red completa en el casco urbano con vertido directo al río Júcar a través de un colector. Algunass industrias vierten directamente a las acequias urbanas de la ARJ. Graves carencias en Pol. Ind. Vertidos directos a los tramos urbanos de las acequias de la ARJ hacia L'Albufera	EDAR	Algemesi-Albalat	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q. Sin terciario	2001	Río Júcar	N/A	0%	No hay
Albalat	3.645	Red incompleta. Parte de las aguas negras son conducidas al río Júcar a través de un colector. Otra parte se produce con vertidos directos a las acequias de la ARJ hacia L'Albufera	EDAR	Algemesi-Albalat	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q. Sin terciario	2001	Río Júcar	N/A	0%	No hay
<i>MARJAL SUR</i>										
Sueca	26.953	Red del casco urbano ejecutada pero incompleta con vertido a la Acequia Major aguas abajo de la población. Múltiples vertidos directos al tramo urbano de la propia AMS. Polígono industrial con vertidos directos a la acequia dels Arbres. Los vertidos alcanzan el P.N. de L'Albufera. Una parte pequeña del casco urbano (Matadero) vierte directamente al río Júcar	EDAR	Sueca	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q. Tratamiento terciario	2003	Acequia Sendrosa	Acequia dels Arbres. Reutilización agrícola deficiente	100%	Agrícola. (Arrozales. Cítricos)
Valencia. El Perellonet	1.613	Red separativa con colectores de pluviales de 500-600 mm	EDAR	Valencia El Perellonet	Fangos activados y eliminación de nutrientes. Sin terciario	1998	Acequia Medio Albufera	Acequia Medio Albufera	100%	Agrícola
Sueca. El Perelló		Red conectada a la EDAR. Deficiente funcionamiento de la depuradora durante los meses de verano	EDAR	Sueca El Perelló	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q	1997	Gola del Perelló	Ninguno	0%	Ninguno

DATOS GENERALES		ALCANTARILLADO		DEPURACIÓN		REUTILIZACIÓN				
MUNICIPIO	POB.	ESTADO RED ALCANTARILLADO	PUNTO DE VERTIDO	DEPURADORA	SISTEMA DE DEPURACIÓN	AÑO P.S.	PUNTO DE VERTIDO	PUNTO DE REUTILIZACION	%	USO
Sueca. Mareny de Barraquetes		Red completa pero con graves deficiencias. El colector general incluye elevaciones y un tramo de impulsión defectuoso. Existen numerosas fugas y descargas sistemáticas ante cualquier episodio de lluvia. Deficiente funcionamiento de la depuradora durante los meses de verano	EDAR	Sueca Mareny de Barraquetes	Fangos activados. Sistema convencional y trat. F-Q	1997	Acequia del Rei	Acequia Del Rei	0%	Ninguno
Cullera. Mareny de Sant Llorenç Dosel	21.649	Sin saneamiento	Acequias, Gola de Sant Llorenç-Playa del Dosel	Sin depuradora	Ninguno	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
TOTAL	477.762									

2.6.2. Evolución reciente: indicios de recuperación

2.6.2.1. **Mejoras de calidad en los ríos Júcar y Turia. Los efectos de las depuradoras de Ribera Alta I y Paterna**

Bien entrado el siglo XXI la peor calidad en el Júcar seguía localizándose en la parte inferior de su tramo bajo, como consecuencia de los vertidos procedentes de los municipios de Alzira, Carcaixent, La Pobla Llarga y Villanueva de Castellón. En septiembre de 2005 y de 2006 se produjeron conspicuos episodios de mortandad de miles de peces que fueron atribuidos a procesos de anoxia tras vertidos procedentes de los polígonos de Carcaixent y Alzira, estos últimos producidos en el río Verd, afluente del Júcar. Numerosos ejemplares de carpas, anguilas y barbos flotaron sin vida durante días en diversos tramos del Júcar registrándose las mayores concentraciones en el término de Polinyà de Xúquer y en la azud de Sueca.

Otro de los problemas remanentes en el tramo bajo del Júcar eran los retornos de riego, aguas muy ricas en nutrientes y otros compuestos como plaguicidas. Los problemas de falta de calidad en el tramo bajo del Júcar se trasladaban a L'Albufera al ser derivadas sus aguas más abajo en los azudes de Sueca y de Cullera (Figura 2-84).

El ecosistema fluvial se encuentra muy alterado por la presencia de tres azudes creados para aprovechamiento agrícola localizados en los municipios de Sueca (azud de Sueca) y Cullera (azud de Cullera y azud de la Marquesa). Estos tres azudes presentaban, al menos hasta la puesta en servicio de la EDAR de Ribera Alta I en septiembre de 2007 (como se observa en el comportamiento de la concentración de oxígeno disuelto en el azud de Sueca de la Figura 2-83¹) un estado muy eutrofizado debido a la escasa calidad del agua de entrada y la acumulación de materia orgánica y de nutrientes en los sedimentos. Esta situación produce una retroalimentación de compuestos de nitrógeno y fósforo entre los sedimentos y la columna de agua y crecimientos explosivos de algas (*blooms*). En los azudes se reduce considerablemente la velocidad del agua propiciando la sedimentación de la materia suspendida y las reacciones de oxidación de la materia disuelta. Tras periodos de precipitaciones la calidad del agua sufre alteraciones alcanzando valores elevados de turbidez y materia orgánica, que produce un descenso importante en las concentraciones de oxígeno disuelto (con periodos de anoxia que se encuentran tras los episodios de mortandad de peces) y valores puntuales de amonio y fosfatos superiores a los habituales.

¹ Datos procedentes de una sonda de medida de oxígeno disuelto en continuo. Fuente: Confederación Hidrográfica del Júcar.

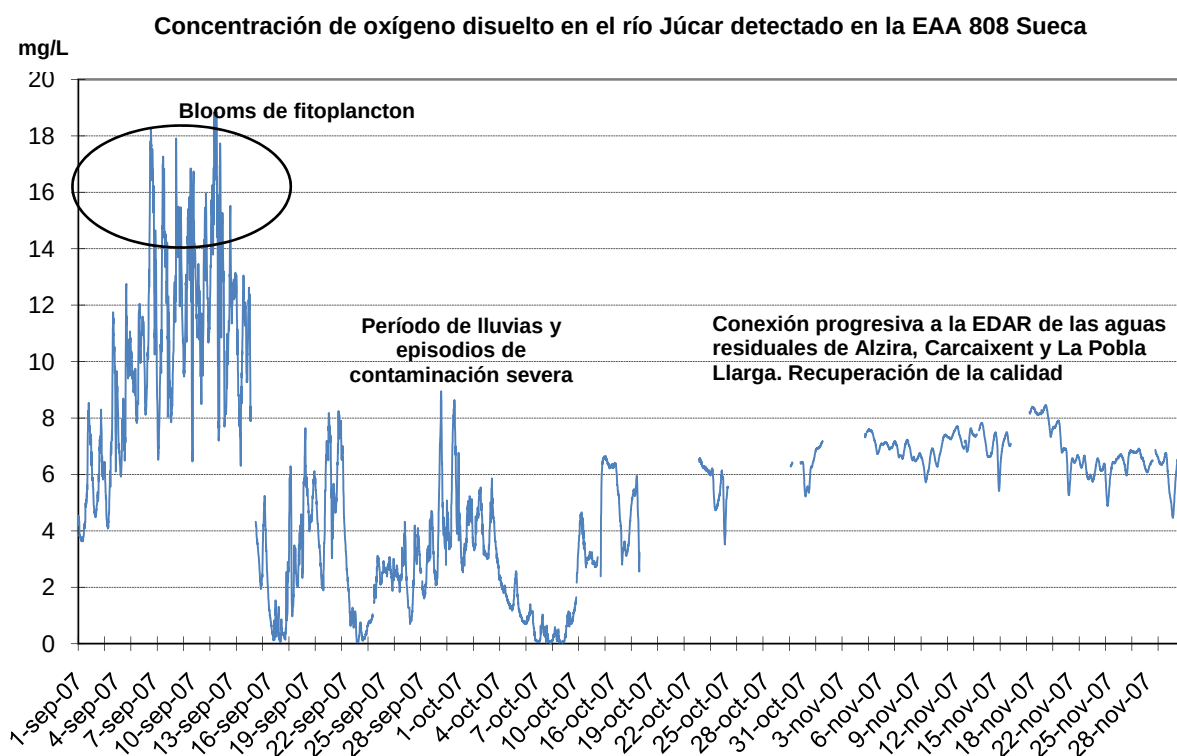


Figura 2-83. Evolución de la concentración de oxígeno disuelto en el azud de Sueca tras la puesta en servicio de la EDAR de Ribera Alta I. Fuente: Red de alerta CHJ,

Con puesta en marcha de la EDAR de la Ribera Alta I, que trata los anteriores vertidos, se produjo una mejora muy sustancial de la calidad de las aguas circulantes tal y como se observa en la Figura 2-83. Esta situación es similar en lo que se refiere al barranco Barxeta y al río Verde, ambos igualmente influidos por los vertidos sin depurar de los municipios integrantes de la comunidad de usuarios de vertidos Ribera Alta I. La parte baja del río Magro, afluente del Júcar, seguía presentando una calidad deficiente motivada por los vertidos de Carlet y L'Alcudia, aunque su incidencia en las aguas circulantes en el río Júcar era escasa, habida cuenta que la escasa aportación del río Magro al Júcar.

En el río Turia se mantenía un problema similar. Los vertidos urbanos de Paterna e industriales del polígono de Fuente del Jarro se producían aguas arriba del Azud del Repartiment, punto de toma de la acequia de Favara que da servicio a una parte de las zonas regables del Parque Natural de L'Albufera, por lo estos vertidos contribuían a deteriorar su complejo sistema hídrico.

Tras la puesta en servicio de la EDAR de Paterna-Fuente del Jarro en marzo de 2006 se apreció una mejora en las aguas de las acequias de L'Albufera que reciben agua de la acequia de Favara. Tal mejora se observó en 2007 especialmente a través de la reducción de las concentraciones de amonio, sólidos en suspensión y materia orgánica en la acequia del Port de Catarroja.

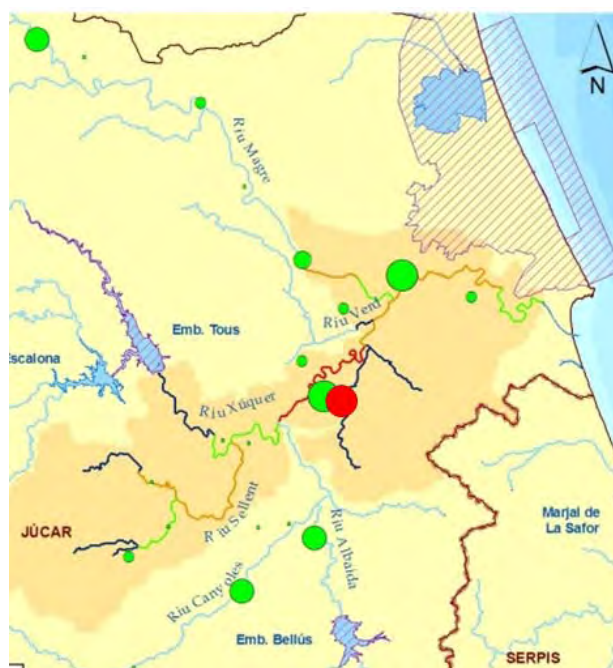


Figura 2-84. Principales vertidos puntuales al Bajo Júcar y sus afluentes y situación de la EDAR Ribera Alta I en relación con el Parque Natural de L'Albufera

2.6.2.2. Volumen de entradas

En un informe destinado a la Comisión Europea, la CHJ (2007) expuso la situación ambiental de las aguas del Parque Natural de L'Albufera y se enunciaron los problemas que persistían a pesar de las inversiones en materia de infraestructura hidráulica. De forma resumida, el lago central, su elemento más destacado, seguía siendo descrito como un sistema hipertrófico, consecuencia de entradas excesivas de materia orgánica alóctona y nutrientes inorgánicos, que había perdido completamente la vegetación sumergida, elemento clave para el buen funcionamiento y regulación del sistema.

La propia CHJ controla actualmente la evolución del balance hídrico de L'Albufera aplicando las técnicas desarrolladas en el referido Estudio para el Desarrollo Sostenible de L'Albufera (MMA, 2004l) y con los datos de las primeras estaciones de la red de control de la CHJ implantadas desde finales de 2005. La evolución reciente de la calidad de las aguas puede ser descrita a partir de los datos de la red de control de la Generalitat Valenciana que cuenta, desde 1991, con diez estaciones en las acequias y cauces del Parque Natural y siete estaciones en el propio lago.

Una primera actualización se ha efectuado con una metodología basada en datos del seguimiento de la planificación hidrológica. Se estima el volumen anual de agua que entra al lago a través de los distintos cauces según los resultados de distintos modelos y fuentes de información y se efectúa una desagregación conceptual atendiendo al origen del aporte hídrico:

- La escorrentía superficial procedente del ciclo natural en la cuenca vertiente de L'Albufera.

- La escorrentía subterránea procedente de la descarga del acuífero detrítico de la Plana de Valencia.
- Los sobrantes de riego superficiales y subterráneos de las acequias de riego que toman agua de los ríos Júcar y Turia.
- Los efluentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales.
- Un cierto volumen remanente de vertidos no depurados domésticos e industriales de los núcleos urbanos y los polígonos industriales cercanos al Parque Natural.

Finalmente se aplica un modelo de distribución espacial simplificado deducido a partir del conocimiento de la topología del sistema. La Figura 2-85 ilustra la evolución de las entradas totales al lago de L'Albufera de 1987/88 a 2004. Un informe precedente sobre la conducción Júcar-Vinalopó había incluido datos hasta el año hidrológico 2000-2001 (CHJ, 2004). Los resultados de la red de control hidromorfológico, que consta de siete estaciones incluyendo las de los cinco canales de desagüe al mar (golas), muestran que la estimación de balances efectuada mediante esta metodología se ajustaba con bastante precisión a la realidad (Tanco, 2007).

El seguimiento no revela cambios significativos en la hidrodinámica general del lago, ya que el control que se ejerce mediante las compuertas sobre las salidas del lago al mar mantiene los niveles y el almacenamiento en valores en torno a la media habitual.

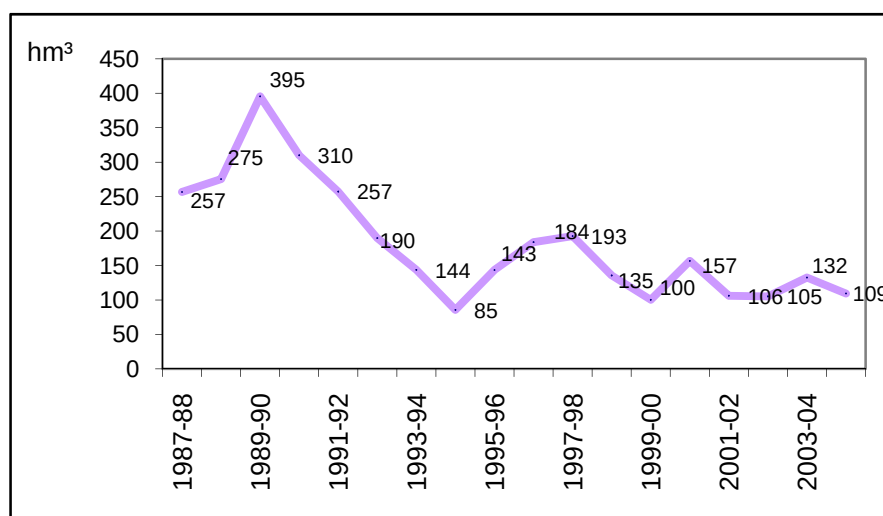


Figura 2-85. Estimación de las entradas totales al lago de L'Albufera

En la Figura 2-86 se reflejan los caudales de salida registrados en cada una de las cinco golas, ya monitorizadas, así que la suma de todas ellas representa la totalidad de las salidas superficiales del Parque Natural de L'Albufera.

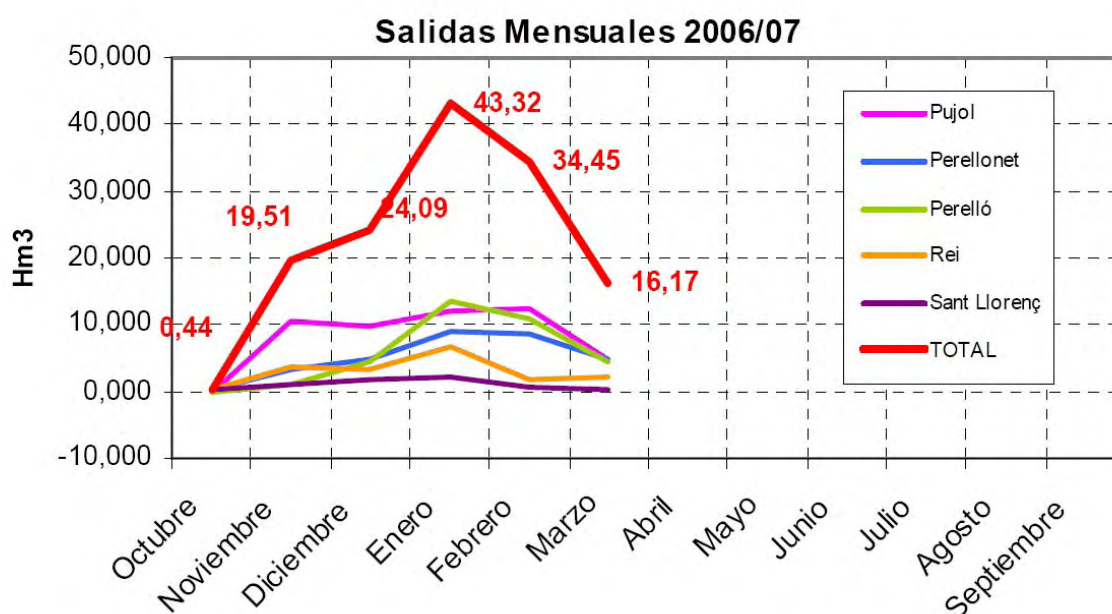


Figura 2-86. Evolución de los volúmenes de salida al mar desde el Parque Natural de L'Albufera

De acuerdo con lo anterior información, las salidas totales del Parque Natural registradas desde octubre a marzo de 2007 ascienden a 138,0 hm³. Resulta asimismo de interés estimar las salidas exclusivamente del lago de L'Albufera a través de las tres golas con las que está conectado. Este análisis resulta complejo dado que parte de los caudales registrados proceden directamente de retornos de riego que no pasan por el lago.

La Figura 2-87 muestra una comparativa de los caudales de salida del lago en el año hidrológico 2006-07 (en azul), estimados a partir del cálculo de una distribución de salidas obtenida mediante medidas de conductividad y consiguiente balance másico, con las salidas estimadas para años previos.

Desde el punto de vista volumétrico se aprecia una cierta estabilización de los aportes y salidas. Los nuevos aportes procedentes especialmente del terciario de la EDAR de Pinedo (desde septiembre de 2005) están compensando la reducción resultante de la progresiva modernización de los sistemas de riego y de la reciente sequía.

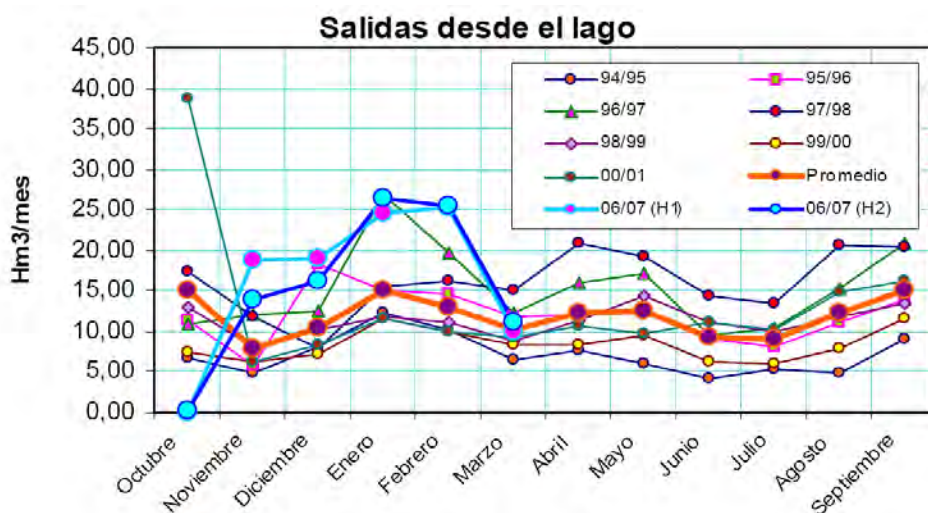


Figura 2-87. Evolución reciente de los volúmenes de salida al mar desde el lago de L'Albufera

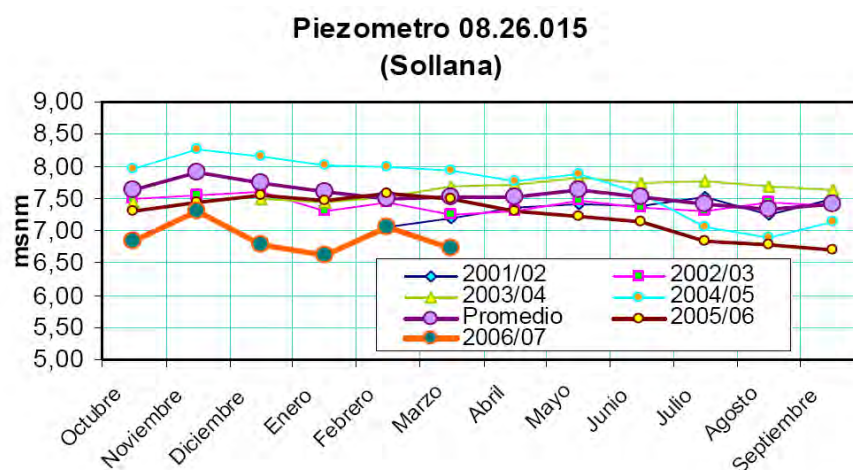


Figura 2-88. Evolución de niveles en el piezómetro de Sollana, sector Albufera Sur

Por otra parte, la CHJ está realizando el seguimiento de la evolución de los acuíferos del entorno mediante convenio de colaboración con el Instituto Geológico y Minero de España, analizándose la evolución piezométrica y de calidad. El sector Albufera Sur es uno de los sectores relacionados con el humedal por lo que es objeto de especial atención y de informes periódicos que, hasta el momento, concluyen que no se aprecian diferencias significativas entre la evolución de este sector y el del acuífero de la Plana de Valencia Sur en el que se ubica. La Figura 2-88 muestra la evolución de un piezómetro significativo de este sector en los últimos años, apreciándose ascensos recientes respecto a los niveles alcanzados a finales del año hidrológico 2005/06, como consecuencia de las escasas precipitaciones del período 2004/06 y de las mayores precipitaciones del presente año. En consecuencia, tampoco se han apreciado descensos significativos debido a la puesta en funcionamiento de pozos de sequía durante este período.

En los apartados siguientes se analizan algunos aspectos relevantes en la evolución de la calidad de las aguas

2.6.2.3. Calidad de los aportes hídricos

En los últimos años el contenido en materia orgánica ha mejorado de forma significativa (Figura 2-89) aunque aún se detectan aportes puntuales importantes (concentraciones superiores a 100 mg/l de DQO) por algunas acequias. La presencia de nitratos sigue siendo relevante por los efectos de las aguas de escorrentía. Por su parte, las concentraciones de nitritos no son muy altas, si bien subsisten puntas en cauces y acequias más contaminados en los que coinciden menores niveles de O_2 y valores más elevados de amonio. En todo caso las entradas de nutrientes se han visto reducidas en los últimos años y sólo en algunos puntos (Port de Catarroja, por ejemplo) se supera en ocasiones el límite de 1 mg/l de fósforo total (Figura 2-90).

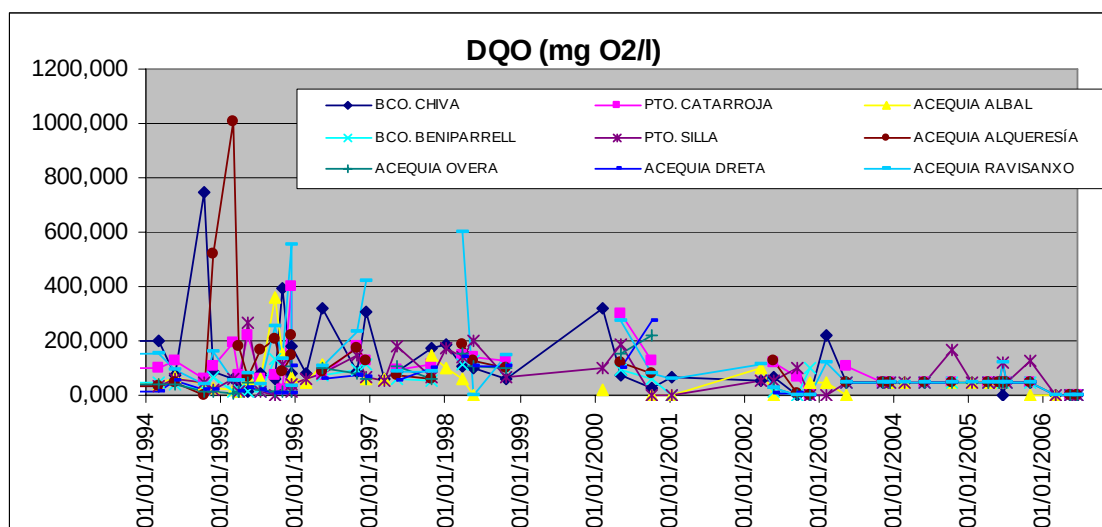


Figura 2-89. Evolución de la concentración de DQO en acequias

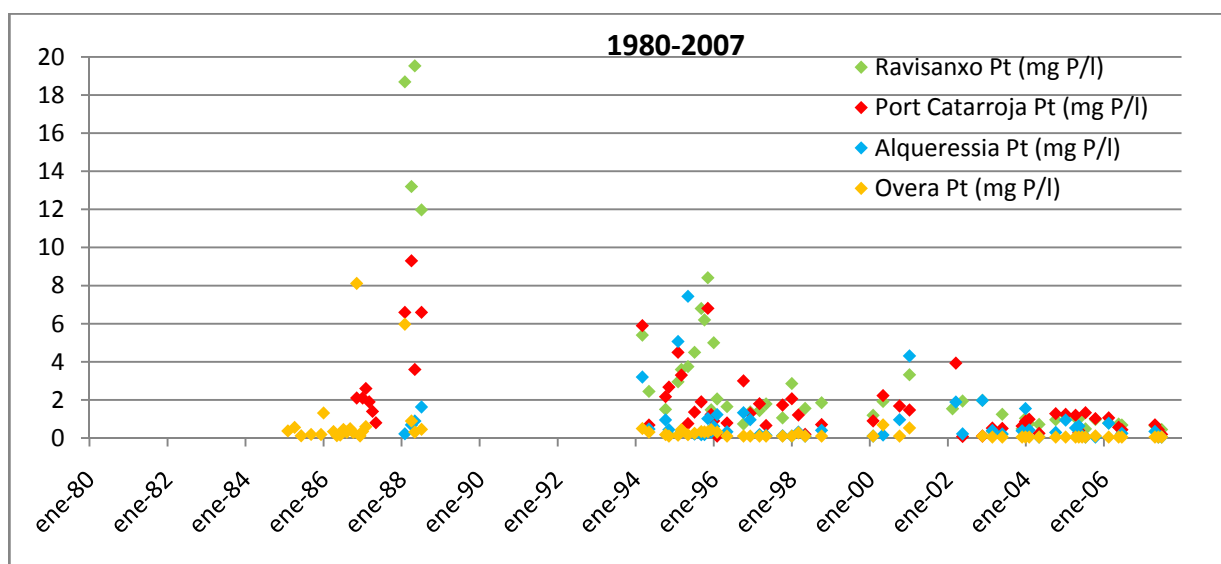


Figura 2-90. Evolución de la concentración de fósforo total en acequias

2.6.2.4. Vertidos urbanos e industriales a acequias. El caso de Sueca

A pesar de la puesta en funcionamiento de las estaciones depuradoras y sus colectores generales, todavía a principios del siglo XXI subsistían vertidos urbanos e industriales a acequias que alcanzan el Parque Natural. El caso de Sueca era, en este sentido, paradigmático. A pesar de encontrarse en estudio su ampliación, la EDAR de Sueca no recibía todas las aguas residuales que debía tratar. Estos aportes sin depurar provocaban un empeoramiento de la calidad de las aguas en la red de acequias afectando a los inconvenientes que suponía para los ecosistemas de L'Albufera incluyendo la contaminación de las aguas litorales especialmente en la playa de Motilla por los flujos desaguados por la gola Del Rei.

Este problema puede ilustrarse con los resultados de una campaña de muestreos realizada en la primavera de 2005 (Acuamed, 2006b) y cuyas principales conclusiones se sintetizan a continuación. La campaña se llevó a cabo el día 13 de abril de 2005, desde las 11:30 a.m. hasta las 18:30, en una serie de puntos cuidadosamente seleccionados. En la Figura 2-91 puede observarse una vista general de los puntos de muestreo; varios de ellos coinciden con los puntos de control de vertidos del Ayuntamiento de Sueca.

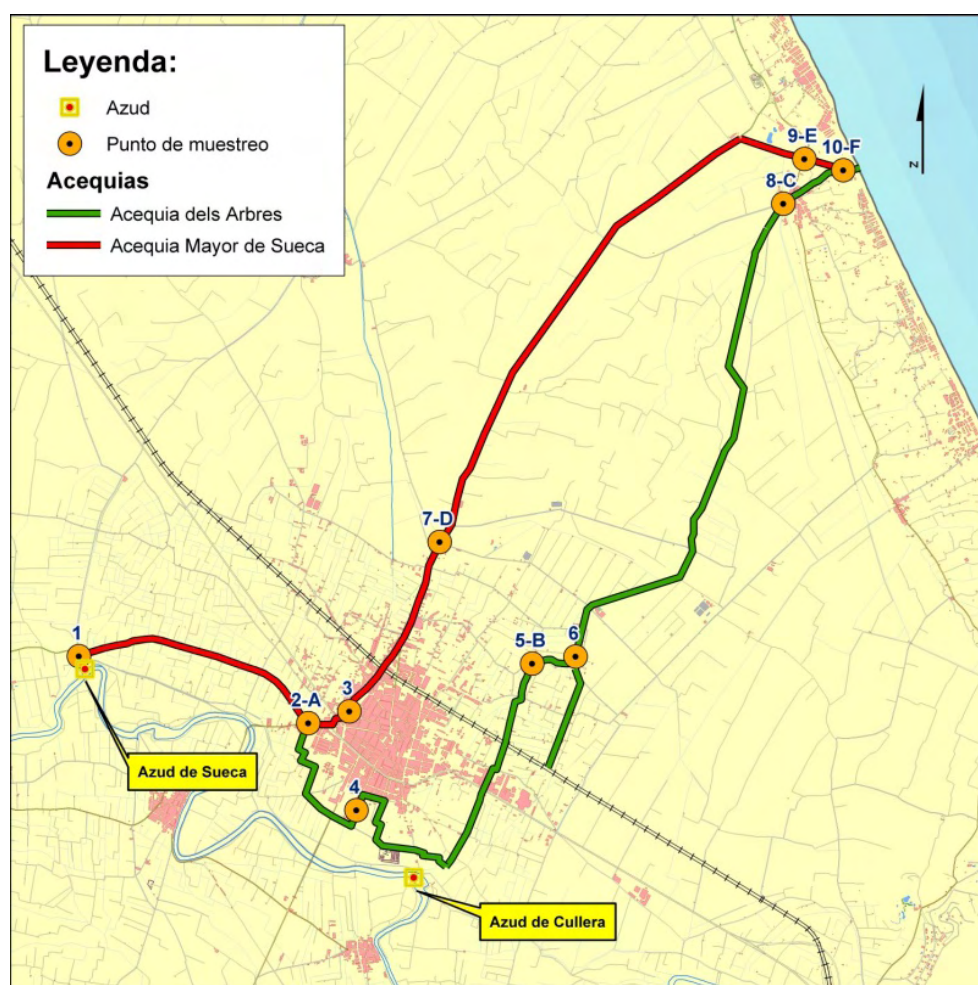


Figura 2-91. Localización de los puntos de muestreo seleccionados en la Campaña de muestreos 2005. Fuente: Acuamed(2006b)

La interpretación de los resultados de las analíticas se llevará a cabo siguiendo el recorrido que describe las dos acequias importantes en el sistema de regadíos del término municipal de Sueca: la acequia Mayor de Sueca, y la acequia dels Arbres. De este modo, se identifican dos sectores hipotéticos:

- Por un lado el descrito por la trayectoria que sigue la acequia Mayor de Sueca, desde el azud de Sueca, hasta la desembocadura de la gola Del Rei, a la que llega la acequia del Sequial con la que tiene continuidad¹. Esto supone cubrir los regadíos situados en la zona oeste-noroeste del casco urbano de Sueca, y la parte noreste de los cultivos, hasta llegar a Mareny de Barraquetes. Dentro de El Mareny, cubre los cultivos situados al norte, servidos por la acequia El Sequial.
- Por el otro lado, la trayectoria que sigue la acequia Dels Arbres, desde su nacimiento en el azud de Sueca, cubriendo los cultivos al sur del casco urbano, bordeándolo por el sureste, y abarcando la zona sur de los cultivos, hasta El Mareny de Barraquetes. En su recorrido pasa por debajo del polígono industrial, recibiendo parte de sus aguas residuales. Dentro de El Mareny, cubre los cultivos situados al sur, hasta la gola Del Rei.

En la Tabla 2-21 se muestra la hora en que cada una de las muestras fue tomada.

Tabla 2-21. Recorridos establecidos para la interpretación de los resultados de la calidad de las aguas de riego.: Sector 1, Acequia Mayor (itinerario rojo en figura 1); Sector 2, Acequia Dels Arbres (Itinerario verde en figura 1)

SECTOR 1: ACEQUIA MAYOR-GOLA		Muestreo 1	Muestreo 2
1	Azud de Sueca	12:10	17:00
2-A	Acequia Mayor-Rotonda Riola	12:20	17:05
3	Ramal izquierdo de la Acequia Mayor de Sueca	12:55	17:10
7-D	Acequia El Sequial junto Polideportivo Sueca	14:25	17:50
9-E	Acequia El Sequial aguas arriba de la Gola del Rey	14:50	18:05
10-F	Gola del Rey	15:00	18:10

SECTOR 2: ACEQUIA DELS ARBRES-GOLA		Muestreo 1	Muestreo 2
1	Azud de Sueca	12:10	17:00
2-A	Acequia Mayor-Rotonda Riola	12:20	17:05
4	Acequia dels Arbres I	13:35	17:20
5-B	Acequia dels Arbres II	13:45	17:30
6	Acequia dels Arbres tras confluencia	14:00	17:40
8-C	Confluencia de acequias en Mareny de Barraquetes	14:40	18:00
10-F	Gola del Rey	15:00	18:10

Materia orgánica

Como indicadores de materia orgánica presente en el agua, se emplearon los parámetros de DBO₅ y DQO.

¹ En ocasiones se utiliza indistintamente el mismo nombre, acequia Mayor de Sueca o Sequial, para referirse a la misma infraestructura de riego que nace en el azud de Sueca y desemboca en el mar en la gola Del Rei

Con respecto a la DBO₅, los valores obtenidos son relativamente bajos, no superan en ningún caso los 25 mgO₂/l y el comportamiento en ambas acequias, acequia Major de Sueca y acequia dels Arbres, es muy similar. La muestra tomada en el azud de Sueca, es decir, la que viene del río Júcar, presenta unos niveles por encima de los límites legales¹ por lo que en este sentido el agua ya entra al casco urbano de Sueca contaminada. Los mayores valores de DBO₅ se dan a la salida del casco urbano, habiéndose observado una degradación considerable en el tramo entre el casco urbano y la gola Del Rei. Esta tendencia se produce por igual en la mañana y en la tarde, con la diferencia de que los valores por la tarde son algo inferiores, salvo a la salida en la gola Del Rei, en la que el agua está más cargada por la tarde que por la mañana Figura 2-92. Los resultados en DQO evidenciaron un comportamiento similar con máximos a la salida del casco urbano y una cierta degradación posterior hasta el desagüe en el mar.

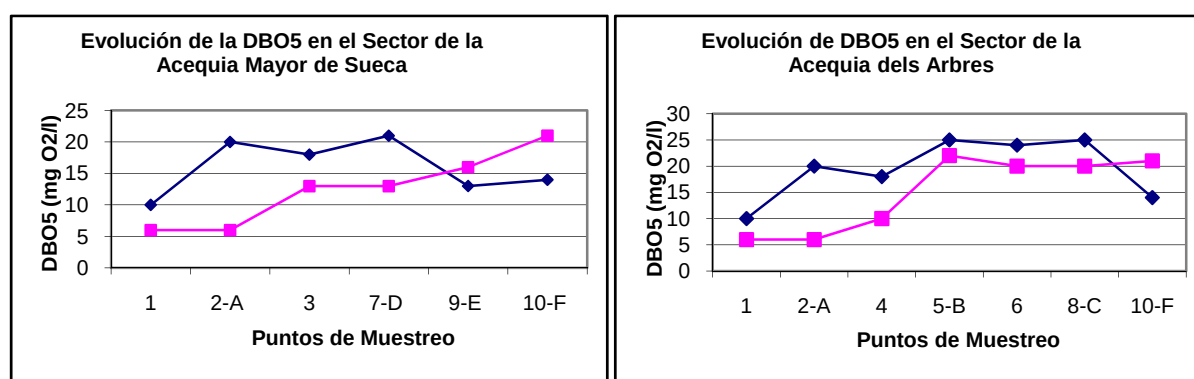


Figura 2-92. DBO en el Sector 1, acequia Major, (izqda..) y en el Sector 2, acequia Dels Arbres, (dcha.). En esta figura y en las que siguen (Figura y Figura), la línea azul corresponde al muestreo de la mañana y el magenta al de la tarde.

Sólidos en suspensión

El agua del Júcar, en el azud de Sueca presentaba 3 mg/l de sólidos suspendidos, muy por debajo del límite legal². Esta tendencia se mantiene en la acequia Mayor de Sueca hasta la acequia El Sequial, aguas arriba de la gola Del Rei (punto de muestra 9-E), donde se supera el objetivo de calidad, como puede observarse en la figura 6. El valor obtenido en la gola Del Rei es superior al anterior. La evolución de los sólidos en suspensión en la Acequia Mayor por la mañana es similar a la de la tarde, con la diferencia de que la salida al mar es mayor por la tarde que por la mañana.

La evolución de los sólidos en suspensión en la Acequia dels Arbres, tiene una tendencia similar a la de la Acequia Mayor hasta el punto de muestreo 4: Acequia del Arbres I, donde casi se supera el objetivo de calidad. En la confluencia de acequias en Mareny de Barraquetes

¹ RD 927/1988, Objetivos de Calidad para la vida piscícola (≤ 6 mg/l)-

² RD 927/1988. Inferior a 25mg/l.

se produce un ascenso de los valores de sólidos en suspensión importante (124 mg/l), con un descenso posterior hasta la salida al mar, como puede apreciarse en la Figura 2-93.

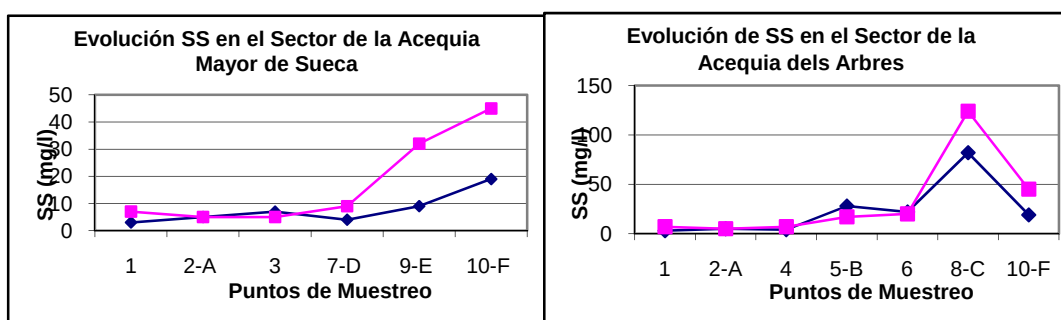


Figura 2-93. Concentración de SS en el Sector 1, Acequia Mayor, (izqda..) y en el Sector 2, Acequia Dels Arbres, (dcha.)

La evolución de los sólidos en suspensión en la Acequia dels Abres por la mañana es similar a la de la tarde, con la diferencia de que la salida al mar es mayor por la tarde que por la mañana. Este hecho parece lógico, teniendo en cuenta que por la noche la actividad agrícola cesa, y la industrial y urbana desciende en gran medida. Por ello parece lógico que según va avanzando el día las concentraciones de sólidos aumente.

Fósforo total

El Objetivo de Calidad para la vida piscícola fijado en RD 927/1988, es de 0.4mg/l. El agua del Azud de Sueca cumple este objetivo, y se mantiene a lo largo de toda la Acequia dels Arbres, tanto por la mañana como por la tarde, sin que se presente ningún pico importante.

La salida por el mar es algo superior durante la mañana, que durante la tarde, pero sin superar nunca los 0.4 mg/l. Esta evolución se muestra en la Figura 2-94.

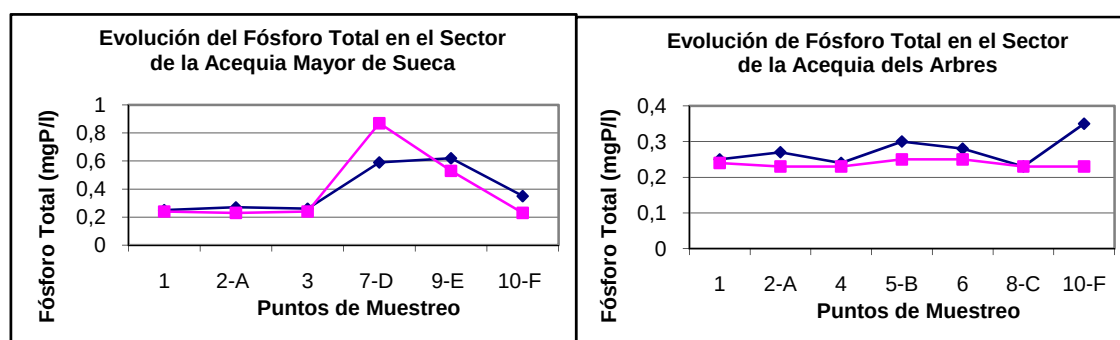


Figura 2-94. Concentración de fósforo total en el Sector 1, Acequia Mayor, (izqda..) y en el Sector 2, Acequia Dels Arbres, (dcha.)

En cambio, en el caso de la acequia Mayor o Sequial, el objetivo de calidad se mantiene solo hasta el punto de muestreo 7-D: Acequia El Sequial junto a Polideportivo Sueca, donde se produce un pico, con un valor mucho mayor por la tarde que por la mañana. La tendencia tras este punto es de disminuir, pero no se cumple hasta llegar a la gola Del Rei. Como en el caso de la Acequia Mayor, los valores a la salida del agua al mar, es mayor durante la mañana que durante la tarde, como se puede comprobar en la referida Figura 2-94 (dcha).

Nitrógeno

Se han analizado gran cantidad de formas del nitrógeno: nitrógeno total, nitratos y nitritos, amonio y nitrógeno Kjheldal. En la siguiente figura se muestra el comportamiento de los nitratos, nitritos y amonio en ambos sectores.

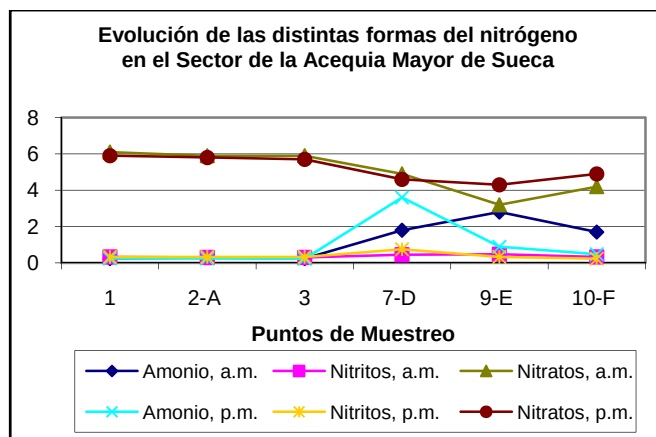


Figura 2-95. Concentraciones de nitratos, nitritos y amonio, medidas en el sector acequia Mayor de Sueca- Gola del Rei.

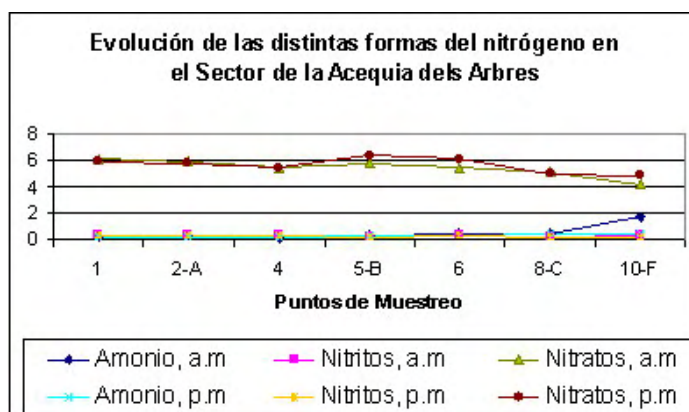


Figura 2-96. Concentraciones de nitratos, nitritos y amonio, medidas en el sector Acequia Dels Arbres- gola Del Rei.

Como puede observarse el comportamiento es más variable en la Acequia Mayor de Sueca. En general, la dinámica de los nitritos es bastante regular y constante a lo largo de ambas acequias. Sus concentraciones se encuentran aproximadamente un orden de magnitud por encima de los objetivos de calidad para la vida piscícola, ya que suelen presentar valores entorno a 0.33 mgN/l.

En cuanto al amonio, se observa un pico en el punto 7-D, a la salida del casco urbano, en la Acequia Mayor, indicando contaminación por vertidos urbanos, sobre todo por la tarde.

Los nitratos tienen una tendencia más regular, descendiendo conforme se atraviesa el casco urbano, y se llega al mar.

Parámetros bacteriológicos

Comparando con los resultados obtenidos en la campaña llevada a cabo por el Ayuntamiento de Sueca, las concentraciones de coliformes totales son bastante menores en general, salvo excepciones, como se verá a continuación.

En la Figura 2-97 se muestra la evolución del sector de la Acequia Mayor de Sueca. En los años 2003 y 2004 las concentraciones de entrada a través del azud de Sueca eran muy elevadas, aproximadamente de un orden de magnitud superior, en comparación con los niveles observados en el 2005. Aún así, en la actualidad siguen encontrándose muy lejos de los objetivos de calidad establecidos por el Real Decreto 734/1988, de aguas de baño. Esto supone un problema, ya que las aguas que llegan desde el Júcar lo hacen muy contaminadas de coliformes totales. Siguiendo con la referida Figura 2-97, y observando las concentraciones por la mañana, éstas no sufren cambios demasiado bruscos en la tendencia. Únicamente van disminuyendo gradualmente desde unos 20.000 ufc/100 ml hasta unos 16.000 en la gola Del Rei; sin embargo, por la tarde se produce un pico muy fuerte, pasando de 20.000 a 420.000 a la salida del casco urbano (punto de muestreo 7-D). Este máximo ya se reproducía en el muestreo del año 2004, aunque el máximo alcanzado era mucho menor, aproximadamente la mitad que el observado este año. Es de destacar el fuerte descenso que se produce en 2005, desde este punto (7-D) hasta el punto a la entrada de El Mareny de Barraquetes, en El Sequial (9-E). Este gran descenso denota lo observado en la campaña anterior, en el 2004, el gran poder autodepurador que se produce en las acequias hasta su llegada al mar.

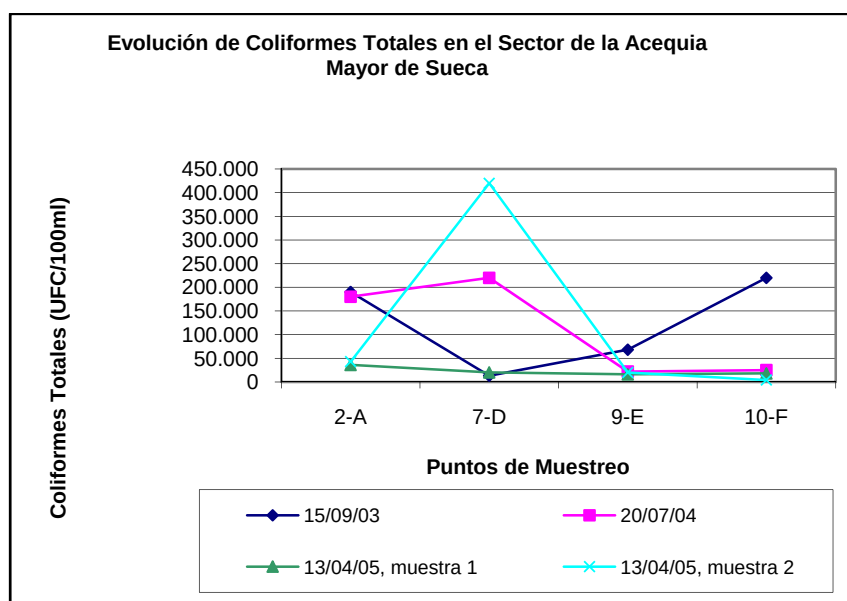


Figura 2-97. Evolución de Coliformes Totales, observada en los muestreos llevados a cabo en los años 2003, 2004 y 2005, en el Sector Acequia Mayor.

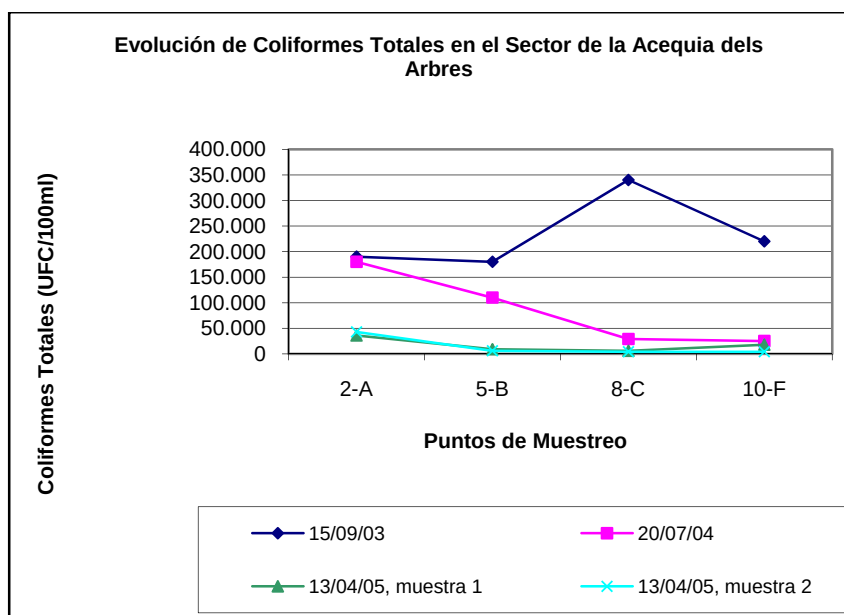


Figura 2-98- Evolución de Coliformes Totales, observada en los muestreos llevados a cabo en los años 2003, 2004 y 2005, en el sector acequia dels Arbres.

En la Figura 2-98 se muestra la evolución en el sector constituido por la acequia dels Arbres. En este sector las concentraciones de coliformes totales son mucho menores que las observadas en años anteriores. Esta menor contaminación, sumada al hecho de no observarse picos a lo largo de la acequia, puede denotar el éxito de algunas de las medidas tomadas en las proximidades del polígono industrial, ya que los máximos observados a la salida del casco urbano, por el sector dominado por la acequia Mayor, en este sector no se observan.

De nuevo se puede observar el descenso en las concentraciones desde su entrada al casco urbano hasta su salida al mar, lo que indica que se produce una autodepuración en la que las concentraciones disminuyen hasta un 1/3 de lo que entra.

A continuación se muestran las figuras correspondientes a la evolución espacial de las coliformes totales en la toma de muestras realizada en el 2005. En ellas se puede observar con mayor detalle la evolución de la contaminación en cada sector, ya que incluyen los puntos de muestreo nuevos, en relación con los muestreos anteriores.

En la Figura 2-99 se observa el problema que supone los vertidos de aguas residuales del casco urbano sobre las aguas de riego, ya que, como se ha comentado en el apartado anterior, provocan un ascenso por la tarde muy fuerte.

En la Figura 2-100 se puede observar la tendencia descendente de las concentraciones y el poder autodepurador comentado anteriormente.

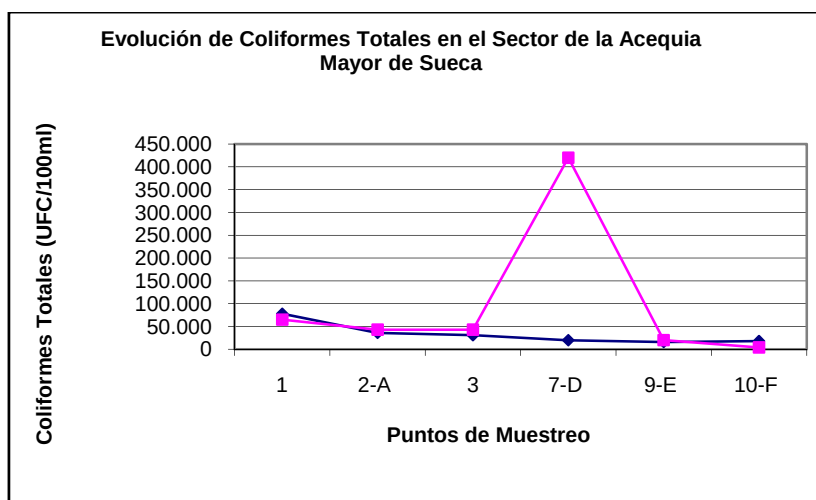


Figura 2-99. Evolución de las concentraciones de coliformes totales en el Sector de la Acequia Mayor de Sueca, para la campaña de muestreos del 2005.

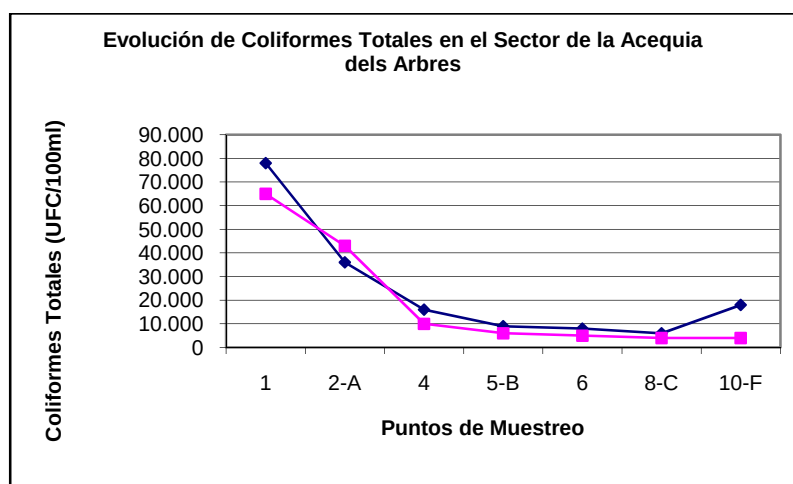


Figura 2-100. Evolución de las concentraciones de coliformes totales en el Sector de la Acequia Mayor de Sueca, para la campaña de muestreos del 2005.

Conclusiones

Subsistían, por lo tanto, problemas de contaminación en las acequias de Sueca que acababan por trasladarse a las playas, especialmente a la playa de Motilla¹ situada al norte de la

¹ La contaminación de la playa de Motilla llevó incluso a la apertura de un expediente sancionador por parte de la Comisión Europea.

desembocadura principal de las acequias de Sueca en la gola del Rei. La ubicación¹ de esta playa (Figura 2-101 y Figura 2-102) ha hecho que, tradicionalmente, fuese la de peor calidad de todo el frente litoral. Los problemas no eran ni mucho menos nuevos, y los naturales de Sueca conocían su elevada contaminación que probablemente ya se manifestase desde los años treinta tras la construcción del colector del Sequial y la infraestructura del casco histórico, y quizás mucho antes. No existía una única causa, sino una combinación de varias (Acuamed, 2006b):

- Mala calidad en origen. Al menos hasta la puesta en funcionamiento de la EDAR de Alzira-Carcaixent en septiembre de (2007), la calidad físico-química del río Júcar no era buena a su paso por el azud de Sueca, inicio de la red de acequias (Figura 2-103).
- Vertidos directos a la acequia Major de Sueca, en el casco urbano, de modo que la contaminación de la misma iba aumentando según se avanzaba en su recorrido por el centro de la ciudad como hemos descrito.
- Vertidos directos remanentes a la acequia de Els Arbres.
- Contaminación agrícola transportada por los retornos de riego.
- Deficiencias en las instalaciones del camping de les Palmeretes (1000-3000 personas en verano)².
- Insuficiencia de la EDAR del Mareny de Barraquetes: pequeña frente a fuertes puntas estivales.
- Problemas de vertidos directos a acequias subterráneas canalizadas en el casco urbano de Mareny de Barraquetes.
- Deficiencias en los colectores de la zona litoral. Tramo en impulsión desde Bega Mar al Mareny en fibrocemento en muy mal estado. Fugas.
- Alivios en episodios de lluvia del sistema unitario a las acequias.

¹ La contaminación de las aguas de baño siempre se ha manifestado más claramente al Norte de la gola como consecuencia de la dinámica habitual de vientos. Así, a la calma nocturna con brisas suaves de poniente (*Vent de Terra*) suele sucederle un cambio de dirección diurno (a partir del mediodía) predominando los vientos suaves del Sureste, *Llebeig* o *Vent al Garbí* (por la dirección a la que apuntan los vientos: hacia el pico del Garbí al Noroeste de la ciudad de Valencia). Los vertidos son, pues, transportados durante la noche unos metros hacia mar adentro y durante el día hacia las playas del Norte.

² El camping poseía una estación depuradora propia enterrada. Sin embargo, a pesar de haber sido ampliada en el año 2002, y de haber mejorado los problemas que tenía en la cloración (de modo que los problemas de vertidos bacteriológicos a la acequia Major de Sueca se iban solucionando), el vertido, por su parte trasera, era sumergido durante el verano con las acequias llenas y, por tanto, más difícilmente controlable.



Figura 2-101. Imagen aérea (del día 21 de abril de 2004) de la desembocadura de la acequia Major de Sueca y de la playa de Motilla situada al norte de la misma. Fuente: Ayuntamiento de Sueca.



Figura 2-102. Imagen aérea (del día 21 de abril de 2004) de la costa de Sueca. Se llega a apreciar cómo la dinámica litoral transporta los vertidos de la acequia Major de Sueca (más oscuros) hacia la playa de Motilla. Fuente: Ayuntamiento de Sueca.



Figura 2-103. Imágenes de contaminación por sólidos en cabecera del sistema de riego (azud de Sueca, izq.) y en la desembocadura (gola del Rei, dcha.), abril de 2005.

2.6.2.5. Recorrido por la acequia Real del Júcar

Hemos comentando en el capítulo dedicado a los años noventa cómo algunas inspecciones oculares realizadas en esa década y el análisis de algunas muestras de agua (Verdú, Sanchis, & Marco, 1999) sugerían la ausencia de vertidos contaminantes de especial importancia en el canal principal de la acequia Real del Júcar.

En 2005 se puso en servicio la parte principal de las obras de modernización de la acequia Real del Júcar. El tramo finalizado correspondía a la red de transporte y consistía en dos conducciones en presión que discurrían en paralelo por los márgenes del viejo canal de la acequia. Este último iba a mantenerse en servicio exclusivamente para el riego del arrozal, por lo que seguiría constituyendo un elemento importante en el sistema hídrico de L'Albufera. A finales de la primavera de 2006, los días 9 y 10 de mayo, se efectuó un recorrido por el viejo canal de la acequia Real del Júcar y por varias de sus principales derivaciones. Se visitaron 19 puntos, obteniéndose muestras de agua en las 14 primeras (Figura 2-107) con el objetivo de construir un perfil longitudinal de la calidad de sus aguas a lo largo del canal principal de la acequia y de algunos de sus brazales más importantes, desde la derivación o *fesa* correspondiente, hasta el Parque Natural. En ese período coexistía el riego de los arrozales, que se efectuaba a través del canal histórico de la ARJ, con el riego de los cultivos hortícolas y cítricos, que se efectuaba a través de la recién inaugurada conducción. Las conclusiones obtenidas fueron las siguientes:

- Aunque el viejo canal de la ARJ mantiene la calidad del agua en su recorrido se observa una cierta degradación de ésta, si bien de pequeña magnitud y probablemente asociada de forma natural a su carácter de cauce abierto (CHJ, 2006). Los valores de DQO_{tot} reflejan que existe cierta degradación entre el Cano de Guadassuar (3) y la Fesa del Romaní (11). Principalmente se trata de DQO particulada, puesto que la soluble aumenta muy poco. El nitrógeno y el fósforo no cambian apenas en todo el recorrido (Figura 2-104). Debe vigilarse la posible llegada de lixiviados procedentes de la Planta de Residuos Sólidos de la Ribera en Guadassuar que ha ocasionado problemas puntuales de contaminación en el canal principal.

- El agua que se deriva en la Fesa R.C. Algemesí – Albalat sufre un deterioro importante tras atravesar el Polígono Cotes de Algemesí (Figura 2-105).
- Al margen de este problema puntual, y pese a no ser el sector más preocupante, las aguas que llegaban a la Albufera a través de la acequia de la Foia y los brazales de su entorno distaban de tener una buena calidad. la acequia de la Foia, que recibía los efluentes de estaciones depuradoras de aguas industriales, presentaba una contaminación alta con valores de DQO de 76 mgO₂/l, fósforo total de 1,77 mg/l, nitrógeno total de 25 mg/l (Figura 2-106) y sólidos en suspensión de 80,45 mg/l.
- Los retornos de riego pueden suponer un aporte extra de nitratos y de sólidos en suspensión.

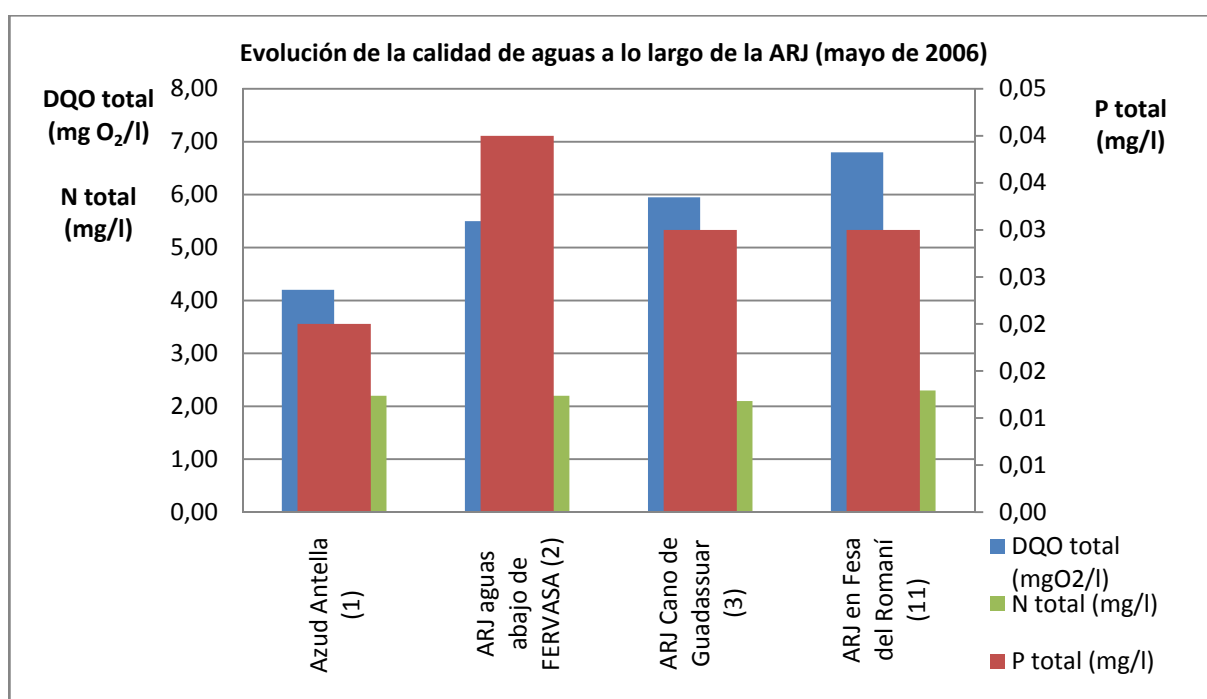


Figura 2-104. Evolución de la calidad de aguas a lo largo de la ARJ (mayo de 2006)

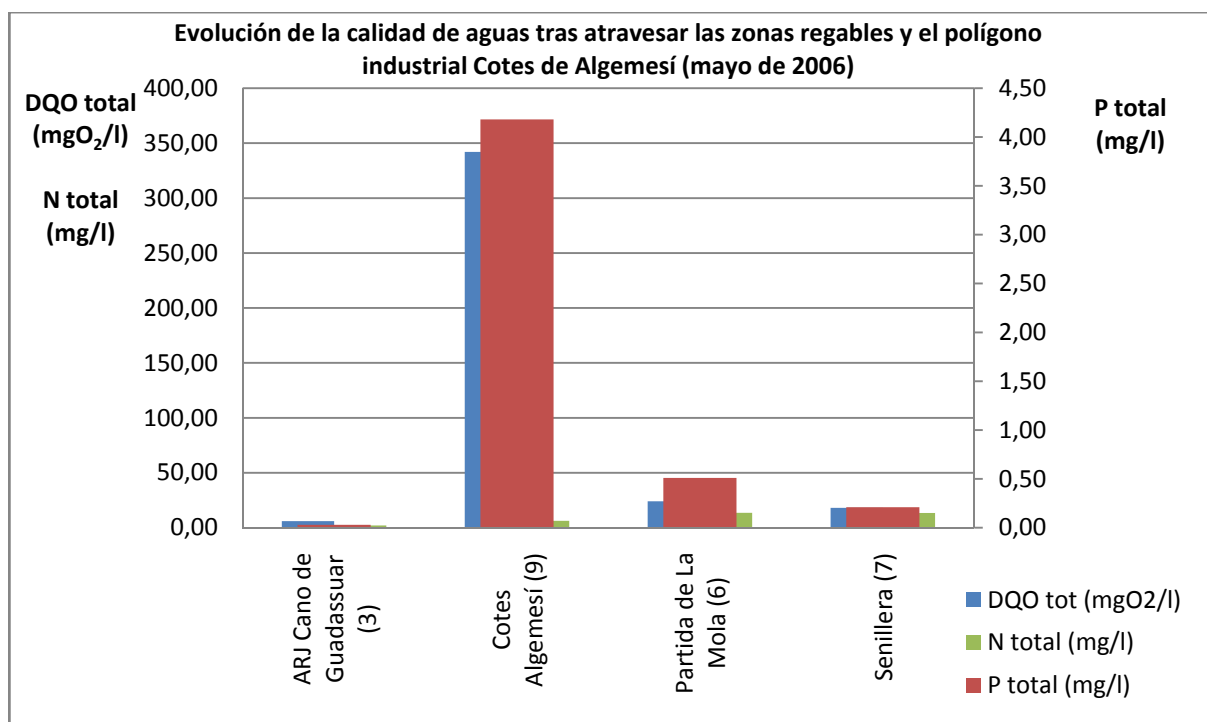


Figura 2-105. Evolución de la calidad de aguas tras atravesar las zonas regables y el polígono industrial Cotes de Algemesí (mayo de 2006)

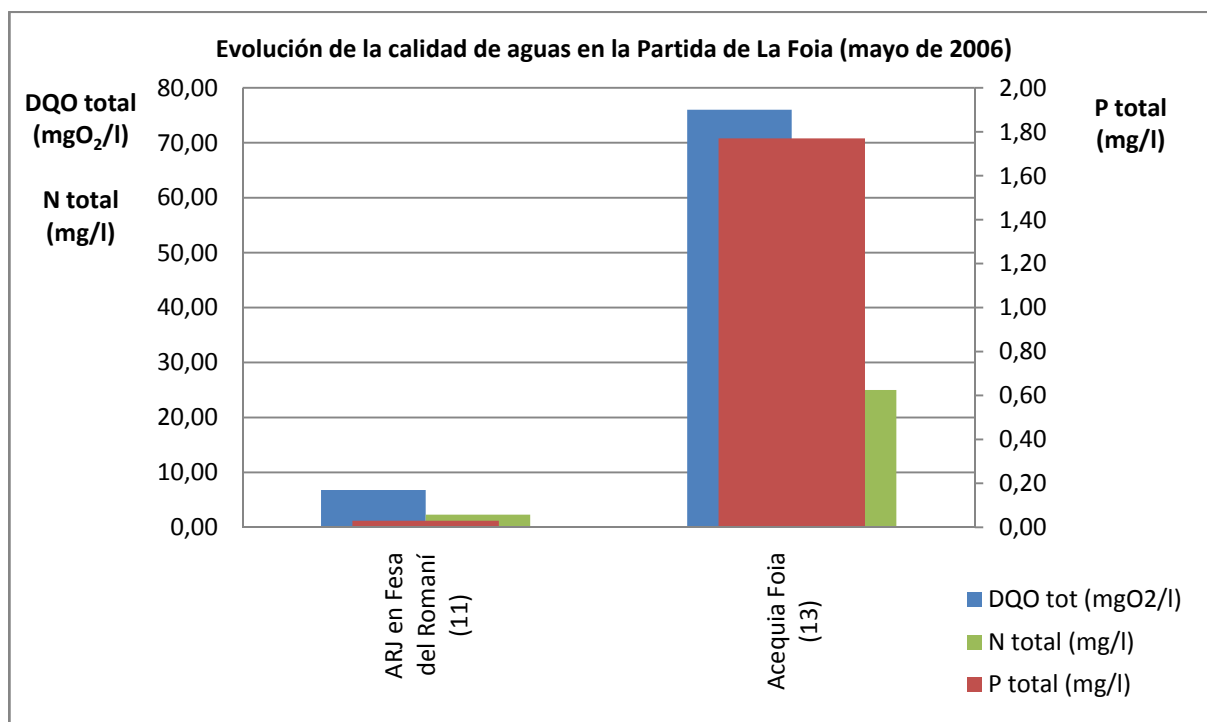


Figura 2-106. Evolución de la calidad de aguas en la Partida de la Foia (mayo de 2006)

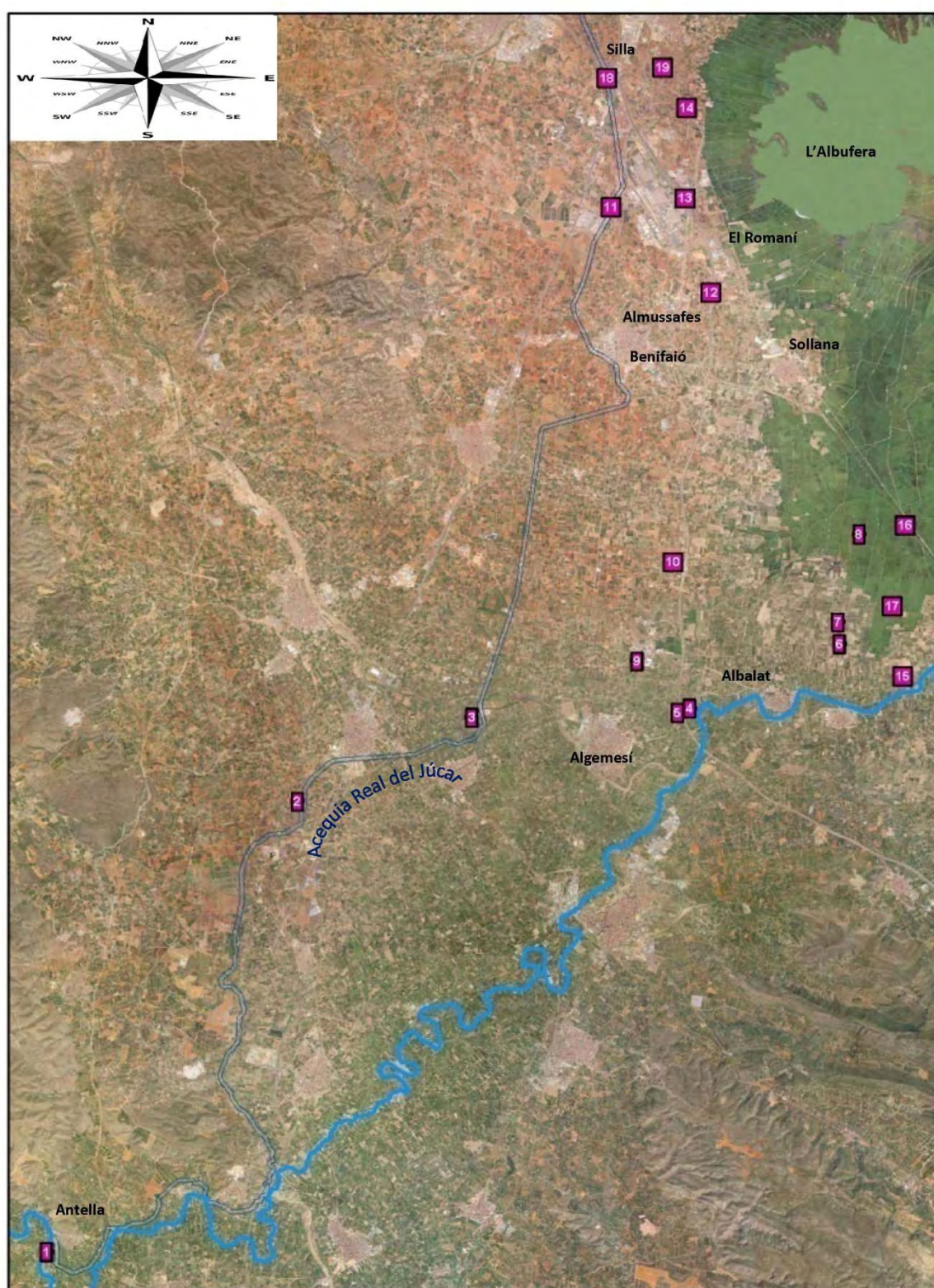


Figura 2-107. Estaciones de muestreo en la acequia Real del Júcar, primavera 2006. Fuente: (CHJ, 2006)

Tabla 2-22. Resultados de un muestreo a lo largo de la acequia Real del Júcar (mayo de 2006). Fuente: (CHJ, 2006)

Estación		O ² (mg/l)	Sat %	T (°C)	Ph	Cond. (μS/cm)	DQO tot. (mgO ₂ /l)	DQO sol. (mgO ₂ /l)	DBO ₅ tot. (mgO ₂ /l)	DBO ₅ sol. (mgO ₂ /l)	N total (mg/l)	Amonio (mg/l)	Nitratos (mg/l)	P total (mg/l)	Fosfatos (mg/l)	SS (mg/l)	SSV (mg/l)	Turbidez (NTU)
ID	Denominación																	
1	Azud Antella	10,46	100	13,10	8,33	1052	4,20	4,95			2,20	0,000	1,81	0,02	0,00	2,80	0,00	3,20
2	ARJ aguas abajo de FERVASA	10,88	107	15,00	8,32	1048	5,50	1,20			2,20	0,000	1,64	0,04	0,00	3,50	0,20	1,40
3	ARJ Cano de Guadassuar	10,79	108	15,20	8,29	1054	5,95	6,65			2,10	0,000	1,71	0,03	0,00	5,40	1,00	1,70
4	Acequia Major de Algemesí	13,36	138	16,90	8,32	1085	7,30	6,55			4,20	0,000	3,81	0,07	0,00	2,70	0,00	1,20
5	Acequia de Albalat	10,70	107	15,40	8,37	1050	8,50	9,15			2,50	0,000	2,13	0,04	0,02	5,50	0,70	2,10
6	Partida de La Mola	8,72	96	19,90	7,52	1318	24,00	8,95	12,70	7,90	13,60	0,021	12,70	0,51	0,03	105,62	20,31	21,90
7	Senillera	10,12	110	19,50	7,69	1335	18,00	8,70	15,50	9,00	13,40	0,003	13,70	0,21	0,07	28,60	5,20	7,90
8	Esacorredor	16,30	199	25,50	8,73	1415	48,50	29,00	26,80	7,90	10,90	0,14	7,40	0,27	0,00	30,40	12,80	4,10
9	Cotes Algemesí	9,85	102,00	17,00	7,94	1446	342,00	279,00	231,00	191,00	6,30	0,550	0,52	4,18	3,32	53,62	24,26	17,20
10	Acequia de Sollana	11,15	112	11,50	8,30	1045	9,95	5,65			2	0,000	1,08	0,04	0	13	2,3	3,6
11	ARJ en Fesa del Romaní	11	111	15,80	8,24	1046	6,80	6,30			2,30	0,030	1,26	0,03	0,00	3,60	0,00	1,30
12	Junto disco Banana's	11,00	125	21,5	8,35	1021	8,30	7,90			1,60	0,000	1,21	0,07	0,00	9,80	0,40	1,90
13	Acequia Foia	10,47	126	24,50	8,18	1722	76,00	32,50			25,00	5,050	15,70	1,77	0,89	80,45	30,00	12,20
14	Barranquet de Silla	9,49	105	20,30	7,63	1598	15,00	6,45			36,50	0,170	32,50	0,07	0,00	21,80	2,60	3,30

2.6.2.6. Las descargas de los sistemas unitarios. El caso del colector Oeste.

2.6.2.6.1 Muestreos puntuales durante lluvias poco intensas

En otoño de 2006 se efectuó un muestreo de la respuesta de las escorrentías transportadas por determinadas acequias durante dos eventos de precipitación los días 11/9/06 y 23/9/06 (Acuamed, 2007c)¹. Los datos del día 11/9/2006 corresponden a un episodio muy pequeño (3 mm de lluvia total registrada en la estación de Picassent del SAIH, aunque este valor es probablemente inferior a la lluvia caída en los arrozales del norte), pero que, dado el elevado grado de impermeabilización de las cuencas, fue capaz de generar escorrentías urbanas: La lluvia se inició sobre las 20:30 y las muestras se tomaron entre las 21:55 y las 22:33; En la Figura 2-108 (izqda.) se representa la lluvia acumulada en la estación de Picassent del SAIH. Los datos del día 23/9/2006 corresponden a un pequeño episodio pero de mayor intensidad y volumen que el anterior (20,4 mm en algo más de 10 horas): las lluvias comenzaron alrededor de las 6:00 mientras que las muestras se tomaron entre las 17:15 y las 18:37; en la Figura 2-108 (dcha.) se representa la lluvia acumulada en la estación de la rambla del Poyo (SAIH).

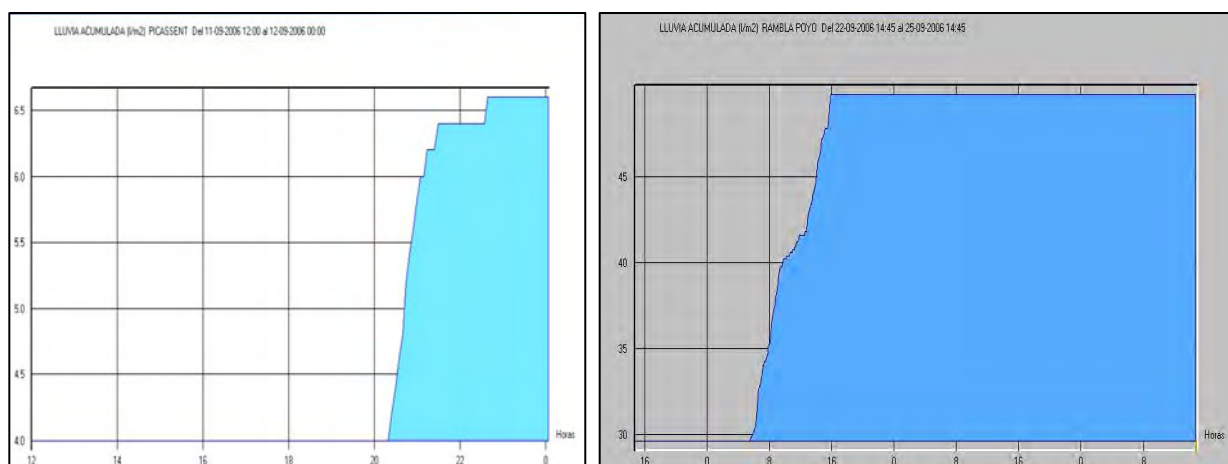


Figura 2-108. Lluvia acumulada, estación Picassent SAIH, 11/9/2006, total 2,7 mm (izqda.); lluvia acumulada, estación Rambla del Poyo SAIH, 23/9/2006, total 20,4 mm (dcha.)

Materia Orgánica

Los valores de materia orgánica, DQO, oscilan entre 23,0 y 135,0 mg O₂/l, mientras que los de la DBO₅ se sitúan entre 5,6 y 66,2 mg O₂/l y la DBO_{límite} entre 21,1 y 128,0 mg O₂/l. Son valores que permiten clasificar algunas estas aguas como de mala calidad, puesto que superan los límites establecidos para vertidos procedentes de EDAR: de hecho, seis muestras de las diez superan el valor límite de 25 mg de DBO₅/l. Aproximadamente un 50% de la DQO resultó particulada y por tanto las aguas eran susceptibles de ofrecer una buena respuesta a un

¹ Las muestras fueron analizadas en el laboratorio de Calidad de Aguas del Instituto de Ingeniería del Agua y del Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia, bajo la dirección del Prof. Dr. Miguel Martín Monerris que efectuó el estudio de los resultados que aquí se sintetiza.

tratamiento de depuración de tipo físico-químico. También se observó que la relación entre la DQO y la $DBO_{Carbonosa}$ ($DBO_{Límite}$ excluida la nitrificación del nitrógeno amoniacal) en las muestras es muy buena: aproximadamente un 67% de la DQO es biodegradable, aunque lentamente, ya que sólo un 33% lo es a los cinco días.

Sólidos Suspendidos

La concentración de sólidos suspendidos fue también muy variable, oscilando entre 6 y 119.23 mg/l. Seis valores superan los 35 mg/l, límite máximo de vertido a la salida de una EDAR. Aproximadamente un 40% de los SS resultaron de naturaleza orgánica, volátiles.

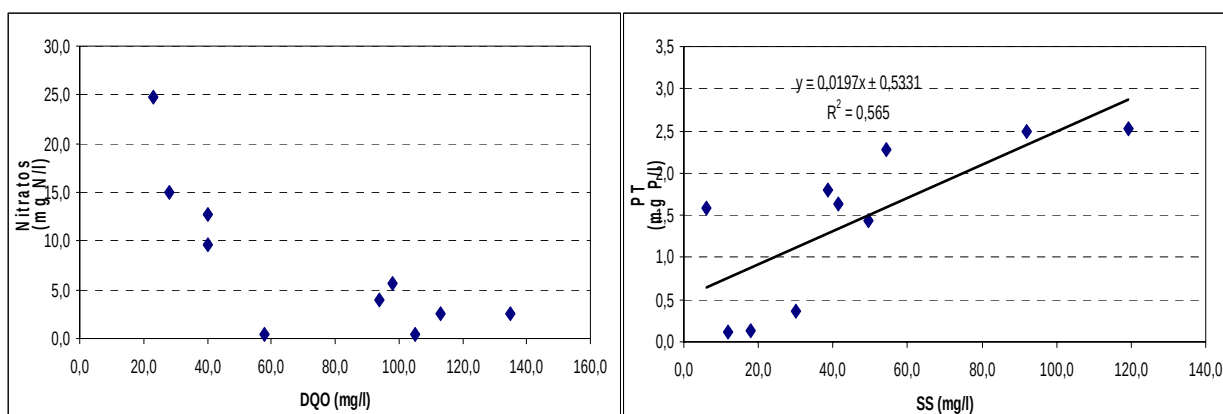


Figura 2-109. Relación entre DQO y nitratos (izq.) y entre SS y Pt (dcha.).

Nitrógeno

Los valores de Nitrógeno Total oscilaron entre los 8,50 mg N/l y 30,00 mg N/l. Ocho valores se situaron por encima de los 10 mg N/l¹ y los dos restantes se acercaron mucho. Esto indica una mala calidad de las aguas y sugiere la recomendación de evitar que las escorrentías urbanas alcancen el lago.

La distribución de este Nitrógeno Total en sus fracciones Orgánica, Amoniacal y Nitratos resultó muy variable, pero siguió un patrón claro: aquellas muestras con mayores valores de DQO y Sólidos Suspendidos presentaron mayores porcentajes de Nitrógeno Orgánico (50% aproximadamente) y menores de Nitratos (alrededor de un 20%) de modo que sólo algunas muestras con DQO inferior a 60 mg/l presentaron concentraciones significativas de nitratos, como se puede observar en la Figura 2-109 (izq.): cuando los contenidos en materia orgánica fueron bajos, la presencia de nitratos alcanzó el 80%, mientras que el nitrógeno orgánico se redujo a un 10-20%. El porcentaje de nitrógeno amoniacal fue mucho más variable en todos los casos, pero también resultó mayor en las muestras con altos contenidos en materia orgánica. Podría decirse que en estas muestras un 80% del nitrógeno está en forma de NKT. La relación entre DQO y NKT resultó bastante buena ($r^2=0.6$) y permite estimar una

¹ El valor de 10 mg N/l es el límite máximo que según, el RD 11/1995, de 28 de diciembre, es admisible verter a zonas sensibles con riesgo de eutrofización (para poblaciones de más de 100.000 habitantes equivalentes)

reducción del 40% de NKT para una reducción del 70% de DQO. Por otro lado, se comprobó una correlación bastante buena entre el NKT y Sólidos Suspendidos. En consecuencia, la reducción de SS mediante la intercepción de escorrentías y, por ejemplo, un tratamiento físico-químico, también reducirá la concentración de NKT. Lo que no se podrá eliminar en este tratamiento será la concentración de nitratos. Si se reduce un 90% la concentración de sólidos suspendidos, la reducción de NKT será aproximadamente de un 45%.

Fósforo

Los valores de Fósforo Total oscilaron entre 0.12 mg P/l y 2.53 mg P/l. Siete de los diez valores resultaron superiores a 1 mg P/l¹. Estos valores tan elevados también justifican sobradamente el hecho de intentar evitar que alcancen el lago. Del valor total, aproximadamente un 40% resultó fósforo orgánico y un 60% inorgánico.

La relación entre el fósforo total y los sólidos suspendidos también es bastante buena (Figura 2-109, dcha.), lo cual permite afirmar que una reducción en la concentración de sólidos suspendidos mediante un tratamiento físico-químico producirá una reducción significativa en el Fósforo Total.

2.6.2.6.2 Muestreos automáticos durante lluvias intensas

El muestreo automático (Acuamed, 2007d) se realizó sobre las primeras escorrentías de un episodio con precipitaciones de cierta relevancia (lluvia acumulada 45,8 mm) que se inició sobre las 9:00 del día 1/11/2006 y finalizó alrededor de las 18:00 del día 4/11/2006. En la Figura 2-110 (dcha.) se representa la lluvia acumulada en la estación de Picassent (SAIH). La ubicación de los tomamuestras fue la siguiente:

- Estación 1, junto a la estación de bombeo de Beniparrell, que recoge alivios directos de desde el sistema de saneamiento del colector Oeste.
- Estación 2, en la acequia Calvera que recoge descargas de los sistemas unitarios mezcladas con aguas de escorrentías urbanas con un porcentaje variable de escorrentías agrícolas generadas aguas arriba de los núcleos urbanos.
- Estación 3, en la acequia del Port de Catarroja que recoge aguas similares a la estación 2, presumiblemente con un porcentaje menor de escorrentías agrícolas.

Cabe señalar que los valores de todos los contaminantes en la acequia del Port de Catarroja resultaron muy bajos lo cual es extraño, en principio, dado que suele calificarse a esa acequia como una de las más contaminadas del entorno. La explicación puede ser que el muestreador automático empezó a tomar muestra cuando ya había pasado la punta de la carga contaminante

¹ Valor máximo admisible en vertidos desde EDAR a zonas sensibles para poblaciones superiores a 100.000 habitantes equivalentes.

Materia Orgánica

La materia orgánica se midió tanto como DQO como DBO_5 . En la Figura 2-111 se muestran los valores obtenidos.



Figura 2-110. Lluvia acumulada según la estación de Picassent (SAIH), 1/11/2006-6/11/2006 (dcha.); e imagen del equipo automático tomamuestras en la acequia Calvera (izq.).

Los valores de la concentración de materia orgánica son notablemente mayores en las muestras de la Estación de Bombeo de Beniparrell que en las otras dos. En ella se observa una ligera tendencia a la disminución de las concentraciones a lo largo del tiempo, pareciendo tender a un valor más o menos constante de 120 mg/l de DBO_5 y 260 mg/l de DQO. En los primeros instantes, aproximadamente las dos primeras horas, esos valores se sitúan en unos 160 mg/l de DBO_5 y 340 mg/l de DQO. Se podría caracterizar a esta agua como residual urbana (ARU) de carga débil, lo cual es coherente con el hecho de que se trate de alivios del sistema de saneamiento de la zona.

La acequia Calvera sigue un patrón diferente ya que se aprecian valores elevados al inicio y una disminución muy acusada al cabo de pocas horas. Es muy probable que lo que se esté observando sea la limpieza del sistema de colectores/acequias que recogen las aguas residuales y pluviales de la zona, fundamentalmente agrícola e industrial. De hecho, los valores antes de la bajada están próximos a los que corresponden a las muestras puntuales más cargadas: entre 50 y 110 mg/l de DBO_5 y entre 100 y 220 mg/l de DQO.

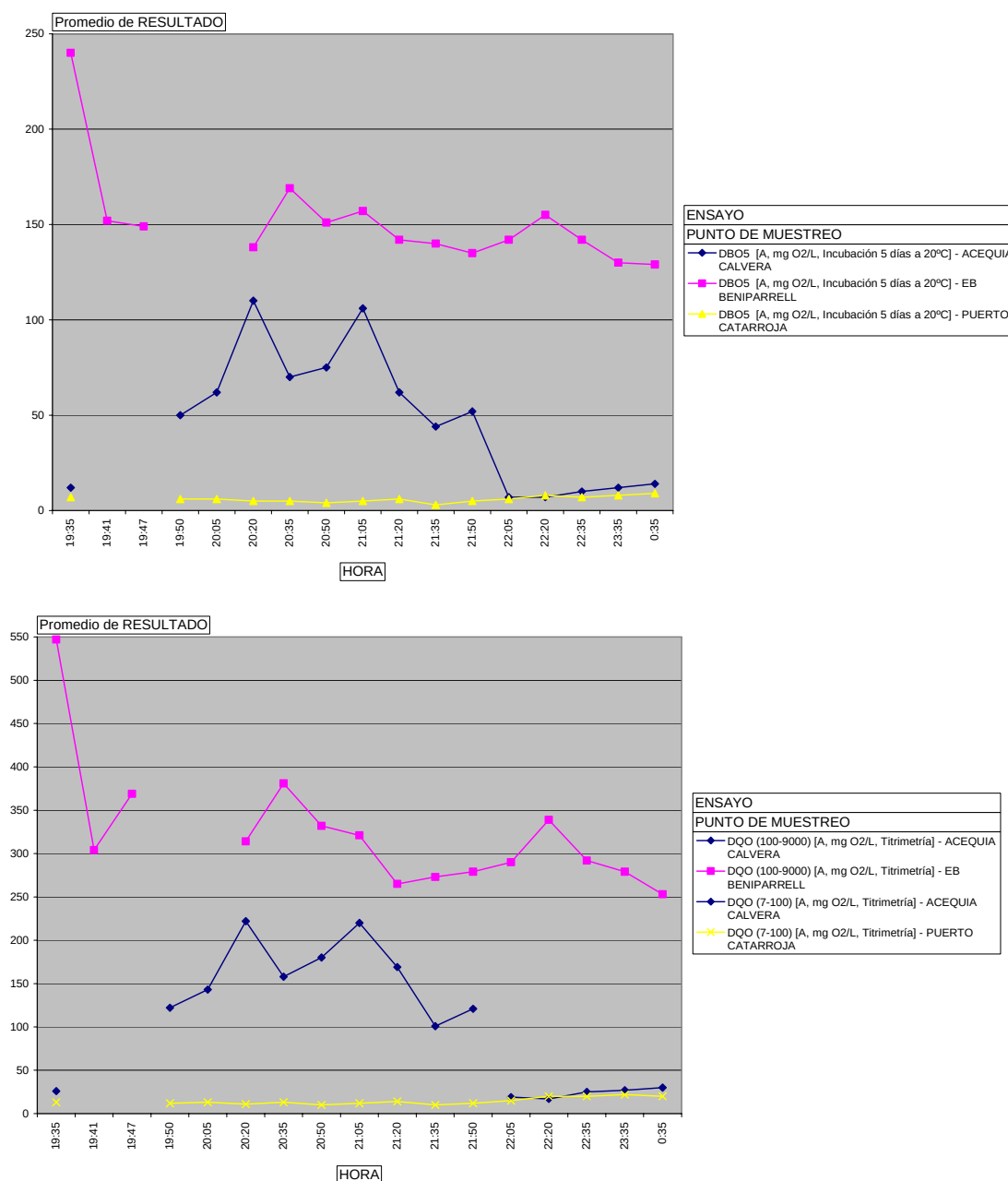


Figura 2-111. Resultados de DBO5 y DQO5 en diversas en las tres estaciones durante las cinco horas de muestreo (noviembre de 2006)

En la acequia del Port de Catarroja los valores de materia orgánica son muy bajos, como se ha comentado. En todos los casos la relación entre la DBO₅ y la DQO se sitúa en el entorno de 0.45, lo cual indica una materia orgánica algo menos biodegradable que un ARU. El valor es muy similar al 0.38 obtenido para las muestras puntuales.

Sólidos Suspendidos

Es en la concentración de sólidos suspendidos totales en donde mejor se aprecia el efecto de lavado con el tiempo. En la estación de bombeo de Beniparrell esta concentración va disminuyendo de manera exponencial desde un valor máximo de 180 mg/l hasta que se estabiliza al cabo de una hora y media en un valor próximo a 90 mg/l. En la acequia Calvera la punta no alcanza los 60 mg/l y la concentración final, que es similar a la que se encuentra en el Port de Catarroja, resulta extraordinariamente baja, inferior a 10 mg/l, lo cual reflejaría aguas de buena calidad en este aspecto.

Nitrógeno

Los valores de NKT (Figura 2-112 arr.) también varían mucho entre las tres estaciones de muestreo. Los valores obtenidos en el barranco de Beniparrell, entre 35 y 52 mgN/l son típicos de ARU, lo cual concordaría adecuadamente con los valores de DQO y DBO₅ obtenidos. Los valores de la acequia Calvera son extraordinariamente altos en la punta, entre 68 y 162 mg N/l y únicamente se pueden explicar por una acumulación de nitrógeno en el sistema de colectores. Por último, los valores de NKT en el Port de Catarroja son los más bajos de todos, entre 1 y 17 mg N/l, similares a los que se han encontrado en las muestras correspondientes a episodios poco intensos.

Fósforo

Los valores de fósforo total (Figura 2-112 ab.) en Beniparrell y la acequia Calvera son muy parecidos en las horas iniciales, con valores medios en torno a 5.5 mg P/l. Pero mientras la concentración en Beniparrell se mantiene, la de Calvera baja, tal y como sucedía también con la materia orgánica y el nitrógeno, hasta que se estabiliza en un valor próximo a 2.6 mg P/l. Este valor coincide con los de las muestras puntuales más elevadas. En el Port de Catarroja se siguen registrando los valores menores, pero aún así son relativamente elevados, 1 mg P/l.

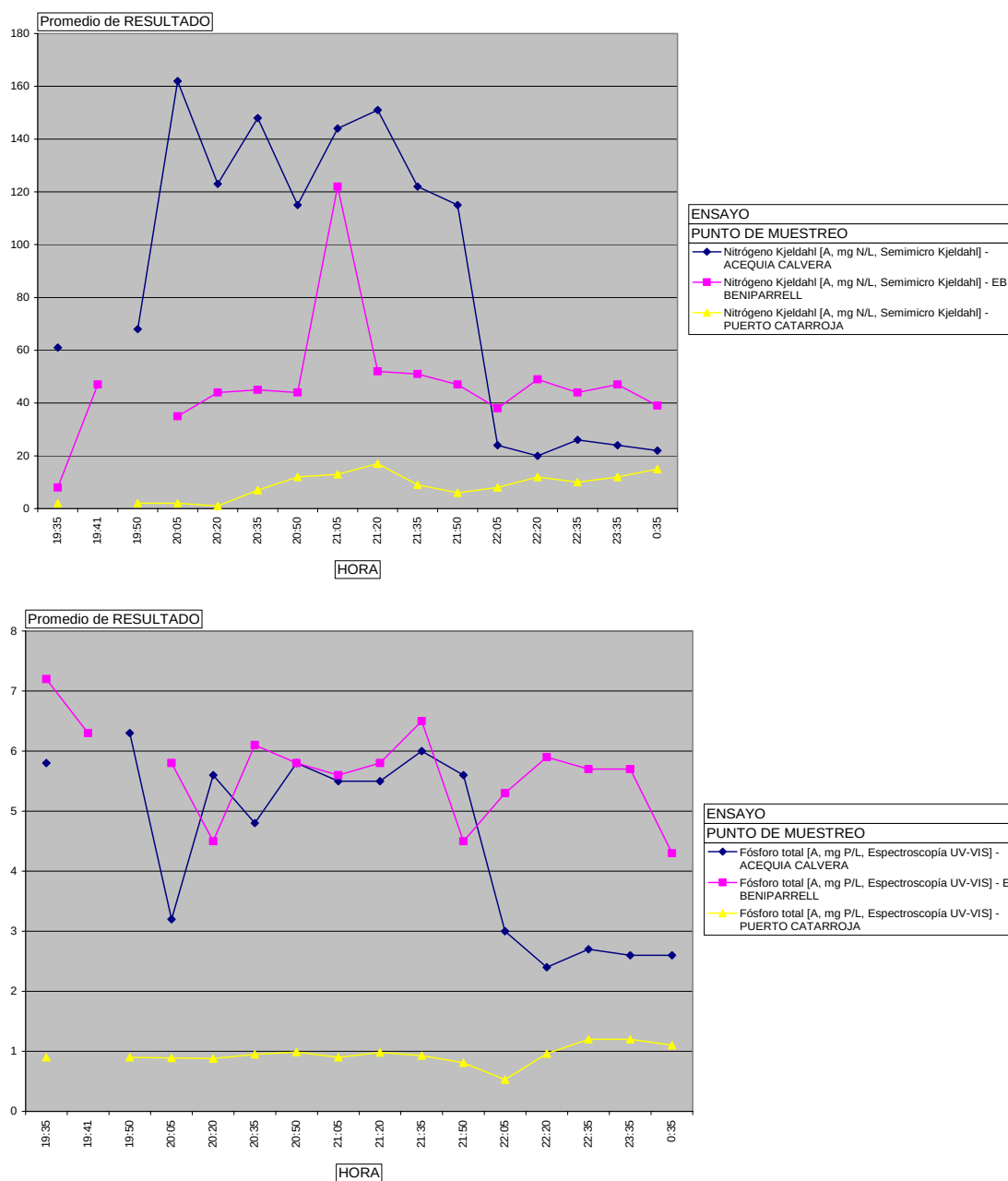


Figura 2-112. Evolución de la concentración de nitrógeno NKT (arr.) y fósforo total (ab.) en las tres estaciones durante las cinco horas de muestreo (noviembre de 2006)

2.6.2.6.3 Tipificación de las escorrentías de lluvia a través de la red de acequias

Las elevadas concentraciones de fósforo y nitrógeno en las muestras ensayadas indican la necesidad de interceptar las descargas de los sistemas unitarios antes de que alcancen el lago de L'Albufera. Estas descargas fueron medidas directamente en la estación de bombeo de Beniparrell, o bien mezcladas con aguas de escorrentías urbanas o agrícolas en el resto de acequias. Algunas características de su composición (elevado porcentaje de DQO particulada, buena correlación entre sólidos en suspensión y fósforo total) sugieren una buena respuesta

ante un tratamiento de depuración físico-química. A partir del conocimiento del entorno y de los resultados expuestos, Acuamed (2007c) efectuó una tipificación físico-química de este tipo de aportes hídricos mediante dos patrones de calidad (Tabla 2-23). Dado que se trataba de patrones de cálculo para proceder al diseño de un sistema de depuración de las aguas pluviales, cabe entender que las concentraciones retenidas quedan un tanto del lado de la seguridad:

- El *patrón A* corresponde a las aguas transportadas por las acequias como resultado de la mezcla de escorrentías agrícolas con escorrentías superficiales de zonas urbanas y con porcentajes variables de aguas aliviadas por los sistemas unitarios. Sus valores coinciden sensiblemente con la media de la de los siete muestreos puntuales de peor calidad y se aproximan a los valores obtenidos con el muestreador automático de la acequia Calvera.
- El *patrón B* corresponde a las aguas procedentes de aliviaderos de sistemas unitarios de alcantarillado y se definió a partir de los valores del tomamuestras automático ubicado en la estación de bombeo de Beniparrell. Como se puede observar, se trata de valores asimilables a un agua residual urbana de carga media.

Por otro lado, como se puede observar en los diagramas de calidad de los automuestreadores, se aprecia una disminución en las concentraciones de los contaminantes conforme se avanza en el tiempo. Esta disminución es leve en el muestreador de Beniparrell, pero más acusada en el muestreador de la acequia Calvera. Por ello, el estudio referido amplió la definición de los patrones A y B distinguiendo entre las primeras pluviales (que podrían corresponder a las dos o tres primeras horas de un episodio de lluvia medio) y las pluviales generadas a partir de ese primer período y, por tanto, se generan tras el “lavado” del sistema de colectores y acequias.

Tabla 2-23. Concentraciones patrón propuestas. Fuente: Acuamed (2007c)

	Patrón A1	Patrón A2	Patrón B1	Patrón B2
	Acequias	Acequias	Aliviaderos	Aliviaderos
	(inicial)	(tras lavado)	(inicial)	(tras lavado)
DBO₅ (mgO₂/l)	66	10	160	140
DBO₅ (mgO₂/l)	135	24	340	290
SST (mg/l)	120	61	140	94
NKT (mg N/l)	10	8.5	45	39
P_{tot} (mg P/l)	2.5	0.9	5.7	5
NO₃⁻ (mg N/l)	5	11	2	2

La Tabla 2-23 expone unas concentraciones patrón que permiten una cierta tipificación de las descargas de sistemas unitarios en el ámbito del colector Oeste. Se trata en todo caso de un fenómeno de gran variabilidad. Por ejemplo, en mayo de 2008, con posterioridad a la formulación de estos patrones, se detectaron unas descargas altamente contaminantes en la acequia Calvera (Sedaví). Las lluvias, aun de cierta entidad, no fueron en absoluto extraordinarias. El episodio se inició el 8 de mayo de 2008 a las 10:00 de la mañana y vino

precedido de un largo período sin lluvias. La precipitación totalizó 25,8 mm/m² en 14 horas en la estación SAIH de Picassent con puntas de intensidad de 15 mm/h en quince minutos

Los tomamuestras fueron programados, gracias a un sensor de nivel ajustable, para que recogieran muestras una vez el nivel de la acequia aumentara sensiblemente por efecto de las lluvias. Una vez comenzada la toma de muestras ésta continuó durante las siguientes 8 horas.

Existieron tres estaciones de muestreo en las acequias de Calvera y del Port de Catarroja y en la estación de bombeo de Beniparrell. Los resultados de la primera fueron especialmente significativos por cuanto los valores de materia orgánica y las concentraciones de nutrientes excedieron con mucho los del patrón tipo A correspondiente a acequias, pero también los valores de referencia para aguas residuales.

Así, se obtuvieron puntas de nitrógeno NTK de 69,5 mg N/l coincidentes con una concentración de amonio de 11,85 mg N/l, parámetro que presentó una punta posterior de 13,05 mg N/l.

En cuanto al fósforo, pueden considerarse valores normales para aguas residuales urbanas con carga media unos 15 mg/l para el Fósforo total, 5 mg/l para el Fósforo orgánico y 10 mg/l para el Fósforo inorgánico (Metcalf and Eddy Inc., 1995). La concentración de Fósforo total en el episodio osciló entre valores de 1,4 y 21,25 mg P/l para la acequia Calvera con un 85,94 % de origen orgánico. El límite máximo que, según el RD 509/1996 de 15 de marzo, es admisible para verter a zonas sensibles con riesgo de eutrofización (para poblaciones mayores de 100.000 habitantes-equivalentes) es de 1 mg P/l.

La materia orgánica se midió tanto como DQO como DBO₅. Los valores de DQO oscilaron entre 216 y 2339 mg O₂/l debiéndose tener en cuenta que valores normales para aguas residuales urbanas con carga media son de unos 750 mg O₂/l (Metcalf and Eddy Inc., 1995).

En las gráficas de la página siguiente se muestran los valores obtenidos. Estos resultados sugieren que los efectos negativos en el ecosistema de las cargas aportadas por los alivios de sistemas unitarios pueden ser importantes, y de forma más acentuada los correspondientes a episodios de lluvia medios precedidos de un tiempo seco prolongado en los que se produce un efecto lavado de los contaminantes acumulados en los colectores.

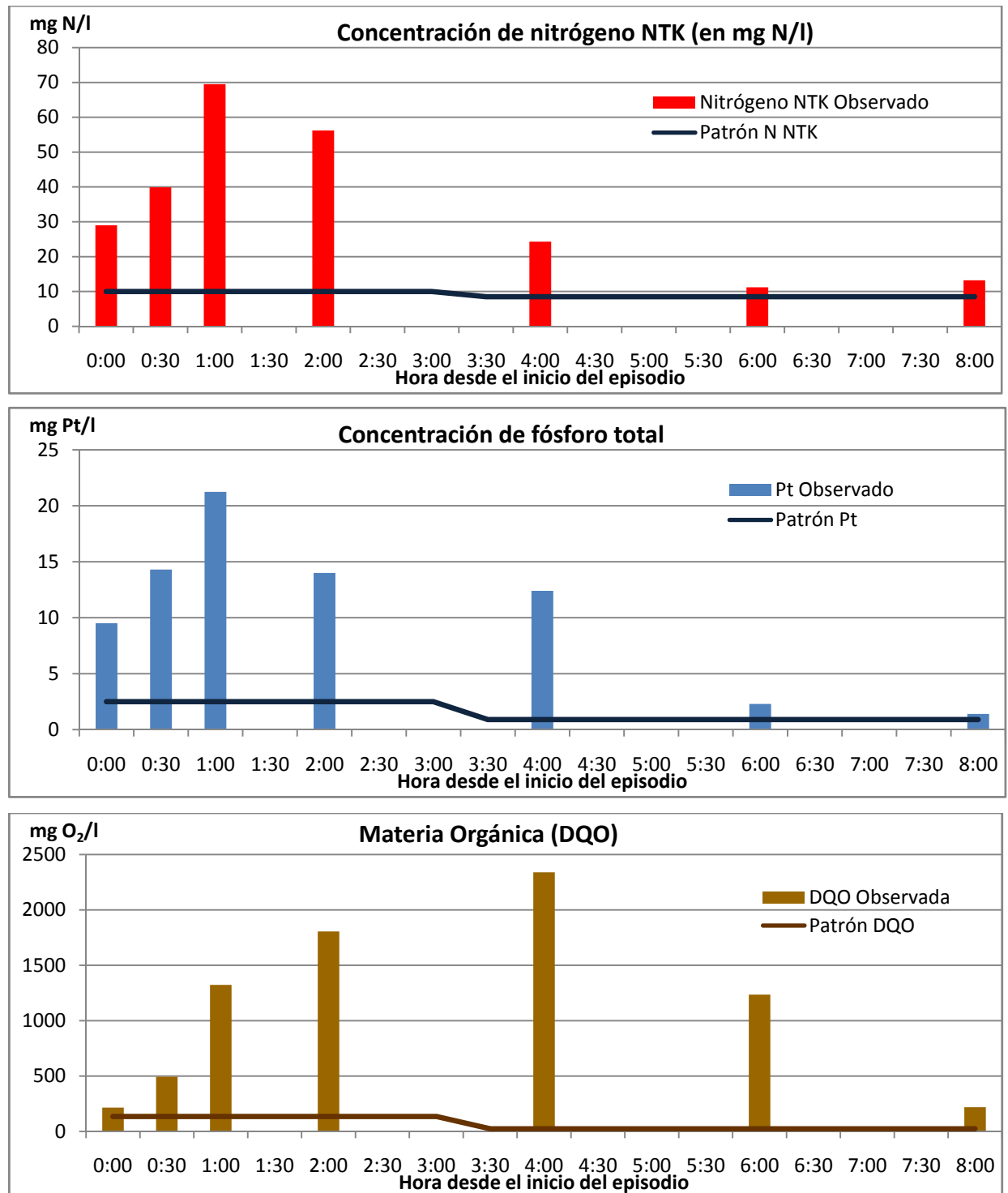


Figura 2-113. Valores observados en la acequia de Calvera en el episodio de lluvias del 8/5/2008 para nitrógeno NKT (arriba), fósforo total (centro) y DQO (abajo), frente a las concentraciones patrón propuestas

2.6.2.7. Los efectos de las lluvias en el lago

Como se ha demostrado en el apartado 2.6.2.6. los aportes hídricos procedentes de escorrentías de lluvia urbanas tienen concentraciones de materia orgánica y de nutrientes inorgánicos superiores a la media de las entradas de agua al lago. Este hecho es consecuencia de la contribución de las descargas de los sistemas unitarios y del lavado de las áreas urbanas circundantes.

De este modo, las lluvias que producen un volumen de escorrentía significativo generan un aporte extraordinario de nutrientes. Estas cargas adicionales resultan en un incremento de la concentración de clorofila-a en el lago que se manifiesta a las pocas horas de iniciarse la precipitación dada la rápida respuesta de la cuenca (áreas muy impermeables, muy próximas al lago, transporte rápido a través de acequias de fábrica) y dado que los tiempos de asimilación de los nutrientes por parte del fitoplancton están en el orden de magnitud de las horas. Si las lluvias son intensas llega un momento en que, tras la apertura de las compuertas, se produce un efecto de lavado en el lago con evacuación de biomasa al mar. Los tiempos de renovación del lago son siempre superiores a los de asimilación de nutrientes por el fitoplancton.

Este proceso se ilustra adecuadamente en la Figura 2-114 correspondiente a un episodio de lluvias intensas que se produjo a mediados de octubre de 2007. Entre los días 10 y 18 se recogieron 170,6 l en la estación SAIH de Picassent, de los cuales, 129 l cayeron en apenas 12 horas de la madrugada del 11 al 12 (entre las 21:00 h del día 11 y las 8:00 del día 12). El nivel del lago¹ se mantenía a cota +0,29 m (sobre el nivel del mar) y la clorofila media rondaba los 90 µg/l², valores habituales previos a la habitual subida de niveles correspondiente a la inundación invernal o *perellonà*.

La subida de los valores de clorofila se produjo rápidamente alcanzándose valores superiores a 171 µg/l antes del mediodía del día 12, es decir, incrementando en cerca de un 50% los valores precedentes apenas 12 horas después del inicio del episodio y unas 8 horas después de la punta de precipitación³. Este proceso vino acompañado de la subida de niveles hasta alcanzar los 0,53 m. La apertura de las compuertas produjo caudales de salida significativos,

¹ Datos de la oficina técnica Devesa Albufera en la regleta de la gola de Pujol. Los equipos de la CHJ dieron lecturas erróneas esos días.

² Datos del equipo de medida en continuo de la CHJ en la estación central de su red de control situada en la gola de Pujol. Existen tres sondas dispuestas a +1,50 (sonda 1), +1,00 (sonda 2) y +0,50 (sonda 3) m de profundidad.

³ Es interesante apreciar en la figura referida cómo el incremento en la concentración de clorofila se inicia con anterioridad a la precipitación medida. Es posible que este incremento fuese debido a procesos ordinarios en el lago o bien que el temporal evolucionase desde levante a poniente y la precipitación real en el entorno del lago y el consecuente aporte de nutrientes se hubiese iniciado con anterioridad al registro en la estación de Picassent, situada al Oeste.

superando los $5 \text{ m}^3/\text{s}^1$ en la gola de Pujol los días 13, 14, 15 y 16 posteriores a la lluvia. El lavado del lago y la exportación de biomasa fueron intensos. Se ha estimado que en nueve días, entre el 11 y el 18 de octubre las golas evacuaron $7,37 \text{ hm}^3$ ² de agua procedente del lago, es decir, cerca de un tercio del volumen medio del lago. A lo largo del mes de octubre, el volumen desaguado se estimó en $23,44 \text{ hm}^3$ proporcionando más de una renovación completa del agua del lago. Durante los días 12, 13 y 14, gracias a este lavado, la concentración de clorofila-a descendió por debajo de los $50 \text{ } \mu\text{g/l}$, es decir, a prácticamente la mitad del valor inicial. Una vez producido el lavado, la asimilación por el fitoplancton de los nutrientes aportados por las escorrentías de lluvia devolvió las concentraciones de clorofila-a a prácticamente los valores de inicio, en torno a los $90 \text{ } \mu\text{g/l}$.

Durante el episodio, la conductividad³ (Figura 2-114 arriba) se redujo un 53% desde valores al inicio próximos a los $3500 \text{ } \mu\text{S/cm}$ hasta unos $1500 \text{ } \mu\text{S/cm}$. Tras la apertura de compuertas, los flujos de salida de agua dulce fueron capaces de movilizar la cuña salina de modo que los valores de la sonda 1, la más profunda y que habitualmente proporciona lecturas de conductividad muy elevadas por la intrusión de agua del mar, se redujeron desde el entorno $23.000 \text{ } \mu\text{S/cm}$ hasta unos $1500 \text{ } \mu\text{S/cm}$ similares a los de las dos restantes sondas situadas más superficialmente.

Es muy significativo constatar cómo, a pesar de tratarse de un episodio de fuerte intensidad y que generó un volumen considerable de escorrentía, las concentraciones de clorofila-a al final del episodio no se redujeron con respecto a las iniciales, al contrario de lo observado a finales de los ochenta (Soria, Vicente, & Miracle, 2000) cuando las concentraciones del lago eran cuatro veces mayores (ver apartado 2.4.2.3.). Cabe inferir que lluvias poco intensas generan un aporte de nutrientes que resulta en un empeoramiento del estado trófico del lago con un comportamiento similar al observado durante las horas posteriores al episodio de octubre de 2007.

¹ Datos de la red de medida en continuo de la CHJ en la gola de Pujol dotada de tres equipos Doppler. Los valores han sido estimados a partir de los de las golas de El Perelló y El Perellonet dado que los equipos de Pujol dieron lecturas erróneas.

² Con la hipótesis del EDSAV obtenida mediante modelos matemáticos: un 48,81% de las salidas de agua del lago se realizan por la gola de Pujol.

³ Datos del equipo de medida en continuo de la CHJ en la estación central de su red de control situada en la gola de Pujol. Al igual que con la clorofila existen tres sondas dispuestas a +1,50 (sonda 1), +1,00 (sonda 2) y +0,50 (sonda 3) m de profundidad.

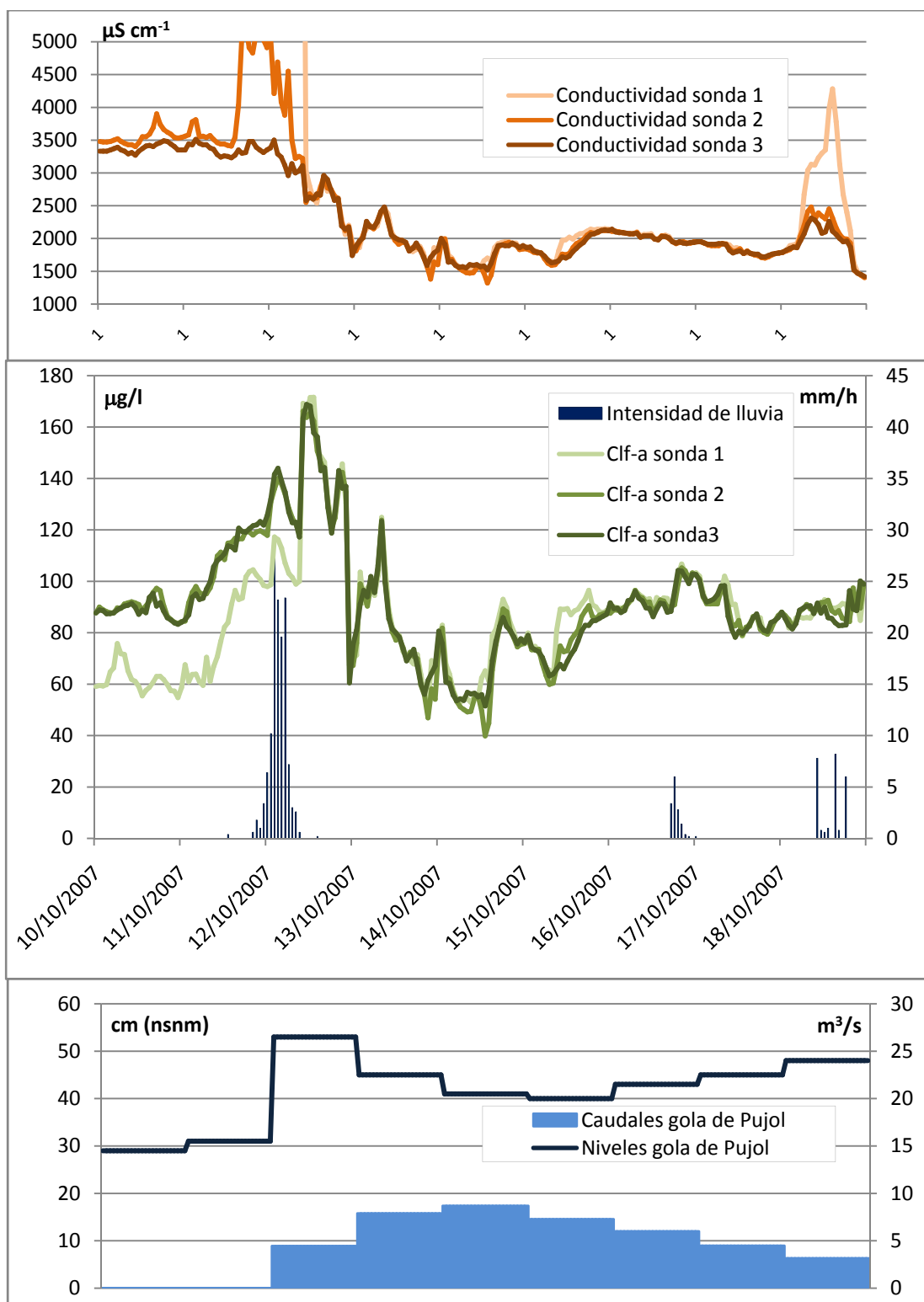


Figura 2-114. Efecto en el lago de las lluvias de octubre de 2007. Fuente: Ayuntamiento de Valencia, Oficina Técnica Devesa-Albufera (niveles), CHJ SAIH (precipitación), Red de control hidromorfológico Albufera de la CHJ (caudales) y red piloto de control físico-químico de la CHJ (clorofila-a y conductividad).

2.6.2.8. El estado ecológico del lago

Los esfuerzos en inversión en nuevas infraestructuras no habían dado probablemente los resultados esperados. Hemos descrito cómo coexistían deficiencias relevantes en los sistemas de saneamiento junto con una reducción de los aportes de agua de gran calidad procedentes de las zonas regables que estaban siendo objeto de un proceso de modernización.

Las tasas de productividad medidas en los años 2003 y 2004 (Camacho, 2005) confirman la gran capacidad del sistema de producir materia orgánica. Dichas tasas máximas superficiales eran tan sólo ligeramente inferiores a las medidas en condiciones similares a principios de los 80, en las que el aporte de contaminantes se hallaba en su apogeo. En todo caso, la mayoría de los indicadores, evaluados a partir de las campañas de muestreo de la CMAAUH, revelaban una cierta tendencia de mejora en el ecosistema (CHJ, 2004).

La concentración media de clorofila en el lago presenta una tendencia a la baja como consecuencia de las actuaciones recientes de mejora de las infraestructuras de depuración. En el informe precedente sobre la conducción Júcar Vinalopó (CHJ, 2004) (p.83) se refería la situación actual con los valores de clorofila-a correspondientes al año hidrológico 2000/2001 cuya concentración media superaba los 170 µg/l. A pesar de los avances que ilustra la Figura 2-115, el valor medio de los últimos años seguía por encima de 100 µg/l lo que sitúa a L'Albufera todavía en un estado de hipertrofia.

En el año 2000 se produjo una disminución significativa, con máximos en el entorno de 250 µg/l, que de haberse mantenido hubiera hecho pensar en una tendencia hacia la mejora. Sin embargo el incremento de los máximos en 2001 y 2002 impide de momento extraer conclusiones en ese sentido.

En cuanto al fósforo, nutriente limitante del crecimiento del fitoplancton, a partir de 1995 se inició una tendencia de reducción de la concentración media anual de fósforo total en el lago, lo cual refleja una cierta mejora en la calidad de los aportes y en el estado trófico del lago. Se ha observado un cierto repunte en campañas de muestreo precedidas de lluvias muy intensas que provocan una alteración puntual del estado de las aguas.

La tendencia de la serie reciente de mediciones de nitratos en el lago era también al descenso, lo que hace pensar que el aporte de este nutriente a través de las acequias (aportes agrícolas y aguas residuales urbanas) se ha visto reducido. A pesar de esto, aún en la actualidad se alcanzan valores superiores a 10 mg/l, muy por encima del valor de referencia para masas de agua dulce no alteradas (1 mg/l). La presencia de amonio, derivado del amoníaco y producto del metabolismo fitoplanctónico y de otros organismos y de la mineralización de la materia orgánica no es excesivamente alta. De hecho, la mayor parte de los valores están por debajo de 1 mg/l, objetivo de calidad para la vida ciprinícola. Dado que es una forma de nitrógeno biodisponible, estas bajas concentraciones pueden indicar que su consumo por parte del fitoplancton es alto. No se aprecian cambios significativos en la concentración de esta forma de nitrógeno, aunque parece haber aumentado ligeramente en los últimos años.

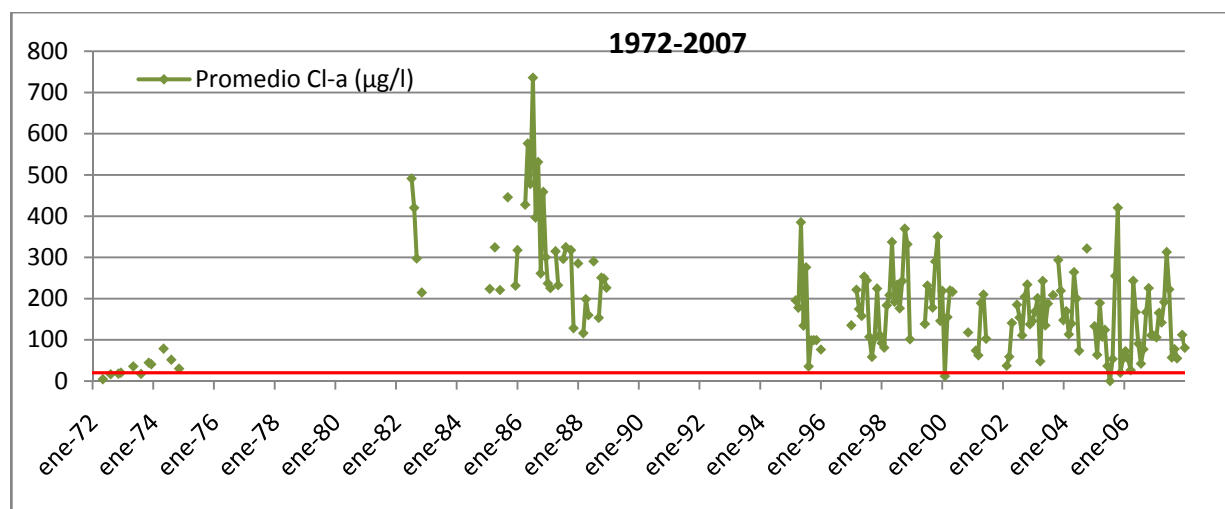


Figura 2-115. Evolución temporal de los valores medios de fitoplancton entre los años 1972 y 2007.

Los valores de materia orgánica en el lago eran elevados, incluso con cifras superiores a las que se alcanzaron entre 1991 y 1994. Dado que existe una clara correlación entre materia orgánica y concentración de clorofila a, los datos de DQO disponibles pueden ayudarnos a interpretar la evolución de los indicadores de fitoplancton. Así, los valores conocidos de DQO para período 1991-1994, sugieren que la concentración de fitoplancton en ese periodo ha sido menor que en el periodo 1995-1999. En el periodo 2000-2002, los valores de DQO vuelven a estar en su mayoría por debajo del umbral¹ de 125 mg O₂/l, lo cual está directamente relacionado con los menores valores de clorofila a de esos años.

La conductividad se mantenía frecuentemente en valores en el rango entre los 1500 y los 2500 µS/cm (Figura 2-116) exceptuando los períodos de sequía como 1994-95 o 2005-07. El lago de L'Albufera está separado del mar por la restinga arenosa. En todo este frente existe habitualmente una descarga subterránea hacia el mar, ya que la duna litoral es permeable, pero puede también existir infiltración de agua marina asociada a los picos de conductividad que se observan al Norte de la gola de Pujol en la parte más estrecha y permeable de la restinga. Los canales que conectan el lago con el mar (golas) podrían resultar vías de penetración de agua marina. Ahora bien, la gestión de las compuertas se hace teniendo en cuenta las necesidades del cultivo del arroz con la cual se opera con ellas de modo que se bloquea la progresión de la cuña salina desde las golas hacia el interior del lago. Más importante resulta tener en cuenta la relación con los campos de cultivo cuya superficie se halla por debajo del nivel del lago en época del cultivo del arroz, denominados *tancats*. En muchos de ellos el nivel de cultivo se halla incluso por debajo del nivel del mar. Por ello pueden inducirse por el fondo, ascensos del agua salada especialmente en meses en que el arrozal esté seco con niveles freáticos locales bajos. Durante la época de cultivo los arrozales

¹ Valor de referencia de los límites de vertido de DQO según RD Ley 11/1995 por el que se establecen las normas aplicables al tratamiento de aguas residuales urbanas

reciben aguas de diferentes fuentes. Las aguas se mezclan, evapotranspirándose el consumo del arrozal, se aportan fertilizantes y otros productos y la mezcla sobrante, con su calidad química y biológica modificada es devuelta al lago mediante estaciones de bombeo.

Ahora bien, durante los períodos más rigurosos de sequía, es posible recircular el agua superficial, mediante los denominados *rebombeos*, para complementar el suministro superficial de agua a las zonas agrícolas del entorno, especialmente a los arrozales. Como consecuencia se produce una concentración de sales en las acequias y en el propio lago que se manifiesta en un incremento de la conductividad eléctrica. Este proceso se realiza bajo vigilancia ambiental y se detiene una vez recuperado el sistema. En los años secos la al finalizar el período de cultivo del arroz puede ascender hasta valores próximos a 4900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (1994/95) o 3900 más recientemente (2006/07). En general los ecosistemas mediterráneos de aguas someras, como el lago de L'Albufera, tienen una cierta tolerancia con la salinidad, pero el aumento de la conductividad genera, además de dudas sobre sus efectos ambientales, riesgos asociados al uso agrícola y a la sostenibilidad del arrozal, y por consecuencia, al funcionamiento global del humedal.

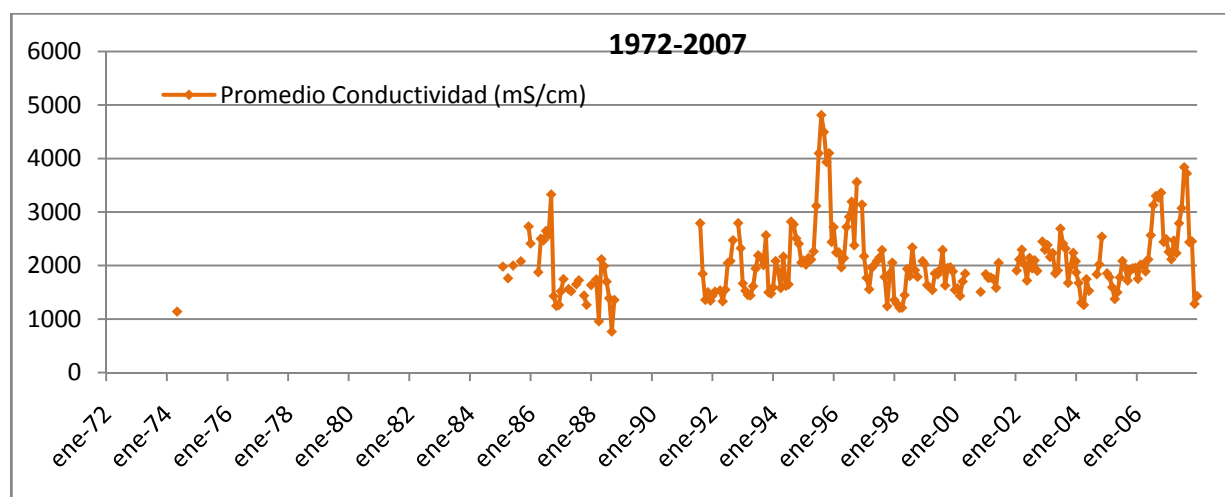


Figura 2-116. Evolución temporal de la conductividad entre los años 1972 y 2007.

2.6.2.9. Fases claras

La aparición de fases claras puede ser un indicio de la evolución del lago hacia un estado menos eutrofizado, aunque con el estado de conocimientos actuales no es posible afirmarlo. De momento, las fases claras son muy estacionales (finales de invierno, principios de primavera) y de localización variable.

En los años, 2000 y 2002 (febrero y marzo respectivamente), se describe una transparencia que permite ver el fondo del Lago y los valores de clorofila a llegan a ser de 0.1- 0.3 $\mu\text{g}/\text{l}$. No se dispone de información del año 2001.

En el año 2003 se midieron a principios de marzo valores de 55 cm de transparencia a unos metros de la desembocadura del Puerto de Catarroja, lo que parecía indicar que de nuevo se daba la denominada fase clara.

A finales de marzo de 2006, coincidiendo con el vaciado de los arrozales, el lago ofreció una fase clara de escasa duración en la que sus fondos eran fácilmente observables desde la superficie y las aguas albergaban poblaciones elevadas de zooplancton filtrador (*Daphnia magna*). En la primavera de 2007, en el sector sur del lago (Figura 2-117) aparecieron varios pies de macrófitos, principalmente del género *Myriophyllum* ausente desde la crisis de contaminación de los años 70, noticia recogida por la prensa local (Levante-EMV, 2007). A pesar de que estos indicios sugieren una incipiente recuperación del lago de L'Albufera existe todavía un largo camino por recorrer.

El invierno de 2009, a pesar de llegar precedido del mejor estado inicial del lago en tiempos recientes, gracias a las intensas lluvias y a un desembalse técnico realizado desde Tous, no ofreció una fase clara. El efecto de la no recogida de la paja del arroz y la posterior descomposición en los arrozales inundados, el aporte continuo de volúmenes elevados de efluentes de depuradora con concentraciones de nutrientes no despreciables y, especialmente, el predominio de períodos muy ventosos con la consiguiente resuspensión de los limos del fondo, pueden explicar la ausencia de fase clara.



Figura 2-117. Macrófitos en L'Albufera (fotografías del 9 de junio de 2007)

2.6.3. **Nuevas actuaciones en marcha**

Un aspecto sorprendente del medio social de L'Albufera es la multiplicidad de competencias de las administraciones. Aunque recientemente puedan encontrarse valiosos ejemplos de cooperación, en no pocas ocasiones el marco competencial ha derivado en descoordinación o conflicto de intereses (García, 1997). Algunas de estas competencias son las siguientes.

El Ayuntamiento de Valencia ejerce la plena propiedad del lago desde que el 3 de junio de 1927 se extendió el *Acta administrativa de entrega del lago de La Albufera y monte de La Dehesa* al Ayuntamiento de Valencia en cumplimiento de la Ley de 23 de junio de 1911. Cuenta con una oficina técnica, denominada Devesa-Albufera, que desempeña diversas funciones y que, entre otras actuaciones, ha llevado a cabo un interesante programa de restauración del hábitat dunar.

El Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino ejerce competencias, entre otras, en materia de gestión de costas, policía de aguas, y planificación hidrológica, correspondiéndole por lo tanto la determinación normativa de los requerimientos hídricos

ambientales del humedal. Está representado por organismos como la Demarcación de Costas, la Confederación Hidrográfica del Júcar o la Sociedad Estatal Acuamed para las actuaciones integradas en el Programa AGUA.

La Conselleria de Medio Ambiente, Agua, Urbanismo y Vivienda de la Generalitat Valenciana asume las competencias autonómicas de la antigua Conselleria de Medio Ambiente relativas al medio ambiente y al régimen jurídico del Parque Natural de L'Albufera. Su Dirección General de Planificación y Gestión del Medio (Área de Gestión del Medio, Servicio de Parques Naturales) cuenta con una Oficina de Gestión del Parque Natural de L'Albufera que funciona bajo la dirección del Director-Conservador del Parque Natural.

La Junta de Desagües de L'Albufera está constituida por los propietarios de tierras enclavadas en los antiguos lindes del lago (delimitados por los mojones de 1761) y regula los niveles de las aguas en el lago y los flujos de salida al mar operando sobre los sistemas de compuertas e instalaciones de bombeo de las golas.

Otras administraciones con competencias significativas pueden ser la Conselleria de Agricultura, Pesca y Alimentación, la de Industria, Comercio e Innovación y la de Infraestructuras i Transporte de la Generalitat Valenciana o los restantes Ayuntamientos cuyo término municipal está incluido dentro del parque natural o en su área de influencia.

A continuación se resumen algunas de las actuaciones más importantes que se encuentra en estudio, en licitación o en ejecución a finales de 2008.

2.6.3.1. **El Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural**

El 19 de Noviembre de 2004 fue aprobado por el pleno del Consell el *Plan Rector de Uso y Gestión* (PRUG) del Parque Natural (Generalitat Valenciana, 2004).

Este plan incluyó un ambicioso programa para la “Regeneración del lago y sistema hídrico del parque natural”. Dentro de las actuaciones previstas, proponía específicamente la realización de un estudio para determinar las limitaciones técnicas del colector Oeste y establecer, en consecuencia, directrices para la subsanación de las posibles deficiencias. Estas actuaciones fueron adoptadas más adelante por el programa AGUA del Ministerio de Medio Ambiente.

Sin embargo el PRUG no profundizó en los requerimientos hídricos ambientales del parque, asumiendo la reserva hidráulica indicada en el Plan Hidrológico de la Cuenca del Júcar de 1997 y entendiendo que este asunto debía ser abordado en el posterior ciclo de planificación hidrológica.

2.6.3.2. **Actuaciones de la Generalitat Valenciana**

Actividades de oficina de gestión del Parque Natural

Con el fin de asegurar el cumplimiento de los objetivos del PRUG, así como de las normas o programas que lo desarrollan, se creó la oficina de gestión del Parque. Se trata de una unidad técnica adscrita a la Dirección General de Planificación y Gestión del Medio. Funcionalmente, el personal e instalaciones de dicha oficina dependen del Director-Conservador del Parque Natural. La oficina ejerce una gran gama de funciones, probablemente desproporcionada para los medios de que dispone, en diferentes siguientes campos (Generalitat Valenciana, 2004):

- En materia de gestión del Parque Natural y asistencia técnica
- En materia de guardería, vigilancia e inspección medioambiental
- En materia de educación y difusión ambiental. En materia de estudio, conservación y recuperación de flora y fauna
- En materia de fomento de la actividad socioeconómica, las funciones propias de la Gerencia de Promoción que se enumeran en el artículo siguiente
- En materia de gestión del Parque Natural y asistencia técnica
- En materia de guardería, vigilancia e inspección medioambiental
- En materia de educación y difusión ambiental.
- En materia de estudio, conservación y recuperación de flora y fauna
- En materia de fomento de la actividad socioeconómica

En los últimos años, los presupuestos asignados a dicha oficina¹ han estado destinados especialmente a la gestión y ampliación del centro de interpretación del Racó de L'Olla, la brigada de mantenimiento, la gestión de las ayudas por compensación de daños producidos por la avifauna y al programa de ayudas a las comunidades de regantes por mantenimiento y gestión del sistema hídrico. Adicionalmente, la oficina ha desarrollado algunos proyectos singulares de gran interés ambiental:

- Regeneración del *ullal* de Baldoví (programa LIFE)
- Regeneración de los *ullals* de Senillera y de la Font del Forner (convenio con la UPV, CHJ y Ayuntamiento de Sollana)
- Regeneración de la playa de la Punta
- Restauración ambiental en los *tancats* de La Ratllà y de L'Illa
- Convenio GV-CHJ *Barranco del Poyo*

Implantación de barreras cerco

Las obras, finalizadas en el primer semestre de 2007 han consistido en la implantación de barreras cerco flotantes y otras infraestructuras menores de retención de sólidos en las principales acequias y cauces de L'Albufera. La administración autonómica, bajo la coordinación de la oficina de gestión del Parque Natural ha puesto en marcha un programa complementario de mantenimiento y limpieza de cauces y ha emplazado contenedores de residuos sólidos en los accesos al Parque. En 2006² se recogieron 1705 m³ de residuos sólidos en las barreras a añadir a los 1426 m³ recogidos por otros medios.

Las actuaciones fueron completadas con una actuación integral dirigida por la Epsar con motivo de la celebración de la Copa América en 2007 (dado que los sólidos flotantes desaguados por la gola de Pujol, y por el azarbe del Ribàs al norte del parque, podían alcanzar

¹ Según datos de la presentación de la memoria de gestión 2006 ante la Junta Rectora en sesión de 27 de marzo de 2007

² Id. nota 1

uno de los campos de regatas que se dispuso frente a las playas de El Saler). Se instalaron barreras-cerco flotantes similares a las empleadas en el medio marino para el confinamiento de vertidos de hidrocarburos.

Saneamiento, depuración y reutilización

Con la puesta en marcha de la EDAR de Paterna-Fuente del Jarro, la Generalitat Valenciana, a través de la Entidad Pública Sanejament d'Aigües Residuals (Epsar) había completado el mapa de depuradoras en el entorno de L'Albufera.

A partir de 2009, una de sus principales líneas de acción está constituida por la finalización de los planes de control de vertidos en todos los municipios. Estos planes tienen como finalidad facilitar a los ayuntamientos la estrategia necesaria para conocer la calidad del agua circulante por su red de saneamiento y, mediante la realización de los correspondientes controles analíticos, identificar el origen de vertidos efectuados sobre el alcantarillado con el objetivo de evitar disfunciones en las depuradoras o daños al medio receptor de estas aguas. Los planes identifican las actividades industriales ubicadas en dichos municipios, clasifican su riesgo potencial respecto a la generación de vertidos contaminantes, ubican los puntos de vertido a las redes de saneamiento, y proponen estaciones de muestreo y programas de control analítico sobre la red. Una gran parte de los municipios del entorno de L'Albufera contaba, a finales de 2008, con planes de control de vertido aprobados.

En 2008 se proyectó la construcción de un colector para transportar las aguas residuales de la pedanía de Pinedo (situada al sur del nuevo cauce del Turia) hasta la depuradora de Pinedo (al norte del nuevo cauce). Con ello la planta de Pinedo-Pedanía quedaría transformada en una estación de bombeo. El presupuesto de las obras era de aproximadamente un millón de euros.

En cuanto a las actuaciones en materia de infraestructura de depuración cabe destacar la ampliación de la EDAR de Algemés-Albalat y la mejora de su red de colectores (en fase de proyecto en 2009) y la ampliación de la EDAR de El Perelló (Sueca) con nuevas instalaciones de tratamiento terciario y medidas complementarias de integración paisajística (proyecto en fase de información pública en junio de 2009).

Reutilización de aguas depuradas

La administración autonómica continuaba con los planes de reutilización de aguas depuradas. La obra más importante, la *Reutilización de las aguas depuradas de la EDAR de Pinedo* se realizaba conjuntamente con la administración general. Tras la puesta en servicio de las instalaciones de tratamiento terciario (septiembre de 2005) se había concluido la primera fase de la conducción de reutilización entre la EDAR y la acequia de Ravisanxo (marzo de 2007). Quedaba por ejecutar una segunda fase (Figura 2-118) consistente en la prolongación hasta el puerto de Catarroja. El planteamiento inicial de este proyecto, que preveía como uso principal el riego del arrozal y el aporte de aguas depuradas a L'Albufera, fue sustancialmente modificado por la administración general con el objetivo (ver 0) de bombear las aguas hacia las zonas regables de la ARJ y del canal Júcar-Turia.

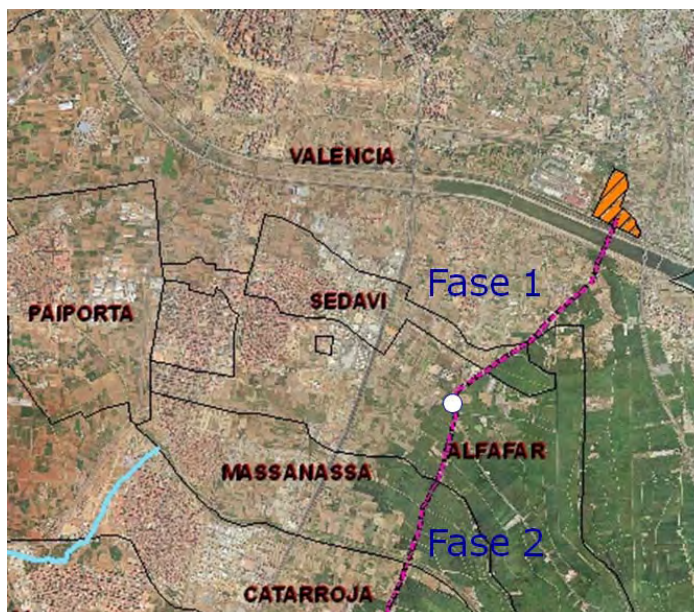


Figura 2-118. Fases 1 y 2 de las obras de reutilización de aguas depuradas de la EDAR de Pinedo previstas por la Generalitat Valenciana

Restauración ambiental del Tancat de la Pipa (Catarroja)

Actualmente sólo un 17% de la superficie del Parque Natural es suelo público y además existe una escasa representación, apenas un 5%, del hábitat natural palustre. Con el objetivo de incrementar este porcentaje, la administración autonómica y la estatal, mediante la aplicación de fondos europeos FEDER, acordaron realizar una actuación de renaturalización en los arrozales del Tancat de la Pipa, en las inmediaciones del lago en su sector norte. Las obras se iniciaron en abril de 2007 con los siguientes objetivos:

- Favorecer el desarrollo de comunidades biológicas prioritarias y potenciar la recuperación de especies raras o amenazadas.
- Favorecer el uso didáctico y educacional.
- Preservar el enclave y garantizar su incorporación como área de reserva
- Realizar una experiencia piloto de manejo y mejora del agua.

2.6.3.3. Las conclusiones del Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera

En julio de 2002 la Dirección General de Obras Hidráulicas y Calidad de las Aguas y la Confederación Hidrográfica del Júcar promovieron un estudio destinado a establecer un programa para el desarrollo sostenible de L'Albufera cuyos objetivos eran:

- Caracterizar las principales variables del medio natural
- Diagnosticar la problemática relativa a la sostenibilidad del ecosistema
- Establecer los modelos de comportamiento físico-matemáticos y conceptuales y un modelo ecológico acorde con la Directiva Marco del Agua
- Evaluar el impacto de posibles actuaciones sobre L'Albufera y su entorno y proponer determinadas soluciones alternativas o complementarias y un protocolo de gestión para prevenir el aterramiento del lago y proteger sus valores ambientales.

En lo relativo a la definición de los objetivos ambientales para L'Albufera, el estudio desarrolló una interesante línea de trabajo mediante una comisión de expertos (MMA, 2004f), cuyas conclusiones pueden sintetizarse en los siguientes puntos sobre los que se alcanzó un elevado grado de consenso:

- La calidad ecológica del sistema en los años sesenta constituye un modelo a alcanzar.
- No es viable reproducir íntegramente el funcionamiento hídrico del sistema de los años sesenta, debiendo la calidad biológica ser referida al buen potencial ecológico del sistema.

El escenario objetivo de L'Albufera debía ser, por tanto, un escenario nuevo que, en primer lugar, había que definir. Algunos de los aspectos contemplados en esta definición, según los resultados de las reuniones de la comisión de expertos, son los siguientes:

- Agua clara y sedimento superficial oxigenado
- Fitoplancton típico de las lagunas costeras. Concentraciones de clorofila correspondientes a ecosistemas acuáticos meso-eutróficos.
- Zooplancton filtrador integrado por especies de tamaño grande, dominado estacionalmente por cladóceros.
- Regeneración de la vegetación palustre y sumergida con su fauna invertebrada asociada:
 - Recuperación de las poblaciones de diversos invertebrados como las *gambetes* que eran incluso objeto de comercio en el pasado.
 - Bentos propio de las lagunas costeras con amplio desarrollo de la vegetación sumergida.
- Flujo y renovación del agua adecuados para la salud ecológica del ecosistema. Garantía de aportes hídricos suficientes y de buena calidad, no sólo para controlar la eutrofización, sino también la salinización. Entrada de caudales superficiales importantes por el norte y oeste para equilibrar la dominancia de los flujos entrantes por el sur.
- Diversidad biológica. Mantenimiento de los reservorios de biodiversidad como, por ejemplo, los *ullals*.
- Sedimentación sostenible en el lago como consecuencia del control y reducción de los procesos de contaminación, erosión, transporte y sedimentación
- Mantenimiento del cultivo del arroz mediante prácticas sostenibles y de la polivalencia de las estructuras de riego (inundación-drenaje) como herramienta para contrarrestar el efecto de organismos acuáticos invasores, que pueden ser mejor controlados en los momentos de desecación del marjal.
- Riqueza de la fauna vertebrada de peces, anfibios, reptiles, aves y mamíferos.
- Recuperación de especies características de L'Albufera, algunas de ellas endémicas del Levante español e incluidas en el catálogo de especies protegidas como, por ejemplo, algunas especies de crustáceos, moluscos y peces ciprinodóntidos
- Mejora del recurso pesquero de L'Albufera, con poblaciones de llobarros o lubinas y anguilas, en proporciones razonables y equilibradas junto con las de *llises* o mújoles.

- Buen estado de las formaciones riparias en los cauces de la cuenca de drenaje y del entorno: vegetación natural de ribera en los cauces y márgenes inundables de los barrancos, minimizando las obras de canalización

De forma simplificada, y como integrador de todos estos aspectos, se asumió como objetivo clave la reversión del estado actual de dominancia del fitoplancton a un estado con dominancia de la vegetación sumergida en el lago central, estableciéndose así como un primer indicador de referencia la concentración media de *clorofila-a* en el lago. El panel de expertos del estudio propuso adoptar, como criterio de clasificación con carácter provisional, los valores umbral resultado del programa de investigación financiado por la Comisión Europea denominado *Ecoframe* (Moss *et al.*, 2003).

Para alcanzar los objetivos ambientales, L'Albufera necesita un caudal de agua limpia. El estudio consideró esencial para ello reducir las entradas de nutrientes al lago asegurando los aportes hídricos necesarios. Flujos adecuados con tiempos de renovación suficientes permitirían el desarrollo de poblaciones estables de cladóceros de tamaño grande que resultan claves por su papel filtrador en el buen funcionamiento ecológico de los ecosistemas. Se argumentó que resultaba una simplificación excesiva cuantificar las necesidades hídricas exclusivamente en términos volumétricos. Era necesario definir los requerimientos para garantizar la calidad ambiental en términos de distribución espacial y temporal de los aportes así como de su calidad bajo un determinado escenario de rehabilitación del entorno.

Con este planteamiento se construyeron unos modelos matemáticos que podían ayudar en la orientación de las actuaciones y en la toma de decisiones. El conocimiento alcanzado con el estudio anterior permitió abordar la elaboración de un Plan de Acción que fue inicialmente esbozado con los siguientes programas:

- Programa 0: Coordinación e investigación
- Programa 1: Rehabilitación del lago
- Programa 2: Control de los procesos de aterramiento
- Programa 3: Regeneración paisajística y ambiental del Parque Natural de L'Albufera de València

El programa 1 recogió el núcleo de las actuaciones. Era el objetivo principal revertir los efectos de la crisis de contaminación de los setenta en el lago. Para ello no había muchas dudas respecto a que la reducción de las cargas de nutrientes mediante actuaciones de saneamiento y depuración debía constituir una actividad prioritaria. Por otra parte, para asegurar flujos de agua adecuados algunos aspectos se consideraron esenciales (MMA, 2004f):

- El vínculo de L'Albufera con el río Júcar debía mantenerse y potenciarse tanto por motivos ecológicos como por coherencia histórica y cultural.
- La reutilización de aguas depuradas en las zonas regables del entorno de L'Albufera debía plantearse preferentemente de forma que los aportes de nutrientes se derivasen hacia la biomasa del regadío en lugar de entrar en el lago.

2.6.3.4. El Programa AGUA Albufera

Las actuaciones prioritarias del referido programa 1 fueron incluidas en el *Programa AGUA Albufera*, presentado en la Muntanyeta dels Sants (Sueca), el 23 de noviembre de 2004, con un presupuesto inicial de 205 millones de euros. Un subgrupo de estas actuaciones formaron parte de las Actuaciones Prioritarias y Urgentes del anexo IV de la Ley 11/2005 y fueron encomendadas a la sociedad estatal Acuamed, junto con la reutilización de la planta depuradora de Pinedo que fue posteriormente incorporada al programa. Acuamed, de este modo, asumió la gestión de las siguientes actuaciones:

- Reutilización de aguas residuales de la EDAR de Sueca y ampliación de la capacidad de depuración de agua en Sueca
- Reutilización de las aguas residuales depuradas de la Albufera Sur
- Reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y red de saneamiento del área metropolitana de Valencia
- Ordenación y terminación de la reutilización de aguas residuales de la planta de Pinedo

La Figura 2-119 ilustra el esquema conceptual de las actuaciones de Acuamed que desarrolla el planteamiento del citado programa 1. En rojo se representan las infraestructuras para reutilización agrícola; en azul, las de reutilización ecológica; en gris oscuro, el sistema de depósitos de retención proyectado a lo largo del colector Oeste.

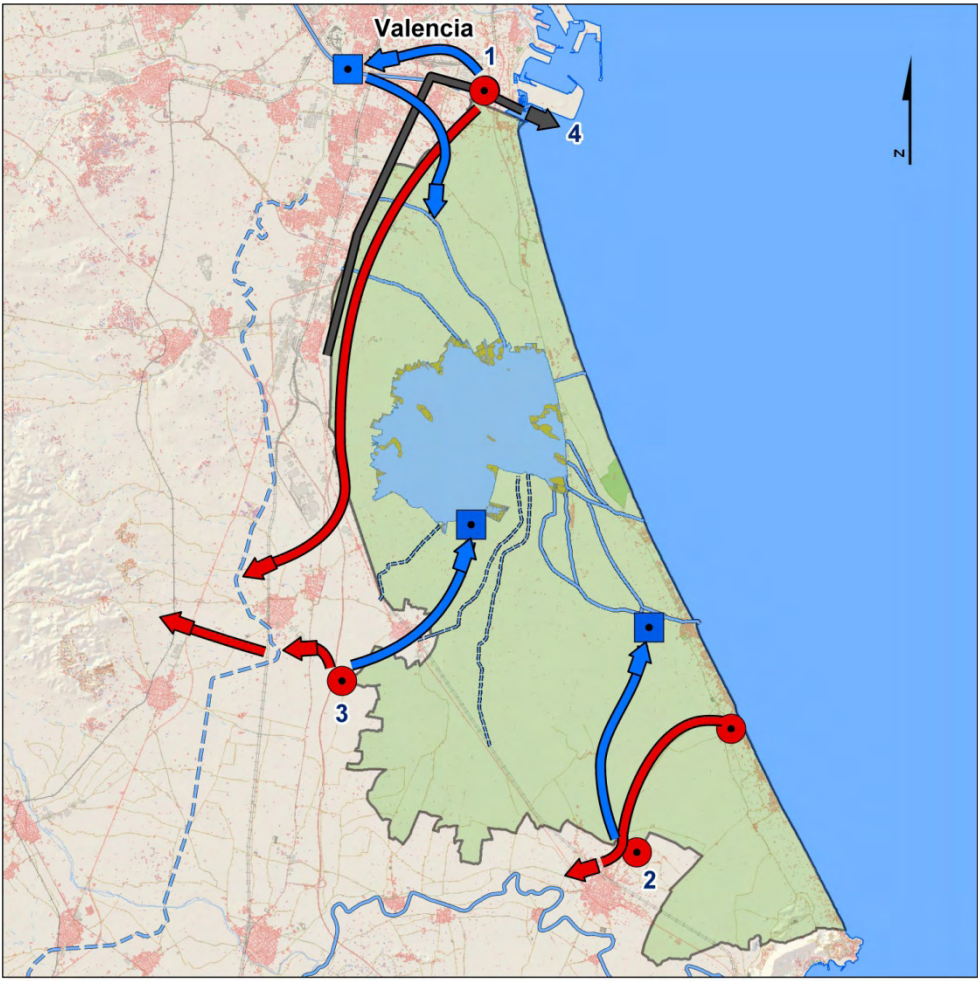


Figura 2-119. Esquema conceptual de las actuaciones de Acuamed: (1) Ordenación y terminación de la reutilización de aguas residuales de la planta de Pinedo, (2) Reutilización de aguas residuales de la E.D.A.R. de Sueca y ampliación de la capacidad de depuración de agua en Sueca, (3) Reutilización de las aguas residuales depuradas de Albufera Sur, (4) Reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y red de saneamiento del área metropolitana de Valencia

Reutilización de aguas residuales de la EDAR de Sueca y ampliación de la capacidad de depuración de agua en Sueca

La EDAR de Sueca contaba, a principios del Siglo XXI, con una instalación recientemente inaugurada de tratamiento terciario. En la situación actual, los efluentes de la EDAR de Sueca llegan íntegramente al Parque Natural a través de la acequia Dels Arbres. Dada las dificultades para su reutilización, son mayoritariamente desaguados al mar por la gola del Rei.

Las obras propuestas en el Programa AGUA (Figura 2-120) incluyeron la ejecución de un nuevo colector general Sur en el casco urbano, así como la renovación del colector general de las urbanizaciones litorales, que presentaba múltiples carencias. La ampliación de la EDAR, incluyendo su terciario, se proyectó para aumentar su capacidad un 50% hasta los 18.000 m³/día, lo que hacía posible el tratamiento de las aguas residuales de los núcleos urbanos

costeros (Mareny del Rei, la Bega, Mareny de Barraquetes). Una pequeña impulsión de reutilización permitiría mejorar la gestión al situar en cabecera del sistema de riego los efluentes depurados. Como gran parte de la demanda es estacional (arrozal), se previó en que no existiese demanda agrícola, los efluentes pudiesen ser derivados hacia el Parque Natural, previa reducción de nutrientes y renaturalización en un filtro verde.



Figura 2-120. Planta general del proyecto de Ampliación de la capacidad de depuración de agua en Sueca y reutilización de aguas residuales de la EDAR de Sueca. (1), (2) y (3) Mejoras de colectores; (4) Impulsión El Mareny – EDAR de Sueca; (5) Ampliación de la EDAR; (6) Conducción de reutilización agrícola EDAR – Acequia Mayor; (7) Conducción de reutilización ecológica EDAR – Filtro Verde; (8) Filtro verde

El Estudio de Impacto Ambiental valoraba el impacto del conjunto de las actuaciones propuestas sobre el sistema hídrico del Parque Natural como positivo. Este impacto se referirá fundamentalmente a la mejora de la calidad de las aguas que llegan al Parque Natural, a través de las nuevas infraestructuras de saneamiento y depuración, y a las posibilidades de reutilización ecológica de los recursos disponibles para la renovación de sus masas de agua, especialmente del Estany de la Plana, junto al cual se situaría el filtro verde. Los efectos positivos sobre el sistema hídrico se resumían en:

- Una reducción significativa, aunque de difícil cuantificación, de los vertidos urbanos e industriales incontrolados (en rojo) a la red de acequias, tanto en períodos secos como en episodios de lluvia.
- Una modificación del esquema de reutilización proporcionándose infraestructuras flexibles para permitir la asignación, bien a usos agrícolas, a través de la acequia

Mayor de Sueca o Séquial, bien a usos ecológicos, previa renaturalización en el filtro verde del entorno del Estany de la Plana.

- La creación de nuevas masas de agua, de indudable interés ecológico, en el filtro verde.
- Un incremento en los volúmenes de agua disponibles, con calidad adecuada para su uso, en cabecera del sistema.

La cuantificación del funcionamiento hídrico es compleja por cuanto, entre otros aspectos, la asignación de los recursos a uno u otro uso (agrícola o ecológico) corresponde a decisiones globales de la planificación hidrológica que no han sido todavía establecidas.

En los últimos años, los aportes hídricos anuales al lago de L'Albufera de Valencia han sido estimados (MMA, 2004l) en cifras que varían entre los 86 hm³ (año hidrológico 1994-1995) y los 197 hm³ (año hidrológico 1996-1997). Entre ellos se incluyen los aportes procedentes de las acequias de Sueca que pueden llegar al lago, fundamentalmente gracias al funcionamiento reversible de la acequia Carrera de la Reina y de sus paralelas en función de las operaciones que se efectúen en las compuertas de las golas. Ahora bien, el porcentaje de los volúmenes de retornos de las acequias de Sueca que se desaguan al mar a través de las golas de El Perelló y de El Rei, sin pasar por el lago, es mayoritario. Las demandas brutas del sistema de riego de Sueca fueron estimadas en 174 hm³ “Tres casos de planificación hidrológica” (MMA, 2000). Con la hipótesis de funcionamiento continuo de la E.D.A.R. al régimen correspondiente a su capacidad de diseño (año horizonte), los recursos de aguas depuradas disponibles en cabecera del sistema se situarían en el entorno de los 6,5 hm³ anuales. Así, este volumen es modesto tanto en relación con las entradas al lago como en relación con los volúmenes transportados por el sistema de acequias de Sueca.

En la alternativa seleccionada, el aporte de aguas se realizará a un filtro verde situado en las inmediaciones de la acequia Carrera de la Reina con lo que se pretende contribuir a la rehabilitación de una masa de agua de gran valor como es el Estany de la Plana (Figura 2-121). Se ha previsto también que, en el caso de que todos los efluentes sean reutilizados para riego, el filtro verde pueda recibir aportes alternativos desde la acequia Carrera de la Reina con un tratamiento previo para adecuar la calidad del agua. Los flujos desaguados por el filtro verde serían evacuados al mar mayoritariamente a través de la gola del Perelló. La circulación de las aguas se mantiene entonces vinculada al sistema hídrico de las acequias de Sueca sin modificar, en esencia, el funcionamiento actual del sector Sur del Parque Natural.



Figura 2-121. Figuración del filtro verde previsto en Sueca junto al Estany de la Plana

Desde el punto de vista de la calidad, los efectos previsibles son de difícil cuantificación. Tampoco son esperables efectos significativos sobre la conductividad del sistema hídrico. Los valores de la conductividad medidos en los efluentes de la EDAR de Sueca en su situación actual, varían en el rango 1500-1900 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y son un tanto inferiores pero muy próximos a los valores medios del lago de L'Albufera que oscilaron entre los 1727 y los 2128 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para el período 1994-2002 (MMA, 2004b). Ahora bien, en situación de sequía, en la que la conductividad de las aguas aumenta por diversos factores, los efluentes de la EDAR pueden tener un impacto positivo sobre el sistema.

En resumen, la contribución de los aportes de agua depurada de Sueca puede ser relevante para mejoras locales, pero será poco significativa en lo relativo al lago de L'Albufera y al funcionamiento del sistema hídrico del sector Sur del Parque Natural. Con los nuevos colectores, la ampliación de la capacidad de la EDAR de Sueca, y la reordenación del sistema de depuración, para tratar adecuadamente las aguas residuales de los núcleos costeros del término.

En octubre de 2007 se adjudicó el concurso de proyecto y obra de las actuaciones de reutilización. Quedaba pendiente la licitación de las obras de ampliación de la EDAR.

Reutilización de las aguas residuales depuradas de la Albufera Sur

El planteamiento de las obras es similar al expuesto en el apartado anterior, con la diferencia de que no se actúa sobre la capacidad de la planta pero sí que se incluye un nuevo tratamiento terciario, del cual carece la EDAR de Albufera Sur actualmente.

Los efluentes serán bombeados hacia el noroeste de la EDAR, para su reutilización en cultivos de cítricos y huerta a través de la acequia del Molí Vell. Se ha incluido una pequeña balsa de regulación diaria de 17.000 m^3 lo que equivaldría al 50% de la capacidad de depuración de la planta. También el proyecto incluye un filtro verde para el tratamiento

último de los caudales que no pudieran ser absorbidos por la demanda agrícola y acabasen llegando al lago de L'Albufera.

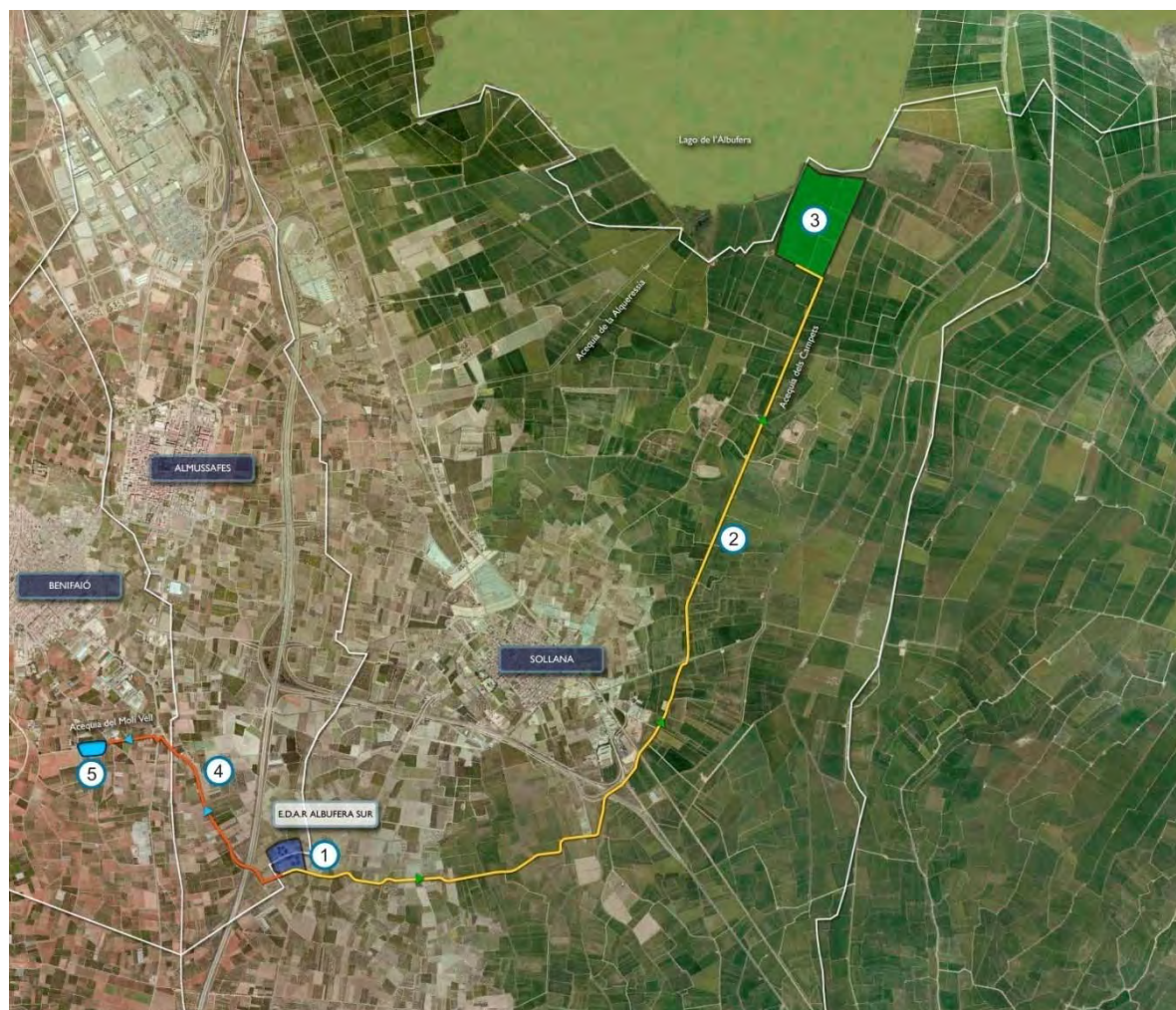


Figura 2-122. Planta general del proyecto de Reutilización de aguas depuradas de Albufera Sur. (1) Mejoras en la EDAR y tratamiento terciario; (2) Conducción de reutilización ecológica EDAR – Filtro Verde; (3) Filtro verde; (4) Impulsión de reutilización agrícola EDAR – Balsa de regulación; (5) Balsa de regulación Molí Vell

La selección del emplazamiento óptimo para la ubicación del filtro verde se basó en los valores ambientales del entorno y en la necesidad de constituir una unidad de gestión hídrica aislada que permita la autonomía de esta superficie respecto a los arrozales circundantes. El diseño del filtro verde (Figura 2-123) evoca el funcionamiento de los *tancats* de L'Albufera (Roselló, 1995) y pretende un funcionamiento respetuoso con el medio circundante: su composición taxonómica y su estructura buscan la recuperación de los sistemas lénticos oligotróficos que dominaban en los años 60 en el entorno de L'Albufera, la integración paisajística con los hábitats protegidos de su entorno y la creación de hábitat que, además de romper con la homogeneidad de los arrozales, sirva de vínculo con el ambiente lacustre del lago central.

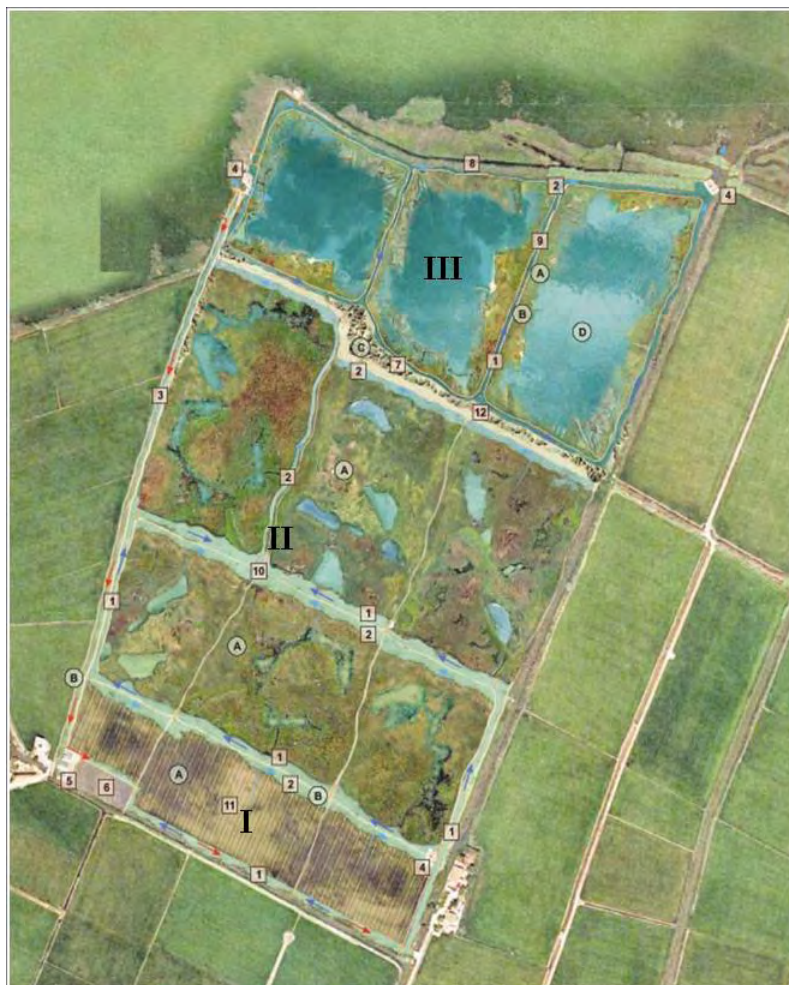


Figura 2-123. Esquema del proyecto de filtro verde de Albufera Sur: [I] humedal artificial de flujo subsuperficial (4,5 ha), [II] humedal artificial de flujo superficial (18 ha), [III] lagunas con caráceas (10 ha)

El Estudio de Impacto Ambiental valoraba de forma positiva los siguientes efectos sobre el sistema hídrico:

- Una reducción de los nutrientes en los efluentes de la E.D.A.R.
- Una modificación del esquema de reutilización proporcionándose infraestructuras flexibles, tanto para usos agrícolas, como ecológicos previa renaturalización en el filtro verde del entorno del desagüe de la acequia de Campets.
- La creación de nuevas masas de agua, de indudable interés ecológico, en el filtro verde.

Con la hipótesis de funcionamiento continuo de la E.D.A.R. de Albufera Sur al régimen correspondiente a su caudal de proyecto, los recursos de aguas depuradas disponibles en cabecera del sistema se situarían en el entorno de los 12 hm³ anuales. La asignación de estos recursos a usos agrícolas o ecológicos depende, como en el caso de Sueca, de decisiones globales de la planificación hidráulica y no ha sido establecida. En este caso es previsible que un gran porcentaje de las aguas sea absorbido por el regadío, tanto en cultivos de cítricos y hortalizas como en el arrozal. Los flujos que lleguen al lago pueden contribuir modestamente a mejorar la renovación de sus aguas.

El concurso para la redacción del proyecto y ejecución de las obras fue adjudicado en enero de 2008.

Reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y red de saneamiento del área metropolitana de Valencia

El continuo urbano que se extiende entre Valencia y Silla al Oeste del Parque Natural, como se ha descrito en los apartados preferentes, no cuenta con redes separativas. La infraestructura principal de saneamiento, el denominado colector Oeste, es capaz de transportar las aguas negras generadas pero no las pluviales urbanas.

Acuamed planteó para la resolución del problema un condicionante: la solución a proyectar debía centrar sus objetivos en reducir las cargas contaminantes aliviadas hacia L'Albufera y no en la resolución de los problemas de inundabilidad y drenaje urbano de las poblaciones de L'Horta Sud. En una época de grandes desarrollos urbanísticos detrás de este planteamiento se encontraba una cierta cautela respecto a la posibilidad de que una nueva dotación de infraestructuras pudiera paradójicamente resultar en nuevas presiones sobre el medio natural.

En consecuencia, durante el estudio de alternativas se descartó la construcción de un nuevo gran colector unitario. La necesidad de tratar las aguas tratadas antes del vertido obligaba a habilitar siempre tanques de tormenta y, en este sentido, un sistema de tanques múltiples presentaba diversas ventajas como el menor coste (menor infraestructura de transporte al efectuarse la retención en cabecera). La solución finalmente propuesta (Figura 2-124) está basada en la construcción de siete depósitos de retención y en la optimización de las infraestructuras existentes. El proyecto, sin embargo, no abordaba las descargas de sistemas unitarios que se producen a grandes cauces, como el barranco de Beniparrell y el del Poyo o Massanassa, aguas arriba de la V-31.

El principal efecto de las nuevas infraestructuras proyectadas será la reducción en las cargas de nutrientes y otros contaminantes sobre el lago de L'Albufera gracias a que se separarán las infraestructuras de riego y saneamiento y se interceptará un cierto volumen de aportes contaminados. De forma cualitativa la influencia de las nuevas infraestructuras sobre el sistema hídrico puede resumirse en:

- La ordenación del destino de las aguas en función de sus características: los aportes incontrolados de aguas residuales son interceptadas y transportadas a la E.D.A.R. de Pinedo; las primeras pluviales, al azarbe de margen derecha del Turia (azarbe de El Ribàs) tras su depuración. Debe subrayarse el hecho de que estos puntos de destino son los previstos en la planificación hidráulica vigente no existiendo ninguna modificación en la esencia del sistema.
- Las primeras aguas pluviales serán siempre tratadas mediante estaciones depuradoras de aguas pluviales adosadas a los depósitos de retención previamente a su vertido/vaciado.
- Las infraestructuras de riego de la acequia de Favara quedan definitivamente desconectadas de los núcleos urbanos e industriales.



Figura 2-124. Planta general del proyecto de Reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y red de saneamiento del área metropolitana de Valencia. Tanques de tormenta: (1) Silla Sur, (2) Silla Norte, (3) Beniparrell, (4) Albal, (5) Catarroja, (6) Alfafar, (7) Sedaví. Otras infraestructuras: (In) Interceptores-Colectores, (Tn) Tramos del desvío de la acequia de Favara

La ordenación y terminación de la reutilización de aguas residuales de la planta de Pinedo

La actuación completará las infraestructuras necesarias para aprovechar hasta $1 \text{ m}^3/\text{s}$ de los efluentes de Pinedo para usos ecológicos (previa eliminación de nutrientes y renaturalización en un filtro verde que se situará en el nuevo cauce del Turia), así como para reutilizar hasta $3 \text{ m}^3/\text{s}$ en las zonas regables de la acequia Real del Júcar y del canal Júcar-Turia (Figura 2-125).

Además del filtro verde y de sus infraestructuras asociadas, se proyectan las conducciones denominadas Catarroja-Benifaió (17 km) y CJT-tomas (7,5 km) así como dos estaciones de bombeo (Catarroja, ARJ).

El contrato para la redacción del proyecto y la ejecución de las obras se adjudicó en junio de 2007.



Figura 2-125. Planta general del proyecto de Ordenación y terminación de la reutilización de aguas residuales de la planta de Pinedo. Infraestructuras existentes: (2) y (3) CJT, (4) ARJ, (7) EDAR de Pinedo. Tramos en servicio o ejecución por parte de la GV: (6) Conducción de reutilización Pinedo-Ravisanxo-Port de Catarroja. Nueva infraestructura: (1) Estación de bombeo ARJ e impulsión ARJ-CJT, (5) Estación de bombeo Catarroja y conducción de reutilización Port de Catarroja-Benifaió

Cuantificación de los efectos sobre el estado ecológico de L'Albufera

Los principales análisis realizados sobre los efectos de las nuevas actuaciones han sido enfocados al objetivo de revertir el actual estado de dominancia del fitoplancton en el lago para pasar a un estado con aguas claras dominado por la vegetación acuática. En esta tarea,

habitualmente considerada como compleja, la reducción de las cargas de nutrientes sobre el Parque Natural es una estrategia clave.

Las obras de reutilización pueden permitir que se deriven hacia las zonas regables del entorno de L'Albufera aguas depuradas con excelentes garantías de suministro y adecuada calidad. Las obras de mejora de las infraestructuras de saneamiento y depuración contribuirán a una reducción efectiva de los aportes de materia orgánica y nutrientes inorgánicos. Se espera, por tanto, que las actuaciones del programa AGUA establezcan condiciones adecuadas para que posteriores aportes hídricos de los ríos Júcar y Turia, con la consideración de caudales ecológicos, proporcionen los resultados ambientales esperados.

En la Figura 2-126 se han representado los resultados que proporciona un estudio del sistema hídrico de L'Albufera (Cifres *et al.*, 2006), basado en los modelos del *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004). En las simulaciones se introdujeron las actuaciones del programa AGUA Albufera y se contemplaron dos escenarios objetivo (CHJ, 2004). En dicha figura se observa que el desarrollo completo de estas actuaciones podría llegar reducir a la mitad las concentraciones anuales medias de clorofila-a. Ahora bien, las hipótesis retenidas para los modelos pueden resultar excesivamente optimistas y subsisten incertidumbres relevantes para su aplicación a ecosistemas vivos y complejos.

Recientemente, Acuamed (2007b) ha realizado un estudio más detallado de los efectos de la construcción de nuevos colectores y tanques de tormenta. Esta actuación es, de todas las del programa, probablemente la que tendrá un impacto más directo y, por tanto, más fácilmente cuantificable en el estado ecológico del lago de L'Albufera.

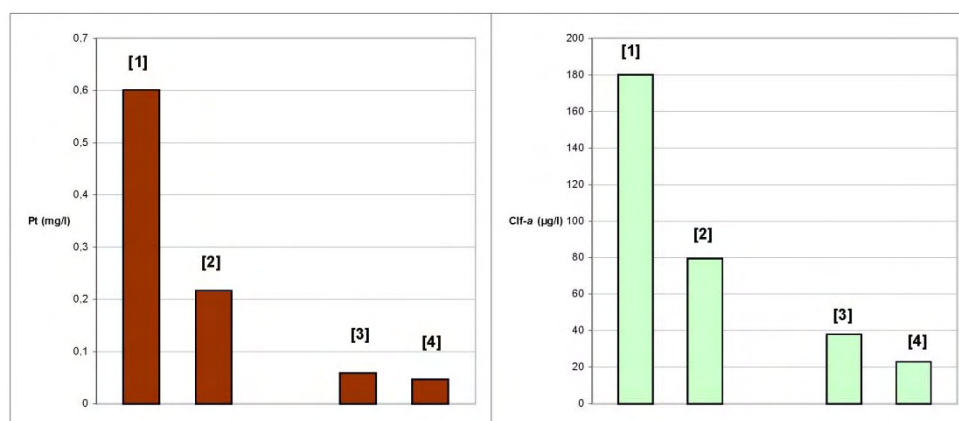


Figura 2-126. Estimación de la evolución de las concentraciones medias de fósforo total de los aportes hídricos (dcha.) y la concentración media de clorofila a en el lago de L'Albufera (izqda.) [1] Situación actual (estimada para el año 2000-2001), [2] el escenario intermedio tras las actuaciones en curso por Acuamed, [3] y [4] Dos posibles escenarios objetivo que incluyen la derivación de caudales ecológicos desde los ríos Júcar y Turia

Durante la fase de redacción de proyecto se construyó un modelo matemático del drenaje urbano del sistema del colector Oeste. Para cada uno de los depósitos propuestos se evaluó el volumen de escorrentía generado por cada episodio de la serie de lluvias disponible y los vertidos producidos. Debe señalarse que, en puridad, los volúmenes de agua descritos como “vertidos” o “alivios” serían más bien volúmenes “no captados”. Debe añadirse el hecho de que, para los episodios que provoquen escorrentías superiores a la capacidad del sistema y que generen alivios (o volúmenes no captados), siempre se retendrá la proporción más

contaminante del evento. El objetivo del dimensionamiento fue reducir a cuatro el número de eventos que producirían alivios en el año medio de la serie histórica de lluvias (1992). En la simulación realizada para este año medio, el volumen de escorrentía retenido resultó del 58% del total generado en las cuencas urbanas asociadas. El porcentaje de las cargas contaminantes retenidas con respecto al total movilizado por las escorrentías de lluvia en las áreas urbanas osciló entre el 50 y el 62%. El total de sólidos en suspensión retenido resultó de 119.799 kg, la carga total de nitrógeno retenida fue de 36.359 kg, mientras que la de fósforo fue de 4.403 kg (Figura 2-128). La carga orgánica retenida sería igual a la de una población de 6000 habitantes equivalentes.

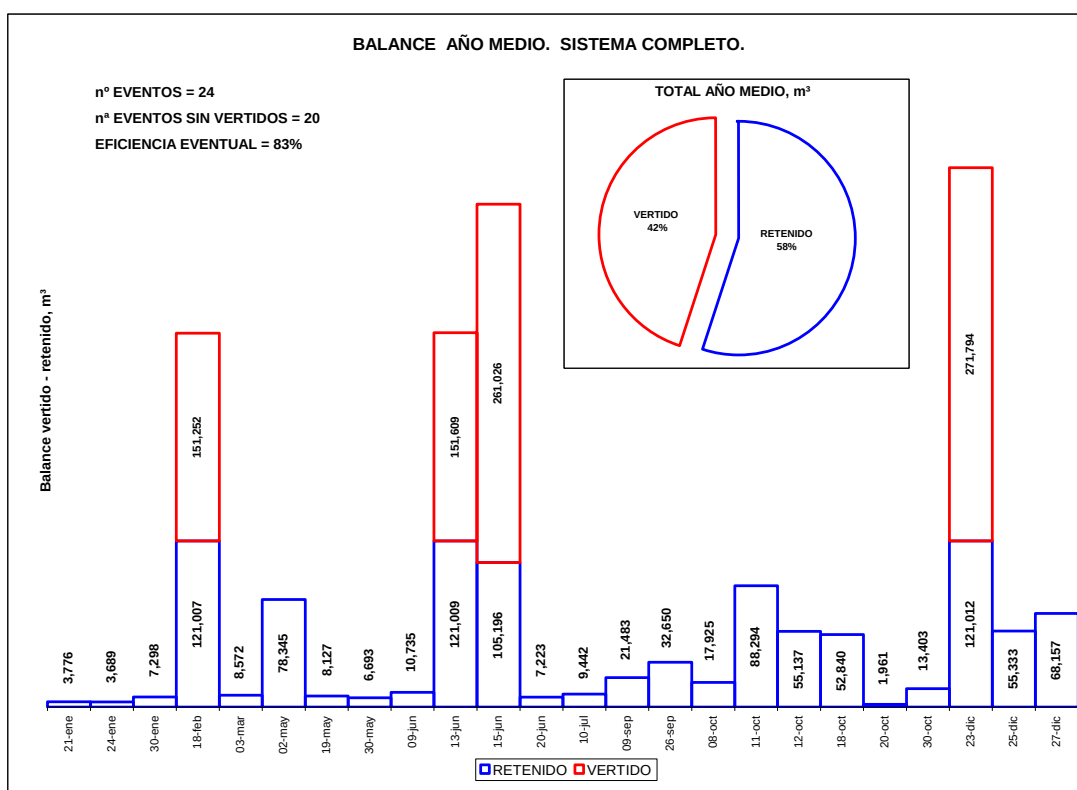


Figura 2-127. Efecto de los tanques de tormenta proyectados para el colector Oeste. Balance volumétrico para el año medio.

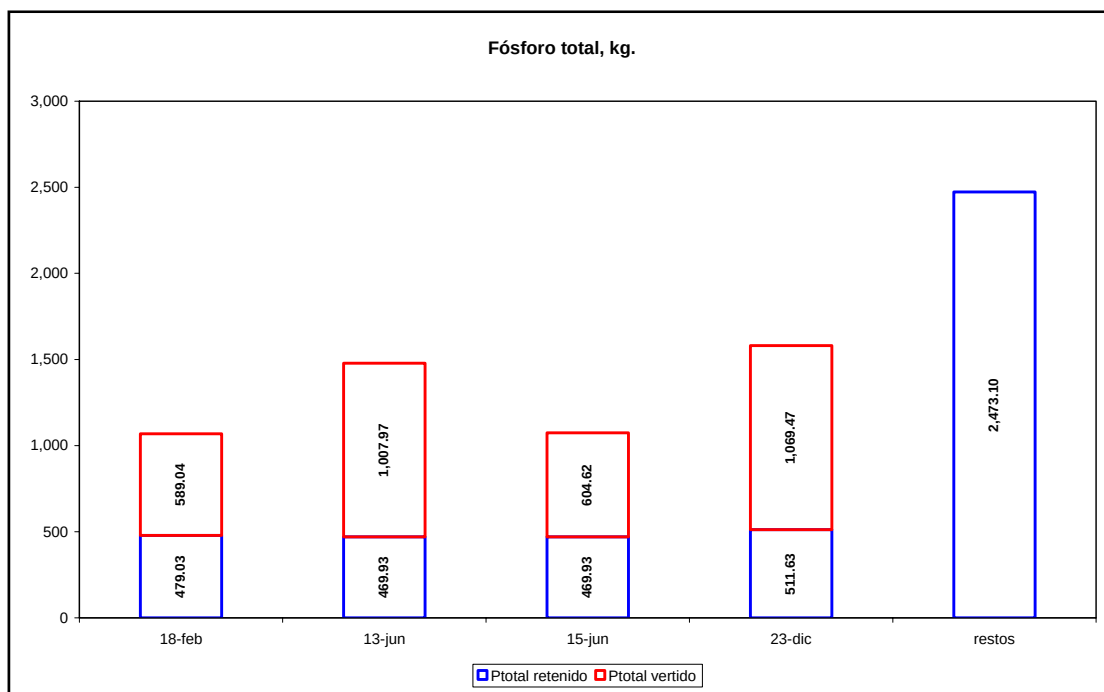


Figura 2-128. Efecto de los tanques de tormenta proyectados para el colector Oeste. Balance del fósforo total vertido y retenido en el año medio

2.6.3.5. Otras actuaciones de la administración central

Red de monitorización, control y adecuación de los indicadores ambientales

Esta actuación consiste en la implantación, gestión y seguimiento de una red de medida de los principales indicadores de calidad hidromorfológica, físico-química y biológica. La red se proyectó para controlar y monitorizar el cumplimiento de los objetivos impuestos por la Directiva Marco del Agua y para evaluar la eficacia de las actuaciones en curso. Tras la ejecución de una red piloto y la celebración de diversas reuniones de un grupo de expertos asesor, la concepción de la red ha sido perfeccionada y adaptada a los condicionantes específicos del humedal y a las lecciones aprendidas durante la primera fase de implantación. La CHJ ha establecido una Oficina-Albufera destinada a efectuar el seguimiento de la red y que viene operando desde diciembre de 2007.

La inversión prevista es de 1,8 millones de euros. En los apartados que siguen se describen las actuaciones ya realizadas junto con las previstas para completar el programa en este campo.

a) Redes de control hidromorfológico

El diseño del sistema de control fue basado en un modelo conceptual del sistema hídrico. Está basado en dos redes (Tabla 2-24), de modo que la información será parcialmente redundante: la red interior y la red exterior. A partir de los datos se pretende evaluar determinados indicadores esenciales como: volúmenes de entrada al lago y de salida desde el lago al mar y volúmenes de entrada al parque natural y de salida desde el parque natural al mar.

Las estaciones de la red interior se distribuyen, a grandes rasgos, a lo largo de un perímetro de control asociado a la máxima superficie ocupada por el lago fluctuante durante la inundación

invernal (*perellonà*). Se han considerado 12 estaciones principales, así como 65 estaciones secundarias y terciarias con estimación periódica de caudales con equipos móviles en las que la CHJ ha realizado una campaña de medidas de 12 meses de duración (enero a diciembre de 2008).

Tabla 2-24. Estaciones de la Red Interior de control hidromorfológico de la CHJ

RED INTERIOR DE CONTROL HIDROMORFOLÓGICO		
ESTACIONES PRINCIPALES	N.º ESTACIONES	UBICACIÓN
Aportes por acequias y niveles. Perfilador Doppler. Medida en continuo	6	Acequias de El Clot, Overa, Dreta (Acequias de Favara, Carrera Nova de la Reina Nova y Carrera Vella de la Reina)
Salidas por golas y niveles. Perfilador Doppler. Medida en continuo	5	Golas de Pujol, El Perellonet, El Perelló, Del Rei y Sant Llorenç
Nivel en el lago. Medida en continuo	1	Embarcadero de Pujol
ESTACIONES SECUNDARIAS Y Terciarias (ENE 08-DIC 08)	N.º ESTACIONES	UBICACIÓN
Estaciones secundarias: lectura quincenal.	21	Perímetro de control
Estaciones terciarias: lectura mensual	44	Perímetro de control

Por su parte, la red exterior constituye un sistema de medición en origen de los aportes hídricos. Los datos proceden de estaciones ya existentes en las distintas administraciones:

- Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH) de la CHJ en elementos del sistema de regadíos (estaciones del azud de Antella, azud del Repartiment, azud de Sueca, azud de Cullera y acequia Real del Júcar en Guadassuar) y en cauces naturales (barranco del Poyo).
- Medidores de caudal en efluentes de Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (Generalitat Valenciana).

b) Red de control físico-químico

Desde 1991 la Generalitat Valenciana dispone de datos procedentes de una red de control que cuenta con 7 estaciones en el lago (1 muestreo mensual) y 9 estaciones en acequias y canales (4 muestreos anuales). Los parámetros medidos son oxígeno disuelto, DBO_5 , DQO, temperatura, conductividad, nitrógeno total, nitritos, nitratos, amonio, fósforo total, pH, turbidez, clorofila-a, oxidabilidad, dureza, sólidos suspendidos y metales.

La CHJ cuenta desde principios de febrero de 2006 con una estación piloto de control físico-químico en el lago, actualmente en pruebas. El punto elegido es el embarcadero de Pujol, en el extremo este del lago y en las inmediaciones del principal canal de salida al mar, por cuanto constituye un punto clave en la hidrodinámica del sistema. Sus aguas son representativas de la calidad en el lago y se dispone de una estación de medida de caudales y niveles en las proximidades.

La estación cuenta con sondas conducidas y toma de muestras a tres alturas. El equipo admite siete sensores de modo que los parámetros medidos son: temperatura, pH, oxígeno disuelto,

conductividad, turbidez. Hasta diciembre de 2007 se contó también con sondas de clorofila-a y ficocianina. Las características precisas de los restantes elementos de la red se encuentran todavía en estudio, especialmente en lo relativo a la idoneidad de medidas en continuo.

A lo largo del 2008 se ha completado la red con tres equipos tomamuestras automáticos que permiten el despliegue rápido. Con ellos se pretende mejorar el conocimiento sobre las descargas de los sistemas unitarios de saneamiento en situación de lluvia y de la eficacia del sistema de tanques de tormenta.

c) Red de control biológico. Teledetección

La red de control biológico de la CHJ fue ampliada en 2008 y tiene actualmente 10 estaciones (Tabla 2-25) en las que se ha realizado una campaña completa (otoño de 2008). Los parámetros que se determinan se refieren a fitoplancton, zooplancton, macrófitos, macroinvertebrados, ictiofauna y diatomeas bentónicas. En cada muestreo se efectúan, además, determinaciones de parámetros físico-químicos *in situ* (oxígeno disuelto, temperatura, conductividad, ph y turbidez), así como de concentración de nutrientes y micronutrientes.

Tabla 2-25. Estaciones de la Red de control biológico de la CHJ

RED INTERIOR DE CONTROL HIDROMORFOLÓGICO		
AMBIENTE	N.º ESTACIONES	UBICACIÓN
Malladas	2	Mallada de Quarter, Mallada del Racó de L'Olla
Ullals	2	Ullal de Baldoví, Ullal de Senillera
Lago. Orillas y matas	4	Punta de Llebeig, Mata de Sant Roc, Tancat de Sacarés, Mata del Fang
Estanys	2	Estany de la Plana, Estany de Sant Llorenç

Se prevé que el seguimiento biológico pueda apoyarse en técnicas de teledetección que proporcionan valiosa información sobre la variabilidad espacial de los cambios. Los estudios están siendo llevados a cabo por el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX dependiente del Ministerio de Fomento. El convenio de colaboración se firmó en 2006 y en 2007 (CEDEX, 2007) se presentaron conclusiones sobre la aplicación al estudio de clorofila y ficocianina y al seguimiento de las áreas inundadas (Figura 2-129) durante el periodo de inundación invernal (*perellonà*).

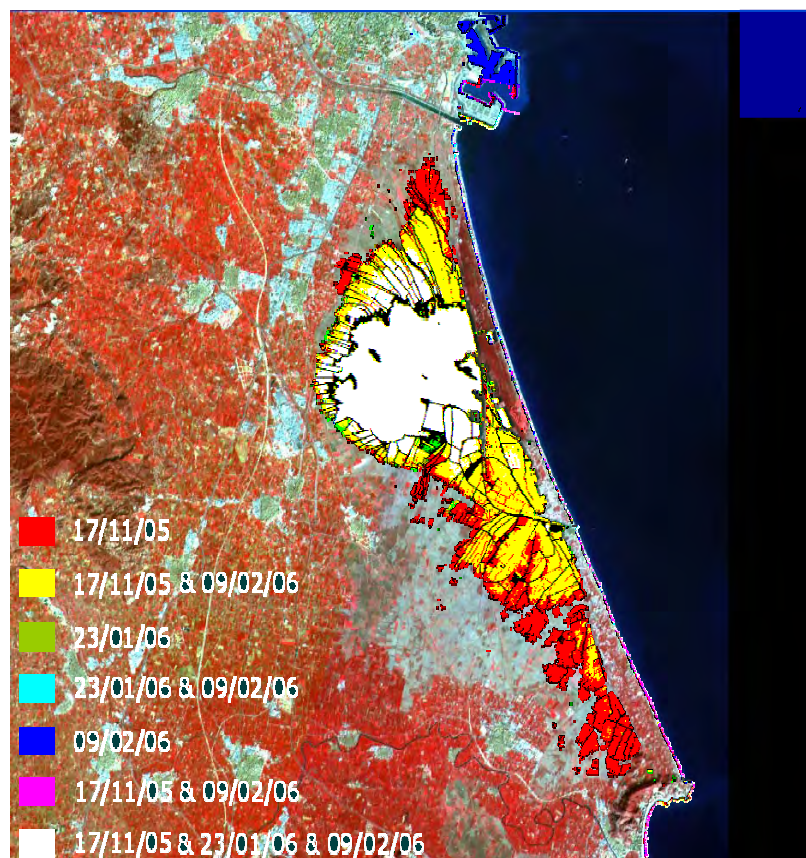


Figura 2-129. Seguimiento de las áreas inundadas por teledetección. Convenio CEDEX-CHJ

Control de los procesos de aterramiento

Este subprograma proporcionará medidas para el control de los procesos de aterramiento del lago en el marco de un planteamiento más amplio destinado también a establecer defensas contra las avenidas en la cuenca del Poyo las cuales provocan pérdidas de suelo y aportes sólidos significativos al Parque Natural. La CHJ tiene en estudio una actuación denominada *Adecuación ambiental y drenaje de la cuenca del Poyo vertiente a L'Albufera* con los siguientes objetivos:

- Eliminación del impacto actual de las inundaciones en áreas urbanas con un período de retorno de hasta 500 años
- La ordenación hidráulica y la reducción de impactos futuros a través del redireccionamiento de parte de las escorrentías hacia el nuevo cauce del Turia
- La protección del lago y de su entorno frente a los procesos de aterramiento, de pérdida de ecosistemas y de calidad de las aguas
- La restauración medioambiental del medio fluvial
- La integración territorial de las actuaciones proyectadas.

2.7. CONCLUSIÓN

Hemos realizado en este apartado una detallada descripción de la situación observada por diversos autores y que ha sido completada, en lo referente a las dos últimas décadas, con un compendio de nuestras investigaciones de campo. Finalmente hemos añadido una descripción

de las principales actuaciones en marcha relacionadas con el sistema hídrico y hemos evaluado, para las infraestructuras más significativas, los efectos que se prevén sobre el balance hídrico del humedal o sobre la calidad de las aguas. Este profundo conocimiento es indispensable para una adecuada concepción del modelo Cabhal. En el camino hemos obtenido determinadas conclusiones parciales, al margen de la línea principal de la investigación, que consideramos de gran interés. Es por ello que las recapitularemos en el capítulo final.

3. ESTADO DEL ARTE

3.1. INTRODUCCIÓN

En el capítulo anterior, al tiempo que describíamos la realidad observada, hemos efectuado una revisión de las principales referencias bibliográficas, especialmente sobre infraestructuras hidráulicas. Para continuar con la investigación debemos completar el estado del arte con dos campos adicionales: el proceso de eutrofización de L'Albufera, con sus condicionantes generales y específicos, y el conocimiento sobre su balance hídrico.

3.2. EL PROCESO DE EUTROFIZACIÓN DE L'ALBUFERA

3.2.1. Los cambios ecológicos en lagos someros

3.2.1.1. La teoría de los estados alternativos

Se definen en ecología características claves de los ecosistemas con el objeto de entender, cuantificar e investigar sus variaciones en el tiempo, tanto las asociadas a procesos naturales como las que son consecuencia de la acción humana y que constituyen el núcleo de esta investigación. En tal contexto se identifican los indicadores del estado trófico y los factores que los determinan. Desde principios de siglo XX se utilizan en limnología los términos generales de *oligotrofia* y *eutrofia*, definiéndolos en función de la comunidad fitoplanctónica, aspecto que se convierte en el más determinante para la caracterización del estado ecológico de lagos someros. Tales términos habían sido adaptados por Einer Naumann (1919) tomándolos de los trabajos de Weber (1907), quien los había introducido para la ciencia en relación a las condiciones generales de los nutrientes, determinadas por la naturaleza química de los suelos, en humedales alemanes. Actualmente se utilizan diversas definiciones del estado trófico de una masa de agua utilizando indicadores que se basan en diferentes parámetros, siendo el más utilizado el formulado por la OCDE (1982). De forma general entendemos como oligotrofia un estado que se caracteriza por su baja biomasa fitoplanctónica, una alta transparencia del agua y una limitada concentración de nutrientes. Por el contrario, eutrofia implica una elevada biomasa algal, reducida transparencia del agua y alta carga de nutrientes. Existen estados intermedios entre estos dos extremos. En buena lógica puede esperarse que el buen estado ecológico de un lago de aguas templadas como el de L'Albufera, situado entre la desembocadura de dos ríos en una cuenca hidrográfica fértil, tenga características que difieran de las de un lago puramente oligotrófico.

Los años sesenta proporcionaron grandes avances en la comprensión de los cambios asociados a la eutrofización de lagos someros (Hutchinson, 1969). Estos cambios se relacionan con alteraciones en la concentración de nutrientes y se manifiestan fundamentalmente en alteraciones en la competencia entre los productores primarios. El aporte de nutrientes estimula el crecimiento de fitoplancton y de algas epífitas, lo que disminuye la luz que llega al sedimento, limitando de este modo el crecimiento de vegetación sumergida. La transparencia de las aguas es consecuencia de diversos mecanismos

relacionados con el papel de la vegetación acuática. Por un lado, los macrófitos acuáticos absorben nutrientes del agua y del sedimento, especialmente nitrógeno, compitiendo eficazmente con el fitoplancton. A ello puede sumarse la menor disponibilidad de luz para el fitoplancton como consecuencia del crecimiento de la vegetación. Por otra parte, las plantas reducen la resuspensión de sedimentos causada por el viento, lo que también evita la movilización de nutrientes y la turbidez. La vegetación además proporciona refugio al zooplancton permitiendo que su control depredador sobre el fitoplancton se mantenga. Si el proceso continúa se produce la desaparición de la vegetación sumergida y la comunidad de productores primarios queda dominada totalmente por el fitoplancton reduciéndose la transparencia del agua.

Estudios de los años noventa realizados simultáneamente en Estados Unidos, Dinamarca, Reino Unido y Holanda, es decir, mayoritariamente en lagos norteros, han cambiado radicalmente la visión clásica de las relaciones causales. Cada uno de los estados tróficos presenta mecanismos de retroalimentación que hacen que los lagos tiendan a mantener sus principales características existiendo una inercia al cambio. En este sentido los estados tróficos pueden ser considerados estados de equilibrio. Se ha entendido que el paso de un sistema de aguas claras dominado por la vegetación sumergida a otro de aguas turbias dominado por el fitoplancton no es gradual sino brusco (Scheffer *et al.*, 1993). Se trata ésta, la teoría de los estados alternativos, de una de las más relevantes aportaciones recientes a la ecología de lagos someros. Trabajos posteriores permitieron precisar las bases científicas del funcionamiento ecológico de los lagos someros, el papel determinante de la vegetación sumergida (Jeppesen *et al.*, 1997a) o la relación entre agua y sedimento (Jeppesen *et al.*, 1997b), la cual que determina que los lagos someros sean, de forma natural, más eutróficos que los lagos profundos y los lagos del área mediterránea como L'Albufera, con fondos frecuentemente limosos o arcillosos, más que los nórdicos

El factor desencadenante del cambio de estado y que provoca la desaparición de la vegetación se conoce como *forward switch* (Moss *et al.* 1996). Se ha estudiado profundamente su principal mecanismo, es decir, el incremento de nutrientes. Pero se han conocido otras causas como la realización de desbroces mecánicos (Balls *et al.*, 1989), el aumento de la profundidad del agua (Blindow *et al.*, 1993) o de la salinidad (Bales *et al.*, 1993), y la aplicación de herbicidas (Moss *et al.* 1996). Los herbicidas pueden tener un importante efecto sobre el paso a una fase turbia debido a dos mecanismos. Uno es directo, por la eliminación de la vegetación; el otro es indirecto, debido a la gran sensibilidad a la presencia de pesticidas que tienen algunas especies de zooplancton, especialmente los cladóceros como la *Daphnia magna*, que tienen una gran importancia en el buen funcionamiento ecológico del ecosistema por su papel predador sobre el fitoplancton

En general, de acuerdo con la teoría de los estados alternativos (Scheffer *et al.*, 1993), las resistencias del sistema implican que el cambio de agua turbia a agua clara tenga lugar a concentraciones de fósforo más bajas cuando esta concentración está decreciendo, que de agua clara a agua turbia cuando la concentración crece. Varios factores explican este comportamiento conocido como *histéresis del fósforo*. Uno de ellos es la persistencia de especies de peces de gran longevidad como las carpas, dominantes en estados turbios, que continúan controlando el fitoplancton y removiendo sedimentos acumulados en los fondos

durante largo tiempo tras la reducción de la carga nutrientes. Otros factores pueden ser la respuesta diferida de los macrófitos sumergidos debido a la ausencia de propágulos (problema poco probable en L'Albufera a la vista de la rápida recolonización de ciertas áreas recientemente renaturalizadas como el Tancat de la Pipa o el Tancat de Milia), o la presión predatora ejercida por las aves acuáticas o los peces sobre los macrófitos.

Esta teoría ha tenido un papel relevante en la concepción de estrategias para la restauración de lagos someros eutróficos, por ejemplo, en cuanto a la necesidad de aplicar técnicas de biomanipulación como la reducción de las poblaciones de determinadas especies de peces (Moss *et al.* 1996). Sin embargo, muy recientemente se ha puesto en cuestión el que la histéresis del fósforo sea tan importante para la recuperación de los lagos como sugiere la teoría de los estados alternativos. Algunos de sus argumentos parecen ahora menos fuertes de lo que se pensó originalmente. Así, se ha observado en varios lagos nórdicos (Jeppesen *et al.*, 2007) que los cambios pueden ocurrir gradualmente, de forma concurrente con la reducción de la carga interna de fósforo y la concentración de fósforo en el lago. En lagos mediterráneos se han encontrado factores específicos que les confieren un comportamiento distinto al de los lagos nórdicos, como la mayor presión de los peces sobre el zooplancton de tamaño grande como las *Daphnias* (Romo *et al.*, 2005).

3.2.1.2. La restauración de lagos someros enriquecidos por nutrientes

Respondiendo a una preocupación ampliamente extendida sobre la eutrofización de los ecosistemas de agua dulce, la OCDE inició en 1973 un programa internacional que permitió adquirir un amplio conocimiento sobre la respuesta de las masas de agua continentales a cambios en el aporte de nutrientes (Vollenweider & Kerekes, 1982).

En relación al aporte de nutrientes ningún otro elemento en limnología ha sido estudiado tan intensamente como el fósforo (Wetzel, 1981). Su interés ecológico proviene de su importante papel en el metabolismo biológico y de su relativa escasez en la hidrosfera. En comparación con la abundancia natural de los otros importantes componentes nutritivos y estructurales de la materia viva (carbono, hidrógeno, nitrógeno, oxígeno, azufre), el fósforo es el más escaso y normalmente actúa como limitante de la productividad biológica (Wetzel, 1981). Existen valores orientativos sobre las concentraciones de este elemento en los distintos tipos de aportes hídricos y sobre las cargas anuales límite de fósforo total (bioquímicamente activo) que pueden soportar los lagos someros y que fueron sugeridas por Vollenweider (1968), es decir, $0,07 \text{ g m}^{-2}$ como límite *permisible* y $0,13 \text{ g m}^{-2}$ como límite *peligroso*. En lagos nórdicos el valor de la concentración de fósforo en el agua a la cual ocurre de forma típica el cambio hacia un estado de aguas claras se sitúa por debajo de los $0,15 \text{ mg/l}$, habiéndose propuesto la adopción de medidas complementarias como la biomanipulación sólo cuando las cargas anuales se sitúen por debajo de los 2 g m^{-2} (Jeppesen *et al.*, 1990). Los umbrales para lagos más templado se desconocen pero hay evidencias en la zona del Mediterráneo, mediante experimentos en mesocosmos, que muestran que las concentraciones de nutrientes para la oligotrofización y la recuperación de los macrófitos sumergidos son más bajas que en los lagos nórdicos (Romo *et al.*, 2004).

Contrariamente a las numerosas formas que adquiere el nitrógeno en los sistemas limnológicos, la única forma inorgánica significativamente importante de fósforo es el

ortofosfato (Wetzel, 1981). La mayoría de los datos sobre el fósforo de las aguas dulces, y es el caso también de L'Albufera, se refieren a fósforo total y a ortofosfato (fósforo inorgánico soluble).

Un aspecto relevante es la cantidad de fósforo que pueda estar contenida en los sedimentos. En la mayoría de los lagos hay un aparente movimiento neto de fósforo hacia los sedimentos. Existe poca correlación entre la cantidad de fósforo contenido en los sedimentos y la productividad del agua que los cubre. La ausencia de una capa de sedimento superficial oxigenado y la existencia de perturbaciones por turbulencias generadas por el oleaje incrementan las tasas de liberación de fósforo desde el sedimento (Wetzel, 1981). Esto puede tener una gran relevancia en los fondos de L'Albufera, sometidos a fuertes tensiones por la gran exposición del lago al viento (MMA, 2004d).

Un importante estudio de finales de los años 80 (Sas, 1989) recopiló las experiencias adquiridas en el proceso de restauración de 18 lagos eutróficos de Europa Occidental. El método de restauración evaluado consistió en una reducción de las cargas de nutrientes externas prestándose una especial atención, ciertamente no exclusiva, al fósforo. Entre otras aportaciones, este trabajo permitió validar los resultados de la referida investigación de la OCDE (Vollenweider & Kerekes, 1982) y proporcionó una mejor visión sobre aspectos como el tiempo (*lag time*) requerido para la recuperación de los ecosistemas, particularmente por su relación con la liberación de fósforo almacenado en los sedimentos del fondo: este tiempo fue relativamente breve; excepto en dos casos, la duración del período con flujo neto desde el sedimento fue inferior a 5 años. Trabajos recientes en lagos nórdicos, citados por Jeppesen *et al.* (2007), constatan que la carga interna retrasó la recuperación alcanzándose un nuevo equilibrio con respecto al fósforo total después de un período de entre 10 y 15 años; el tiempo de respuesta sólo dependía de forma marginal del tiempo de retención hidráulico.

Una importante diferencia del referido modelo de Sas con respecto al de la OCDE es que el nuevo estudio sólo abordaba cambios en el estado trófico en función de los cambios en las cargas de nutrientes, no el estado trófico absoluto del ecosistema. El trabajo de Sas observó cuatro estadios (no todos ellos se presentaban siempre): 1) El recorrido hasta la imposición de limitación en el fósforo; 2) El comportamiento posterior del fitoplancton determinado por el fósforo; 3) el declive de la biomasa; y 4) los cambios en la composición algal. Nos interesarán especialmente sus resultados relativos a las relaciones entre las concentraciones medias anuales de fósforo en los aportes hídricos y las correspondientes al lago (P_l^y), teniendo en cuenta las variaciones entre la fase estable post restauración (*post*) y el estado previo (*pre*): se obtuvo que el decrecimiento en la concentración en el lago no seguía directamente el del fósforo en las entradas. Por otra parte, una vez el fósforo convirtió en limitante, es decir, después de que el fósforo disuelto ha desaparecido virtualmente del agua durante la época de crecimiento, la transparencia mostró generalmente una rápida respuesta al decrecimiento de las concentraciones de fósforo en el lago, proporcionando un rápido cambio de aspecto.

Algunos estudios recientes enfatizan también el papel del nitrógeno (González Sagrario *et al.*, 2005). Se observó que el riesgo de pérdida de macrófitos sumergidos es alto cuando la concentración de nitrógeno total en el lago se sitúa por encima de 1,2-2 mg/l y la de fósforo total es moderadamente alto, es decir, mayor de 0,1-0,2 mg/l. Datos actuales de lagos daneses (Jeppesen *et al.*, 2007) sitúan algo por encima de 2 mg/l el valor límite de la concentración de

nitrógeno que provoca la pérdida de macrófitos. Este hecho ha sugerido medidas como el restablecimiento de humedales en la cuenca vertiente que actúen como áreas tampón gracias a su efectivo papel en la reducción de nitrógeno. Con bajas concentraciones de fósforo, circunstancia poco verosímil en lagos de las características de L'Albufera, las variaciones en las cargas de nitrógeno no tendrían impacto.

Nos encontramos en todo caso ante un campo, la ecología de los lagos someros y los cambios de estado, profusamente estudiado. Nuestra aportación estará más relacionada con factores específicos del caso de estudio.

3.2.2. **La degradación del lago de L'Albufera**

Hasta principios de los años 70, el lago de L'Albufera presentaba un estado oligo-mesotrófico (Blanco, 1974) con el fondo tapizado de macrófitos –plantas y carófitos enraizados en el sustrato y fanerógamas flotantes- (Carretero & Boira, 1989). Este lago albergaba una extraordinaria diversidad ecológica probablemente equiparable a la de los humedales mediterráneos más diversos en cualquiera de los niveles tróficos (Camacho, 2005). Los primeros estudios globales fueron dirigidos por el hidrobiólogo Luis Pardo, discípulo del naturalista Celso Arévalo. En un libro publicado poco después de la Guerra Civil, Pardo (1942), describe con profusión el ecosistema, pero lamenta la pérdida durante la guerra de interesantes datos sobre la calidad de sus aguas. En lo relativo al fitoplancton, ya observa la existencia de dos picos anuales (primavera y otoño) y describe cómo el fitoplancton de primavera está representado por un “rico muestrario de diatomeas” que rempazan a las cianofíceas otoñales, circunstancia propia de masas de agua en buen estado ecológico.

El proceso de deterioro del lago de L'Albufera se inició a finales de los años sesenta. Se calcula que a la Albufera llegaban a principios de los setenta los residuos de, por lo menos, unas 150.000 personas a través de la red de acequias (IATA, 1974). En esta época se constata una tendencia clara hacia el incremento del fitoplancton (Dafauce, 1975), y se observa que tal deterioro se debía fundamentalmente a los vertidos de aguas residuales urbanas procedentes de las poblaciones del entorno que alcanzan el lago a través de la red de acequias. Al pasar del año 1972 al 1973 se produjo un apreciable aumento del contenido en clorofila lo cual señala un aumento de la eutrofización y la contaminación. La productividad y el contenido en clorofilas eran proporcionales a lo largo de casi todo el año; sin embargo, debido al alto nivel de radiación solar durante la primavera y el verano la productividad se mantenía en niveles altos, aunque el contenido en clorofila disminuía apreciablemente, quizás, por efecto de la temperatura (IATA, 1974). Los puntos con mayor contenido en clorofilas, y mayor productividad, correspondían a los de contaminación intermedia; es decir; en los puntos más limpios y en los más sucios el contenido en clorofila era menor que en algunas zonas intermedias. Este resultado podía resultar lógico puesto que en estos puntos la contaminación tenía un efecto fertilizante sin llegar a ser un factor limitante. Así, entre el invierno de 1972 y la primavera de 1973, posiblemente en cuestión de semanas, desaparecieron todas las caráceas del lago, tras una progresiva merma que venía sufriendo desde 1965 (Benet, 1983, pág. 176). Según el IATA (1974) la vegetación había disminuido clara y progresivamente en los cinco años precedentes a causa de la creciente eutrofización de las aguas, habiendo sido sustituida por una proliferación explosiva de algas microscópicas.

Para Camacho (2005), el estado de hipertrofia se generó como consecuencia del aporte masivo de aportes contaminantes tal y como concluyen numerosos y rigurosos estudios científicos (IATA, 1974; Gil Corell, 1982; Soria *et al.*, 1987; Soria, 1997; Miracle & Vicente, 1993). Entre estos aportes contaminantes tuvieron una especial relevancia los provenientes de aguas fecales e industriales (García Gómez, 1978), los cuales excedieron la capacidad de autodepuración del lago, favoreciendo el desarrollo de las microalgas planctónicas y perjudicando con ello a las praderas de macrófitos. Benet (1983, pág. 176), sin pruebas concluyentes, lanza la hipótesis de la aplicación de “algún tipo de herbicida” como causa última del cambio de estado, hipótesis que también recoge el *Plan Especial del Parque Natural de L'Albufera* (CAP, 1990, pág. 193). Según el IATA(1974), los estudios sobre plaguicidas realizados entre 1970 y 1973 pusieron de manifiesto algunas particularidades en la tendencia a la acumulación de los organoclorados en los estratos superiores de la cadena biológica. La contaminación por Fention (plaguicida organofosforado), en algunas zonas ribereñas, próximas a las desembocaduras de las acequias, sí que superó los niveles considerados letales para las *daphnias* durante los dos días siguientes al tratamiento. Éste es sin duda un dato relevante. Así, aún cuando los fundamentos científicos resulten insuficientes para tal afirmación, esta causa podría constituir el *forward switch*, o desencadenante último para el paso a un estado de dominancia del fitoplancton.

En todo caso, durante muchos años con anterioridad a 1972, las cargas contaminantes debieron ser muy elevadas, dado el desarrollo urbano e industrial de los municipios circundantes y las evidentes carencias en materia de infraestructuras de saneamiento y depuración. Pueden aventurarse dos circunstancias que permitieron retrasar varios años el cambio de estado en el lago. En primer lugar las propias inercias de un sistema que, dominado por la vegetación sumergida, generaba hasta entonces unas condiciones ecológicas que tamponaban parcialmente el efecto negativo de la contaminación orgánica y por nutrientes (IATA, 1974). Por otro lado el efecto de dilución y lavado que se lograba gracias a los retornos de riego, especialmente los procedentes del río Júcar a través de la acequia Real del Júcar, que llegaban al lago en cantidades muy relevantes con una excelente calidad (MMA, 2004f).

3.2.3. **La evolución posterior del estado trófico de L'Albufera**

Durante los años ochenta el crecimiento del fitoplancton en el lago alcanzó valores extremos. Trabajos de la Universidad de Valencia de dicha época (Miracle *et al.*, 1984) citan concentraciones del pigmento clorofila-*a* de 800 µg/l (mayo de 1981) y cerca de 700 µg/l (julio de 1983). En el verano de 1985, a pesar del lavado conseguido con la apertura de las compuertas del lago, la biomasa excedió los 400 µg/l de clorofila-*a* (Soria *et al.*, pág. 235) alcanzándose, tras el verano, máximos de 625 µg/l (septiembre de 1985). Comparando las cifras de producción primaria de L'Albufera con las ofrecidas en los principales libros de limnología (por ejemplo Wetzel, 2001), podía pensarse que se trataba de uno de los lagos más hipertróficos del mundo, en todo caso sin equivalente en España en cuanto a la degradación de la calidad de sus aguas por eutrofización (Miracle *et al.*, 1984). A los problemas anteriores se añadía otro quizás menos estudiado: el aterramiento del lago (Benet, 1983), que se manifestaba en una creciente capa de sedimentos finos sobre los fondos arenosos que, en algunos puntos, alcanzaba ya en los años ochenta un espesor superior a un metro. Desde los

años 70 quedó constatada la importancia de los sedimentos de fondo como acumuladores de metales pesados y materia orgánica, lo que hacía de su permanencia en el lago un factor de mantenimiento de la eutrofización y un peligro para la salud del ecosistema en caso de liberación de los contaminantes acumulados (Peris, 1987; Martín Monerri, 1998). Los resultados de esta línea de trabajo constituyeron una de las más relevantes aportaciones del departamento de Ingeniería de la Construcción y Proyectos de Ingeniería Civil de la UPV (Peris, 1987; 2000). De la posible eliminación de los sedimentos mediante el dragado ya se hablaba en los primeros estudios, en algunos casos teniendo como finalidad primordial la reducción del aterramiento acelerado (IATA, 1974) y en otros como solución más inmediata para la eliminación de los aportes internos de fósforo a la columna de agua y del riesgo potencial de los metales acumulados en los sedimentos (Martín Monerri, 1998). Este último trabajo efectuó una aportación pionera gracias a la construcción del modelo SGICAS, el primer modelo matemático de calidad de aguas en sistemas naturales específicamente aplicado a las condiciones lago L'Albufera.

Estudios muy relevantes con datos tomados en los años ochenta habían señalado que la hidrodinámica de los excedentes de riego y del drenaje de los arrozales constituía el factor más determinante en las variaciones limnológicas de L'Albufera (Vicente & Miracle, 1992). Una nueva prospección realizada entre 1985 y 1988 (Soria *et al.*, 2000) puso de manifiesto la gran importancia de las escorrentías de lluvia en los cambios limnológicos del lago. Hasta los años 90, las descargas urbanas e industriales fueron directamente al lago a través de acequias y representaron el 17% de la entrada de agua anual, mientras que un 67% procedió de los arrozales del entorno (Soria & Vicente, 2002).

En 1991 se dio inicio a las actuaciones del *Plan director para el saneamiento integral de L'Albufera* (COPUT, 1989a) que incluían la construcción de un gran colector paralelo a la autovía V-31 o Pista de Silla denominado colector Oeste. La finalización de las infraestructuras principales (el propio colector general y sus ramales secundarios) se demoró hasta el año 1994. Se ha estimado (Romo, y otros, 2005) que esta actuación eliminó el 30% de las descargas de aguas residuales ricas en nutrientes, principalmente de las partes oeste y norte del lago, de forma que, hacia 1999, la carga total de fósforo total (P_t) se redujo en un 77% (de 18 a 4 gP m⁻² año⁻¹) y la de nitrógeno total (N_t) en un 24% (de 328 a 247 gN m⁻² año⁻¹), valores en todo caso muy alejados de los umbrales sugeridos para el cambio de estado o incluso para adoptar medidas complementarias como la biomanipulación. Sin embargo, efluentes ricos en nitrógeno procedentes de los arrozales sin tratar y procedentes mayoritariamente del sur continuaron descargando al lago y la relación $N_t:P_t$ creció de 8 a 61 entre 1988 y 1999. Varias variables limnológicas cambiaron significativamente durante los 9 años tras el proceso de desvío de aguas residuales. La concentración de fósforo soluble reactivo (SRP) bajó significativamente desde 0,17 a 0,01 mg/l; y la concentración media de P_t bajó de 0,5 a 0,3 mg/l, experimentándose la mayor bajada en primavera y otoño. La concentración media anual de clorofila-a descendió sustancialmente (de 269 a 180 µg/l) hecho que se observó para todas las estaciones incluyendo el verano (de 317 a 200 µg/l). Respecto a la positiva contribución de las nuevas infraestructuras, se ha apuntado certeramente el efecto concomitante de la sequía que finalizó en 1996 (Martín Monerri, 1998).

Desde principios de los noventa, en los meses de febrero y marzo, en el momento del vaciado del arrozal tras la inundación invernal o *perellonà* en que estos permanecen sin cultivo, gran parte del lago queda durante unos días con aguas suficientemente transparentes como para distinguirse en algunas zonas el fondo, cosa que no sucedía sino muy esporádicamente desde los años setenta (Soria, 1997). Este fenómeno se conoce como *fase clara*. Las menores concentraciones de clorofila se registraron durante las fases claras de marzo de 1999 y febrero de 2000 (1,6 y 0,2 µg/l respectivamente), coincidiendo efectivamente con períodos de gran renovación del agua por vaciado de los arrozales y duraron 11 y 30 días respectivamente (Romo *et al.*, 2005).

El hecho de que el fenómeno se haya originado a partir de mediados de los noventa hace pensar que la puesta en marcha del colector Oeste y otras infraestructuras de saneamiento relacionadas con la zona que evitan el aporte de materia contaminante, haya influido en su aparición. Es posible que si la reducción de aportes contaminantes prosiguiese de forma que el nivel de cianobacterias bajase lo suficiente, cabría esperar una evolución del estado del lago desde la hipertrofia hacia la eutrofia y, quizás, permitir de nuevo la aparición de los macrófitos.

La irregularidad con que se han manifestado este fenómeno dificulta la formulación de conclusiones sobre posibles relaciones causa/efecto. Así, la fase clara no sigue un patrón regular de aparición puesto que no se produjo en los años 1997 y 1998. Tampoco la localización del inicio de la fase es siempre la misma, puesto que algún año se ha originado en la zona sur, mientras que otros años se inicia en zonas más al norte. El proceso ha sido ampliamente estudiado durante los últimos años por el Departamento de Ecología y Microbiología de la UV (Romo *et al.*, 2005). Los flujos creados por el vaciado de los arrozales favorecen la renovación del lago con aguas de mejor calidad provocando, en primer lugar, un efecto de dilución con el consiguiente descenso de la concentración de clorofila, y, en segundo lugar, la sustitución de las poblaciones fitoplanctónicas de algas verdes filamentosas habituales por microalgas como diatomeas y otros grupos así como la aparición en el zooplancton de especies filtradoras de tamaño grande (principalmente *Daphnia magna*) capaces de depredar sobre el fitoplancton. Los flujos de vaciado del arrozal coinciden con períodos con baja densidad de peces. La abundancia de cladóceros en invierno contrasta con los picos primaverales que se observan en los lagos restaurados del norte. El ratio de biomasa entre zooplancton y fitoplancton durante las fases claras permaneció más bajo que en lagos someros templados del norte, probablemente debido a la predación del zooplancton por parte de peces, constituyendo un factor específico de lagos mediterráneos (Romo *et al.*, 2005).

Sin que existan evidencias científicas hemos percibido que las condiciones atmosféricas particulares de cada año puedan también influir en el proceso, resultando fases claras más largas si el tiempo es calmado, debido a una menor turbulencia del agua y, en consecuencia, una menor resuspensión del sedimento. Por el contrario, inviernos muy ventosos como el del año 2008-2009 han derivado en una ausencia de fases claras a pesar de partir del mejor estado inicial de las aguas en décadas.

Finalmente, el cese de los flujos de agua desde el arrozal una vez finalizado su vaciado, junto con otros procesos, acaba con los breves períodos de fases claras. Las poblaciones de *daphnias*, claves por su papel predador y filtrador, son muy inestables y, tras un fuerte

desarrollo inicial capaz de clarificar las aguas, son incapaces de mantenerse. Recientemente se ha constatado que la escasa longevidad de estas poblaciones es debida a una intensa predación por parte de los peces como indican análisis de estómagos realizados (Blanco *et al.*, 2003).

Lo ocurrido sobre el escenario, es decir, la evolución limnológica del lago L'Albufera, se conoce; en nuestra investigación visitaremos, en cierto modo, las tramoyas: las infraestructuras hidráulicas y su relación con el balance hídrico de la L'Albufera y las cargas contaminantes.

3.3. EL CONOCIMIENTO SOBRE EL BALANCE HÍDRICO DE L'ALBUFERA

3.3.1. El balance completo del lago y del humedal

En lo relativo al sistema hídrico de L'Albufera algunos trabajos pueden resultar de especial interés. El *Pla Especial del Parc Natural de L'Albufera* (CAP, 1990), en primer lugar, compendió gran parte del conocimiento existente hasta la fecha (Dafauce, 1975), (Benet, 1983), (Alonso, 1982) y aportó, por primera vez, un balance completo del sistema lago más arrozal. En paralelo, la Universitat de Valencia colaboró en el *Plan director para el saneamiento integral de la Albufera* (COPUT, 1989a) y basó sus evaluaciones sobre el balance hídrico del sistema en los trabajos de Soria (1997), quien había efectuado en 1988 mediciones quincenales o mensuales con correntímetro en todos los cauces situados en un determinado perímetro de control alrededor del lago, una técnica que sólo puede permitir una aproximación somera a los flujos del sistema. Martín Monerris (1998) cuantificó los flujos del sistema en el año 1995 caracterizado por una sequía severa. Más recientemente, el *Estudio de utilización conjunta de los recursos hídricos superficiales y subterráneos en las cuencas media y baja de los ríos Júcar y Turia* (CHJ, 2003) y el *Estudio para el Desarrollo Sostenible de la Albufera* (MMA, 2004g), han compartido, en cierto modo fundamentos metodológicos y datos de partida. Puede considerarse que estos dos estudios resumen algunas de las principales líneas de trabajo posteriores a 1990. Su principal defecto consiste en haber tenido que apoyarse en datos muy escasos. Este defecto ha sido en gran parte corregido por los nuevos trabajos de seguimiento del sistema hídrico de L'Albufera, dirigidos por la Oficina de Planificación Hidrológica del Júcar, que tienen en cuenta la valiosa información proporcionada por la nueva red de control hidromorfológico de L'Albufera implantada desde 2006. Una contribución significativa es su detallado análisis sobre la distribución espacial de los aportes.

Finalmente deberán tenerse en cuenta el estudio en curso por parte de las universidades de Cantabria y Politécnica de Valencia para la Epsar bajo el título *Desarrollo de un estudio integral del sistema hidráulico Júcar-Albufera*, todavía no publicado (J. Marco Segura, *com. pers.*), investigación en la que resulta especialmente valioso el detallado estudio de los flujos del sistema Júcar-Turia-Albufera.

Otros trabajos de interés que detallaremos a continuación, se centran en aspectos parciales del sistema hídrico. La cuantificación de determinados aspectos del balance requerirá la comprensión del funcionamiento completo del sistema Júcar-Albufera-Turia incluyendo los acuíferos Sur y Norte de la Plana de Valencia. Otros resultados de interés pueden proceder de los múltiples estudios técnicos y proyectos de obras de las diferentes infraestructuras hidráulicas del entorno. Tales estudios y proyectos, además de la definición de las

infraestructuras proyectadas, incluyen una amplia colección de datos específicos de partida que suelen presentarse como anejos a la memoria. Es frecuente que estos datos sean generados para el propio proyecto y no tengan mayor uso. Consideramos, sin embargo, que parte de esta información puede tener un interés científico. Así, como singularidad, la base de referencias bibliográficas de este trabajo incluirá, junto a fuentes científicas en el sentido canónico, un porcentaje significativo de referencias de carácter técnico o administrativo.

3.3.2. **La relación de los acuíferos de la Plana de Valencia con los ríos Júcar y Turia y L'Albufera**

La publicación en 1970 del Mapa Hidrogeológico Nacional, desarrollado a través del *Programa de Investigación de Aguas Subterráneas* (PIAS), en el que se establece la primera delimitación de los sistemas acuíferos españoles, es el inicio del reconocimiento hidrogeológico sistemático y planificado del territorio español. En 1977 se publicaron resultados detallados de este plan (IGME & IRYDA, 1977), marcando un hito en el conocimiento hidrogeológico de los sistemas incluidos en su alcance. El informe técnico VIII (tres tomos) aborda el sistema 51 (acuífero de la Plana de Valencia). El sistema se analizó como acuífero monocapa contemplándose tres salidas por emergencias, además de las salidas a los ríos Júcar y Turia y al mar: las fuentes de Massalavés, L'Albufera y zona norte de L'Albufera. Sus resultados fueron retenidos para el *Pla especial del Parc Natural de l'Albufera* (CAP, 1990) y los modelos fueron puntualmente corregidos con el *Proyecto de investigación para la gestión y conservación de acuíferos de la cuenca baja y media del Júcar* (IGME, 1981) el cual efectuó determinadas correcciones, al distinguir entre dos zonas con características hidrodinámicas diferentes, y formuló el balance del acuífero de la Plana de Valencia para un año medio del periodo 1973-81. Los citados resultados fueron también utilizados para un trabajo posterior (IGME, 1982a), redactado con motivo de la elaboración los planes hidrológicos de cuenca para los que se evaluaron los recursos hidrológicos y su calidad. Este último trabajo define las emergencias indicando que se considera como tal un “sinnúmero de fuentes que provienen de la descarga del acuífero y que se sitúan en los alrededores de L'Albufera y en el borde Este del acuífero desde Sollana hasta Sueca”.

Un estudio específico sobre los acuíferos del Caroch y la Plana de Valencia incluyó un balance completo del acuífero de la Plana, modelado como acuífero multicapa, y un análisis de los errores que se cometieron en los balances anteriores. En cuanto a las salidas por emergencias a L'Albufera supone un cambio cualitativo al reducir significativamente el volumen estimado (Tabla 3-1), reducción que, con diversas variaciones, continuarían asumiendo trabajos posteriores del IGME (1985, 1986a, b, c, 1987) y la CICT (1987), que seguiría íntegramente los resultados del IGME (1986c). Este último trabajo cuantifica las entradas medias anuales al sector sur del sistema 51 (acuífero de la Plana Sur), por infiltración de lluvia o del regadío y transferencias laterales, en 274 hm³ para el período 1980-85. Diversos trabajos posteriores del IGME, como los realizados en los años 1995 y 1996, y entre 2006 y 2008, dentro de un convenio de colaboración entre el IGME y la CHJ dieron continuidad a esta línea de investigación.

En síntesis, en este trabajo nos interesará identificar áreas concretas en las que se produzca intercambio hídrico, establecer el sentido del mismo, cuantificar su volumen medio anual y caracterizar los aportes desde el punto de vista hidroquímico. La descarga hídrica subterránea

a la zona húmeda se produce a través de su propia red de drenaje y mayoritariamente (CAP, 1990) a través de manantiales o *ullals* situados en la interfase aguas dulce-salada que coincide, para diversos autores citados por dicho estudio con el límite ente huerta y marjal, salvo en el sector Sollana-Sueca en el que se presenta claramente la interfase dentro del marjal. Soria (1997) aforó sistemáticamente todos los *ullals* a lo largo de un año hidrológico. La CHJ cuenta con ciertos aforos recientes. Una parte significativa de las descargas (como la mayor parte de la que se produce a través de los potentes *ullals* de Baldoví y Sants) es drenada directamente al mar sin pasar por el lago. Se ha citado también la existencia de *ullals* en el propio lago, con aguas de buena calidad físico-química quizás hasta la década de los setenta. Posiblemente estos *ullals* se situarían en el sector oeste (entre las matas de Antina y de Sant Roc) y sur del lago (frente al tancat de Sacarés), según referencias orales que hemos podido. Su desaparición, a falta de estudios precisos, cabe atribuirle al aterramiento del lago con sedimentos limo-arcillosos y su progresiva compactación, habiéndose citado también como causa (CAP, 1990) el desplazamiento de la interfase hacia el oeste.

Tabla 3-1. Tabla Salidas del acuífero de la Plana según diversos trabajos en $\text{hm}^3/\text{año}$ (*Alb.* = Albufera; *Em.* = Resto Emergencias; *Man.* = Excedentes de manantiales). El trabajo del IGME de 1986c se refiere sólo al acuífero de la Plana Sur

	(IGME & IRYDA, 1977)	(IGME & IRYDA, 1977)	(IGME, 1981)	IGME, 1982a)	(IGME, 1982b) 1977-80	(IGME, 1986a)	(IGME, 1986c)
	Abr. 73 - May. 74	Año medio	Año medio (1973-81)	Año medio			1980-85
Transferencias laterales						6	3,5
Extracción por bombeos	120	130	239	160		255	95,3
Salidas por emergencias	180	140	138	110	<i>Alb:</i> 20-60 <i>Em:</i> 8-19	55	<i>Alb:</i> 22,7 <i>Man:</i> 1,9
Salidas subterráneas al mar	40	30	34	40		43	6,6
Salidas al Júcar y Turia	460	450	362	450		170	131,7
Total salidas	800	750	773	760		529	261,7

Por su lado oriental, el humedal está separado del mar por la restinga arenosa. En todo este frente existe una descarga subterránea hacia el mar, ya que la duna litoral es permeable. Algunos de los estudios han cuantificado esta descarga pero los resultados obtenidos no pueden considerarse definitivos.

A pesar de todas las investigaciones realizadas, puede afirmarse que subsisten incógnitas muy relevantes sobre la magnitud y comportamiento de las interrelaciones entre los acuíferos de las planas Sur y Norte de Valencia con los sistemas hidrológicos del L'Albufera de Valencia y del río Júcar. Estas incógnitas deben ser resueltas como paso previo para la determinación de los caudales ambientales necesarios para el mantenimiento de la zona húmeda y del curso

bajo del Júcar. Dentro de este contexto, resulta trascendental conocer el comportamiento hidrodinámico del sistema durante las épocas de sequía, así como la influencia que una explotación adicional pueda tener sobre él, ya que el acuífero de la plana Sur puede ser explotado por encima de sus recursos renovables mediante los denominados pozos de sequía ubicados a lo largo del canal principal de la acequia Real del Júcar (Estrela, 2006). Se espera que trabajos recientemente iniciados, como los proyectos del IGME denominados *Uso sostenible de las masas de agua subterránea en épocas de sequía. Aplicación a la Cuenca Baja del río Júcar y Evolución de los acuíferos utilizados en época de sequía y determinación de la relación hídrica entre la Plana de Valencia Sur con La Albufera de Valencia y el río Júcar* aporten conclusiones definitivas sobre esta cuestión.

3.3.3. **Las aportaciones superficiales procedentes del ciclo natural**

Los estudios anteriores a 1990 que hemos citado y otros como los de Alonso (1982) ofrecen una gran discordancia en cuanto a la cuantificación de los aportes superficiales procedentes del ciclo natural. En algunos casos los aportes se refieren al sistema lago y marjal y en otros sólo al lago. Una parte importante de las escorrentías naturales vierten directamente al mar sin pasar por el lago. Por otra parte, algunos autores no han deducido el agua residual de la escorrentía superficial por lo que probablemente éste componente esté incluido en los datos ofrecidos.

Para la simulación del ciclo natural, el *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004h) se basó en los resultados del modelo hidrogeológico conceptual Simpa (*Sistema Integrado para la Modelización de la Precipitación-Aportación*) desarrollado por el Cedex. Una contribución significativa de este trabajo es su detallado análisis sobre la distribución espacial de los aportes. Por su parte, Simpa es un sistema para gestionar y analizar la información temporal y espacial procedente de la base de datos del Cedex y donde se integran las aplicaciones hidrológicas desarrolladas en este organismo para simular diferentes procesos del ciclo hidrológico relacionados con los recursos hídricos, las crecidas o la calidad de las aguas. Comenzó a desarrollarse a mediados de los años 90 con la colaboración de diversas universidades. Un papel preferente desde el principio del proyecto fueron las investigaciones sobre simulación hidrológica distribuida de aportaciones (Ruiz García, 1998). A partir de 1998 se han ido incorporando nuevos módulos, bien desarrollados en el propio Cedex o bien obtenidos mediante convenios de colaboración con la Universidad Politécnica de Valencia. Simpa utiliza el sistema de información geográfica Grass (GRASS Development Team, 2009) para gestionar los datos espaciales y como soporte de los modelos distribuidos implementados. Este sistema permite evaluar los recursos hídricos a escala mensual y se ha utilizado hasta 2008 por parte de la Confederación Hidrográfica del Júcar para actualizar la situación de los recursos como parte de los trabajos del seguimiento del Plan de cuenca. Utiliza datos mensuales de precipitación y temperatura que han sido registrados en las estaciones meteorológicas procedentes del Instituto Nacional de Meteorología además de información fisiográfica del territorio, aforos históricos registrados en estaciones foronómicas o datos de las series de aforos de la cuenca hidrográfica analizada. Los valores de las descargas del acuífero en el ciclo natural (surgencia natural) están apoyados en un modelo simplificado de flujo subterráneo realizado con el programa Modflow (Environmental Modeling Systems, Inc., 2010), un estándar en la modelación hidrogeológica.

Actualmente, para la revisión del Plan de cuenca, la CHJ está trabajando con el modelo Patricial (Pérez Martín, 2005), un modelo distribuido de simulación del ciclo hidrológico y de la calidad de las aguas. Sus resultados están sustituyendo a los del modelo Simpa. El modelo incorpora los humedales mediante un artificio consistente en considerarlos como una masa subterránea ficticia.

Existen finalmente resultados de gran interés relativos a las aportaciones superficiales de la principal cuenca vertiente a L'Albufera, la del barranco del Poyo o Massanassa, para el periodo 1980/81-2000/01. Esta serie fue obtenida en los trabajos del *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* mediante el modelo hidrológico distribuido de tipo conceptual Tetis (Francés *et al.*, 2007). Tetis es un modelo lluvia-escorrentía tipo tanque que mantiene el balance hídrico en todas las celdas. El movimiento vertical se basa en las características del suelo empleando diferentes relaciones entre los distintos tanques. La traslación del flujo a lo largo de la red de drenaje se realiza utilizando las características geomorfológicas combinadas con la onda cinemática. Se considera que esta serie constituye una excelente aproximación a la realidad física.

3.3.4. **La relación con los sistemas de regadío de los ríos Júcar y Turia**

El sistema hídrico de L'Albufera está íntimamente ligado a los regadíos tradicionales del Júcar y del Turia (Marco *et al.*, 1994). La puesta en regadío de las tierras situadas en el entorno del lago supuso, merced a los excedentes de riego aportados y al control ejercido sobre los desagües al mar, un gran cambio ecológico en el lago L'Albufera que pasó, en los siglos XVII y XVIII, de ser un sistema salino a un medio dulceacuícola (Sanchis Ibor, 2001).

En el ámbito del estudio deberán tenerse en cuenta, en primer lugar, los riegos históricos o tradicionales del Júcar. Parte de las zonas regables están incluidas dentro de los límites del Parque Natural de L'Albufera de València. Tradicionalmente estos regadíos se han agrupado en tres unidades de demanda agrícola: 1) *Los Riegos tradicionales del Júcar - Escalona y Carcaixent*, que incluye los regadíos de la Reial Séquia d'Escalona y de la Real Acequia de Carcaixent; 2) *Los Riegos tradicionales del Júcar - Acequia Real del Júcar*, con los regadíos de la Acequia Particular de Antella y los de la propia Acequia Real del Júcar; y 3) *Riegos tradicionales del Júcar - Ribera Baixa*, con los regadíos de las comunidades de regantes de Sueca, Cullera y Cuatro Pueblos además de las pequeñas elevaciones de aguas del río de los términos de Polinyà de Xúquer y Riola. El estudio del sistema hídrico deberá considerar además los regadíos del Sellent y del Albaida y los importantes nuevos riegos del canal Júcar-Turia.

Los principales arterias del sistema son la acequia Real del Júcar, que toma sus aguas en el Azud de Antella y la distribuye por una zona regable que incluye todo el perímetro sur y oeste del lago, y las acequias de la C. R. de Sueca que riegan los campos situados al sureste del lago. Una gran parte de los retornos de riego procedentes de esta acequia drenan mayoritariamente hacia el mar a través de las golas de Pujol y el Perellonet sin pasar por el lago. Sin embargo, hay una parte incierta que sí puede alcanzar el lago a través de las acequias del sur (Dreta, Carreras de la Reina, Junça) y que se ha estimado en un 12% del total de los excedentes de Sueca (MMA, 2004h). Algunos trabajos de campo, cuyos resultados no se han publicado, sugieren que este porcentaje puede ser algo mayor, en el orden del 20%. En

relación con los excedentes del Júcar el estudio del MMA concluye que una gran porcentaje de los retornos de riego se produce por el extremo sur (Overa y Dreta), muy próximo a los canales de salida, de manera que contribuyen muy poco a la hidrodinámica del lago.

Por parte del sistema Turia, los regadíos tradicionales de su vega relacionados con el sistema Albufera son las huertas de Quart, Mislata y Favara y arrozales de Favara y de la acequia del Oro o canal del Turia.

En las últimas décadas se ha producido un importante desarrollo de los regadíos en las cuencas altas y medias del río Júcar, especialmente en la comunidad de Castilla-La Mancha, que ha conllevado una reducción de la dotación de los regadíos del entorno de la Albufera, los cuales han sido objeto más recientemente de un proceso de modernización todavía no concluido. La consecuencia de este proceso ha sido una reducción radical en el retorno de riegos que hasta hace poco constituía la principal fuente de alimentación del parque natural y del lago y la de mejor calidad (MMA, 2004f). En los años sesenta se derivaban alrededor de 800 hm³/año de la acequia Real del Júcar, una parte muy importante de los caudales circulantes por el río en el tramo donde se ubica su toma. Estos volúmenes derivados eran muy superiores a los realmente utilizados, que a su vez representan dotaciones excepcionalmente elevadas en comparación con los regadíos de otras áreas de la Comunidad Valenciana. Este hecho proviene de una estructura concesional milenaria con disponibilidad de excedentes hídricos mal regulados. Por esta razón, los retornos que llegaban a l'Albufera en los sesenta y setenta eran elevados (CAP, 1990).

Nuevamente las evaluaciones de los estudios precedentes ofrecen resultados dispares (Tabla 3-2). Debe tenerse en cuenta que, tal y como se indica en la tabla, algunos estudios se refieren al balance hídrico del lago y otros al conjunto de lago y arrozal, en el que se incorporan los importantes flujos de Sueca y Cullera que no circulan hacia el lago.

Tabla 3-2. Comparación del valor de los excedentes superficiales de riego referidos por estudios precedentes del balance hídrico de l'Albufera

	Dafauce (1975) hm ³ /año	Benet (1974) hm ³ /año	Alonso (1982) hm ³ /año	CAP (1990) hm ³ /año	MMA (2004h) hm ³ /año	Coput (1989b) hm ³ /año	MMA (2004h) hm ³ /año
Año al que corresponde la estimación	1974	1973-74, 1976-77	1981	1973-74	1973-74	1988	1988
Acequia Real del Júcar				183	213	130	78
Acequia Oro				31			
Acequia Favara				78	47	44	29
Acequia Mayor de Sueca				339	12		14
Excedente total de riego	33	657 ^{(1) (2)}	33	651 ⁽²⁾	273	174	121

⁽¹⁾ Este dato corresponde a la media de cuatro años dado por Benet ⁽²⁾ Los valores corresponden a todo el sistema Albufera incluyendo los excedentes que van directamente al mar; los restantes corresponden sólo a los excedentes

La situación actual es radicalmente distinta. Es muy destacable el fuerte descenso producido en las derivaciones de la acequia Real del Júcar a partir de mediados de los ochenta (MMA, 2000). A partir de 2005, la puesta en servicio de las conducciones en presión paralelas al canal principal, coincidente con un período de sequía, ha supuesto un nuevo descenso en los volúmenes derivados.

También las derivaciones del Turia para el regadío de su Vega han disminuido significativamente en los últimos años. Estos regadíos están incorporando volúmenes muy importantes de aguas procedentes de las estaciones depuradoras de Pinedo y de Quart-Benàger. El carácter estacional del arrozal implica que estos efluentes, cuyo volumen tiene una gran estabilidad a lo largo del año, sean vertidos casi directamente al lago fuera de la época de cultivo del arroz.

El arrozal tiene una gran importancia para el buen funcionamiento ecológico de los ecosistemas y presenta varias circunstancias específicas. Habitualmente se ha cifrado en unas 14.000 ha la superficie de arrozal que rodea al lago, la cual queda íntegramente incluida dentro de los límites del parque natural. Los datos de seguimiento del Plan hidrológico del Júcar rebajan esta cifra actualmente hasta los 12.408 ha. Los campos de cultivo cuya superficie se halla por debajo del nivel del lago en época de cultivo del arroz se denominan *tancats* debido a que se encuentran separados del lago y de los canales por una mota perimetral. Estos arrozales pueden recibir agua procedente desde aguas abajo (el lago) o desde aguas arriba. El agua sobrante del cultivo del arroz ha de ser devuelta al lago mediante instalaciones de bombeo que en ocasiones son muy rudimentarias. Habitualmente, durante la campaña se produce una circulación en circuito cerrado entre lago y *tancats*. A lo largo del año se producen dos estados de inundación de los arrozales: por un lado, la inundación durante la época de cultivo, entre mayo y septiembre; por otro lado, la inundación invernal (que se produce para favorecer la caza a lo que se añaden objetivos agronómicos y ambientales), que comienza en noviembre y finaliza en febrero. Esta última se caracteriza por ocupar sólo una parte de los arrozales en el interior del parque, la conocida como superficie de *perellonà*, con unos calados muy superiores a los requeridos para el cultivo del arrozal que disminuyen en general a medida que nos alejamos de lago. La inundación de la *perellonà* presenta una cierta variabilidad de un año a otro, no tanto en superficie como en el calado medio alcanzado en los campos. Por este motivo, desde el invierno de 2005 la CHJ está efectuando un seguimiento del proceso. En el año hidrológico de 2006-07, el Cedex (2007) realizó un seguimiento mediante técnicas de teledetección que ha permitido cuantificar los patrones de inundación y vaciado posterior. El riego del arrozal requiere que los suministros en parcela sean significativamente mayores que la suma de lo que se consume por evapotranspiración, infiltración o pérdidas, ya que exige una circulación del agua. Por ello, en un año normal, se producen inevitablemente excedentes superficiales, parte de los cuales acaban en el lago de L'Albufera como retornos de riego. En años de sequía, se producen los denominados *rebombeos*, que son volúmenes de agua elevados gracias a unas instalaciones de bombeo instaladas en varios puntos de la red de acequias que permiten la reutilización de los excedentes superficiales. Cuando la sequía es mayor, el volumen *rebombeado* puede ser superior al de los retornos brutos, produciéndose unas extracciones netas de agua desde el lago hacia el arrozal.

3.3.5. Las aguas residuales urbanas y los efluentes de estaciones depuradoras

Otro elemento clave para el seguimiento de la calidad de las aguas es el aporte de aguas residuales y su posterior sustitución en el balance hídrico de L'Albufera por aguas procedentes de estaciones depuradoras. García Gómez (1978) estimó el volumen total de vertidos de cada población de la comarca de L'Horta, considerándolo similar al suministro domiciliario y despreciando, por tanto, las pérdidas en el sistema. Los datos de consumos reales de agua para uso urbano fueron obtenidos del *Proyecto de Investigaciones Hidrogeológicas de la Cuenca media y baja del río Júcar* (IGME, 1973). Estos valores incluyen los correspondientes a pequeñas y medianas empresas que se abastecían de la red domiciliaria. Por esta razón, las poblaciones más industrializadas arrojaban unas dotaciones mayores. En el anejo dedicado al sistema ecológico, *el Plan director para el saneamiento integral del lago de la Albufera* (COPUT, 1989c) los autores estiman el aporte anual de aguas residuales por las diferentes acequias y, a partir de ahí, las entradas totales al lago que cifra en 63,7 hm³ (evaluadas respecto al patrón de fósforo soluble) y 93,5 hm³ (respecto al fósforo total) considerando que un valor medio de dichas estimas, es decir, 78,6 hm³ podría ser un dato bastante verosímil. Estos datos corresponderían al año 1989. El *Plà especial del Parc Natural de l'Albufera* (CAP, 1990, págs. 195-199) efectúa un completo estudio del balance hídrico de L'Albufera por diversos métodos. Para estimar los caudales de aguas residuales urbanas afirma, obviando el importante trabajo de García Gómez, que “los únicos que han abordado el cálculo de los caudales de aguas residuales urbanas (*sic*) son las distintas versiones del ‘Proyecto del colector Oeste para la descontaminación de L'Albufera’”. Los resultados que obtiene, por tanto, se refieren exclusivamente a las aguas residuales de los núcleos urbanos incluidos en el ámbito del referido proyecto (Tabla 3-3). Respecto a los vertidos industriales considera, al igual que para las aguas residuales urbanas, que los vertidos industriales únicamente han sido cuantificados en el *Proyecto de “Colector-Oeste para la descontaminación de L'Albufera*. No obstante, cita también el *Estudio sobre la calidad del Medio Físico y la Contaminación en L'Albufera*¹, realizado por el equipo del Dr. Font de la cátedra de Química Técnica de la Universidad de Alacant del cual se pueden deducir los caudales de aguas residuales industriales de todos los municipios que vierten a L'Albufera. Aunque la metodología empleada en ambos estudios es bastante semejante, los resultados obtenidos son totalmente dispares. El *Proyecto del colector Oeste* obtiene un caudal anual de aguas residuales industriales de 1,9 hm³. El estudio del Dr. Font parte de caudales unitarios por empleado para distintas actividades obtenidas del *Inventario de Residuos Industriales de la Comunidad Valenciana* de 1987. Con estos datos y los del *Registro de Establecimientos Industriales de la Comunidad Valenciana*, obtiene un caudal anual de 18 hm³ en la zona del colector Oeste y de 41 hm³ en el total de los municipios que vierten a L'Albufera. Con ello, el *Plà especial del Parc Natural de l'Albufera* considera que los valores del Dr. Font corresponderían a una dotación por trabajador de 3920 l/día mientras que los del proyecto del

¹ No hemos logrado localizar este trabajo que es citado posteriormente por diversos autores.

colector Oeste corresponderían a 460 l/día lo cual considera más sensato. En el apartado relativo al sistema hídrico” calcula los vertidos (urbanos e industriales) a todo el ámbito del Parque Natural como parámetro de cierre del balance obteniendo un valor de 39 hm³, la gran mayoría de los cuales pasarían por el lago.

Tabla 3-3. Vertidos de aguas residuales urbanas según CAP (1990)

Desde Alcàsser a Sedaví (colector Oeste) (hm ³ /año)			Resto de Poblaciones (hm ³ /año)			Total de las aguas residuales que confluyen a L'Albufera (hm ³ /año)		
1981	1995	2010	1981	1995	2010	1981	1995	2010
6,23	7,51	8,77	8,33	9,36	10,93	14,57	16,87	19,70

En su tesis doctoral, Soria (1997, págs. 76-77) efectúa un estudio limnológico de las distintas masas de agua del Parque Natural con una campaña de muestreos de calidad que se extiende desde febrero del 85 hasta diciembre del 88. Para estimar el volumen de vertidos (urbanos e industriales) considera dos métodos posibles. Para su cuantificación Soria se remite a los estudios del *Plan director para el saneamiento integral de la Albufera* (COPUT, 1989c) y estima que los valores obtenidos por ambos métodos son suficientemente coherentes y oscilan alrededor de la cifra de 80 hm³/año que incorpora al balance hídrico. Entiende asimismo que estos valores son coherentes con los volúmenes tratados en la estación de tratamiento de aguas potables de Picassent, que abastece a parte de los municipios de la cuenca próxima al Parque Natural además de parte de la ciudad de Valencia, mientras otros municipios y muchas industrias lo hacen por pozos propios. Soria asume que este volumen de aguas residuales corresponde a las entradas al lago. Cuando extiende el balance hídrico al Parque Natural también considera el mismo volumen de 80 hm³/año, despreciando por tanto los que son evacuados directamente al mar sin pasar por el lago. Este valor resulta en nuestra opinión excesivamente alto, incluso considerando que debe incluir los efluentes de aguas depuradas, especialmente los de la planta de Pinedo que, desde 1984 contaba con un sifón bajo el nuevo cauce del Turia que le permitía verter al Parque Natural.

El *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004h) efectuó un balance hídrico extendido a un periodo de tiempo largo que abarca desde el año hidrológico 1971-72 a 2000-2001. Para cuantificar el volumen de vertidos urbanos sin depurar, se consideró la evolución del número de habitantes y se asignó una producción media (el estudio habla de comprendida entre 125 l/hab.día (para el año 1971) y 200 l/hab.día (para el año 2001). Para los años intermedios las producciones se interpolaron linealmente. Estos valores resultan inferiores a los consumos de agua (234 l/hab.día para 1978 en los municipios del entorno de L'Albufera según los valores recogidos por García Gómez que incluyen la parte proporcional de consumos industriales abastecidos desde la red urbana) por lo que tienen en cuenta de este modo las pérdidas en el sistema. El estudio histórico continúa estimando porcentajes de conexión de vertidos a las correspondientes EDAR a medida que éstas y sus colectores generales iban poniéndose en servicio. Respecto a los vertidos industriales, dada la dificultad de su estimación al igual que en CAP (1990) su volumen fue considerado como un valor de cierre del modelo y se ajustó mediante calibración para tratar de reproducir las cargas

contaminantes de las acequias. Se retuvo un valor inicial de $1.9 \text{ hm}^3/\text{año}$ que tuvo que ser multiplicado por tres tras el proceso de calibración. De este modo, los vertidos industriales fueron valorados en $5,7 \text{ hm}^3/\text{año}$.

La suma de los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales se estimó durante los setenta en un volumen inferior a los $27 \text{ hm}^3/\text{año}$, mientras que en los ochenta se alcanzó la mayor presión sobre el sistema con unos $35 \text{ hm}^3/\text{año}$. Este volumen se redujo sustancialmente con la puesta en servicio del colector Oeste y las restantes infraestructuras hidráulicas para llegar a un valor de $6.26 \text{ hm}^3/\text{año}$ en el año hidrológico 2000/2001.

Los efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales podrán ser evaluados a partir de los datos de la Entidad Pública Sanejament d'Aigües (Epsar). Será de interés aportar una cronología actualizada de su evolución. Un estudio en curso promovido por la propia Epsar y al que nos hemos referido anteriormente, el *Estudio integral del sistema hidráulico Júcar-Albufera*, está siendo redactado por la Universidad de Cantabria con la colaboración del DIHMA de la UPV. Entre sus primeras conclusiones (J. B. Marco, com. pers.) considera como aportación relevante el análisis de los vertidos urbanos e industriales del *Estudio para el Desarrollo Sostenible de la Albufera*, así como su reparto espacial, y entiende como razonable la estimación de $6 \text{ hm}^3/\text{año}$ de vertidos no tratados en la actualidad. Este estudio incide en un concepto obviado hasta hace unos pocos años y sobre el que cabrá profundizar: la contaminación asociada a la escorrentía urbana y las descargas de los sistemas unitarios de saneamiento en episodios de lluvia, especialmente las del colector Oeste a través de los aliviaderos de sus estaciones de bombeo.

4. EL MODELO CABHAL

4.1. ANTECEDENTES Y CARACTERÍSTICAS GENERALES

En el marco del Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia (MMA, 2004g), y a sugerencia del Dr. Teodoro Estrela Monreal, se desarrolló un modelo del balance hídrico del lago. El estudio se orientó a interpretar en relación con el sistema hídrico de L'Albufera series datos procedentes de diversas fuentes, fundamentalmente del seguimiento del Plan hidrológico de cuenca que realiza la Confederación Hidrográfica del Júcar y de la Entidad de Sanejament d'Aigües de la Generalitat Valenciana (Epsar). Este trabajo permitió:

- La generación de las series históricas (1970/71-2000/01) de las entradas mensuales y anuales al lago de L'Albufera.
- La desagregación conceptual de los aportes: escorrentía superficial, aportaciones subterráneas, retornos de riego, efluentes de EDAR y vertidos sin depurar.
- La distribución espacial en trece puntos de las entradas al lago basadas en el conocimiento del sistema y calibradas con los resultados de la serie de aforos de 1988 (Soria, 1997), (COPUT, 1989a).

Posteriormente, con la colaboración del Dr. Miguel Martín Monerris, quien siguió asesorando al equipo redactor en todos los trabajos posteriores, se construyó y calibró un módulo para la asignación de patrones de calidad a cada uno de los componentes de las entradas hídricas y el cálculo de la evolución temporal de las cargas y concentraciones de diversas variables físico-químicas en aspectos como la materia orgánica (DBO₅, DQO, oxígeno disuelto), los nutrientes (fósforo, nitratos, amonio), los sólidos suspendidos y las sales minerales (MMA, 2004c). Esta base permitió al grupo de empresas constituido por Typsa, Tecnomia y WL|Delft Hydraulics la construcción y calibración de modelo de calidad bidimensional en el lago (MMA, 2004j) sobre el paquete informático Sobek. Estos trabajos, con diversas mejoras y actualizaciones (Tabla 4-1), fueron utilizados posteriormente por la CHJ para seguir la evolución del sistema hídrico del L'Albufera.

Tabla 4-1. Antecedentes. Revisiones del modelo del balance hídrico del *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera*.

Fecha	Alc.	Técnicos Responsables	Descripción	Modificaciones
Oct. 04	Bal. Cal.	M. Mondría García/ J. M.ª Hernández Torres/ J. Icke / S. Bort del Arco/ A. Serrano Latour	Dr. Cifres Giménez, E. (dir.). Realizada en el Estudio para el Desarrollo Sostenible de L'Albufera (MMA, 2004).	Versión base

Fecha	Alc.	Técnicos Responsables	Descripción	Modificaciones
Jul. 05	Bal.	L. Tanco Ballester	Proyecto Fin de Carrera (UPV). Dr. Ferrer Polo, J. y Dr. Martín Moneris, M. (dir.).	Revisión del ciclo alterado. Mejoras en el cálculo de excedentes del Turia. Nueva hipótesis sobre salidas lago.
Mar. 06	Bal.	M. Mondría García	Actualización	Extensión de las series hasta el año hidrológico 2004/05. Mejora del tratamiento de los retornos de riego (CHJ, 1996).
Nov. 06	Bal.	M ^a C. Regidor Perona	Estudio de los aportes de las EDAR	Revisión del ciclo natural con datos del modelo Simpa v.2 incluyendo información de las estaciones del SAIH. Revisión aportes EDAR
Jul. 09	Bal.	M. Mondría García / M. ^a A. Marhuenda Samper	Estudio de los objetivos ambientales para L'Albufera en el marco de la redacción del <i>Esquema de temas importantes</i> de la Demarcación hidrográfica del Júcar. Los módulos del balance hídrico se refunden con la denominación de <i>Modelo Segbal</i>	Extensión de las series hasta el año hidrológico 2007/08. Nuevo modelo de retornos de riego. Mejora del balance hídrico considerando precipitación directa, variaciones en almacenamiento e infiltración. Primer contraste de las salidas del modelo con los valores de caudales medidos en las estaciones de las golas.
May. 10	Bal. Cal.	M. Mondría García / M. ^a Á. Marhuenda Samper / M. ^a A. Borrás Guitart	Estudio de los objetivos ambientales para L'Albufera en el marco de los trabajos del nuevo plan hidrológico del Júcar	Extensión de las series hasta el año hidrológico 2008/09. Comparación con Patrical. Primera implementación de en el modelo Aquatool-UPV. Revisión de patrones de calidad de cargas.

Alc. = Alcance Bal. = Balance hídrico, Cal. = Calidad de Aguas

El modelo Cabhal constituye una revisión integral de los precedentes y debe recoger el conocimiento adquirido a través de diversos trabajos. El balance se extenderá al conjunto del humedal de L'Albufera, integrando el lago como un elemento más del sistema hídrico e incorporando aspectos esenciales como la relación con los arrozales que lo rodean. Se trata de un modelo orientado al seguimiento del sistema hídrico de L'Albufera. Quiere esto decir que los datos que lo alimentarán y que permitirán su calibración serán, esencialmente, datos de explotación del sistema, procedentes de las diferentes redes de medida gestionadas por la Confederación Hidrográfica del Júcar.

El modelo consta de seis módulos (Figura 4-1) que hemos introducido en el capítulo 1. Para su construcción aplicaremos, en primer lugar, el principio de superposición (Andreu *et al.*, 2007), descomponiendo el problema general en dos problemas más sencillos: consideraremos así, por separado, el *régimen natural* y el *régimen alterado*. Técnicamente, este planteamiento viene a asumir que las ecuaciones de comportamiento que rigen el problema físico estudiado

son lineales. La solución del problema, extensiva al régimen global del sistema hídrico, podrá obtenerse entonces como la suma de los efectos del régimen natural y del régimen alterado.

Consideraremos así, en un primer plano, el *modelo del régimen natural* y estudiaremos la respuesta del medio frente a las aportaciones por lluvia, obteniendo de este modo la escorrentía superficial generada y la descarga parcial producida por el acuífero con entradas procedentes del ciclo natural.

En un segundo plano construiremos el *modelo del régimen alterado* en el que las entradas estarán constituidas por las derivaciones fluviales para riego, los bombeos, los efluentes de estaciones depuradora y las aguas residuales urbanas sin depurar; como resultado obtendremos los excedentes de riego, las entradas directas de aguas residuales (depuradas y no depuradas) y la descarga parcial del acuífero en el ciclo alterado. Los valores resultantes serán los correspondientes a la suma de ambos estados. El estudio del acuífero de la Plana Sur es un elemento clave en este planteamiento y el punto que plantea las dudas más profundas sobre la robustez de los resultados obtenidos.



Figura 4-1. Módulos del modelo Cabhal de seguimiento del sistema hídrico de L'Albufera

La calibración se realizará de forma conjunta para ambos modelos. Se compararán los resultados producido por los modelos para un período de tiempo con los valores observados y se procederá a ajustar determinados parámetros para asegurar una adecuación suficiente a la realidad observada. En lo relativo a los retornos del sistema de regadío al río Júcar se tendrán en cuenta en las medidas de la estación de aforos de Huerto de Mulet. En el ámbito de L'Albufera, los valores observados corresponderán a medidas de caudal tomadas por la Universitat de Valencia entre enero y diciembre de 2008 en 64 estaciones situadas a lo largo

del denominado *perímetro de control*, intermedio entre el límite del parque natural y el perímetro del lago.

Definidos los parámetros de calibración y, por tanto, los procesos que rigen las entradas al sistema, procedemos a plantear el *modelo de balance hídrico de L'Albufera*. Este modelo incluye cinco elementos tipo embalse: cuatro de ellos simularán los arrozales de los sectores de riego existentes dentro del Parque Natural (Vega del Turia, acequia Real del Júcar, Sueca y Cullera margen izquierda) y el quinto, el lago. Las entradas al modelo procederán de los módulos del régimen natural y alterado y se añadirá la precipitación directa. La introducción de elementos tipo embalse permite introducir reglas de gestión del almacenamiento en los mismos, pudiendo de esta forma simular los diversos periodos de inundación que a lo largo del año afectan a los campos de arroz, bien como parte del cultivo, bien por consideraciones ambientales, como es el caso de la inundación invernal o *perellonà*. Dentro de cada embalse, parte de las entradas se consumen por evapotranspiración de la vegetación natural y los arrozales, por infiltración y por evaporación directa en las láminas de agua. Otra parte se destina a mantener los niveles de inundación, variables según la época del año. Los excedentes salen al mar a través de las golases, bien directamente desde los arrozales o a través del lago.

El cálculo de las salidas superficiales del sistema al mar a partir de octubre de 2006 nos permitirá la validación del modelo por comparación con los valores que desde esa fecha mide la Confederación Hidrográfica del Júcar en las estaciones de aforo situadas en las cinco golases de L'Albufera.

Por otra parte incorporaremos un *modelo de distribución espacial*, que se referirá exclusivamente a las entradas al lago de L'Albufera, y que permitirá su reparto a lo largo del perímetro del lago. Para ello, se han concentrado las entradas en trece puntos que vienen a representar las desembocaduras de los trece cauces naturales y acequias más caudalosos del sistema.

Estos puntos fueron definidos en el *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004h) y los coeficientes de reparto que distribuyen los distintos tipos de aporte a cada uno de los trece puntos fueron inicialmente calibrados con los resultados de una completa serie de aforos de 1988 (Soria, 1997; COPUT, 1989a).

Finalmente, el modelo Cabhal integrará dos módulos sobre calidad de aguas que hasta ahora habían sido tratados de forma separada mediante estudios específicos. El ámbito de estos módulos es también exclusivamente el lago de L'Albufera. Su calibración se realizará mediante comparación con los datos de calidad medidos por diversos autores, fundamentalmente la serie de la CMAAUV, entre 1991 y 2008, en acequias y en el propio lago.

Construiremos un *modelo de calidad de las aguas influentes* asignando patrones de calidad a cada uno de los componentes de las entradas hídricas y el cálculo de la evolución temporal de las cargas y concentraciones de diversas variables físico-químicas relativas a la materia orgánica (DBO₅, DQO₅, oxígeno disuelto), los nutrientes (fósforo, nitratos, amonio), sólidos suspendidos y salinidad (MMA, 2004c).

Finalmente, incorporaremos un *modelo de calidad de las aguas del lago* que permitirá la simulación de diversos procesos mediante el modelo bidimensional Sobek WQ, inicialmente construido por el MMA (2004j) con el apoyo de Typsa, Tecnomia y WL|Delft Hydraulics y que ahora será revisado con la información más reciente. Aun cuando los procesos estudiados son muchos, se prestará una especial atención a la dinámica de los nutrientes y el crecimiento del fitoplancton.

En terminología de la Directiva Marco del Agua, y considerando la masa de agua del lago de L'Albufera, los cinco módulos precedentes son modelos de *presiones* sobre el sistema, mientras que el sexto es un modelo de *estado*.

4.2. MODELO DEL RÉGIMEN NATURAL

4.2.1. Descripción general

Para la simulación del ciclo natural se ha utilizado el modelo hidrogeológico conceptual Simpa (Sistema Integrado para la Modelización de la Precipitación-Aportación) desarrollado por el Cedex.

Simpa es un sistema para gestionar y analizar la información temporal y espacial procedente de la base de datos del Cedex y donde se integran las aplicaciones hidrológicas desarrolladas en este organismo para simular diferentes procesos del ciclo hidrológico relacionados con los recursos hídricos, las crecidas o la calidad de las aguas.

El *Sistema integrado de precipitación aportación* (Simpa) comenzó a desarrollarse a mediados de los años 90 por el Centro de Estudios Hidrográficos del Cedex y diversas universidades colaboradoras. Un papel preferente desde el principio del proyecto tuvieron las investigaciones sobre simulación hidrológica distribuida de aportaciones (Ruiz García, 1998). A partir de 1998 se han ido incorporando nuevos módulos, bien desarrollados en el propio Cedex o bien obtenidos mediante convenios de colaboración con el Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia.

Simpa utiliza el sistema de información geográfica Grass (Grass Development Team, 2009) para gestionar los datos espaciales y como soporte de los modelos distribuidos implementados. Grass fue desarrollado inicialmente por el centro CERL de los Estados Unidos y actualmente lo mantiene y desarrolla una comunidad de usuarios desde diferentes países.

4.2.2. Datos de partida

Simpa ha sido implantado en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Este sistema permite evaluar los recursos hídricos a escala mensual y se utiliza para actualizar la situación de los recursos como parte de los trabajos del seguimiento del Plan de cuenca. Utiliza datos mensuales de precipitación y temperatura que han sido registrados en las estaciones meteorológicas procedentes del Instituto Nacional de Meteorología además de información fisiográfica del territorio, aforos históricos registrados en estaciones foronómicas y datos de precipitación de las estaciones SAIH.

Los datos utilizados en el presente trabajo (Figura 4-2) han sido proporcionados por la Oficina de Planificación Hidrológica del Júcar. El seguimiento del Plan de cuenca suministra valores

mensuales desde el año 1940/41 hasta el año 200/01 de las siguientes variables del ciclo natural: escorrentía superficial (Q_{sup}), aportaciones subterráneas (Q_{sub}), precipitación y evaporación real. Los valores de las descargas del acuífero en el ciclo natural (surgencia natural) están apoyados en un modelo simplificado de flujo subterráneo realizado con el programa Modflow (Environmental Modeling Systems, Inc., 2010), un estándar en la modelación hidrogeológica.

Año Hidrológico	Qsup (m3/s)	Qsub (m3/s)	Qtot (m3/s)	Vsup (Hm3)	Vsub (Hm3/año)	Vtot (Hm3/año)
1984	22,53	67,58	90,11	700,88	2.101,85	2.802,73
1985	25,86	61,95	87,81	804,30	1.926,89	2.731,19
1986	24,82	84,80	109,42	771,90	2.631,40	3.403,30
1987	77,06	110,63	187,68	2.396,82	3.440,88	5.837,70
1988	43,30	98,68	141,98	1.346,80	3.069,19	4.415,99
1989	71,67	135,54	207,21	2.229,12	4.215,89	6.445,01
1990	42,71	120,32	163,03	1.328,40	3.742,33	5.070,73
1991	16,51	87,58	104,09	513,48	2.724,19	3.237,67
1992	27,21	74,35	101,56	846,29	2.312,58	3.158,87
1993	12,03	57,53	69,57	374,28	1.789,52	2.163,80
1994	7,77	42,28	50,05	241,57	1.315,18	1.556,76
1995	26,92	57,45	84,37	837,22	1.786,92	2.624,14
1996	49,23	86,58	135,81	1.531,35	2.692,83	4.224,18
1997	16,43	79,13	95,57	511,14	2.461,36	2.972,51
1998	5,58	50,62	56,20	173,66	1.574,38	1.748,04
1999	6,20	42,58	48,78	192,84	1.324,25	1.517,10

Figura 4-2. Formato de salida de los resultados del modelo lluvia-escorrentía SIMPA

Dentro de la cuenca del Júcar, considerada en su totalidad por el modelo de lluvia-escorrentía del Simpa, tres son las cuencas (Figura 4-3) que drenan, casi totalmente, hacia el parque natural de L'Albufera de València: la 127 (48.900 ha) que engloba la parte sur y suroeste de la lago, la 128 (43.000 ha), que incluye los barrancos del Poyo y del Pozalet y la cuenca 129 (6.300 ha) que comprende el noreste del lago. Para cada una de las tres cuencas se dispone de los valores de precipitación, evapotranspiración, evaporación real, recarga y escorrentía superficial y subterránea desde octubre de 1940. Los valores de estas variables son dados en mm y hm³/mes.

La Oficina de Planificación Hidrológica suministró una nueva serie de valores desde octubre de 1990 hasta septiembre de 2005, más precisos, que incluían datos de precipitación procedentes del sistema SAIH de la CHJ. Por lo tanto, se procedió, no sólo a ampliar la serie original hasta el año hidrológico 2004|05, sino también a modificar la serie original desde octubre de 1990. Estos cambios no suponen variaciones relevantes en los volúmenes totales.

A partir del año 2005|06, la serie Simpa no está disponible y se ha recurrido a completar el modelo con datos correspondientes a los meses equivalentes¹.

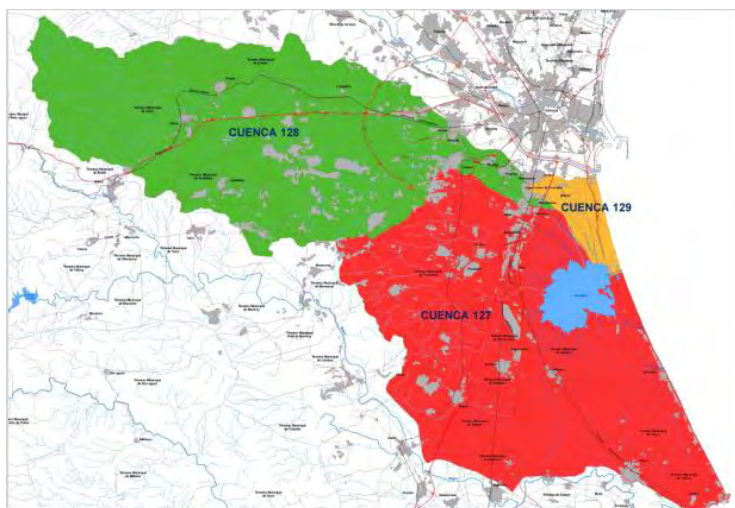


Figura 4-3. Plano de las cuencas del modelo de lluvia escorrentía SIMPA que inciden en L'Albufera

4.3. MODELO DEL RÉGIMEN ALTERADO

4.3.1. Descripción general

El modelo del ciclo alterado consta de siete módulos implementados en siete hojas de cálculo (Tabla 4-2).

Tabla 4-2. Módulos del modelo del ciclo alterado

Módulo	Hoja de cálculo
Retornos de riego de la Ribera Alta	01_EstimacRetRIBERALTA_Emb_Ed6.xls
Retornos de riego de las acequias de Sueca	02_EstimacSUECA_Emb_Ed6.xls
Retornos de riego de las acequias de Cullera	03_EstimacRetCULLERA_Emb_Ed6.xls
Retornos de riego de las acequias del Turia	04_EstimacRetTURIA_Emb_Ed6.xls
Modelo del acuífero alterado	05_Acuifero_Ed6.xls
Efluentes de plantas depuradoras	06_EDAR_Ed6.xls
Aportes de aguas residuales urbanas e industriales	07_ARU_Ed6.xls

¹ A partir de la precipitación media mensual calculada en las tres subcuencas, con los datos procedentes del sistema SAIH se han localizado en la serie Simpa los meses con precipitación media similar. De entre los posibles meses equivalentes, se ha seleccionado aquél cuyo mes precedente también presentó una precipitación media similar. En el caso de existir diversos valores posibles se ha retenido el más reciente.

4.3.2. Modelos pseudo-distribuidos del regadío

Los sectores de riego considerados en el modelo del regadío aparecen en la Figura 4-4.

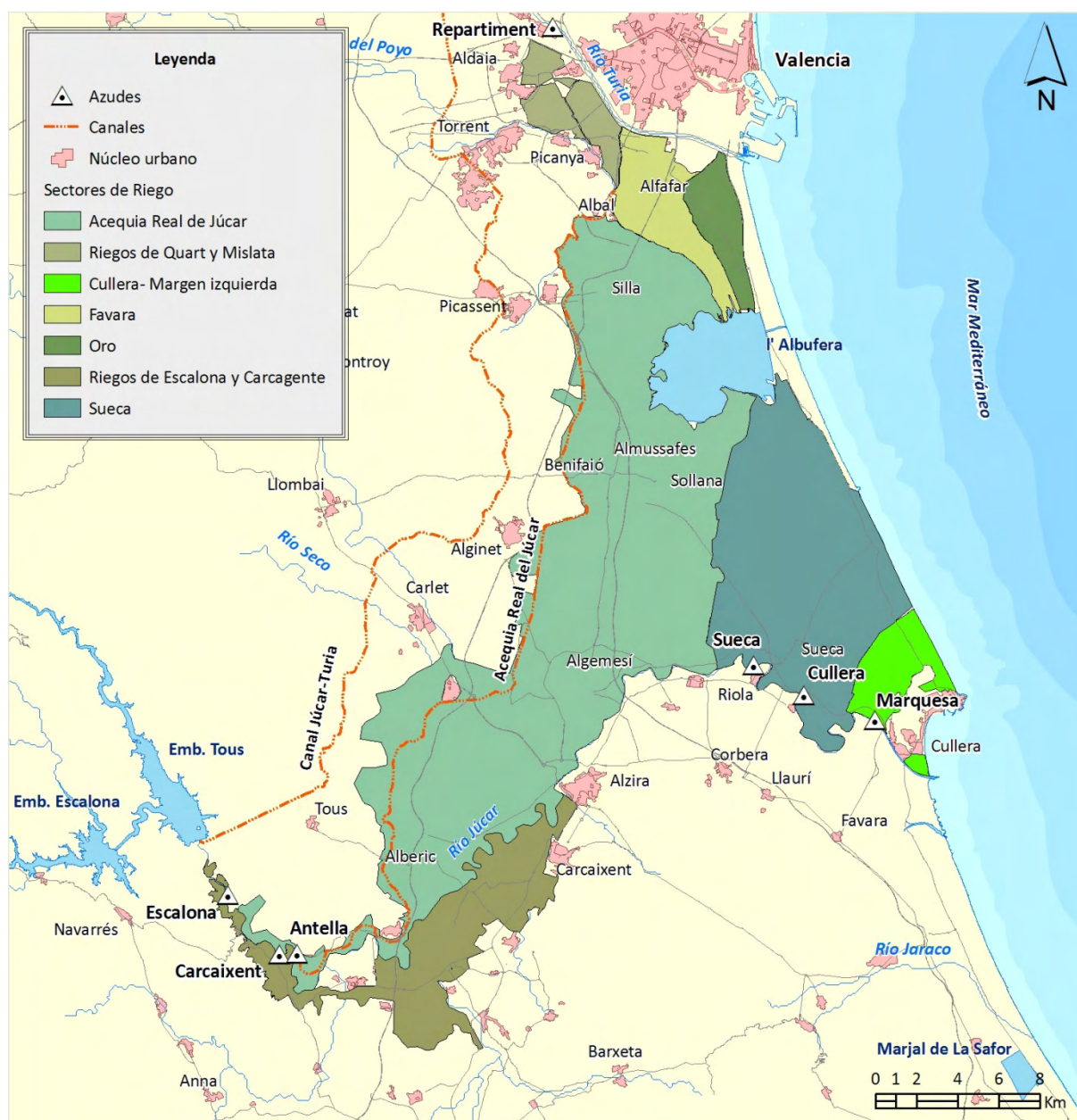


Figura 4-4 Mapa de sectores de riego del Júcar y del Turia incluidos en el modelo

El esquema conceptual de los regadíos del Júcar (acequias superiores incluyendo la acequia Real del Júcar y las acequias de Escalona y Carcaixent, Sueca y Cullera) y los del Turia se recoge en la Figura 4-5.

detallan más adelante, se construirán las series mensuales de *agua suministrada o suministros* S_{ij} .

Tabla 4-3. Áreas contempladas en el modelo de retornos de riego

Sistema de explotación	Unidad de Demanda Agraria	Zona superior (j=1)	Zona media (j=2)	Zona inferior (j=3)
Júcar	Júcar-Ribera Alta: C.R. de la acequia Real del Júcar aguas arriba del Magro (ARJ) y las acequias de Escalona y Carcaixent (i=1)	Huertas de de las acequias de Escalona y Carcaixent y zona regable de la ARJ, entre el azud de Antella y el sifón de Guadassuar	Huerta de la ARJ, aguas abajo del sifón de Guadassuar	Arrozales de la ARJ
	Júcar- C.R. Sueca (i=2)	Huerta de Sueca	Arrozales de Sueca	-
	Júcar-C.R. Cullera m. i. (i=3)	Huerta de Cullera m. i.	Arrozales de Cullera m. i.	-
Turia	Turia-Regadíos de la vega del Turia, MD. Riegos de la huerta de Quart, Mislata, Favara y la acequia del Oro (i=4)	Riegos de las huertas de Quart, Mislata y Favara	Arrozales de Favara	Arrozales de la acequia del Oro

De forma general, el modelo considerará, como salidas por evapotranspiración, las *demandas netas* utilizadas en el seguimiento de la planificación hidrológica para cada tipo de cultivo DN_{ij} , y añadirá unas pequeñas *salidas del sistema* SS_{ij} :

$$SS_{ij} = 0,02 \cdot DN_{ij}$$

Mientras que la *infiltración del regadío o retorno de riego al acuífero* RR_{ij}^{ACU} se estimará como:

$$RR_{ij}^{ACU} = k_{ij}^{ACU} \cdot (DB_{ij} - DN_{ij})$$

Donde los coeficientes k_{ij}^{ACU} serán variables de calibración que adoptarán sólo dos valores, k_{HUE}^{ACU} o k_{ARR}^{ACU} , en función de que se trate respectivamente de zonas regables de huerta (incluyendo cítricos, y otros frutales y cultivos hortícolas) o arrozales.

4.3.2.1.1 Zona superior de la Ribera Alta (aguas arriba del sifón de Guadassuar en el río Magro)

El modelo contempla los regadíos de las acequias de Escalona y Carcaixent y los de la acequia Real del Júcar¹. Una parte de las derivaciones fluviales para los regadíos de la Ribera Alta retorna al río aguas abajo como excedentes de riego. El modelo evaluará los *retornos del regadío al río Júcar* RR_{11}^{RIO} como suma de dos términos: uno de ellos, $RR_{11}^{RIO-\alpha}$, dependerá de los suministros totales a los regadíos tradicionales de la Ribera Alta y de su demanda bruta global, mientras que el otro, $RR_{11}^{RIO-\beta}$, dependerá de la diferencia entre las demandas brutas y netas en el tramo situado aguas arriba del sifón del río Magro:

$$RR_{11}^{RIO} = RR_{11}^{RIO-\alpha} + RR_{11}^{RIO-\beta} = k_{11}^{RIO-\alpha} \cdot \left(\sum_{j=1}^{j=3} S_{1j} - \sum_{j=1}^{j=3} DB_{1j} \right) + k_{11}^{RIO-\beta} \cdot (DB_{11} - DN_{11})$$

Tanto $k_{11}^{RIO-\alpha}$ como $k_{11}^{RIO-\beta}$ serán parámetros de calibración.

Los suministros a esta zona regable estarán constituidos por las *derivaciones de las acequias superiores* D_{11} , en los azudes de Escalona, Antella (acequia Real del Júcar)² y Carcaixent, a las que añadiremos, en época de sequía, las extracciones por bombeo:

$$S_{11} = D_{11} + B_{11}$$

Las pérdidas se reparten entre salidas del sistema, evapotranspiración en los cultivos, retornos de riego al acuífero por infiltración y retornos de riego al río, de modo que los excedentes de esta zona regable, que circularán hacia aguas abajo, serán:

$$EX_{11} = S_{11} - SS_{11} - DN_{11} - RR_{11}^{ACU} - RR_{11}^{RIO}$$

$$EX_{11} = S_{11} - 0,02 \cdot DN_{11} - DN_{11} - k_{HUE}^{ACU} \cdot (DB_{11} - DN_{11}) - k_{11}^{RIO-\alpha} \cdot \left(\sum_{j=1}^{j=3} S_{1j} - \sum_{j=1}^{j=3} DB_{1j} \right) - k_{11}^{RIO-\beta} \cdot (DB_{11} - DN_{11})$$

¹ Esta es una simplificación relevante al no considerar, entre otros, los regadíos de los ríos Sellent y Albaida y, sobre todo, los del canal Júcar-Turia. El comportamiento del acuífero en el modelo, que describimos más adelante, se alejará muy sustancialmente de la realidad: la hipótesis que planteamos es que los términos suprimidos en el balance del acuífero alterado (extracciones, retornos por infiltración, entradas laterales de otras masas de agua en régimen alterado) se compensan, de modo que su omisión no tiene efectos significativos sobre el cálculo de los retornos de riego a L'Albufera.

² A partir de la puesta en servicio en 2005 de la primera fase de modernización de los regadíos de la acequia Real del Júcar, las derivaciones se realizan desde el embalse de Tous a través de una nueva conducción, a excepción de las correspondientes a los arrozales para los que se sigue utilizando el viejo canal principal.

4.3.2.1.2 Zona media de la ARJ

Los suministros S_{12} estarán constituidos por los excedentes de la zona situada aguas arriba más los bombeos en época de sequía B_{12} y los escasos aportes de efluentes de depuradoras a la zona de huerta ED_{12} (Albufera Sur)¹:

$$S_{12} = EX_{11} + B_{12} + ED_{12}$$

Las pérdidas se reparten entre salidas del sistema, evapotranspiración en los cultivos y retornos de riego al acuífero por infiltración. Los excedentes EX_{12} caerán íntegramente hacia el Parque Natural de L'Albufera:

$$EX_{12} = S_{12} - SS_{12} - DN_{12} - RR_{12}^{ACU}$$

$$EX_{12} = S_{12} - 0,02 \cdot DN_{12} - DN_{12} - k_{HUE}^{ACU} \cdot (DB_{12} - DN_{12})$$

4.3.2.1.3 Arrozales de la ARJ

Los suministros proceden de excedentes del sistema aguas arriba EX_{12} a los que se añadirán efluentes reutilizados de estaciones depuradoras ED_{13} (Albufera Sur, factoría Ford). En esta zona deberemos además considerar dos tipos de aportes: las descargas del acuífero² DA_{13} que se producen de forma puntual en los manantiales o *ullals*, o en continuo a través de la propia red de drenaje del arrozal, y los rebombeos RB_{13} , que son aguas bombeadas desde el propio lago de L'Albufera y que pueden así ser nuevamente aprovechadas en los arrozales:

$$S_{13} = EX_{12} + RB_{13} + ED_{13} + DA_{13}$$

Las pérdidas del sistema se reparten entre salidas del sistema, evapotranspiración³ en los arrozales y retornos de riego al acuífero. Los excedentes⁴ de este proceso alcanzarán el lago desde donde pueden ser reutilizados tal y como se ha expuesto:

¹ Los efluentes de la EDAR de Algesí-Albalat acaban fundamentalmente en el río Júcar, existiendo escasa reutilización.

² Como en el modelo del acuífero, tal y como se describe más adelante, las descargas dependen de las entradas, entre las que se encuentra la propia infiltración en el arrozal, el problema debe ser resuelto numéricamente mediante un proceso iterativo: dada la escasa relevancia de este condicionante, una única iteración proporciona suficiente precisión.

³ Existe además una evaporación directa en láminas de agua (acequias, manantiales, tablas del arrozal inundadas fuera de la época de cultivo) que es tenida en cuenta más adelante al realizar el balance hídrico completo del humedal.

⁴ Cuando existen restricciones en el sistema, los excedentes así calculados podrían resultar negativos, lo cual no tiene sentido físico y es así contemplado en el modelo impidiendo excedentes inferiores a cero. Estos casos resultan en una infradotación en el regadío.

$$EX_{13} = S_{13} - SS_{13} - DN_{13} - RR_{13}^{ACU}$$

$$EX_{13} = S_{13} - 0,02 \cdot DN_{13} - DN_{13} - k_{ARR}^{ACU} \cdot (DB_{13} - DN_{13})$$

4.3.2.2. Riegos de Sueca

4.3.2.2.1 Zona superior (Huerta de Sueca)

Los suministros serán las derivaciones del Júcar desde el azud de Sueca D_{21} en el denominado Cano de Sueca (acequias Major, Nova y de Múzquiz) que se encuentran aforadas:

$$S_{21} = D_{21}$$

Las pérdidas del sistema se reparten entre salidas del sistema, evapotranspiración en los cultivos y retornos de riego al acuífero. Los excedentes¹ de este proceso alcanzarán el Parque Natural de L'Albufera:

$$EX_{21} = S_{21} - SS_{21} - DN_{21} - RR_{21}^{ACU}$$

$$EX_{21} = S_{21} - 0,02 \cdot DN_{21} - DN_{21} - k_{ARR}^{ACU} \cdot (DB_{21} - DN_{21})$$

4.3.2.2.2 Arrozales de Sueca

Los suministros son los excedentes del tramo anterior EX_{21} , los efluentes reutilizados de las EDAR de Sueca ED_{22} , y los rebombes RB_{22} , además de las descargas del acuífero DA_{22} que se producen de forma puntual en los manantiales o *ullals* (Baldoví, Sants) o en continuo a través de la propia red de drenaje del arrozal):

$$S_{22} = EX_{21} + ED_{22} + RB_{22} + DA_{22}$$

Las pérdidas del sistema se reparten entre salidas del sistema, evapotranspiración en los arrozales y retornos de riego al acuífero. Los excedentes de este sistema EX_{22} salen mayoritariamente al mar a través de las golos de El Perelló y El Rei, pero pueden alcanzar también el lago de L'Albufera gracias al funcionamiento reversible de la acequia Carrera de la Reina:

$$EX_{22} = S_{22} - SS_{22} - DN_{22} - RR_{22}^{ACU}$$

$$EX_{22} = S_{22} - 0,02 \cdot DN_{22} - DN_{22} - k_{ARR}^{ACU} \cdot (DB_{22} - DN_{22})$$

¹ Cuando existen restricciones en el sistema, los excedentes así calculados podrían resultar negativos, lo cual no tiene sentido físico y así es tenido en cuenta en el modelo impidiendo valores inferiores a cero. Estos casos resultan en una infradotación en el regadío por debajo de su demanda neta.

4.3.2.3. Riegos de Cullera M.I.

4.3.2.3.1 Zona superior (Huerta de Cullera)

Los suministros S_{31} son las derivaciones de la acequia de Cullera Margen Izquierda D_{31} en el denominado azud de Cullera:

$$S_{31} = D_{31}$$

Las pérdidas del sistema se reparten entre salidas del sistema, evapotranspiración en los cultivos y retornos de riego al acuífero por infiltración. La gran mayoría de los excedentes de sistema estarán constituidos por los aportes fluviales que discurren hacia aguas abajo para regar los arrozales de Cullera en el propio Parque Natural de L'Albufera:

$$EX_{31} = S_{31} - SS_{31} - DN_{31} - RR_{31}^{ACU}$$

$$EX_{31} = S_{31} - 0,02 \cdot DN_{31} - DN_{31} - k_{HUE}^{ACU} \cdot (DB_{31} - DN_{31})$$

4.3.2.3.2 Arrozales de Cullera, margen izquierda

Consideraremos como suministros S_{32} los excedentes del tramo anterior EX_{31} y las descargas del acuífero DA_{31} que se producen de forma puntual en los manantiales o *ullals* (Bassa de Sant Llorenç) o en continuo a través de la propia red de drenaje del arrozal):

$$S_{32} = EX_{31} + DA_{32}$$

Las pérdidas del sistema se reparten entre salidas del sistema, evapotranspiración en los arrozales y retornos de riego al acuífero por infiltración¹. Los excedentes de este sistema EX_{32} salen al mar a través de la gola de Sant Llorenç:

$$EX_{32} = S_{32} - SS_{32} - DN_{32} - RR_{32}^{ACU}$$

$$EX_{32} = S_{32} - 0,02 \cdot DN_{32} - DN_{32} - k_{ARR}^{ACU} \cdot (DB_{32} - DN_{32})$$

4.3.2.4. Regadíos de la vega del Turia

4.3.2.4.1 Zona superior (Riegos de la huerta de Quart, Mislata y Favara)

Agrupamos en esta zona los riegos del canal de Daroqui (Acequia de Quart), de Mislata y la huerta de Favara. Los suministros son las *derivaciones de la acequia de Quart* D_{41} y de la

¹ Dadas la mayor componente arenosa de los suelos de Cullera con respecto a otras zonas del entorno, la planificación hidrológica ha considerado aquí tradicionalmente un mayor porcentaje de pérdidas por infiltración. En este trabajo, como justificaremos más adelante, hemos obtenido ajustes razonablemente satisfactorios considerando un único coeficiente k_{ARR}^{ACU} .

acequia de Mislata D'_{41} además de la reciente reutilización de la EDAR de Quart-Benáger ED_{41} a la acequia de Quart (a partir de enero de 2007):

$$S_{41} = D_{41} + D'_{41} + ED_{41}$$

Las pérdidas del sistema se reparten nuevamente entre salidas del sistema, evapotranspiración en los cultivos y retornos de riego al acuífero por infiltración. Una parte de los excedentes de este sistema (hemos asumido un 50%) caerán hacia las zonas regables de la acequia de Favara:

$$EX_{41} = 0,5 \cdot (S_{41} - SS_{41} - DN_{41} - RR_{41}^{ACU})$$

$$EX_{41} = 0,5 \cdot (S_{41} - 0,02 \cdot DN_{41} - DN_{41} - k_{HUE}^{ACU} \cdot (DB_{41} - DN_{41}))$$

4.3.2.4.2 Arrozales de Favara

Los suministros son los excedentes del tramo superior EX_{41} además de las *derivaciones de Favara en el azud del Repartiment* D_{42} (datos de la base Geshidro de la CHJ), la reutilización en Favara de la EDAR de Quart-Benáger ED_{42} , los bombeos de Pinedo a Favara ED_{42} y los rebombeos desde el lago RB_{42}

$$S_{42} = D_{42} + EX_{41} + ED_{42} + ED'_{42} + RB_{42}$$

Las pérdidas del sistema se reparten entre salidas del sistema, retornos de riego al acuífero con lo que, en el caso de que la demanda neta sea satisfecha, el modelo generará unos excedentes EX_{42} . Una parte de ellos caerá hasta la zona regable de la acequia del Oro¹ y otra parte caerá hasta el lago: nuevamente hemos asumido aquí un reparto al 50%.

$$EX_{42} = S_{42} - SS_{42} - DN_{42} - RR_{42}^{ACU}$$

$$EX_{42} = S_{42} - 0,02 \cdot DN_{42} - DN_{42} - k_{ARR}^{ACU} \cdot (DB_{42} - DN_{42})$$

4.3.2.4.3 Arrozales de la acequia del Oro

Con la hipótesis realizada, los suministros serán el 50% de los excedentes del tramo superior EX_{42} además de la reutilización de la EDAR de Pinedo en la acequia del Oro a la que hemos añadido los poco cuantiosos aportes de la de la planta de El Saler ED_{43} y los rebombeos correspondientes RB_{43}

$$S_{43} = 0,5 \cdot EX_{42} + ED_{43} + RB_{43}$$

¹ Parte de las caídas pueden ser aprovechadas por los francos y marjales de Castellar y L'Olieveral, lo cual hemos despreciado en los cálculos.

Las pérdidas del sistema se reparten entre salidas del sistema, evapotranspiración en los arrozales y retornos de riego al acuífero, de modo que, en el caso de que las demandas netas sean satisfechas, se generará un excedente EX_{43} que llegará al lago:

$$EX_{43} = S_{43} - SS_{43} - DN_{43} - RR_{43}^{ACU}$$

$$EX_{43} = S_{43} - 0,02 \cdot DN_{43} - DN_{43} - k_{ARR}^{ACU} \cdot (DB_{43} - DN_{43})$$

4.3.2.5. Extrapolación de las series de datos de derivaciones fluviales

Para el sistema Turia se disponen de series de derivaciones de las acequias de Quart y Mislata desde octubre de 1970, procedentes de las bases de explotación de la Oficina Técnica de Sequias de la CHJ. Las derivaciones fluviales de la acequia de Favara en el azud del Repartiment se han estimado a partir de los datos de la estación de la Red oficial de estaciones de aforo (ROEA) de la base Geshidro de la CHJ.

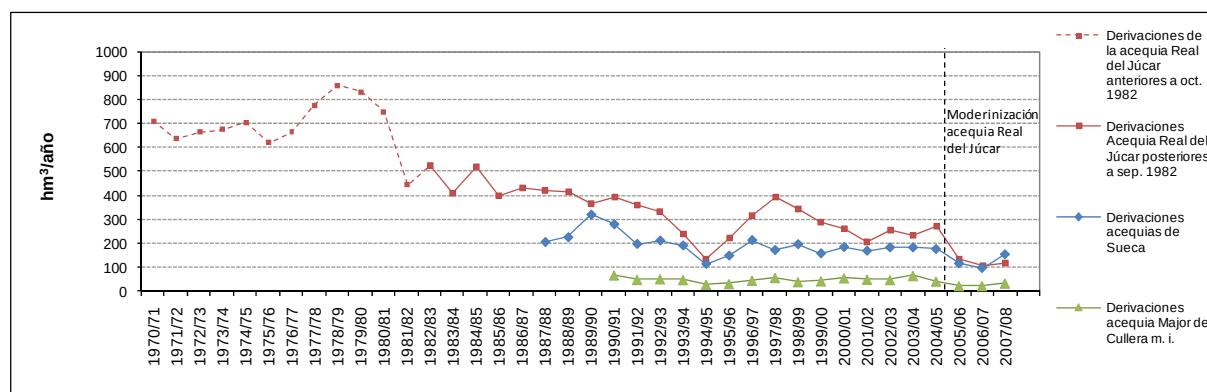


Figura 4-6. Derivaciones anuales del bajo Júcar a partir del año hidrológico 1970/71. Los valores correspondientes a los años de grandes crecidas en el río (1982/83 y 1987/88) son estimados

En el sistema Júcar existen también series de explotación de las derivaciones de las acequias superiores (Escalona y Carcaixent) desde octubre de 1990. En el caso de la acequia Real del Júcar, la principal demanda del sistema, se han recopilado datos registrados de las derivaciones del azud de Antella, en la estación de control 401, que abarcan el período comprendido entre 1970/71 (la serie disponible se inicia en el año 1963/64) y la actualidad, con la excepción de los años 1982/83 y 1987/88 en que se produjeron grandes avenidas del río y no hay información disponible: los valores empleados son, por tanto, estimaciones. Los valores posteriores a octubre de 1990 corresponden a datos de explotación de la CHJ. A partir de 2005, estos valores incluyen las derivaciones desde Tous a través de las nuevas conducciones en presión. La serie de la acequia Real del Júcar (Figura 4-6) muestra tres etapas diferenciadas. Desde 1963 hasta 1980/81 las derivaciones medias son muy importantes, superiores a 700; la etapa posterior muestra valores que llegan incluso a ser inferiores a 200 en años de grave sequía en que se regó de forma muy deficiente ((MMA, 2000); la tercera etapa, posterior a 2005, agrega a las restricciones por sequía el efecto de la puesta en servicio de las nuevas conducciones en presión de la acequia Real del Júcar que redujeron considerablemente las pérdidas en el transporte. Las derivaciones en el azud de Sueca y en el de Cullera por margen izquierda están aforadas desde octubre de 1987 y octubre de 1990, respectivamente. Para completar las series en el período de estudio (desde octubre de 1970

hasta la actualidad) se han realizado regresiones lineales que se apoyan en la serie de la acequia Real del Júcar. El ajuste realizado contiene un considerable margen de error. Existen además ciertas incertidumbres sobre la calidad de los datos en los primeros años de la serie. Estas incertidumbres deberán tenerse en cuenta en relación con los resultados que obtengamos para los décadas de los setenta y ochenta.

4.3.3. **Modelo del acuífero**

La interacción del sistema superficial con el acuífero se ha representado mediante un modelo de acuífero unicelular con coeficiente de desagüe α . Se ha dado continuidad a un trabajo desarrollado en el marco del *Estudio de utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas en las cuencas de los ríos Júcar y Turia* (CHJ, 2003). Las ecuaciones que describen el funcionamiento del acuífero son (Andreu, 1983):

$$V(n) = V(n-1) \cdot e^{-\alpha \cdot t} + \frac{R(n)}{\alpha} \cdot (1 - e^{-\alpha \cdot t})$$

$$Q_{ACU}(n) = \alpha \cdot V(n) = Q_{ACU}(n-1) \cdot e^{-\alpha \cdot t} + R(n) \cdot (1 - e^{-\alpha \cdot t})$$

La primera ecuación da el valor de la serie de volumen V al final del mes n $V(n)$ en función del volumen final del mes anterior $V(n-1)$, el coeficiente de desagüe α y la recarga del mes n $R(n)$.

La segunda ecuación da el caudal de relación sistema superficial-acuífero Q_n en función del caudal en el mes anterior y el resto de factores ya explicados.

Como dato de partida se tomó un coeficiente de desagüe, $\alpha = 0,18$ procedente del referido trabajo de la CHJ (2003). Al proceder por superposición hemos considerado (Andreu, Solera, Capilla, & Ferrer, 2007) un $V(0) = 0$, de modo que, contemplando sólo las recargas netas del sistema de regadío, obtendremos los caudales de afección al sistema hídrico, es decir, las salidas del acuífero en régimen alterado. Así, las series de recargas netas R , que afectan al almacenamiento del acuífero, estuvieron constituidas por las series de infiltración calculadas en los modelos pseudo-distribuidos del regadío a las que se detrajeron las series de bombeos de pozos.

Los caudales de salidas del acuífero al sistema superficial así obtenidas, se distribuyen en salidas al río, salidas a L'Albufera y salidas al mar. Los coeficientes de reparto k_{ACU}^{RIO} y k_{ACU}^{ALB} han sido obtenidos por calibración tal y como se justifica en el apartado 4.3.6.

$$Q_{ACU} = Q_{ACU}^{RIO} + Q_{ACU}^{ALB} + Q_{ACU}^{MAR} = k_{ACU}^{RIO} \cdot Q_{ACU} + k_{ACU}^{ALB} \cdot Q_{ACU} + (1 - k_{ACU}^{RIO} - k_{ACU}^{ALB}) \cdot Q_{ACU}$$

4.3.4. **Efluentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales**

Los efluentes de las principales estaciones depuradoras, Albufera Sur, la factoría Ford, Sueca, Quart-Benàger, Pinedo y El Saler han sido incorporados al modelo de funcionamiento del regadío en los términos descritos en los epígrafes precedentes. Los aportes que no son aprovechados por los cultivos se convierten en el modelo en excedentes que llegan al lago (o parcialmente al mar en el caso de Sueca). Hemos construido a partir de datos proporcionados por la Entidad de Saneamiento de Aguas Residuales a la Oficina técnica de sequías de la CHJ las series temporales de aportes reutilizados. En julio de 2005 se puso en servicio el nuevo

tratamiento terciario de la EDAR de Pinedo, con capacidad para tratar 4 m³/s de los cuales 1 m³/s corresponde a una línea específica prevista para suministrar caudales a L'Albufera.

Hasta tiempos recientes, parte de los efluentes de la EDAR de Torrent¹ alcanzaban el lago a través del barranco del Poyo, lo cual ha sido también incluido en el modelo.

Hay cuatro estaciones depuradoras más, ubicadas en el Parque Natural, que vierten sus efluentes a acequias que acaban desembocando en el mar directamente sin pasar por el lago. La EDAR del Palmar vierte sus efluentes a la acequia de la Sequiota, la EDAR Perellonet a la Acequia del Mig de l'Albufera, la EDAR de la pedanía de El Perelló a la Gola del Perelló y la EDAR Mareny de Barraquetes a la acequia del Rei.

4.3.5. **Vertidos de aguas residuales**

4.3.5.1. **Incorporación de vertidos de ARU al modelo del régimen alterado**

Hemos seguido en esencia la metodología y datos de partida del *Estudio para el desarrollo sostenible* (MMA, 2004h) procediendo a su actualización.

Básicamente, para cada año de la serie se ha estimado la *producción* de aguas residuales urbanas e industriales multiplicando una dotación teórica por la población. Esta producción se ha distribuido espacialmente entre los 13 puntos de entrada en el modelo en función de la relación entre los puntos de vertido y la red de cauces y acequias (véase la Tabla 4-4 y, más adelante, el apartado 4.5.). A partir de este valor, en función del conocimiento del estado de las infraestructuras, se ha aplicado un coeficiente de vertido (de 1 a 0) que evoluciona temporalmente a medida que se van poniendo en servicio colectores generales y depuradoras.

Tabla 4-4. Distribución espacial de los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales

MUNICIPIO	Punto de entrada en el modelo
ZONAS REGABLES QUART-BENÀGER-MISLATA	
Quart de Poblet	12 Ravisanxo
Aldaia	12 Ravisanxo
Alaquàs	12 Ravisanxo
	11 Poyo-Fus
Xirivella	12 Ravisanxo
CUENCAS VERTIENTES AL LAGO DE L'ALBUFERA	
Cuenca litoral Norte	
Valencia. Pinedo	13 Carrera Saler
Valencia. El Saler	13 Carrera Saler
Valencia. El Palmar	1 Dreta
Sedaví-Alfajar-Barranco del Poyo-Rambleta	
Valencia. La Torre-Forn d'Alcedo-Faitanar	12 Ravisanxo
Valencia. Castellar-L'Oiveral	12 Ravisanxo
Sedaví	12 Ravisanxo

¹ Otra parte, como se ha descrito en el capítulo 2, era captado por un ramal del colector Oeste aguas arriba del casco urbano de Paiporta y Picanya y transportado a través del saneamiento a la planta de Pinedo.

MUNICIPIO	Punto de entrada en el modelo
Benetússer	12 Ravisanxo
Alfagar	12 Ravisanxo
Lloc Nou de la Corona	12 Ravisanxo
Torrent	11 Poyo-Fus
Paiporta	11 Poyo-Fus
Picanya	11 Poyo-Fus
Massanassa	11 Poyo-Fus
Catarroja	10 Port Catarroja
Albal	10 Port Catarroja
	9 Albal
Barranco de Picassent-Beniparrell. Cuencas Silla	
Beniparrell	8 Beniparrell
Silla	6 Nova de Silla
Alcàsser	8 Beniparrell
Picassent	8 Beniparrell
Barranco Tramussers-Barranco de Alginet	
Almussafes	4 Alqueressia
Benifaió	4 Alqueressia
Sollana	3 Campets
Alginet	4 Alqueressia
Cuencas Algemesi-Albalat	
Algemesi	2 Overa
Albalat	2 Overa
MARJAL SUR	
Sueca	1 Dreta
	14 Sueca PN
Valencia. El Perellonet	14 Sueca PN
Cullera. El Dosel	15 Cullera PN

Para evaluar la producción de aguas residuales se ha partido de los datos de población y de valores medios de agua abastecida para la Comunidad Valenciana que ya excluyen las pérdidas en la red de distribución (Tabla 4-5). A partir de 2003 mantendremos el valor de 239; entre 1963 y 1996 aplicaremos un crecimiento lineal entre 175 y 200 l/hab.día.

Tabla 4-5. Indicadores sobre el agua por principales indicadores, comunidad autónoma y año. (litros/habitante/día). Fuente: (Instituto Nacional de Estadística, 2007)

	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
Volumen de agua abastecida (a los hogares y otros usos)	200	216	228	241	245	239	223	239
Pérdidas de agua en la red de distribución	88	94	97	107	105	82	80	94
Suma	288	310	325	348	350	321	303	333
Porcentaje de agua perdida en la distribución	30,5	30,4	29,8	30,9	30	25,6	26,3	28,4

Tras la puesta en marcha de la depuradora de Quart-Benàger y la construcción del colector Oeste se aplicó un coeficiente reductor de los vertidos variable en el tiempo. Aplicaremos un coeficiente de vertido de 1,00 antes de la puesta en funcionamiento de la EDAR, 0,40 el primer año, 0,20 el segundo año y a partir del tercer año un coeficiente de 0,04 para vertidos

remanentes, salvo 0,05 en el ámbito del colector Oeste y Sueca (en la Foia han aplicado estos coeficientes a los parámetros de calibración a partir de 1997).

4.3.5.2. Correcciones tras el proceso de calibración

Una cierta calibración fue realizada en el *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004h) tras la comparación con datos de calidad de aguas en las acequias. Hemos efectuado una revisión de los resultados de dicho trabajos.

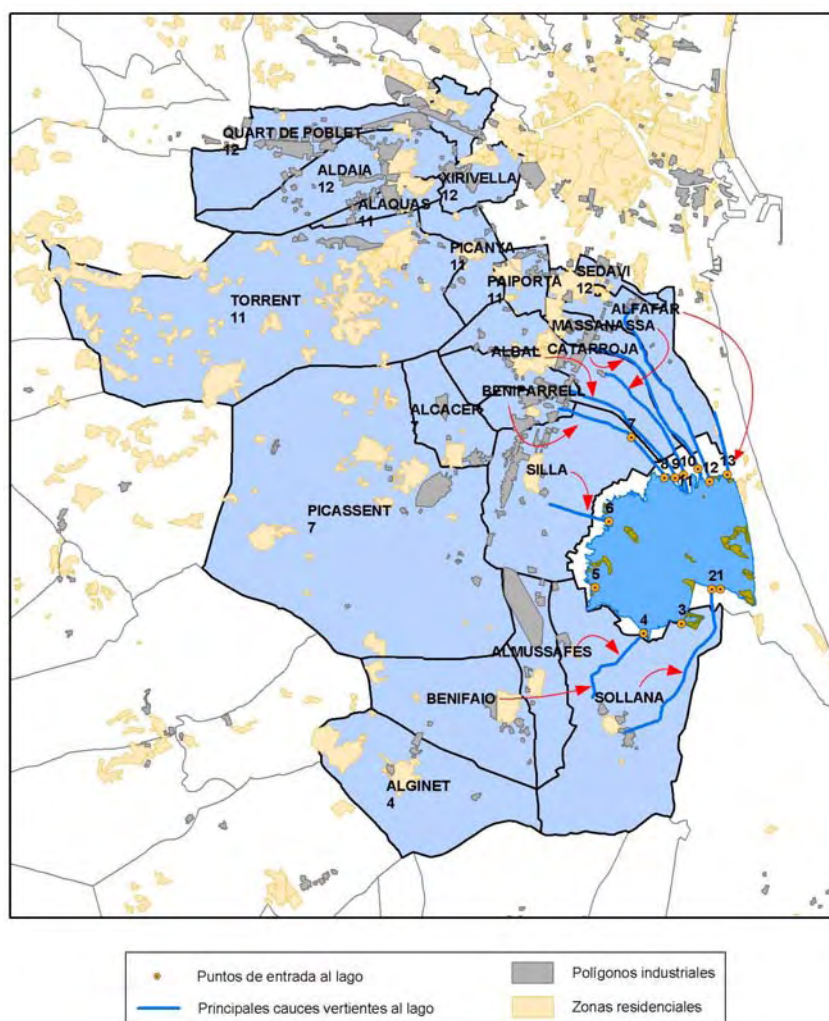


Figura 4-7. Principales municipios y polígonos industriales que afectan al lago de l'Albufera

Primera calibración: vertidos industriales multiplicados por tres

Para incorporar los vertidos industriales no conectados a la red de abastecimiento urbano se añadieron los 1.9 hm³/año dado por el *Plá Especial del Parc Natural de l'Albufera* (CMA, 1990) que fueron distribuidos proporcionalmente entre los puntos que más incidencia industrial tenían (Figura 4-7): acequia Foia, acequia Nova de Silla, barranco de Beniparrell y acequia Font de Mariano, acequia de Albal, acequia del Port de Catarroja, barranco del Poyo y acequia de Ravisanxo. Sin embargo, este volumen de vertidos industriales se consideró infravalorado por lo que en el procedimiento de calibración del modelo se han multiplicado por tres. Esta serie de aguas residuales industriales (ARI) fue repartida por igual entre las 8

acequias mencionadas. Tales valores se aplicaron linealmente desde el 50% de su valor máximo en 1963 hasta alcanzar el 100% en 1980.

Segunda calibración: se añaden vertidos en la zona sur

Gracias al análisis de la carga contaminante que entra al lago a través de las trece acequias, se terminó de estimar el volumen de entrada de vertidos a l'Albufera y su distribución espacial. Además de los vertidos tenidos en cuenta en párrafos anteriores, el estudio de la evolución temporal de las cargas y concentraciones de la materia orgánica (DBO₅, DQO, oxígeno disuelto), fósforo y amonio, sugirió que realmente entraba más volumen de agua residual que el considerado en el modelo (MMA, 2004c). Efectivamente las acequias del sur, en particular Dreta y Overa son acequias con aguas relativamente limpias pero no exentas de aguas residuales (Figura 4-8), por lo que se procedió a añadir en el modelo un mayor volumen de agua residual. Este volumen es distinto en función de la acequia considerada y resulta por tanto un parámetro de calibración:

- Acequia Dreta: 4.400 habitantes equivalentes (ARU_1 del Panel de Control)
- Acequia Overa: 4.000 habitantes equivalentes correspondientes a la población de Sollana (ARU_2 del Panel de Control)
- Acequia Campets: 6.600 habitantes equivalentes (ARU_3 del Panel de Control)
- Acequia de la Foia¹: 13.300 habitantes equivalentes (ARU_5 del Panel de Control).



Figura 4-8. Calibración de los vertidos en las acequias del sur: acequia Overa el 15 de octubre de 2003

¹ En el caso de la acequia de la Foia, cuyos vertidos son de origen industrial, se ha aplicado una progresión lineal entre el valor de 6.650 h.eq en 1963 y el correspondiente a los 13.300 h.eq en 1980.

El proceso seguido se sintetiza en la Tabla 4-6. Los resultados obtenidos se analizan en el apartado 5.1.1.

Tabla 4-6. Síntesis de las correcciones a los volúmenes vertidos urbanos evaluados tras el proceso de calibración

Punto de entrada en el modelo	Población Asignada	Calibración (Contaminación adicional urbana e industrial)
1 Dreta	Valencia (El Palmar), Sueca (15%)	+4.400 hab.eq
2 Overa	Algemesí (15%), Albalat	+4.400 hab.eq
3 Campets	Sollana	+6.600 hab.eq
4 Alqueressia	Almussafes, Benifaió, Alginet	
5 Foia		+13.000 hab.eq +0,06 hm3/mes
6 Nova de Silla	Silla	
7 Font de Mariano		+0,06 hm3/mes
8 Beniparrell	Beniparrell, Alcàsser, Picassent	+0,06 hm3/mes
9 Albal	Albal (50%)	+0,06 hm3/mes
10 Port Catarroja	Catarroja, Albal (50%)	+0,06 hm3/mes
11 Poyo-Fus	Alaquàs (50%), Torrent, Paiporta, Picanya, Massanassa	+0,06 hm3/mes
12 Ravisanxo	Quart de Poblet, Aldaia, Alaquàs (50%), Xirivella, Valencia (La Torre-Forn d'Alcedo-Faitanar, Castellar-L'Oliveral), Sedaví, Alfafar, Lloc Nou de la Corona,	+0,06 hm3/mes
13 Carrera Saler	Valencia (Pinedo, El Saler)	+0,06 hm3/mes
14 Sueca	Sueca (65%), Valencia (El Perellonet)	
15 Cullera	El Dosel	

4.3.6. **Calibración conjunta de los modelos del régimen natural y alterado**

4.3.6.1. **Calibración por comparación de la serie de caudales en Huerto de Mulet**

En primer lugar se realizó una comparación de los resultados del modelo con los aforos medidos en la estación de aforo 8089 del sistema SAIH de la CHJ en el río Júcar en El huerto de Mulet (Algemesí). Se trata de una estación clave en el sistema de explotación del Júcar y se sitúa aguas abajo de la desembocadura del río Magro.

Estos valores fueron comparados con una serie calculada mediante el modelo del siguiente modo:

$$Q_{H.MULET} = Q_{TOUS} + Q_{AP.INT} + RR_{11}^{RIO} + Q_{ACU}^{RIO} - D_{11}$$

Donde:

- Q_{TOUS} es la serie de datos disponibles en la estación de aforos del río Júcar en la presa de Tous, cabecera del sistema.

- $Q_{AP.INT}$ es una serie construida por la CHJ mediante modelos hidrológicos que estima las aportaciones intermedias al río Júcar en régimen natural entre Tous y El huerto de Mulet, que, por tanto, incluirá los aportes de los afluentes Sellent, Albaida y Magro¹.
- RR_{11}^{RIO} es la serie de retornos de riego superficiales al río producida por el modelo de la zona regable de las acequias de Carcaixent, Escalona y Real del Júcar aguas arriba del Magro tal y como hemos explicado en el apartado 4.3.2.1.1.
- Q_{ACU}^{RIO} es la serie de caudales descargados por el acuífero al río en el tramo en estudio producida con el modelo del acuífero explicado en el apartado 4.3.3.
- D_{11} es la serie de derivaciones de las denominadas acequias superiores, Carcaixent, Escalona y Real del Júcar.

Los resultados obtenidos y sus limitaciones se discuten en el apartado 5.2.1. Los siguientes valores en los parámetros de calibración produjeron un ajuste que se consideró razonable entre la serie observada y la calculada:

- Coeficientes de los retornos superficiales: $K_{11}^{RIO-\alpha} = 0,65$ (hasta octubre de 1999) y $K_{11}^{RIO-\alpha} = 0,35$ (a partir de octubre de 1999), mientras que $K_{11}^{RIO-\beta} = 0,30$
- Coeficientes de retornos subterráneos al Júcar: $K_{ACU}^{RIO} = 0,30$

4.3.6.2. Calibración por comparación con los valores medidos en el perímetro de control

Posteriormente, y tal como hemos anticipado, la calibración se completó en el entorno de L'Albufera incorporando los resultados intermedios de los modelos del régimen natural y del régimen alterado. Los valores observados correspondieron a medidas de caudal tomadas entre enero y diciembre de 2008 en 64 estaciones situadas a lo largo del denominado *perímetro de control*, intermedio entre el límite del parque natural y el perímetro del lago (Figura 4-9). Estas estaciones se dividen en principales, secundarias y terciarias. En la red de control hidrodinámico de la CHJ se reserva la denominación de estaciones principales para aquéllas que constan de equipos de medida de caudal en continuo; en el perímetro de control existían en 2008 dos estaciones primarias situadas en las acequias Dreta y Overa. Las medidas de caudal en las estaciones secundarias (lecturas quincenales) y en las terciarias (medidas mensuales) fueron realizadas por la Universitat de Valencia, dentro del marco de un convenio de colaboración con la empresa Tyspa y la CHJ, usando diversas técnicas (correntímetro, colorante), según requiriesen las características del flujo a controlar.

¹ Nótese que nos vemos obligados a utilizar resultados de un modelo para calibrar otro. Se trata obviamente de un punto débil del trabajo. Entendemos que las imprecisiones que de aquí puedan derivar, pueden ser corregidas gracias a la calidad de los datos disponibles en el entorno de L'Albufera.



Figura 4-9. Perímetro de control de la campaña de 2008

Para caracterizar la infiltración se han considerado exclusivamente dos coeficientes constantes en el tiempo, K_{HUE}^{ACU} y K_{ARR}^{ACU} , y se ha procedido a comparar los resultados del modelo con datos medidos en el perímetro de control correspondientes a la acequia Real del Júcar y a los regadíos del Turia. Los resultados se recogen en el capítulo 5.2.2. En este paso se calibrado también la relación acuífero-Albufera mediante el coeficiente K_{ACU}^{ALB} (véase el apartado 4.3.3. Debe tenerse en cuenta que los coeficientes de infiltración aplican sobre un concepto específico de este estudio (la diferencia entre demanda bruta y demanda neta):

- Coeficiente de infiltración en las áreas regables de huerta: $K_{HUE}^{ACU} = 0,34$

- Coeficiente de infiltración en los arrozales: $K_{ARR}^{ACU} = 0,68$
- Coeficiente de retornos subterráneos a L'Albufera: $K_{ACU}^{ALB} = 0,45$

Extendiendo el análisis al perímetro de control en Sueca¹ hemos podido calibrar el reparto de los excedentes superficiales de riego de las acequias de Sueca entre el lago de L'Albufera y el mar (véase también el apartado 4.4.):

- Coeficiente (porcentaje expresado en tanto por uno) de los excedentes del sistema de riego de Sueca que alcanza el lago de L'Albufera: $K_{SUE}^{ALB} = 0,15$ (de septiembre a abril) y $K_{SUE}^{ALB} = 0,20$ (durante la época de cultivo del arroz, es decir, de mayo a agosto)

4.4. MODELO DEL BALANCE HÍDRICO DE L'ALBUFERA

El balance hídrico de L'Albufera se ha planteado para todo el ámbito del humedal, al que nos referimos en ocasiones como *parque natural*. Asimilaremos este ámbito al conjunto del lago y los arrozales que lo rodean, pudiendo despreciarse, desde el punto de vista hidrológico, las áreas de huerta incluidas en el parque o la *devesa*.

Este modelo calculará el balance hídrico del Parque Natural considerando cinco elementos tipo-embalse interconectados. Su esquema conceptual se recoge en la Figura 4-10. Para cada embalse se evaluarán los términos siguientes:

$$E_m - S_m = \Delta A_m$$

Donde:

- E_m es la serie de volúmenes mensuales de entrada al embalse m
- S_m es la serie de volúmenes mensuales de salida del embalse m
- ΔA_m es la serie del incremento de almacenamiento mensual (positivo o negativo) en el embalse m entre el primer día y el último del mes considerado

Los embalses considerados son:

- Embalse Arrozales de la vega del Turia ($m=1$): Representa los arrozales de la acequia del Oro y de Favara. Las salidas se producen por infiltración, por evapotranspiración en las parcelas cultivada, por evaporación directa en las láminas de agua y superficialmente al lago.

¹ En este paso se ha tenido en cuenta el carácter limítrofe de la acequia Dreta, en la que se cuenta con una estación primaria de medida en continuo, dado que puede recibir caudales procedentes de los regadíos de la acequia Real del Júcar y de las acequias de Sueca.

- Embalse Arrozales de la ARJ ($m=2$): Representa los arrozales de la acequia Real del Júcar. Las salidas se producen por infiltración, por evapotranspiración en las parcelas cultivada, por evaporación directa en las láminas de agua y superficialmente al lago.
- Embalse Arrozales de Sueca ($m=3$): Representa los arrozales de Sueca. Las salidas se producen por infiltración, por evapotranspiración en las parcelas cultivada, por evaporación directa en las láminas de agua y superficialmente, tanto hacia el lago (parcialmente por la acequia Dreta y por las acequias Carrera de la Reina Vella y Nova y otras de su entorno gracias a su funcionamiento reversible), como hacia el mar a través de las golas de El Rei y de El Perelló.
- Embalse Arrozales de Cullera mar. dcha. ($m=4$): Representa los arrozales de la acequia de Cullera en la margen izquierda del Júcar. Las salidas se producen por infiltración, por evapotranspiración en las parcelas cultivada, por evaporación directa en las láminas de agua y por superficie al mar a través de la gola de Sant Llorenç.
- Embalse Lago ($m=5$): Representa los arrozales de la acequia del Oro y de Favara. Las salidas se producen por evaporación directa y, por superficie hacia el mar a través de las golas de El Pujol, El Perellonet y El Perelló. El lago se considera desconectado del acuífero.

MODELO DEL BALANCE HÍDRICO. MODELO DE EMBALSES

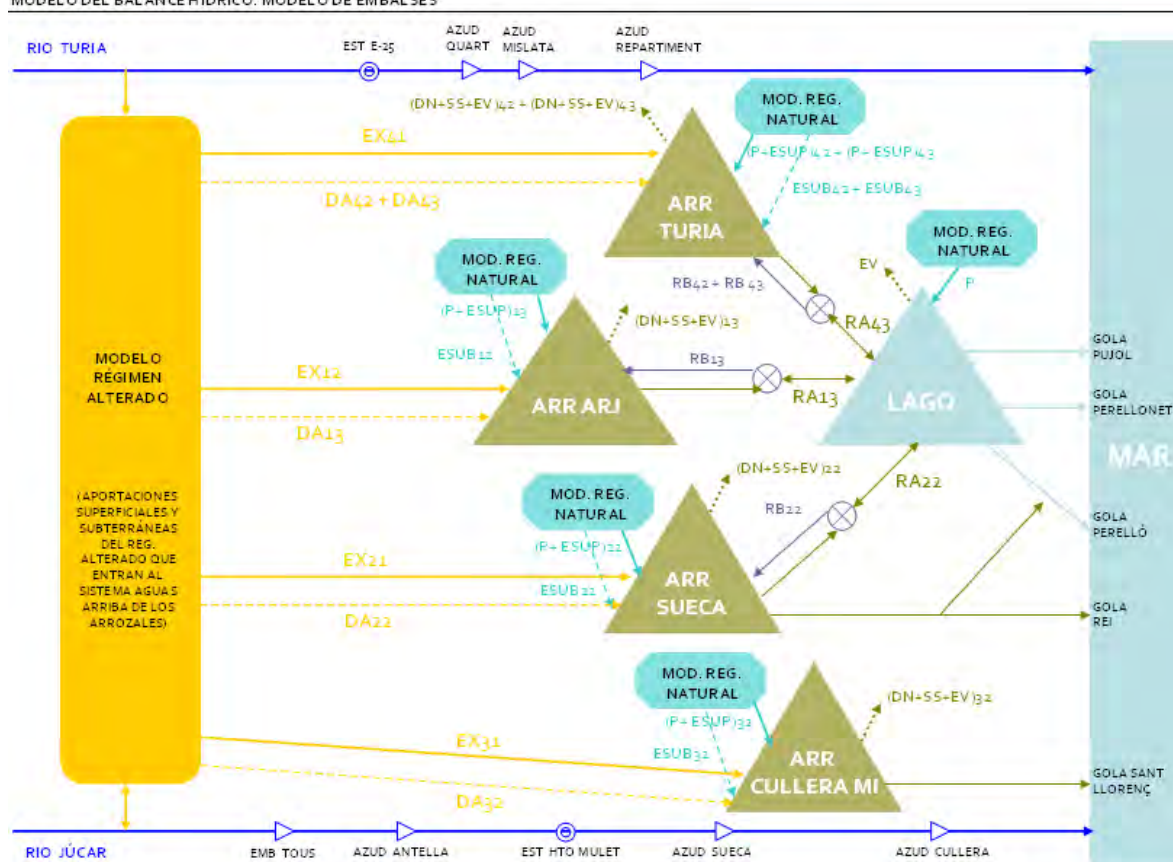


Figura 4-10. Esquema conceptual del modelo de los cinco embalses

Las entradas procederán, en primer lugar, de resultados del modelo del régimen natural y del régimen alterado. Nótese que los arrozales constituyen una zona de solape entre el modelo del balance hídrico y el modelo del régimen alterado, por lo que se considerarán resultados intermedios del segundo (los flujo entre la zona de huerta y el arrozal, las descargas del acuífero a través de *ullals* y de la propia red de drenaje) como entradas para el primero. Para cada embalse se añadirá la precipitación directa sobre lámina de agua inundada. En el caso del lago, hasta septiembre de 2001 se utilizó el valor de la precipitación media en la cuenca 127 del modelo Simpa (estimada con datos del SAIH de la CHJ y del INM); a partir de esta fecha, la serie se calcula como valor promedio de la precipitación registrada por las estaciones SAIH, ubicadas en Picassent y Sueca. Se introducen también como entradas directas al lago, los efluentes de las depuradoras del Saler y del Palmar. Finalmente, los embalses correspondientes a arrozales incluyen como entradas los flujos por *rebombeo* desde el lago para el riego de los *tancats*, los cuales son evaluados mensualmente por la *Oficina técnica de sequías* de la CHJ.

El riego del arrozal requiere que los suministros en parcela sean significativamente mayores que la suma de lo que se consume por evapotranspiración, infiltración o pérdidas, ya que exige una circulación del agua (Marco Segura, 2007). Por ello, en un año normal, se producen inevitablemente *retornos superficiales brutos* o *excedentes* (Figura 4-11), parte de los cuales acaban en el lago de L'Albufera. En años de sequía, se producen *rebombes brutos* que permiten reutilizar los retornos, de modo que podemos definir como *retornos superficiales netos* la diferencia entre los retornos brutos y los rebombes brutos. Cuando la sequía es mayor, el volumen rebombeado puede ser superior al de los retornos brutos, produciéndose unas extracciones de agua desde el lago hacia el arrozal que hemos denominamos *rebombes netos*. Como las instalaciones de rebombeo¹ están ubicadas en la red de acequias, el modelo ha considerado que este proceso está incluido en el sistema del arrozal, de modo que, como entradas o salidas del lago sólo se incluyen los retornos netos o los rebombes netos respectivamente.

El almacenamiento en los arrozales del modelo (Tabla 4-7) viene a representar los dos estados de inundación que se producen al año. Por un lado, la inundación durante la época de cultivo, entre mayo y septiembre. Por otro lado, la inundación invernal (que se produce para favorecer la caza a lo que se añaden objetivos agronómicos y ambientales), que comienza en noviembre y finaliza en febrero. Se caracteriza por ocupar sólo una parte de los arrozales en el interior del parque, la conocida como superficie de *perellonà*, con unos calados muy superiores a los requeridos para el cultivo del arrozal que disminuyen en general a medida que nos alejamos de lago. La inundación de la *perellonà* presenta una cierta variabilidad de un año a otro, no tanto en superficie como en el calado medio alcanzado en los campos. Por este motivo, desde el invierno de 2005 se está efectuando un seguimiento del proceso cuyos resultados

¹ En los arrozales situados por debajo de la cota de la lámina de agua, este proceso puede realizarse por gravedad sin requerir ninguna instalación.

(volúmenes máximos anuales que suelen producirse a finales de diciembre) han sido incorporados al modelo. En el año hidrológico de 2006-07, el Cedex (2007) realizó un seguimiento mediante técnicas de teledetección que ha permitido cuantificar los patrones de inundación y vaciado posterior.

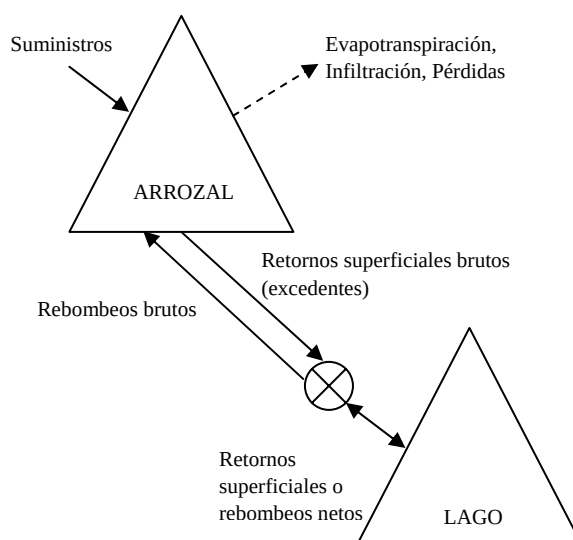


Figura 4-11. Conceptualización de la relación arrozal-lago en el modelo

Tabla 4-7. Elementos embalse incluidos en el modelo de balance hídrico

Embalse	Superficie máxima del embalse (ha) (Valores del año hidrológico 2007/08)	Periodos en los que se ha considerado un almacenamiento distinto de cero	Superficie media inundada en el periodo (ha) (Valores del año hidrológico 2007/08)	Volumen máximo almacenado en el periodo (hm ³) (Valores del año hidrológico 2007/08
Arrozales de la vega del Turia ($m = 2$)	984,80	Nov- Feb	389,90	1,03
		May-Sep	886,32	0,18
Arrozales de la ARJ ($m = 3$)	3.832,30	Nov- Feb	700,98	1,85
		May-Sep	3.449,07	0,69
Arrozales de Sueca ($m = 4$)	7.024,00	Nov- Feb	1.444,70	3,81
		May-Sep	5.970,40	1,19
Arrozales de Cullera mar. izq. ($m = 5$)	791,35	Nov- Feb	140,39	0,37
		May-Sep	672,75	0,14

Embalse	Superficie máxima del embalse (ha) (Valores del año hidrológico 2007/08)	Periodos en los que se ha considerado un almacenamiento distinto de cero	Superficie media inundada en el periodo (ha) (Valores del año hidrológico 2007/08)	Volumen máximo almacenado en el periodo (hm ³) (Valores del año hidrológico 2007/08)
Lago ($m = 1$)	2.783,22 ¹	Todo el año	Nota ²	

En cuanto a las salidas de cada embalse, la infiltración y la evapotranspiración en los arrozales se evalúa mediante la formulación descrita en el apartado 4.3.2. sobre el modelo del regadío. De forma análoga se evalúa la evapotranspiración en los carrizales y áreas con vegetación de marjal y, adicionalmente, se aplica un cálculo de la evaporación directa en las láminas de agua, teniendo en cuenta la superficie inundada media en cada mes.

En el caso del lago se evalúan como entrada o salida el saldo neto entre retornos y rebombes como se ha descrito anteriormente.

El término de cierre serán las salidas por superficie al mar a través de las cinco golas, las cuales se evaluarán a partir de los restantes términos del balance. Las series de valores mensuales obtenidas permitirán validar el modelo por comparación con los datos de las cinco estaciones de la red de control hidrodinámico de la CHJ.

4.4.1. **Consideraciones previas sobre la gola de El Perelló**

El modo en que la gola de El Perelló ha sido incorporada al modelo requiere ciertas matizaciones. Como puede intuirse de la Figura 4-12, las aguas evacuadas por la gola de Pujol proceden exclusivamente del lago; las salidas por la gola de El Perellonet proceden en su mayor parte del lago, si bien, también recoge las aguas de ciertos arrozales situado al este del mismo; los volúmenes evacuados por la gola de El Perelló, en cambio, pueden proceder del lago pero también de desagua de una gran parte de los arrozales de Sueca cuyos flujos no pasan por el lago.

En los últimos años, diversos estudios han formulado hipótesis para estimar qué parte de las salidas de las golas de El Perellonet y El Perelló que proceden del lago. El MMA (2004g) se basó en una simulación del funcionamiento hidrodinámico del lago en un año tipo en el que se conocía la evolución de los niveles y el detalle de las operaciones (apertura, cierre) en las compuertas. Posteriormente se trabajó con una segunda hipótesis (Tanco, 2007) basada en

¹ Incluye las islas conocidas como matas y orillas inundables.

² El almacenamiento en el lago es conocido en detalle gracias a las medidas horarias registradas por la CHJ a través de una sonda de nivel instalada en el embarcadero de Pujol. Se utiliza la siguiente expresión para el cálculo del volumen almacenado en el lago a partir de los datos de niveles en la estación de Pujol: $v = 24,50 \cdot z + 17,18$, siendo v el volumen almacenado en el lago (en hm³) y z el nivel expresado en coordenadas absolutas (metros sobre el nivel del mar).

medidas de conductividad en las golas en tiempos de sequía en que los aportes procedentes del río Júcar desde Sueca y las salidas desde lago tenían conductividades muy diferentes. En este trabajo hemos retenido una tercera hipótesis que simplifica las anteriores (Tabla 4-8) y que en la práctica proporcionan resultados muy similares.

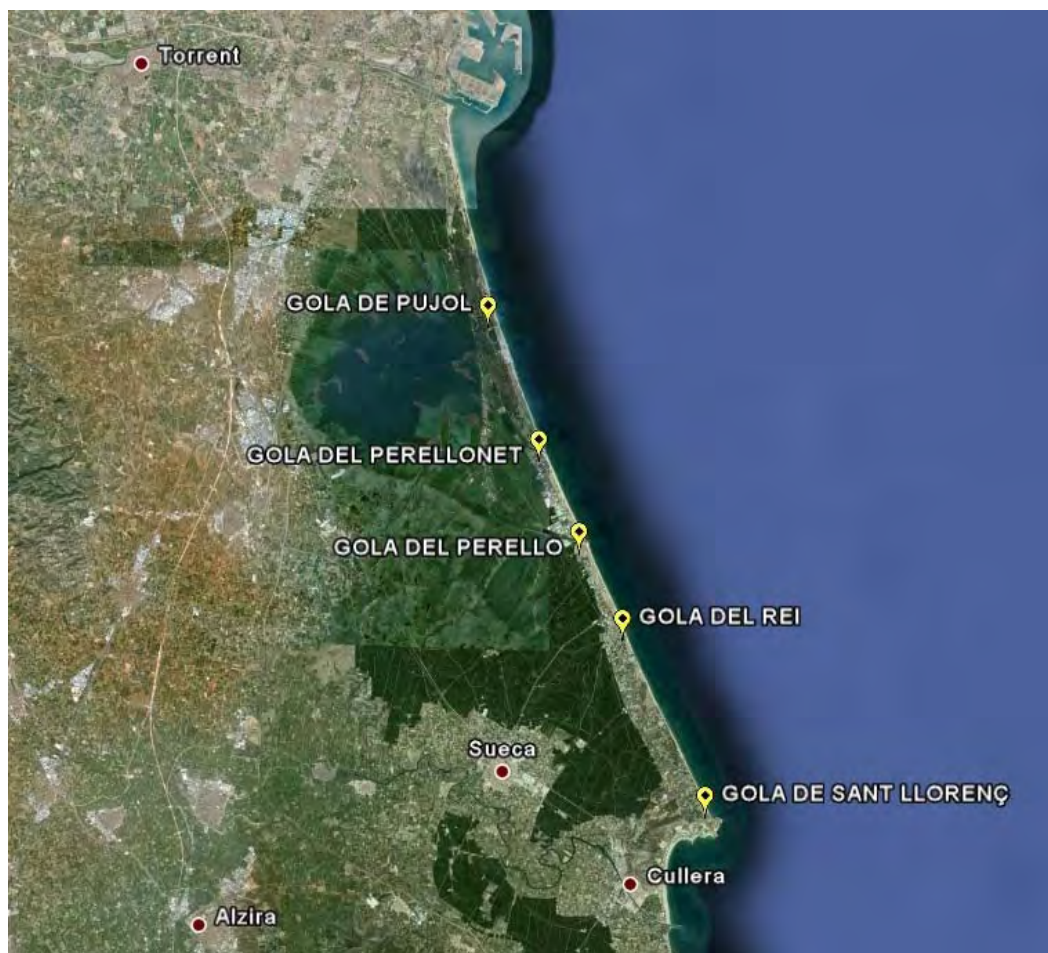


Figura 4-12. Estaciones de medida en las golas de la red de control hidrodinámico de la CHJ (en amarillo)

Tabla 4-8. Hipótesis consideradas sobre el origen de los caudales evacuados a través de las golas

	Hipótesis 1 (MMA, 2004)	Hipótesis 2 (Conductividad)	Hipótesis 3 (Cabhal)
Porcentaje de las salidas por la gola de Pujol que proceden del lago	100	100	100
Porcentaje de las salidas por la gola de El Perellonet que proceden del lago	Variable	0,8578	100
Porcentaje de las salidas por la gola de El Perelló que proceden del lago	Variable	0,5224	0,55

Con la referida hipótesis 3 obtenemos el siguiente ajuste en las golas de Sueca (Figura 4-13):

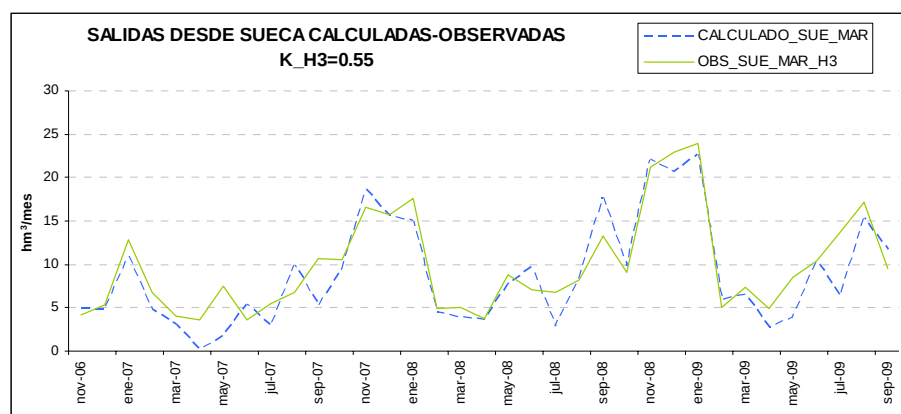


Figura 4-13. Comparación entre valores observados y calculados de las salidas procedentes del regadío de Sueca. Serie calculada procedente del modelo Cabhal prolongada hasta el año hidrológico 2008/09. El valor observado corresponde al 45% de las salidas de El Perelló más el 100% de las salidas por la gola del Rei

4.4.2. **Validación del modelo a partir de los datos de los equipos de medida de las golas**

Se ha efectuado una primera validación del modelo por comparación de las salidas superficiales del lago, calculadas en el modelo de balance hídrico del lago, con las salidas observadas en las tres golas del norte con la hipótesis antes mencionada. Los resultados obtenidos se detallan en el apartado 5.2.3.1. El modelo, calibrado con los datos de la red de control de caudales en las golas durante el periodo noviembre de 2006 a septiembre de 2008, la serie de caudales del Júcar en la estación SAIH del Huerto de Mulet y los caudales en acequias en el perímetro de control medidos entre enero y diciembre de 2008, parece reproducir satisfactoriamente las series de salidas en los años hidrológico 2006/07, 2007/08 y 2008/09.

En segundo lugar hemos comparado los resultados de salidas superficiales del modelo para todo el parque natural con los volúmenes aforados en las cinco estaciones de las golas de L'Albufera. Los resultados para el parque se exponen con detalle en el apartado 5.2.3.2. En el caso de las golas de Sueca, hemos avanzado determinados resultados en la Figura 4-13. Podemos considerar que el ajuste ha resultado razonable también en las salidas de los arrozales de Cullera por la gola de Sant Llorenç.

Analizaremos en el capítulo 5 los principales resultados de este proceso. Una vez asegurada la coherencia de los resultados globales, resulta procedente profundizar en la distribución espacial de los aportes. A diferencia de los módulos precedentes, cuyo alcance era el sistema hídrico completo de L'Albufera con las limitaciones que hemos expuesto, el módulo siguiente se refiere exclusivamente al lago central.

4.5. **MODELO DE DISTRIBUCIÓN ESPACIAL EN EL LAGO**

4.5.1. **El modelo de los trece puntos**

En el estudio de referencia para este trabajo (MMA, 2004i) se realizó un cuidadoso análisis de la distribución espacial de los aportes hídricos al lago como paso previo a la modelación de la calidad de las aguas. Este aspecto no es irrelevante, toda vez que quedó confirmado que la mayor parte de los flujos de entrada siguen produciéndose por los cauces y acequias del noreste y del sureste, situados muy próximos a los canales de salida, como ya ocurría en los

años setenta y principios de los ochenta (Benet, 1983). De este modo, una gran parte de la masa de agua, los sectores del centro y oeste del lago, quedan condenados a tener una escasa renovación, lo cual condiciona los procesos de calidad del agua.



Figura 4-14. Los trece principales puntos de entrada al lago

En aquél estudio se identificaron los trece principales puntos de entrada de aguas al lago (Figura 4-14) según resultados conocidos de los años ochenta (Soria, 1997). La Tabla 4-9 recoge la relación entre cada punto de entrada y los diferentes subsistemas de explotación: dos de los puntos son limítrofes entre sistemas: Dreta (Sueca y ARJ) y Ravisanxo (acequia del Oro y Favara al repercutirse las entradas por la acequia del Fus. El modelo de distribución espacial incluye también las tres golas que conectan el lago con el mar: Pujol, El Perellonet y El Perelló.

Tabla 4-9. Características de los trece puntos de entrada en el modelo de distribución espacial

Punto de entrada en el modelo	Subsistema de explotación
1 Acequia Dreta	Júcar. Acequia limítrofe entre las zonas regables de la C. R. de Sueca y la ARJ. Se agrupan en este punto los caudales de entrada procedentes de Sueca. Cuando los flujos son de salida se imputan a los caudales de la gola de El Perelló
2 Acequia Overa	Júcar. ARJ
3 Acequia dels Campets o del Fiscal	Júcar. ARJ
4 Acequia Alqueressia	Júcar. ARJ
5 Acequia de la Foia	Júcar. ARJ
6 Acequia Nova de Silla	Júcar. ARJ
7 Acequia de la Font de Mariano	Júcar. ARJ
8 Barranco de Beniparrell	Cauce natural
9 Albal	Júcar. ARJ
10 Port Catarroja	Turia. Acequia de Favara

Punto de entrada en el modelo	Subsistema de explotación
11 Barranco del Poyo o Massanassa	Cauce natural
12 Ravisanxo	Turia. Acequia del Oro. Se agrupan en este punto aportes del final del sistema de la acequia de Favara a través de la acequia del Fus
13 Carrera Saler	Turia. Acequia del Oro.

En el modelo de distribución espacial, el reparto de las escorrentías superficiales del ciclo natural se realiza de forma proporcional a las respectivas áreas de las subcuencas tributarias de cada acequia (Tabla 4-10).

Tabla 4-10. Distribución espacial de los aportes superficiales en el ciclo natural

Punto de entrada en el modelo del lago	Área tributaria de cada acequia (ha)	Área cuenca (ha)	Coficiente de reparto para la escorrentía superficial
<i>Cuenca 127</i>			<i>0,730</i>
Dreta	5.498	48.900	0,110
Overa	3.711	48.900	0,080
Campets	3.711	48.900	0,080
Alqueresia	4.870	48.900	0,100
Foia	1.726	48.900	0,040
Nova de Silla	2.507	48.900	0,050
Barranco de Beniparrell	8.975	48.900	0,180
Font de Mariano	1.230	48.900	0,030
Albal	1.230	48.900	0,030
Port de Catarroja	1.230	48.900	0,030
<i>Cuenca 128</i>			<i>0,990</i>
Barranco del Poyo	42.657	43.000	0,990
<i>Cuenca 129</i>			<i>1,000</i>
Ravisanxo	3.150	6.300	0,500
Carrera del Saler	3.150	6.300	0,500

Respecto a la escorrentía subterránea¹, las cuencas 127 y 128 son tratadas de forma conjunta por lo que se ha construido una serie temporal resultado de la suma de ambas. La cuenca

¹ La cuantificación de las aportaciones subterráneas es ciertamente el asunto más complejo del balance hídrico. Como se ha comentado en el capítulo 3, el acuífero descarga a través de los distintos manantiales o *ullals*, pero también a través de la propia red de drenaje cuyos principales cauces cortan los niveles freáticos. Puede asumirse que las descargas a través de la cubeta del lago son nulas al encontrarse colmatados por una potente capa de fangos los potenciales manantiales (de cuya existencia hasta al menos los años sesenta quedan referencias). Aun cuando en este estudio, como también hace el *Plá Especial del Parc Natural de l'Albufera*, se reconoce que las

restante, la 129 se incluye en el modelo de forma independiente. Los coeficientes de reparto (ver metodología de cálculo en (MMA, 2004g)) de cada una de las acequias y para cada una de las cuencas se calcularon inicialmente para que resultasen proporcionales a los caudales medidos (Soria, 1997) en los *ullals* existentes en la subcuenca tributaria de cada acequia. Una corrección menor se efectuó tras el estudio de las concentraciones de nitratos (véase el apartado 4.6.2.).

Tabla 4-11. Coeficientes de reparto de la escorrentía subterránea

Punto de entrada en el modelo del lago	Coeficiente de reparto para la escorrentía subterránea ¹
Cuencas 127+128	0,872
Dreta	0,140
Overa	0,120
Campets	0,090
Alqueresia	0,030
Foia	0,002
Nova de Silla	0,140
Barranco de Beniparrell	0,140
Font de Mariano	0,140
Albal	0,030
Port de Catarroja	0,030
Barranco del Poyo	0,010
Cuenca 129	1,000
Ravisanxo	0,500
Carrera del Saler	0,500

En lo que se refiere a los aportes de aguas residuales en el ciclo alterado, básicamente, para cada año de la serie se ha estimado la *producción* de aguas residuales urbanas e industriales

descargas a través de los *ullals* son importantes, no debe interpretarse que se olvida el resto: la referencia a los caudales obtenidos por Soria (1997) lo es sólo en cuanto a la distribución espacial. Debe también tenerse en cuenta que una parte significativa de las descargas (como la mayor parte de la que se produce a través de los potentes *ullals* de Baldoví y Sants) es drenada directamente al mar sin pasar por el lago.

¹ Por otra parte, las series proporcionadas por el modelo Simpa. no son aportaciones al lago sino que incluyen también las descargas del acuífero al mar; para considerar este efecto, los coeficientes de la agregación de las subcuencas 127 y 128 suman 0,872 lo cual supone que un 23% de las descargas lo son directamente al mar a través de la interfase salina o a áreas que no drenan hacia el lago.

multiplicando una dotación teórica por la población. Esta producción se ha distribuido espacialmente entre los 13 puntos de entrada en el modelo en función de la relación entre los puntos de vertido y la red de cauces y acequias (véase el apartado 4.3.5.). A partir de este valor, en función del conocimiento del estado de las infraestructuras se ha aplicado un coeficiente de vertido (de 1 a 0) que evoluciona temporalmente a medida que se van poniendo en servicio colectores generales y depuradoras. Tras el proceso de calibración debieron añadirse aguas residuales de origen urbano o industrial, en la mayoría de los puntos de entrada, caracterizadas en función de sus habitantes equivalentes (véase el apartado 4.3.5.2.).

4.5.2. **Contraste y ajuste con datos aforados**

Como hemos visto, existe ya una serie de datos de gran calidad desde octubre de 2006, sobre volúmenes de salida del lago. Ahora bien, para ajustar el modelo de distribución espacial de los aportes es necesario comparar sus resultados con aforos medidos en el contorno del lago. En el referido trabajo del MMA (2004i) se contrastaron los valores de entradas distribuidas espacialmente en los trece puntos de cálculo correspondientes al año 1988 con los aforos efectuados por Soria (1997) en el mismo año. Una primera comparación mostró un ajuste sorprendentemente bueno. De dicha comparación surgieron las siguientes correcciones:

- El modelo parecía infravalorar inicialmente los retornos de riego del río Júcar. Se asumió como corrección que un porcentaje (12%) de los excedentes de la acequia de Sueca entraban al lago por el Sur a través de la acequia Dreta y las Carreras de la Reina. Este porcentaje ha sido ampliado en este estudio al 20% o 25% (véase el apartado 4.3.2.2).
- La distribución de los aportes subterráneos resultaba razonable a partir de coeficientes de reparto proporcionales a los caudales medidos en los manantiales o *ullals* en 1988, asumiéndose que un porcentaje importante de surgencias no era tributarias del lago y eran drenadas al mar por la zona sur del marjal (*ullals* de Baldoví y Sants).
- Las entradas calculadas por el Oeste del lago resultaban inferiores a las medidas como consecuencia, probablemente, de una infravaloración de los vertidos directos de los polígonos industriales. Esta constatación implicó la calibración del modelo en los términos explicados en el apartado 4.3.5.

Tras la corrección de los parámetros, la comparación entre los resultados del modelo y los aforos de campo correspondientes a 1988 resultó satisfactoria. Adicionalmente se ha abordado la comparación de resultados intermedios del modelo con los datos del perímetro de control (véase el apartado 4.3.6.2.) para el año 2008. Este nuevo contraste nos debe proporcionar una primera impresión sobre la existencia de posibles distorsiones en la distribución espacial de los aportes tras los nuevos desarrollos incorporados al modelo (por ejemplo, los nuevos modelos de funcionamiento del regadío). Los resultados, que se detallan en el apartado 5.1.4., muestran un ajuste que resulta razonable sector a sector pero que sugiere ciertas carencias cuando el análisis se realiza punto de entrada por punto de entrada.

4.6. MODELO DE CALIDAD DE LAS AGUAS INFLUENTES AL LAGO

4.6.1. Metodología

El paso siguiente a la construcción, calibración y validación de los módulos relativos a cuantificación de los flujos consistirá en incorporar parámetros de calidad físico-química de las aguas. Seguiremos aquí nuevamente los métodos aplicados en el *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004c) y realizaremos una nueva calibración incorporando nuevos datos recopilados desde 2004. El ámbito de este módulo es exclusivamente el lago.

Es destacable lo escaso de la información disponible sobre las entradas de contaminantes al lago en los últimos treinta años. La calibración se realizará por comparación con valores medidos por distintos autores en las diferentes acequias y cauces, siendo la principal información la procedente de la red de la CMAAUV que hemos descrito en el capítulo 2 y cuyos datos cubren el período 1991-2008. Pretendemos que la herramienta permita generar series históricas de cargas y concentraciones medias mensuales, desde octubre de 1970 hasta septiembre de 2008. Ciertamente los resultados serán más inciertos cuanto más nos alejemos del período de calibración.

Los modelos precedentes relativos al balance hídrico nos permiten generar series de volúmenes de entrada, mensuales y anuales, al lago de l'Albufera a través de cada uno de los trece puntos de entrada considerados. Al igual que en el apartado anterior, repercutiremos en cada uno de los trece puntos del modelo las cargas contaminantes correspondientes a las restantes acequias y cauces de menor entidad que se sitúen en su entorno. Consideraremos, en definitiva, que por estos trece puntos se produce el 100% de los aportes de carga contaminante al lago. Gracias a lo detallado de los módulos relativos al balance hídrico podremos también abordar la distribución espacial de las cargas.

La metodología parte de la hipótesis de que los diferentes tipos de aportes hídricos, es decir, los flujos procedentes de cada uno de los posibles orígenes, tienen características de calidad propias, de modo que, reteniendo el subíndice i para cada uno de los parámetros de calidad que pretendamos estudiar y el subíndice j para cada uno de los tipos de aporte, podamos formular una concentración típica de calidad C_{ij} para el parámetro i y el tipo de aporte hídrico j . El conjunto de todas las concentraciones correspondientes a un tipo de aporte j constituirá su *patrón de calidad*:

$$[C_{1j}, C_{2j}, \dots, C_{mj}]$$

Los módulos correspondientes al balance hídrico nos permiten obtener series temporales mensuales de los volúmenes de entradas hídricas correspondientes a cada tipo de aporte. Reteniendo el subíndice k para los diferentes puntos de entrada de agua del modelo, denominaremos como $V_{jk}(n)$ al volumen de entradas del mes n (normalmente como hm^3/mes) correspondiente al tipo de aporte j por el punto de entrada k .

La carga total del parámetro i por el punto de entrada k , es decir $P_{ik}(n)$ podrá obtenerse como la suma de los productos de concentraciones por volúmenes:

$$P_{ik}(n) = \sum_{j=1}^m C_{ij} V_{jk}(n)$$

La concentración media del parámetro i para las aguas que entran por el punto k , que denominaremos $C_{ik}(n)$, dependerá del peso que cada tipo de aporte tenga respecto al volumen total de entradas por ese punto y podrá calcularse como:

$$C_{ik}(n) = \frac{P_{ik}(n)}{\sum_{j=1}^m V_{jk}(n)}$$

Y la carga anual de entrada P_i para dicho parámetro i será la suma de las cargas mensuales:

$$P_i = \sum_{k=1}^{13} P_{ik}(\text{mes } 1) + \sum_{k=1}^{13} P_{ik}(\text{mes } 2) + \dots + \sum_{k=1}^{13} P_{ik}(\text{mes } 12)$$

Seleccionaremos parámetros de calidad relativos a los aspectos más influyentes en las características fisicoquímicas del lago, es decir, contenido en materia orgánica, oxígeno disuelto, aportes de nutrientes, sólidos suspendidos y salinidad (Tabla 4-12). Esta selección atiende también a la disponibilidad de datos para su posterior comparación.

Tabla 4-12. Parámetros de calidad, tipos de aporte hídrico y puntos de entrada a considerar en el modelo de calidad de las aguas influyentes

Parámetros de calidad (i)	Tipos de aporte (j)	Puntos de entrada (k)
Demanda biológica de oxígeno a los cinco días DBO ₅ (mg O ₂ /l)	Escorrentías superficiales procedentes del ciclo natural	Dreta Overa
	Descargas de sistemas unitarios de alcantarillado	Campets
Demanda química de oxígeno a los cinco días DQO ₅ (mg O ₂ /l)	Descargas del acuífero procedentes del ciclo natural (infiltración de lluvia)	Alqueressia Foia
	Retornos superficiales del sistema de riegos del Turia	Nova de Silla
Nitratos (como mg NO ₃ /l y mg N/l)	Retornos superficiales del sistema de riegos del Júcar.	Beniparrell
	Acequia Real del Júcar	Font de Mariano
Amonio (como mg NH ₄ /l y mg N/l)	Retornos superficiales del sistema de riegos del Júcar.	Albal
	Sueca	Port de Catarroja
Fósforo total (mg P/l)	Descargas del acuífero procedentes del ciclo alterado (infiltración del regadío)	Poyo-Fus
Oxígeno disuelto (mg O ₂ /l)		Ravisanzo
Sólidos suspendidos (mg/l)	Aguas residuales urbanas e industriales	Carrera del Saler
Conductividad (µS/cm)	Efluentes de estaciones depuradoras	

4.6.2. **Calibración del modelo**

La calibración se realizará por comparación de las series calculadas con valores puntuales medidos por diferentes autores tal y como detallamos en el apartado 2.1. Las series de valores calculados serán representadas en las gráficas por líneas, mientras que los valores medidos se representarán como puntos. Las concentraciones C_{ij} de los distintos patrones de calidad serán ajustadas de forma que proporcionen una aproximación suficiente entre valores calculados y medidos. Como iremos describiendo, antepondremos la consideración de aquellas concentraciones patrón que respondan a lo que razonablemente se esperaría para cada tipo de

aporte, frente a otras que pudieran obtenerse por métodos numéricos y que proporcionasen un mínimo absoluto para el error cometido. Cabe señalar que los valores medidos se alejan en ocasiones de los rangos típicos debido a fenómenos puntuales como la existencia de vertidos o la ocurrencia de lluvias intensas los días previos a la toma de muestras. Debe tenerse en cuenta que estas concentraciones patrón son las correspondientes a entradas al lago y, por lo tanto, se pretende que incorporen, cuando corresponda y aun de forma muy simplista, el efecto de filtro que ejercen los arrozales.

Aplicaremos en este proceso el principio de economía o principio de parsimonia¹, según el cual cuando dos teorías en igualdad de condiciones tienen las mismas consecuencias, debe preferirse la teoría más simple a la más compleja. Su aplicación a nuestro trabajo la entenderemos en el sentido de preferir el ajuste que se obtenga con el menor número posible de concentraciones patrón. Así, en una primera aproximación supondremos que las concentraciones C_{ij} serán iguales en todos los puntos de entrada y constantes en el tiempo. Sobre esta base introduciremos el menor número posible de excepciones. No se trata ciertamente de un principio irrefutable pero consideramos que otorgará robustez a nuestro modelo.

Para la comparación con valores medidos de las series calculadas para acequias en las que no existía ninguna estación de medida, adoptaremos los valores correspondientes a la estación de muestreo más próxima o con características más parecidas según la bibliografía consultada. Así, consideraremos para la acequia dels Campets los valores medidos en la acequia Overa, para la acequia de la Foia los de Alqueressia, y para la acequia Carrera del Saler los de la acequia de Ravisanxo. Como simplificación asumiremos que los aportes hídricos que entran al lago a través de las distintas acequias y barrancos contienen concentraciones nulas de clorofila a .

En el caso de los efluentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales ha sido imprescindible considerar patrones distintos para determinadas plantas ya que cada una cuenta con características propias que pueden proporcionar rendimientos de depuración distintos (Tabla 4-13). En coherencia con la cronología expuesta en el capítulo 2 será necesario que los patrones tengan en cuenta las mejoras incorporada a las plantas. Así, cuando se incorpora un tratamiento terciario a una planta, como ocurrió con la planta de Pinedo en 2005, el efluente que vierte al medio receptor presenta menos contenido en nitrógeno inorgánico, fósforo, carga bacteriana y fúngica, sólidos suspendidos y tóxicos biodegradables que el efluente de una depuradora que solo tenga tratamiento primario y secundario.

¹ Este principio se conoce también como principio de la navaja de Ockham, al ser atribuido al fraile franciscano y filósofo Guillermo de Ockham (1280/1288-1349).

Tabla 4-13. Porcentajes de depuración en el año 2001. Fuente: Epsar

	EDAR de Pinedo (%)	EDAR de Quart-Benàger (%)
DBO ₅	67%	97%
DQO ₅	66%	94%
Sólidos suspendidos	78%	97%

Asimismo, el origen del agua residual urbana que se vierte a las acequias que desembocan en el lago es variado y en consecuencia presenta caracteres fisicoquímicos diferentes. Por ejemplo, el vertido de una industria de curtidos presenta mayor contenido en fosfatos y nitratos que el de una industria de papel. Los retornos de riego superficiales proceden de las derivaciones de los ríos Júcar y Turia. Los de la acequia Real del Júcar y los de las acequias de Sueca entran al lago a través de los distintos cauces situados en el sur y oeste del Parque Natural, mientras que los procedentes del río Turia lo hacen por el norte, especialmente a través de los puntos de entrada del ámbito de la acequia de Favara (Port de Catarroja y Poyo-Fus). La calidad del agua de ambos ríos es diferente, como también lo es en el propio río Júcar entre una sección aguas arriba (azud de Antella) y otra aguas abajo (azud de Sueca). Por ello los patrones simplificados serán distintos en un área regable a otra. Algunos patrones cambian necesariamente a lo largo del tiempo. Así, la concentración de nitratos de las aguas subterráneas pasó de 19,9 mg/l en 1968, a de 60 mg/l en 1984, a una media de 98 mg/l durante el periodo de 1995 a 2000 y a 104 mg/l en 2000 (Pérez Gago, 2002, pág. 127). La calibración se ha realizado por aproximaciones sucesivas. La Tabla 4-14 muestra los patrones de calidad finalmente retenidos mientras que en los párrafos siguientes se explican los principales argumentos y las diferencias introducidas con respecto al estudio del MMA (2004c).

Materia orgánica

Hemos considerado que las entradas procedentes de aguas subterráneas están libres de aportes de materia orgánica. Las aguas residuales contienen gran cantidad de materia orgánica por la presencia de residuos industriales, sustancias puramente biológicas resultantes del metabolismo humano de restos de tratamientos fitosanitarios, etc. Respecto a los efluentes de las plantas depuradoras se ha adoptado (MMA, 2004c) un patrón correspondiente a un cumplimiento general de los límites normativos¹. Una nueva aproximación ha sugerido aumentar en 20 mg O₂/l los valores de DQO adoptados por el estudio del MMA para retornos superficiales de riego y escorrentías superficiales. Como para el resto de parámetros, se han introducido valores patrón para las descargas de sistemas unitarios de alcantarillado.

¹ Real Decreto 509/96 del 15 de marzo de 1996 sobre normas aplicables al tratamiento de las aguas residuales urbanas

Nitrógeno

Los efluentes de las estaciones depuradoras han requerido consideraciones específicas. No existen referencias para la concentración de nitratos y amonio en las plantas, pero sí se estima que el proceso de nitrificación en ellas es completo. Algunos de los efluentes presentarán concentraciones altas de nitratos, puesto que se asume se produce la nitrificación del nitrógeno Kjeldhal total aportado, pero no la desnitrificación de los nitratos. Así, los nitratos pueden constituir entre un 90 y un 95 por cien del nitrógeno total a la salida, mientras que el resto se reparte entre amonio y nitrógeno orgánico. Un valor razonable para el nitrógeno amoniacal a la salida, en caso de nitrificación completa, estaría entre 0.5 y 1 mg N/l, por lo que se puede asumir el valor inferior como típico.

- En Albufera Sur, con datos del período de pruebas, el nitrógeno total sería de 7,67 mg N/l con un 90% de nitratos y un 6,51 % de amonio. Tras la conexión de los colectores generales y su puesta en servicio el nitrógeno total sería de 6,57 mg N/l con un 91,32 % de nitratos y un 7,61 % de amonio.
- Para la EDAR de Pinedo II, tanto con anterioridad a la construcción de las instalaciones de tratamiento terciario como tras su puesta en servicio, la calidad de los efluentes vienen a resultar similar a la de las muestras tomadas por la CMAAUV en la acequia de Ravisanxo y en la Carrera del Saler (para los nitratos 2 mg N/l y para el amonio 5 mg N/l en ambas etapas). Recientemente (enero de 2010) hemos realizado algunos muestreos puntuales a la salida de la planta que dieron 0,3 mg N/l en nitratos y 25 mg N/l como amonio lo cual corrobora la poca nitrificación producida en esta planta en dicho momento.
- En la EDAR de Quart-Benàger los valores que permiten ajustarse a los medidos en las acequias de Fus (punto de entrada Poyo-Fus) y Ravisanxo son de 7 mg N/l para nitratos y de 5 mg N/l de amonio.
- En las plantas de El Saler, Algemesí-Albalat y en la depuradora de aguas residuales industriales de la factoría Ford de Almussafes hemos asumido que no se produce nada de nitrificación, ya que el valor que hace ajustar los nitratos en las estaciones de medida es de 0 mg N/l. En El Saler y la factoría Ford se consigue un ajuste razonable con un valor de amonio de 0,5 mg N/l que elevamos a 5 mg N/l en Algemesí-Albalat.
- En las plantas de Sueca y El Palmar, asumiremos a partir de datos de la Epsar del período comprendido entre enero de 2002 y abril de 2003 que la nitrificación no es completa y tomaremos un valor de nitrógeno total de 24,3 mg/l con un 70% de nitratos y un 20,6% de amonio.

Las aguas de origen subterráneo presentan también altas concentraciones de nitratos, debido, como es bien sabido, a la lixiviación de nitratos procedentes de las aplicaciones agrícolas en la zona. Como hemos expuesto, estas concentraciones han evolucionado en el tiempo (Pérez Gago, 2002) pero recurriremos a su simplificación. Se ha utilizado un valor base de 13,5 mg N/l, equivalente a 60 mg NO₃/l (MMA, 2004c), pero un mejor ajuste requiere, al menos, diferenciar entre las acequias del norte y las del sur. A éstas se les asignará un valor de 11 mg N/l, excepto al punto de entrada de Alqueressia en el que se asume la existencia de

desnitrificación por el mal estado general de la acequia; por el norte elevaremos este valor hasta los 25 mg N/l.

En el estudio del MMA se efectuó una corrección menor que hemos mantenido en cuanto a la distribución espacial de los aportes de aguas subterráneas tras el estudio de las concentraciones de nitratos. En un principio se consideró que gran parte de los aportes subterráneos debía asignarse al punto de entrada de Alqueresia ya que los principales *ullals* están localizados en las inmediaciones de Silla y Sollana; sin embargo, los datos experimentales de nitratos sugieren que existen aportes subterráneos de cierta entidad más hacia el norte, especialmente hasta el punto de entrada Font de Mariano. En consecuencia se modificaron ligeramente los coeficientes de reparto para la esorrentía subterránea (véase el apartado 4.5.1.).

Las esorrentías superficiales de lluvia y los retornos superficiales presentan concentraciones menores de nitratos que se relacionan con el lavado de los terrenos de cultivo y con las transformaciones de otras formas de nitrógeno presentes en las aguas. Por su parte, las concentraciones más elevadas de nitrógeno amoniacal corresponden a los vertidos de aguas residuales urbanas. En el caso de las descargas de sistemas unitarios contamos con abundantes datos captados en diferentes episodios de lluvia (véase el apartado 2.6.2.6.) que han permitido tipificar unos valores medios. El resto de los tipos de agua apenas tiene concentraciones significativas de amonio, puesto que no es un contaminante muy habitual en las aguas superficiales ni subterráneas. Los valores empleados son los que se han considerado significativos a partir de los datos obtenidos en las campañas de muestreo (MMA, 2004c). En el caso de los retornos superficiales del sistema Turia se produce un buen ajuste en las estaciones del Port de Catarroja, Fus y Ravisanxo con un valor de amonio de 3 mg N/l aunque durante procesos de desembalse en el río en el río como el ocurrido en el otoño-invierno del año hidrológico 2008-09 hemos medido valores muy inferiores.

Fósforo

Los contenidos de fósforo total de aguas naturales no contaminadas suelen estar en el rango entre 0,1 mg P/l y 1 mg P/l. Si se producen contaminaciones por vertidos urbanos el límite superior se incrementa de forma sustancial (Marín Gálvez, 2003, pág. 26). El estudio del MMA consideraba más verosímil que las esorrentías de las cuencas vertientes a L'Albufera se encontrasen en la parte alta del rango, teniendo en cuenta que una parte son urbanas y periurbanas. Como hemos expuesto anteriormente (apartado 2.6.2.6.) hemos contado con múltiples medidas en episodios de lluvia que sugieren una mala calidad general de las esorrentías urbanas que nos han permitido establecer las concentraciones patrón para efectuando un reparto de las cargas más realista: hemos retenido concentraciones sensiblemente menores que las del estudio del MMA para las esorrentías superficiales (0,40 mg P/l) y uno mucho mayor para las descargas de sistemas unitarios de alcantarillado (2,5 mg P/l). También contamos con nuevos valores medidos correspondientes a retornos superficiales de riego del río Turia. Para los retornos de Sueca hemos adoptado un valor de 0,12 mg P/l, superior en un 50% al de la ARJ, teniendo en cuenta una peor calidad del agua en origen. Este valor se ha reducido a 0,10 mg P/l tras la puesta en servicio de la EDAR de la Ribera Alta I.

Las aguas subterráneas apenas tienen fósforo, puesto que éste queda en su inmensa mayoría adsorbido en el terreno, por lo que el valor retenido es casi simbólico.

El caso del patrón simplificado del fósforo total para el agua residual urbana y para las estaciones depuradoras depende del tipo de acequia que consideremos. Tras su recorrido por acequias, huertas y arrozales, parte del fósforo total de estos aportes es retenido por los cultivos y la vegetación natural o está adsorbido a sólidos en suspensión que sedimentan en el trayecto entre el punto de vertido y la estación de medida. Es por ello que, siguiendo al estudio del MMA (2004c), diferenciaremos entre las acequias del Sur de largo recorrido, como Dreta, Overa, Campets, Alqueresia y Foia, y las restantes. Adoptaremos para ellas los valores de referido estudio, salvo en las dos primeras en que hemos tomado una concentración algo superior de 9 mg P/l. Para el resto tomaremos una concentración de referencia de 12 mg/l coherente con la bibliografía (Metcalf and Eddy Inc., 1995) y con las observaciones realizadas y que propone valores específicos, sensiblemente más bajos, para las acequias citadas. Hemos tenido que introducir variación en el entorno de Silla, aumentando a 15 en Beniparell y reduciendo a 9 en Nova de Silla, y también en el entorno de Catarroja, aumentando a 15 en la acequia del Port de Catarroja y reduciendo a 9 en el barranco del Poyo.Fus. Es verosímil que la necesidad de estos ajustes se deba a deficiencias en el reparto de los volúmenes de aguas residuales dada la complejidad de las redes y de sus puntos de alivio (véase al respecto la detallada explicación del apartado 2.6.1.3).

Para los efluentes de estaciones depuradoras, los valores que mejor ajuste proporcionan en cuanto a fósforo total son valores de 0,3 mg P/l en las estaciones de Sueca y El Palmar, 0,5 mg P/l en las plantas de Algemesí-Albalat, El Saler y Quart-Benàger y de 1 mg P/l en la planta industrial de la factoría Ford. Para las plantas de Pinedo y Albufera Sur contamos con datos proporcionados por la Epsar para el período 2001-2007 de forma que la evolución de los patrones resultan de las mejoras introducidas en las instalaciones. En Pinedo, en la fase inicial de funcionamiento sin terciario ajusta bien el valor de 3 mg P/l proporcionado por la memoria de la Epsar con reducciones posteriores a 1,1 y 0,5 mg P/l tras la puesta en servicio del tratamiento terciario. Es importante recordar que estamos ajustando patrones de entrada al lago y no de salida de las plantas.

Cabe también tener en cuenta que las cargas de fósforo se han ajustado preferentemente modificando los aportes de aguas residuales. Las primeras aproximaciones proporcionaban valores de amonio, materia orgánica y fósforo total inferiores a las observadas. Este factor fue corregido aumentando los volúmenes de aguas residuales en el balance hídrico tal y como se ha expuesto en el apartado 4.3.5.

Oxígeno disuelto

Las aguas superficiales no contaminadas suelen estar bien oxigenadas e incluso sobresaturadas debido al intercambio gaseoso atmósfera-agua. Por ello, tanto a la escorrentía superficial como los retornos superficiales se les ha asignado un valor bastante alto. La concentración de saturación depende de la temperatura, y ésta oscila en las acequias entre 11 y 27 °C. A esas temperaturas, las concentraciones de saturación son de 11,03 y 7,97 mg O₂/l, respectivamente. En este estudio no se ha tenido en cuenta la variación temporal de la concentración de saturación con la temperatura. El valor adoptado es aproximadamente un

90% del valor medio, lo cual parece suficientemente representativo para los objetivos propuestos. Para las aguas subterráneas que llegan al lago, el valor de oxígeno disuelto se sitúa alrededor de 6 mg O₂/l (Soria, 1997). Los efluentes de las EDAR contienen poco oxígeno disuelto y las aguas residuales nada. En general hemos efectuado ajustes menores con respecto a los valores del estudio del MMA.

Sólidos en suspensión

Mientras que las aguas subterráneas no contienen elevadas concentraciones de sólidos en suspensión, las superficiales sí debido al arrastre por la escorrentía de los materiales presentes. Para las plantas depuradoras hemos considerado el cumplimiento de los límites normativos. Para las plantas de Pinedo y Albufera Sur hemos tenido en cuenta datos medidos por la Epsar en el período 2001-2007. Con respecto al patrón relativo a las aguas residuales urbanas e industriales hemos rebajado la concentración retenida por el estudio del MMA hasta los 100 mg/l ya que hemos constatado que se produce una sedimentación importante en el trayecto hasta los puntos de entrada al lago de L'Albufera.

Conductividad

Hemos efectuado sólo ajustes menores con respecto al estudio del MMA. En el caso de las aguas de origen subterráneo ha sido necesaria la distinción entre las acequias del sur (desde Dreta hasta Alqueresía) de las del oeste y norte (el resto) que proporcionan valores superiores de la conductividad. En el caso de los efluentes de plantas depuradoras la conductividad viene generalmente determinada por el tratamiento que recibe el agua residual en la instalación. Dado el planteamiento simplificador de este estudio, no hemos considerado factores puntuales como la menor conductividad observada en el año 2010 en la planta de Pinedo; este fenómeno puede deberse a que, al tratarse de un año húmedo en la cuenca del Turia, las aguas a tratar pueden llegar con menor salinidad por efecto de la dilución con otros aportes procedentes por ejemplo de achiques de aguas freáticas o filtraciones hacia los colectores.

La Tabla 4-14 recoge los valores finalmente adoptados. Los resultados proporcionados por el modelo tras el proceso de calibración se recogen en el apartado 5.1.4.

Tabla 4-14. Patrones simplificados de calidad para los diferentes tipos de aportes hídricos. Resultados tras el proceso de ajuste para el periodo 1994-2008

	DBO ₅	DQO ₅	Nitratos		Amonio		Fósforo total	Oxígeno disuelto	Sólidos susp.	Conduc.			
	mg O ² /l	mg O ² /l	mg N/l	mg NO ₃ /l	mg N/l	mg NH ₄ /l	mg P/l	mg O ² /l	mg/l	μS/cm			
Escorrentía superficial	13	50	6	26,58	1	1,29	0,40	7	90	1000			
Descargas de sistemas unitarios	300	500	1	4,43	5	6,45	2,5	0	100	1000			
Descargas del acuífero procedentes del ciclo natural (infiltración de lluvia)	0	0	(a)	(b)	0,022	0,0284	0,0168	6	0	(f)			
Retornos superficiales del sistema Turia	15	60	2	8,86	3	3,87	0,41	6	30	1400			
Retornos superficiales del sistema Júcar – Acequia Real del Júcar	15	80	2	8,86	0,4	0,516	0,08	7	60	1100			
Retornos superficiales del sistema Júcar – C. R. de Sueca													
Anteriores a oct. 1987	15	80	3	13,29	0,4	0,516	0,12	8,5	50	1200			
Posteriores a oct. 1987	15	80	3	13,29	0,4	0516	0,10	8,5	50	1200			
Descargas del acuífero procedentes del ciclo alterado (infiltración del regadío)	0	0	(a)	(b)	0,022	0,028	0,0168	6	0	(f)			
Aguas residuales urbanas	300	500	2	8,86	(c)	(d)	(e)	0	100	1700			
Efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales													
EDAR Saler	25	125	0	0	0,5	0,645	0,5	4	15,74	1400			
EDAR Algemesí-Albalat	25	125	0	0	5	6,45	0,5	4	15,74	1400			
EDAR de Sueca y El Palmar	25	125	17	75,31	5	6,45	0,3	4	15,74	1400			
EDARI Ford	25	125	0	0	0,5	0,645	1	4	15,74	1400			
EDAR Quart Benàger	25	125	7	31,01	5	6,45	0,5	4	25	1797			
EDAR de Pinedo con anterioridad a oct. 2004	25	125	2	8,86	5	6,45	3	4	35	1797			
EDAR de Pinedo entre oct. de 2004 y oct. 2006	25	125	2	8,86	5	6,45	1,1	4	14	1797			
EDAR de Pinedo posteriores a oct. 2006	25	125	2	8,86	5	6,45	0,5	4	14	1797			
EDAR Albufera Sur anteriores a dic. 2005	25	125	6,9	30,57	0,5	0,645	1,07	4	7,43	1537			
EDAR Albufera Sur posteriores a dic. 2005	25	125	6	26,58	0,5	0,645	0,35	4	8	1537			
	Dreta	Overa	Campets	Alqueressia	Foia	Nova de Silla	Beniparrell	Font de Mariano	Albal	Catarroja	Poyo	Ravisanxo	Carrera del Saler
(a)	11	11	11	2	11	25	25	25	25	25	25	25	25
(b)	48,73	48,73	48,73	8,86	48,73	110,75	110,75	110,75	110,75	110,75	110,75	110,75	110,75
(c)	25	25	9	9	25	25	25	N/A	25	25	25	25	25
(d)	32,25	32,25	11,61	11,61	32,25	32,25	32,25	N/A	32,25	32,25	32,25	32,25	32,25
(e)	9	9	4,2	4	3,2	9	15	N/A	12	15	9	12	12
(f)	1600	1600	1600	1600	1800	1800	1800	1800	1800	1800	1800	1800	1800

4.7. MODELO DE CALIDAD DE LAS AGUAS EN EL LAGO

4.7.1. Antecedentes. El modelo Sobek WQ 2D Albufera

Utilizaremos el modelo construido en el *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004j). El punto de partida será la versión realizada por Typsa, Tecnomia y WL|Delft Hydraulics (Vershelling *et al.*, 2004) junto con la optimización posterior de S. Bort (2005) y la simulación final, completada unos meses más tarde, denominada *Run 52*.

El modelo de calidad del agua para la Albufera fue estructurado con el programa Sobek (Vervey, 2001). Sobek es un paquete de simulación para la simulación del flujo y la calidad del agua en canales unidimensionales y planas de inundación bidimensionales. Sobek tiene una estructura modular; además de módulos para el caudal de los canales, el flujo superficial y la calidad del agua, incluye modelos para la simulación de la escorrentía superficial del agua de lluvia, el control en tiempo real y el caudal del alcantarillado. El modelo de calidad del agua en Sobek utiliza como núcleo de cálculo la librería de procesos Delwaq (Postma *et al.*, 2003). Delwaq es el resultado de más de 25 años de experiencia en modelación de la calidad del agua. La librería de procesos Delwaq contiene ecuaciones de procesos para una amplia gama de *sustancias y problemas* de calidad del agua. Ejemplos de los *grupos de sustancias*, según la terminología del modelo, son oxígeno y demanda bioquímica de oxígeno, nutrientes, el crecimiento de algas, temperatura, sedimentación y resuspensión o bacterias. Con el módulo de calidad del agua de Sobek, pueden modelarse los procesos de transporte, agotamiento, producción y reacción de las sustancias en aguas superficiales, en un entorno de modelación cómodo para el usuario. Los procesos que se usan en el modelo de calidad del agua para la Albufera se describen en detalle en el capítulo 4. El modelo para el lago se realizó en la versión de Sobek 2.39.000.07 β durante la fase de transferencia y, posteriormente, se acabó en la versión de Sobek 2.39.000.11 β . La calibración se llevó a cabo con la versión Sobek 2.39.000.13f β . Esta versión fue testada extensamente de acuerdo con un plan detallado específicamente concebido para el caso de estudio de L'Albufera.

4.7.2. Construcción del modelo hidrodinámico

El modelo de calidad del agua se ha desarrollado como una esquematización pura en 2D y su alcance se limita al lago central de L'Albufera. El modelo puede ser extendido a otros elementos del sistema como canales y arrozales pero sería necesario adquirir antes un mejor conocimiento sobre los procesos de calidad. La malla tiene un tamaño de cuadrícula de 100x100 m² (Figura 4-15). Posteriormente se realizó otro modelo de 200x200 m² al apreciarse que no suponía una merma de precisión en los resultados de los procesos de calidad y que proporcionaba una sustancial mejora en la velocidad de las simulaciones¹.

¹ El mapa digital de elevación del lecho ha sido derivado del fichero *gwq_100.asc* obtenido de la batimetría por ecosonda realizada en 2003 en el marco del *Estudio para el Desarrollo Sostenible de L'Albufera*. Se hicieron varias adaptaciones al mapa original de elevación del lecho. En las cuadrículas donde los canales entran en el

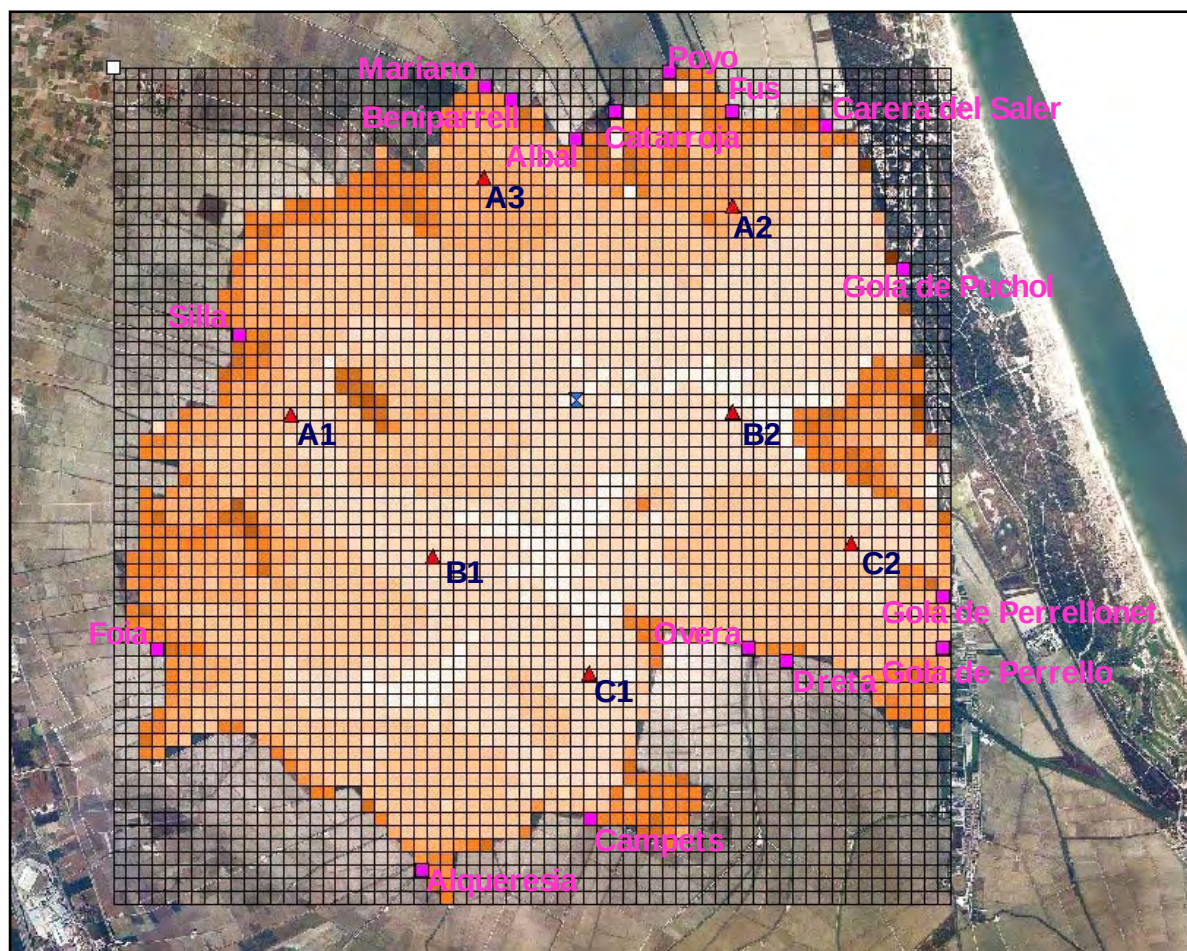


Figura 4-15. Esquematzació del lago de la Albufera. Explicació de los símbols: los cuadrados rosa son las condiciones de contorno, los triángulos rojos son las estaciones de vigilancia de calidad del agua

Las descargas de los canales afluentes se han modelizado como condiciones límite del lago. Las series de entradas al modelo hidrodinámico son los resultados de los módulos del balance hídrico y de distribución espacial descritos en los apartados 4.4 y 4.5, considerándose, por lo tanto, 13 puntos de entrada. Las cargas contaminantes proceden del módulo de calidad de las aguas influentes (apartado 1.6). Así, la variación en la calidad en cada punto de entrada se debe a la variación en la contribución relativa de cada tipo de aporte hídrico en las entradas totales al lago. En este método, la concentración de las sustancias discernidas en cada canal de descarga se calcula mediante un balance másico.

lago, se ha rebajado el nivel del lecho. El nivel del lecho de las cuadrículas cercanas a los flujos efluentes también ha sido rebajado. El nombre de la malla final es *gwq_100_12.asc*. Se ha importado el fichero *rowq_100.asc* para la rugosidad del fondo de lago. Los valores de Manning para la rugosidad del fondo oscilan entre 0.02 y 0.15 s m^{-1/3}. Todos los flujos afluentes y efluentes que entran y salen del modelo se esquematizan como condiciones de contorno.

Las condiciones de contorno en el modelo tienen un paso temporal de un mes. Durante ese mes, las concentraciones en los puntos de entrada se consideran constantes (*block functions*).

Las tres golas del lago por las que se producen los flujos de salida al mar, El Pujol, El Perellonet y El Perelló, se representan también mediante tres condiciones de contorno dependientes del tiempo con paso mensual. Las salidas se han evaluado imponiendo una curva de niveles en el lago que representa el comportamiento habitual del mismo a lo largo de un año medio. La razón para no modelizar las golas como estructuras es que la información existente sobre su manejo y comportamiento es muy escasa.

La simulación de calibración comienza el 1 de enero de 1995 con un nivel inicial del agua de 0,38 m por encima del nivel del mar. A partir de aquí se realizaron simulaciones independientes para cada año natural en el periodo entre 1995 y 2000. El paso temporal es de 30 minutos para la simulación de la hidrodinámica y de 1 hora para la simulación de la calidad del agua¹.

Los flujos y la mezcla de agua en el lago se rigen por las condiciones de drenaje al mar a través de las golas, por el régimen de los caudales afluentes a través de las golas y por el viento. En general, el flujo del agua en los lagos tiene un patrón tridimensional. En un modelo bidimensional como el construido la circulación del agua se simula de forma simplificada considerando la profundidad media. Esto está justificado en una laguna muy poco profunda sin estratificación vertical. Desde el punto de vista de la calidad del agua, el impacto general de la circulación impulsada por el viento es la mezcla del agua. Un efecto secundario del viento es la ocurrencia de olas. Las olas no pueden simularse directamente mediante el modelo hidrodinámico de Sobek pero, no obstante, el modelo de calidad del agua contiene un módulo de oleaje que puede predecir las tensiones de corte del fondo, producidas por las olas inducidas por el viento. Las tensiones de corte del lecho debidas al flujo y las olas generan la resuspensión de sedimentos.

Dado que en el modelo se contemplan entradas y salidas estimadas en el módulo del balance hídrico a partir de unos niveles de agua impuestos, una primera comprobación consiste en representar los niveles de agua producidos por el modelo junto con los valores impuestos. Los resultados de simulación del modelo hidrodinámico, para el primer día del mes en uno de los años de la serie (2000), muestran que el equilibrio hídrico ha sido simulado correctamente en Sobek (Figura 4-16).

¹ El paso temporal recomendable para periodos cortos de simulación de procesos de calidad de aguas es también de 30 minutos. Ahora bien, dado que se trata de simular escenarios con duración, en algunos casos, de más de 10 años, se ha considerado conveniente aumentar el intervalo a 1 hora para reducir los tiempos de computación.

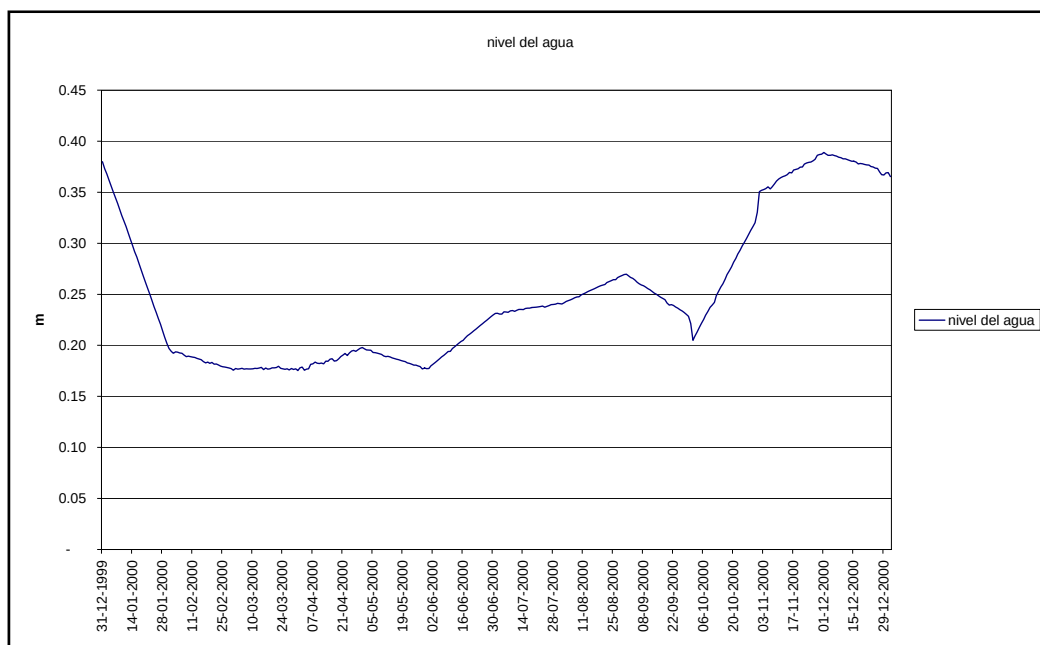


Figura 4-16. Nivel de agua medido y simulado en el lago en 2000. Las mediciones del nivel del agua se refieren al primer día del mes

Además de las cargas influentes y de los procesos internos, las condiciones meteorológicas son una importante fuerza motora en la calidad del agua. Aparte del viento y de la radiación solar, la temperatura del agua también se considera una condición meteorológica en el modelo.

La temperatura del agua ha sido estimada a partir de las medidas de la CMAAUH en 7 estaciones, a intervalos regulares durante el periodo 1993-2003. Se ha derivado una temperatura media para cada mes del año, partiendo de las mediciones de temperatura en la denominada estación A1 (Figura 4-17). Se ha utilizado la curva de temperatura para cada año en el periodo 1970-2003. La temperatura día a día ha sido calculada por Sobek, utilizando interpolación lineal.

Por otra parte se dispone de datos cotidianos sobre el viento en varias estaciones del IVIA en las proximidades de la Albufera. La estación de Picassent proporcionaba series completas para el periodo comprendido entre el otoño de 1999 y el verano de 2003. Decidimos aplicar estos datos entendiendo que el ciclo podría extenderse para la simulación a largo plazo. Procesos como el cálculo de medias entre estaciones puede suavizar demasiado la velocidad del viento. El método se explica en la Tabla 4-15: por ejemplo, para el año 1996, se utilizaron las series diarias de datos recopiladas en el año 2000.

Por otra parte se han obtenido datos de cinco años de radiación procedentes de la misma estación durante unos 3-5 años en la misma estación. Las series temporales de la radiación se extendieron también conforme al método presentado en la Tabla 4-15.

Finalmente, las horas de luz o fotoperiodo son calculadas por Delwaq partiendo de la siguiente información:

- La latitud del área de estudio; para L'Albufera de València es aproximadamente de 39,5 grados de latitud.

- El número del día de la fecha de referencia (día de la fecha de inicio de las simulaciones de calidad del agua).

Tabla 4-15. Las series de datos del viento y la radiación solar se reutilizan cada cuatro años en las simulaciones a largo plazo, partiendo de medidas diarias para el periodo entre el otoño de 1999 y el verano de 2003

Año de simulación								Series de datos utilizadas
1972	1976	1980	1984	1988	1992	1996	2000	2000
1973	1977	1981	1985	1989	1993	1997	2001	2001
1970	1974	1978	1982	1986	1990	1994	1998	2001
1971	1975	1979	1983	1987	1991	1995	1999	1999/2001/2003*

* Invierno-primavera: 2003; verano: 2001; invierno: 1999

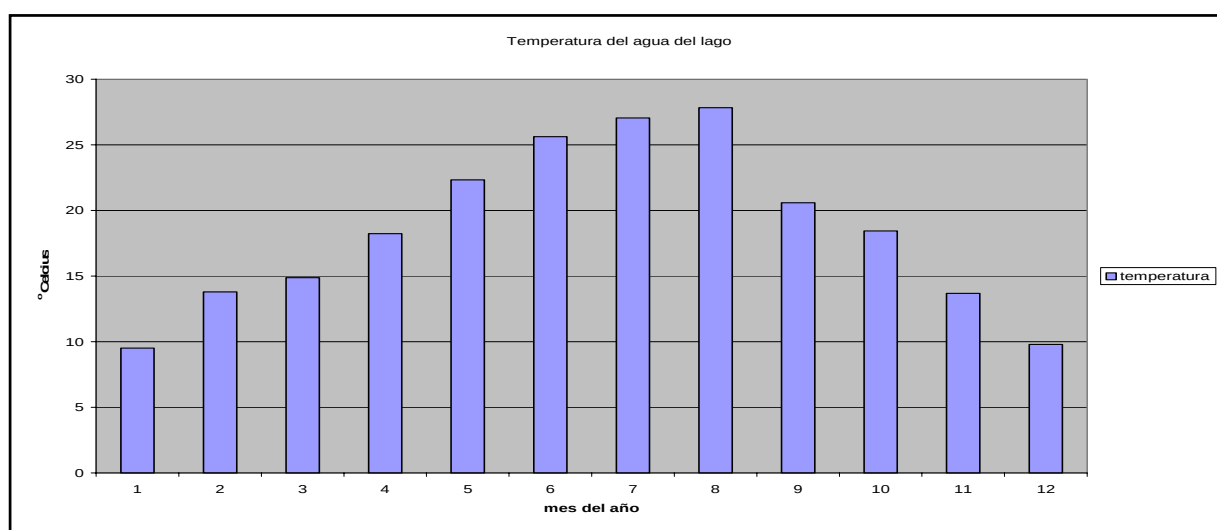


Figura 4-17. Temperatura media del agua cada mes

4.7.3. **Construcción del modelo de calidad del agua**

4.7.3.1. **Generalidades**

El nivel de detalle y el número de sustancias que incorpora un modelo dependen de la cuestión que se investiga, de los problemas ambientales a estudiar y del comportamiento del sistema hídrico. Como hemos expuesto en el planteamiento de la investigación, utilizaremos el modelo de calidad de agua de L'Albufera para estudiar el problema de su eutrofización. Hemos visto en el capítulo 3 cómo la eutrofización es un problema complejo que implica muchas sustancias y procesos. El crecimiento de las algas está relacionado con el ciclo de los nutrientes, nitrógeno, fósforo y silicio, en el agua del lago y con el ambiente lumínico bajo el agua. El crecimiento de algas y el agotamiento del material orgánico afectan a la concentración de oxígeno en el lago.

Los sedimentos acumulados en el lecho pueden influir en la eutrofización. La contaminación del lecho depende de la sedimentación de metales pesados, adsorbidos de los sólidos en suspensión. La resuspensión y la sedimentación de la capa superior del sedimento influyen en la distribución espacial de los sedimentos contaminados.

La Tabla 4-16 muestra la lista de sustancias Delwaq incluidas en el modelo de calidad del agua de L'Albufera y las sustancias medidas. Como las sustancias Delwaq no siempre se corresponden directamente con los datos medidos es necesaria una conversión. En la última columna de esta tabla, se muestra el método de conversión de los datos.

Tabla 4-16. Relación general de las sustancias en el modelo Delwaq de calidad del agua. En la última columna se presenta la conversión de los datos medidos en sustancias utilizadas por el modelo

Sustancia Delwaq	unidades	Descripción sustancia Delwaq	Método de conversión*
AAP	mg P/l	Fósforo inorgánico	0.2 * P-total
DetC	mg C/l	Sustancia orgánica en suspensión	0.2 * SS
DetN	mg N/l	Nitrógeno orgánico	0.1 * N-total
DetP	mg P/l	Fósforo orgánico	0.1 * P-total
DIATOM	mg C/l	Diatomeas	0.2 * Chla / C:Chla
GREEN	mg C/l	Algas	0.8 * Chla / C:Chla
NH4	mg N/l	Amonio	medido
NO3	mg N/l	Nitrato	medido
PO4	mg P/l	Fósforo disuelto	0.7* P-total
Si	mg Si/l	Sílice disuelto	medido
OXY	mg/l	Oxígeno	medido
Cd	mg/l	Cadmio	medido
Cu	mg/l	Cobre	medido
Hg	mg/l	Mercurio	medido
Zn	mg/l	Zinc	medido
IM1	mg/l	Sólidos inorgánic. en susp. 1	0.4 * SS
IM2	mg/l	Sólidos inorgánic. en susp. 2	0.4 * SS
IM3	mg/l	Sólidos inorgánic. en susp. 3	5 mg/l
Sustancias medidas	unidades	Descripción de la sustancia medida	
Chl-a	µg/l	Clorofila-a	
C:Chla	mg C/ mgChla	Relación entre carbono y clorofila-a	
N-total	mg N/l	Nitrógeno total	
P-total	mg P/l	Fósforo total	
SS	mg/l	Sólidos en suspensión	

Las reglas de conversión están basadas en la experiencia con otros sistemas hídricos estudiados por WL| Delft Hydraulics (MMA, 2004j). Las reglas han sido comprobadas y adaptadas ligeramente por M. Martín Monerris (*com. pers.*) y, en su opinión, son también válidas para la Albufera. Las sustancias en el modelo de calidad del agua pueden subdividirse en varios grupos: oxígeno, algas y nutrientes, sólidos en suspensión y sedimento, metales pesados y pH. Los procesos en estos grupos de sustancias se discutirán brevemente en los siguientes apartados.

4.7.3.2. El ciclo del oxígeno

La concentración de oxígeno en el lago depende del intercambio con la atmósfera, la producción de oxígeno por parte de las algas y el consumo de oxígeno por el material orgánico en agotamiento. El ciclo se muestra en la Figura 4-18, mientras que en la Tabla 4-17 se recogen los procesos en el modelo del oxígeno.

Tabla 4-17. Procesos implicados en el ciclo del oxígeno que han sido incluidos en el modelo de calidad del agua para L'Albufera

Proceso	Descripción
BMS1_DetC	Mineralización de carbono de detritos en sedimento S1
Nitrif_NH4	Nitrificación de amonio
RearOXY	Reaireación de oxígeno
SaturOXY	Concentración de oxígeno de saturación
SedOXYDem	Demanda de oxígeno del sedimento
WM_DetC	Mineralización de carbono orgánico

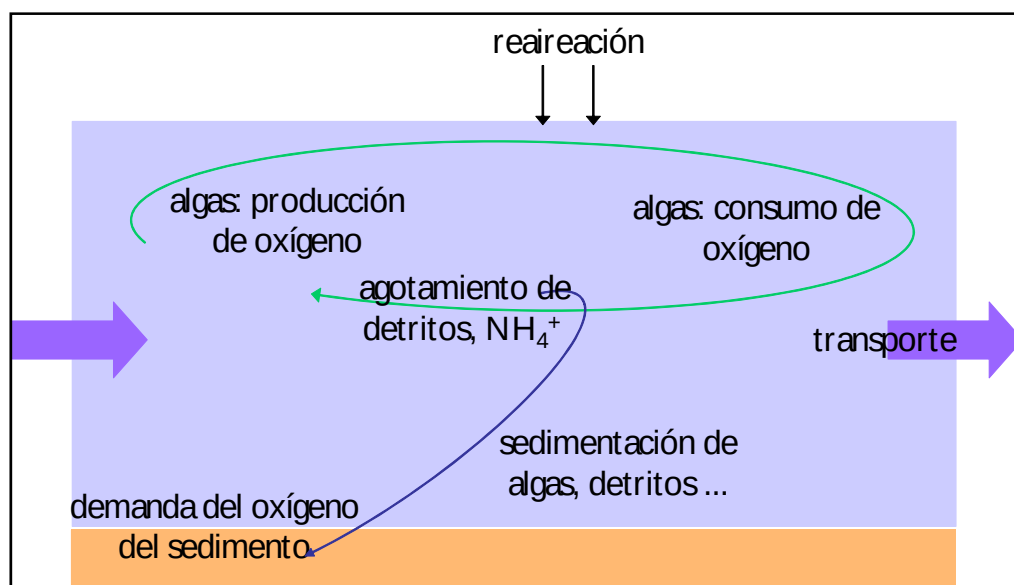


Figura 4-18. Modelo del oxígeno

4.7.3.3. Algas y nutrientes

En el modelo hay dos especies de algas: diatomeas y algas verdes¹. El crecimiento de las algas está limitado por la disponibilidad de nutrientes, la radiación solar y la temperatura del agua. Los ciclos de nutrientes de nitrógeno, fósforo y silicio son impulsados por el crecimiento y el agotamiento de las algas y por la sedimentación y la resuspensión del material orgánico. La

¹ La decisión de concentrarnos en estas dos especies de algas se tomó durante una reunión de expertos en modelación de la calidad del agua celebrada en Delft el 27 y 28 de agosto de 2003 (MMA, 2004j).

Figura 4-19 muestra el ciclo del fósforo en el agua del lago; la Figura 4-20 la del nitrógeno. En la primera de ellas se observa, por ejemplo, que en la absorción del fósforo por el fitoplancton, y en su posterior liberación en forma de detritos, influyen factores como la radiación, la duración del día o la limitación por los nutrientes, que afectan a la dinámica de la producción primaria, y por ello a la dinámica de dicho nutriente. La codificación de éstos y del resto de procesos se puede consultar en la Tabla 4-18.

Tabla 4-18. Relación general de los procesos relacionados con los ciclos de nutrientes y el crecimiento de las algas

Proceso	Nombre	Grupo
Daylength	Cálculo del fotoperiodo (horas de luz)	algas
DL_Diat	Función del fotoperiodo para las diatomeas	algas
DL_Green	Función del fotoperiodo para las algas verdes	algas
GroMrt_Dia	Producción primaria neta y mortalidad de diatomeas	algas
GroMrt_Gre	Producción primaria neta y mortalidad de algas verdes	algas
NutUpt_Alg	Adsorción de nutrientes por el crecimiento de las algas	algas
Phy_dyn	Cálculo del fitoplancton - Dynamo	algas
PPrLim	Limitación (numérica) de producción primaria	algas
Rad_Diat	Función eficacia de la luz en diatomeas	algas
Rad_Green	Función eficacia de la luz en algas verdes	algas
Sed_Gre	Sedimentación algas verdes	algas
TF_Diat	Funciones de temperatura para diatomeas	algas
TF_Green	Funciones de temperatura para algas verdes	algas
BMS1_DetN	Mineralización del nitrógeno orgánico en sedimento S1	nitrógeno
DenWat_NO3	Desnitrificación en la columna de agua	nitrógeno
DigS2N_Det	Penetración de nutrientes orgánicos en S2 desde S3	nitrógeno
NLDiat	Función de limitación de nutrientes para diatomeas	nitrógeno
NLGreen	Función de limitación de nutrientes para algas verdes	nitrógeno
WM_DetN	Mineralización nitrógeno orgánico	nitrógeno
BurS1N_Det	Entierro nutrientes orgánicos del sedimento S1	nutrientes
BurS2N_Det	Entierro nutrientes orgánicos de S2	nutrientes
DigS1N_Det	Penetración nutrientes orgánicos en S1 desde S2	nutrientes
NutRel_Alg	Liberación (nutrientes/detritos) por mortalidad de algas	nutrientes
ResN_Det	Resuspensión de nutrientes orgánicos	nutrientes
SedN_Det	Sedim. de nutrientes orgánicos	nutrientes
BMS1_DetP	Mineralización del fósforo orgánico en sedimento S1	fósforo
BurS1_AAP	Entierro de AAP (PO4 adsorbido) desde sedimento S1 hacia sedimento S2	fósforo
BurS2_AAP	Entierro de AAP (PO4 adsorbido) desde S2 hacia fuera del sistema (S3)	fósforo
DigS1_AAP	Penetración AAP (PO4 adsorbido) en S1 desde S2	fósforo
DigS2_AAP	Penetración AAP (PO4 adsorbido) en S2 desde S3	fósforo
Res_AAP	Resuspensión AAP (PO4 adsorbido)	fósforo
Sed_AAP	Sedimentación AAP (PO4 adsorbido)	fósforo
WM_DetP	Mineralización del fósforo orgánico	fósforo

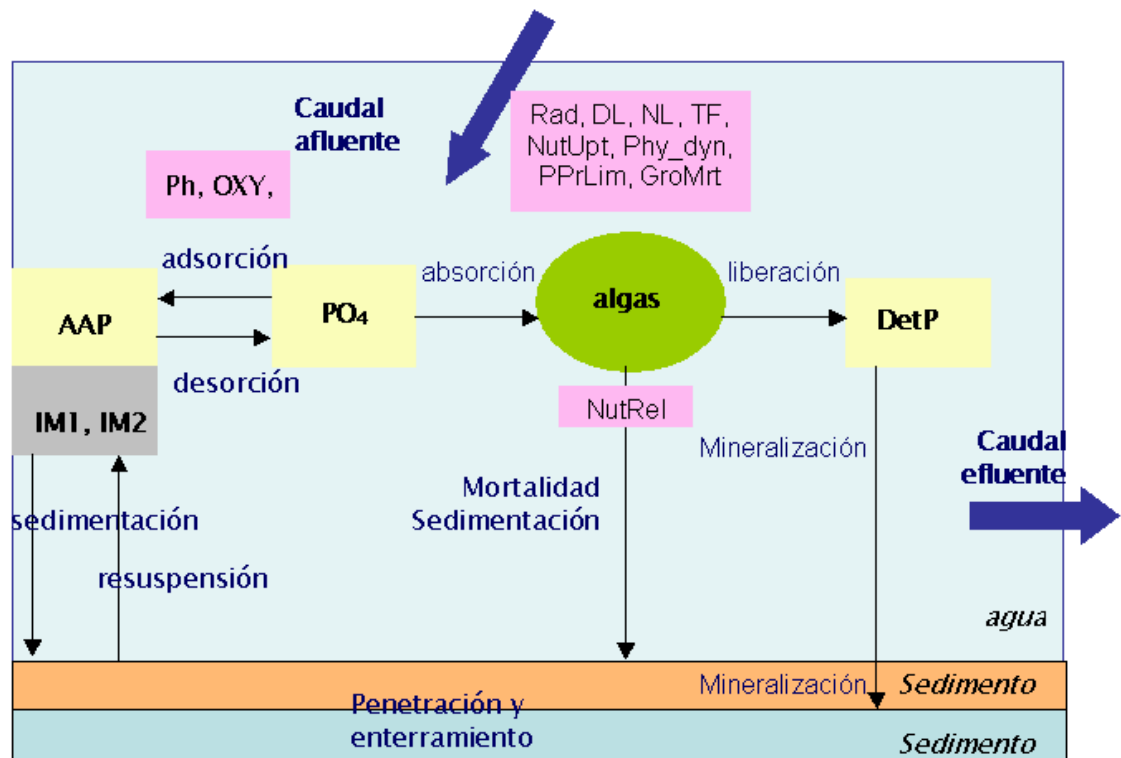


Figura 4-19. Ciclo del fósforo en el modelo del lago

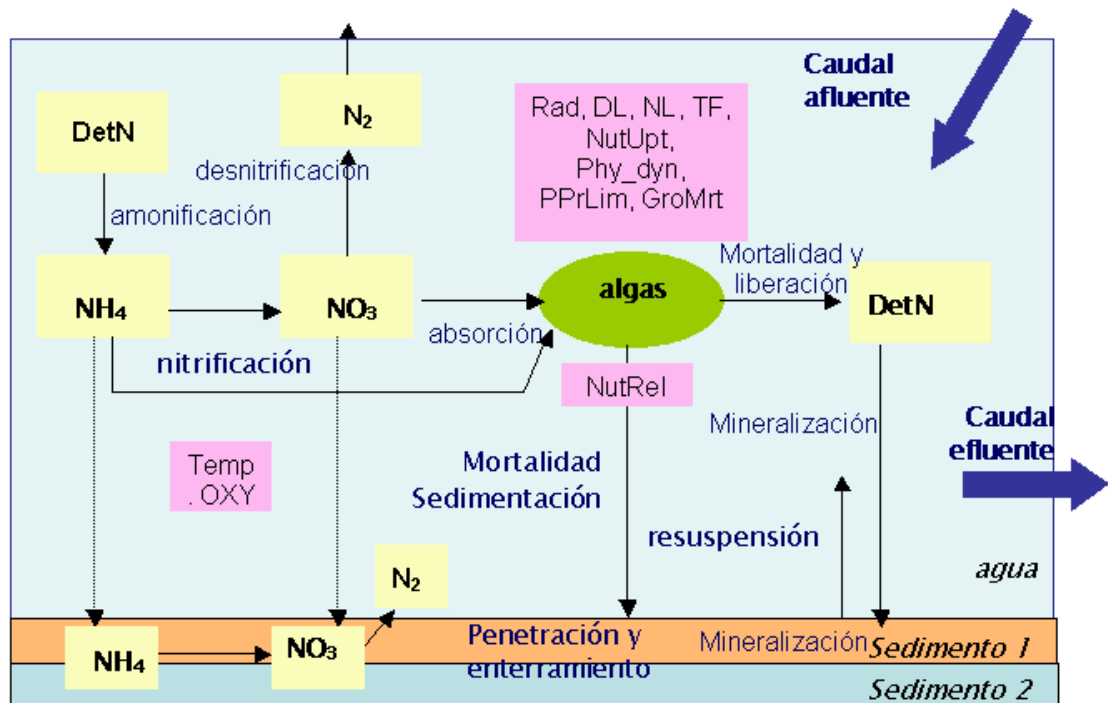


Figura 4-20. Ciclo del nitrógeno en el modelo del lago

4.7.3.4. Intercambio del fósforo entre el sedimento y el agua

Cuando las fuentes externas de fósforo dejan de actuar, el sedimento actúa como una fuente interna temporal de fósforo, hacia la columna de agua. En general, la interacción entre ambos medios es de elevada importancia para entender la calidad del agua del sistema tal y como hemos estudiado en el capítulo 3. Durante la calibración, se ha prestado mucha atención en calibrar los flujos del fósforo entre sedimentos y agua. La Figura 4-21 y la Figura 4-22 ilustran estos flujos.

La carga interna de fósforo desde los sedimentos puede producirse via:

1. Liberación de ortofosfato (PO_4^{3-}) tras la degradación del fósforo orgánico (DetPS1) en el sedimento.
2. Resuspensión del fósforo orgánico (DetPS1) y subsiguiente liberación de PO_4^{3-} por degradación de la materia orgánica en el agua.
3. Desorción del PO_4^{3-} adsorbido en el sedimento (AAPS1)
4. Resuspensión del fósforo inorgánico adsorbido (AAPS1) y subsiguiente desorción de PO_4^{3-} en el agua.

La cantidad de fósforo en el sedimento es regulada en Delwaq principalmente por una cinética de primer orden. Esto significa que la intensidad de los flujos depende de la diferencia de concentraciones de las distintas fracciones de fósforo en los sedimentos. Además, la cantidad de fósforo en estos es el resultado neto de los procesos de acumulación: a menor desorción, degradación o resuspensión, mayor acumulación en los sedimentos.

El periodo de tiempo necesario para que el sedimento alcance el estado de equilibrio estacionario, tras un cambio en la composición del agua, depende de las tasas de reacción del sedimento. Cuanto menores sean las cinéticas en el sedimento, más grandes son los tiempos de reacción en la columna de agua.

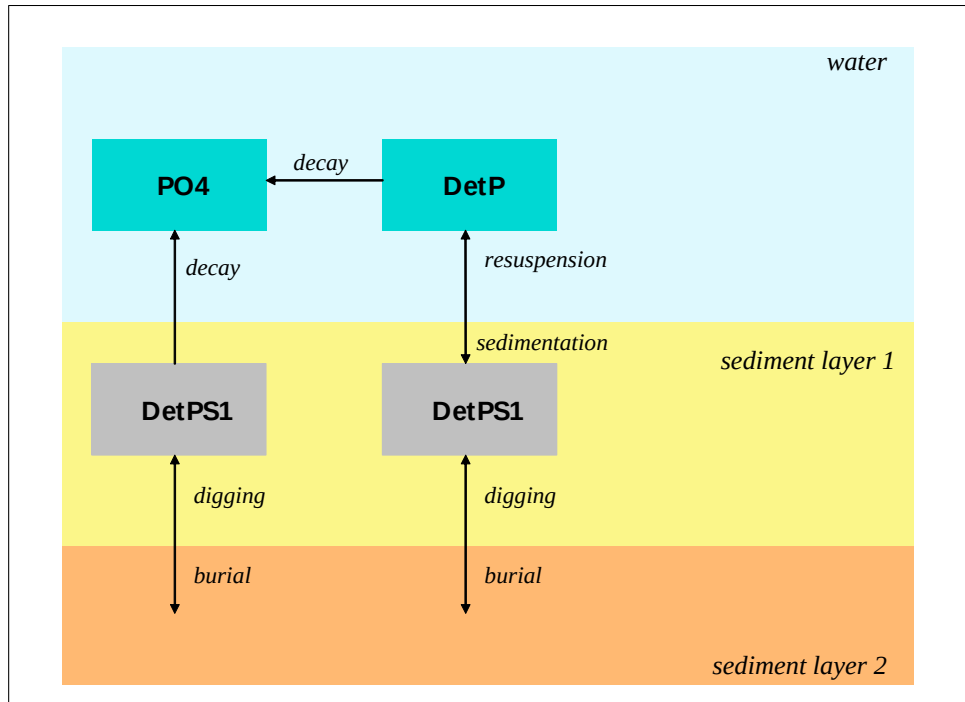


Figura 4-21. Intercambio de fósforo orgánico y de ortofosfato entre el sedimento y la columna de agua

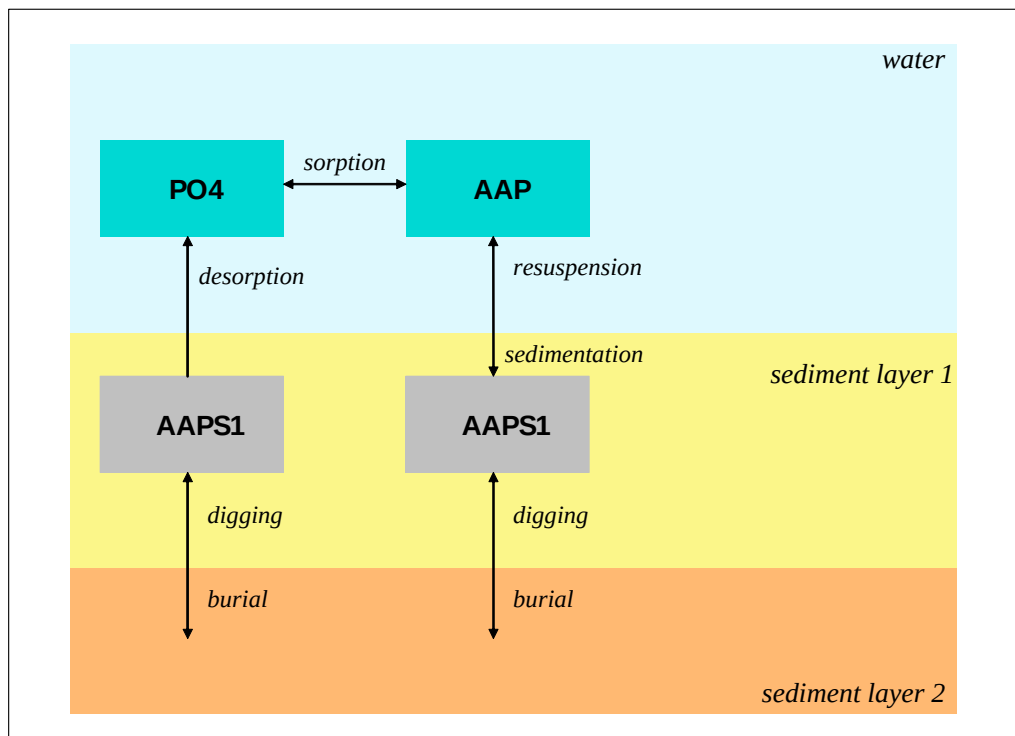


Figura 4-22. Intercambio de fósforo inorgánico adsorbido y de ortofosfato entre el sedimento y la columna de agua

4.7.3.5. Ambiente lumínico y profundidad de Secchi

La extinción de la luz es un factor clave para el crecimiento de algas y plantas acuáticas en el lago. La transparencia del agua se mide con el llamado disco de Secchi, que da nombre a la *profundidad de Secchi*, que es una medida de la intensidad luminosa bajo el agua.

La *profundidad de Secchi* es una variable de salida extra del modelo. Se calcula partiendo de la extinción de la luz ocasionada por las algas, los sólidos en suspensión y el coeficiente de extinción de fondo, todo lo cual se ilustra en la Figura 4-23. En la Tabla 4-19 se presenta una visión general de los procesos que afectan a la profundidad de Secchi.

Tabla 4-19. Relación general de los procesos en el modelo para la extinción de la luz y el cálculo de la profundidad Secchi

Proceso	Descripción
Extinc_VL	Extinción de luz visible (370-680 nm)
ExtPhDVL	Extinción de luz visible por las algas (Dynamo)
ExtPODVL	Extinción de luz por POC (Dynamo & Bloom)
Secchi	Cálculo de la profundidad de Secchi

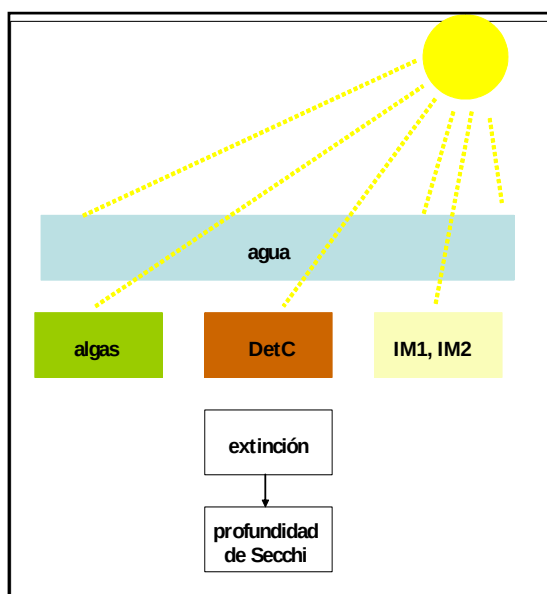


Figura 4-23. Modelo para la profundidad de Secchi y el ambiente lumínico bajo el agua.

4.7.3.6. Sólidos en suspensión y sedimento

En el modelo se han definido dos fracciones de sustancia inorgánica, una fracción de arcilla (IM1) y una fracción de limo (IM2). En el modelo también se dispone de material orgánico (detritos). El sedimento está formado por dos capas con un grosor inicial de 5 cm (S1) y 50 cm (S2) respectivamente. En los procesos *burial* y *digging* se nombra otra capa de sedimento, que únicamente es conceptual, y que permite representar, bien una salida de distintos parámetros (sólidos, nutrientes) fuera del sistema (*burial*), o bien su reincorporación al sistema (*digging*) en el segundo caso. En la Figura 4-24 se pueden observar los flujos que se simulan en el modelo.

La resuspensión del sedimento es impulsada por las olas inducidas por el viento y por la tensión tangencial al fondo ocasionada por el flujo del agua. La resuspensión de sedimentos debida a las olas inducidas por el viento depende de la velocidad del viento y del *fetch* (véase la Figura 4-25 y la Figura 4-26). El *fetch*¹ del viento es la distancia de la costa a una ubicación concreta en el lago, medida con el mismo ángulo de la dirección del viento, con relación a la costa. Véase también la Tabla 4-20 para una relación general de todos los procesos que influyen en la composición del sedimento y el modelo de oleaje.

Tabla 4-20. Relación general de los procesos en el modelo de sedimento y en el modelo de oleaje

Proceso	Descripción	Grupo
Bur_DM	Entierro masa total fondo (materia seca)	Sedimento
BurS1_IM1	Entierro arcillas desde S1 hacia S2	Sedimento
BurS1_IM2	Entierro limos desde S1 hacia S2	Sedimento
BurS2_IM1	Entierro arcillas desde S2 hacia S3	Sedimento
BurS2_IM2	Entierro limos desde S2 hacia S3	Sedimento
Compos	Composición del sedimento	Sedimento
Dig_DM	Penetración materia seca en sedimento S1 y S2	Sedimento
DigS1_IM1	Penetración arcillas en S1 desde S2	Sedimento
DigS1_IM2	Penetración limos en S1 desde S2	Sedimento
DigS2_DetC	Penetración carbono orgánico en S2 desde S3	Sedimento
DigS2_IM1	Penetración arcillas en S2 desde S3	Sedimento
DigS2_IM2	Penetración limos en S2 desde S3	Sedimento
Res_DM	Resuspensión material total del fondo (masa seca)	Sedimento
Res_IM1	Resuspensión arcillas	Sedimento
Res_IM2	Resuspensión limos	Sedimento
S1_Comp	Composición capa de sedimento S1	Sedimento
S2_Comp	Composición capa de sedimento S2	Sedimento
Sed_IM1	Sedimentación arcillas	Sedimento
Sed_IM2	Sedimentación limos	Sedimento
Sum_BurS1	Suma de sustancias (in)orgánicas enterradas desde S1 hacia S2	Sedimento
Sum_BurS2	Suma de sustancias (in)orgánicas enterradas desde S2 hacia S3	Sedimento
Sum_DigS1	Suma de sustancias (in)orgánicas que penetran en S1 desde S2	Sedimento
Sum_DigS2	Suma de sustancias (in)orgánicas que penetran en S2 desde S3	Sedimento
Sum_ResS1	Suma de sust. (in)orgánicas en resuspensión desde S1	Sedimento
Sum_ResS2	Suma de sust. (in)orgánicas en resuspensión de S2	Sedimento
Sum_Sedim	Total de todas las sustancias en sedimentación	Sedimento

¹ El fetch se ha derivado mediante una simple aproximación en Excel para cuatro direcciones de viento

Proceso	Descripción	Grupo
CalTau	Cálculo de fricción sobre el fondo	Olas
Wave	Características de las olas	Olas
WDepth	Profundidad cuando la ola es creada por la dirección del viento	Olas
WFetch	Fetch del viento (de la dirección del viento)	Olas

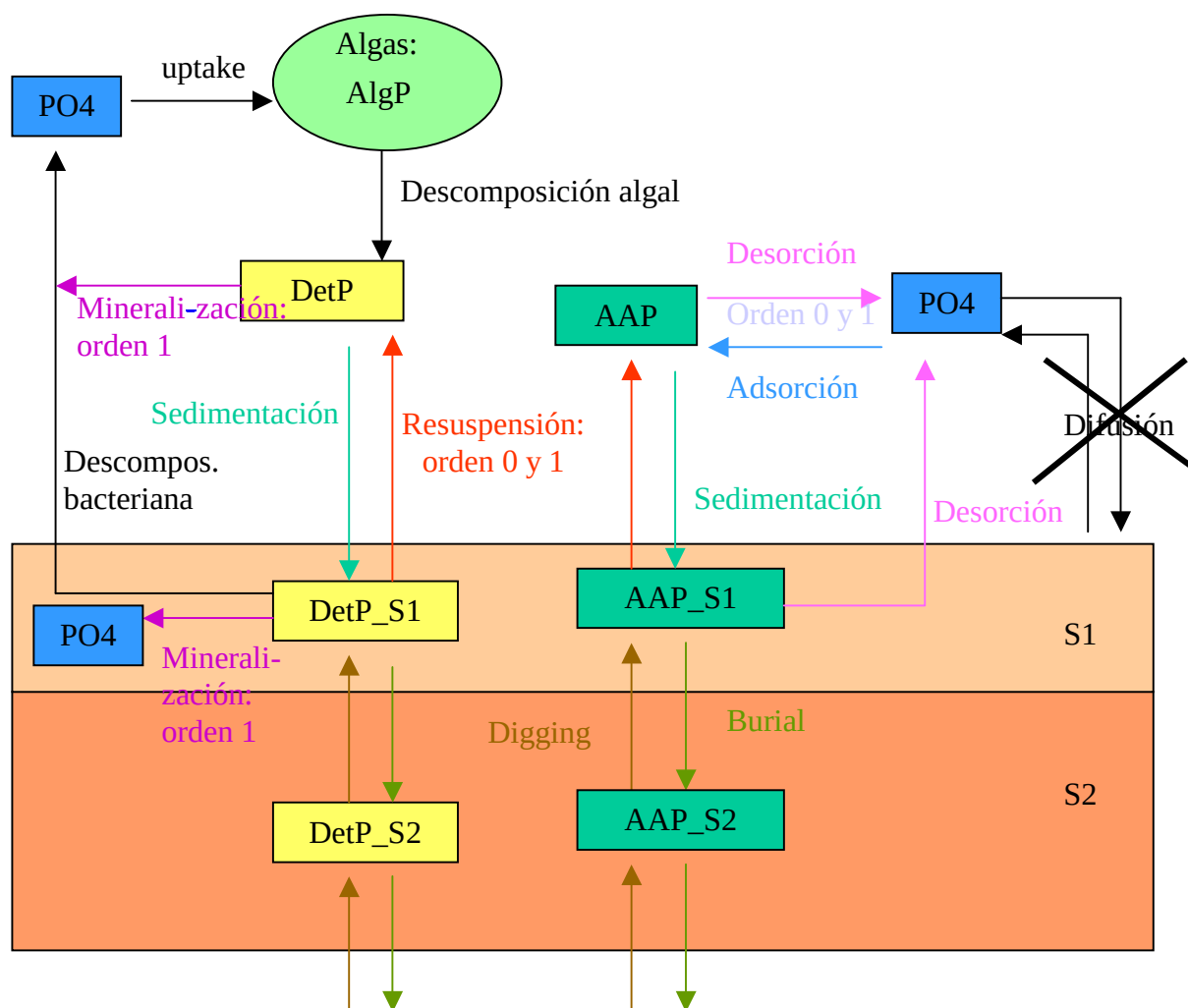


Figura 4-24. Representación de los flujos existentes entre sedimento-columna de agua, y dentro tanto del sedimento como de la columna de agua, empleando como ejemplo el ciclo del fósforo

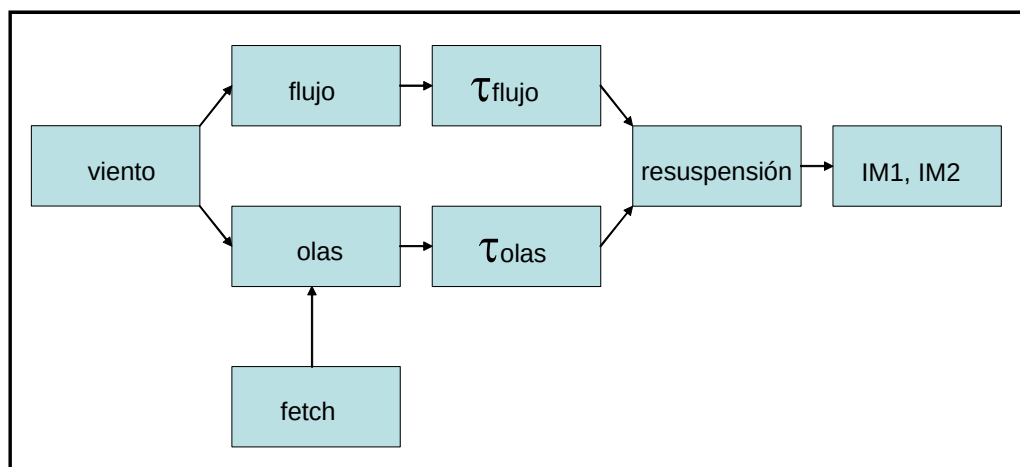


Figura 4-25. Modelo para sólidos en suspensión y sedimento

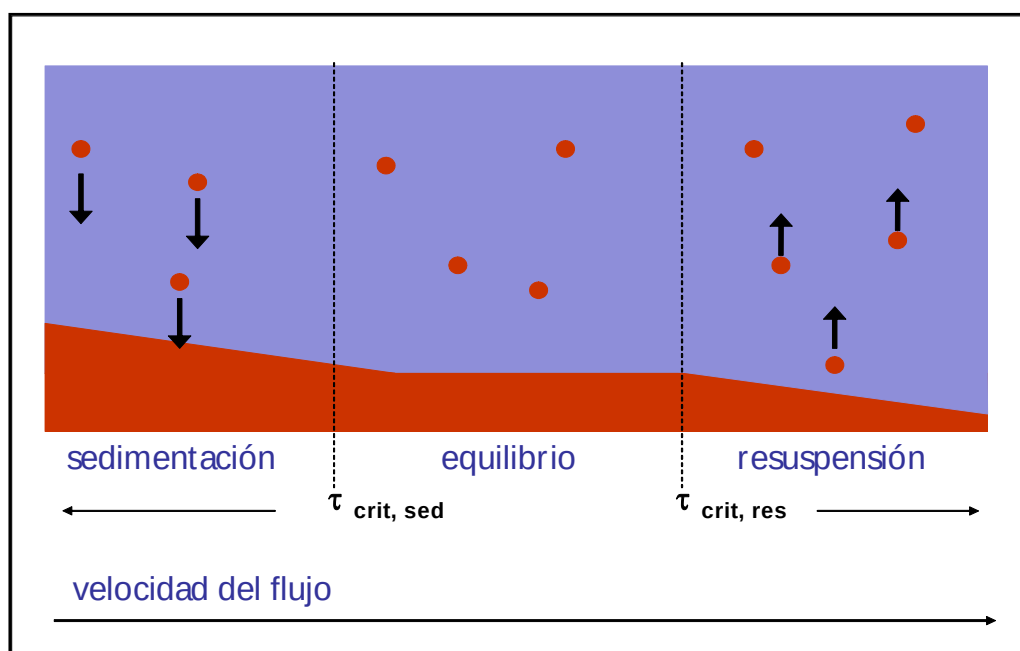


Figura 4-26. Sedimentación y resuspensión como función de la velocidad del flujo

4.7.3.7. Metales pesados

Los cuatro metales pesados (cadmio, cobre, mercurio, zinc) son adsorbidos hacia los sólidos en suspensión y las partículas de sedimento. La afinidad del metal pesado por una fracción particular de sedimento puede ser diferente. También es posible ajustar el coeficiente de adsorción para el agua y la primera y la segunda capa de sedimento. La Figura 4-27 y la Tabla 4-21 muestran los procesos en el modelo de metales pesado¹.

¹ La tabla y la figura muestran los procesos para el cobre; los relativos al cadmio, el mercurio y el zinc son idénticos

Tabla 4-21. Relación general de los procesos en el modelo para metales pesados

Proceso	Descripción
BurS1_Cu	Entierro Cu adsorbido desde S1 hacia S2
BurS2_Cu	Entierro Cu adsorbido desde S2 hacia S3
DigS1_Cu	Penetración Cu adsorbido en S1 desde S2
DigS2_Cu	Penetración Cu adsorbido en S2 desde S3
PartS1_Cu	División Cu en S1
PartS2_Cu	División Cu en S2
PartWK_Cu	División Cu en la columna de agua
Res_Cu	Resuspensión Cu adsorbido
Sed_Cd	Sedimentación Cd adsorbido

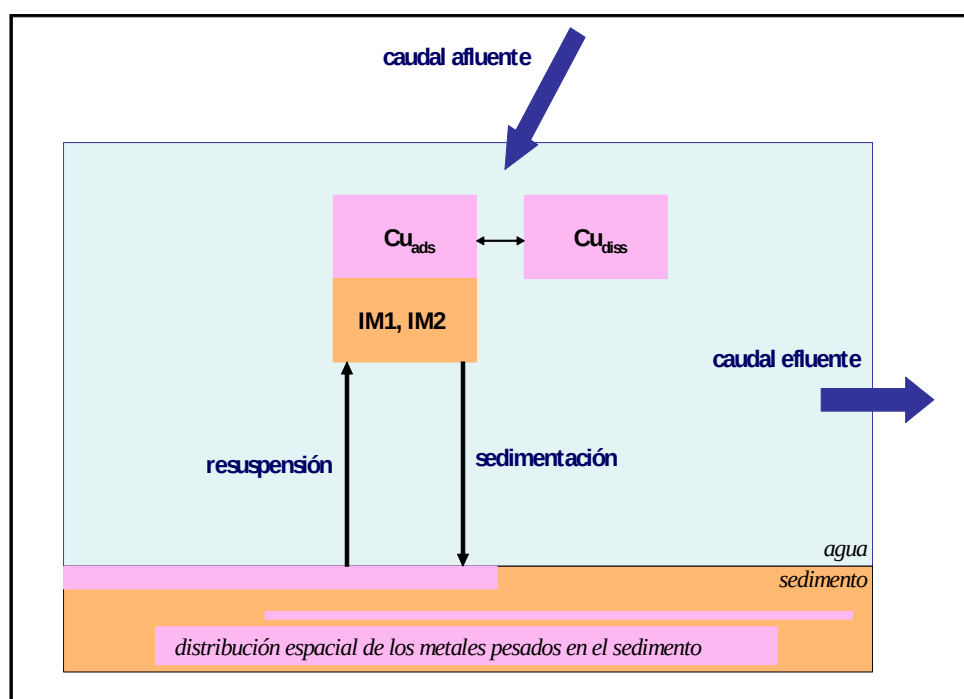


Figura 4-27. Modelo para el cobre en agua y sedimento

4.7.3.8. pH

El modelo para el pH en Delwaq se basa en la disolución de dióxido de carbono en el agua, en la alcalinidad y en el contenido total de carbono inorgánico. La disolución de dióxido de carbono (CO_2) del aire en el agua se ha modelizado con un proceso similar al de la reaireación del oxígeno. También se incluye en el modelo la adsorción y liberación de CO_2 por parte de las algas.

Como no se tiene en cuenta la precipitación del carbonato de calcio, el proceso es válido sólo para valores bajos del pH. Este hecho supone un condicionante importantísimo a la hora de trabajar con el modelo, ya que en L'Albufera se alcanzan valores medios de pH superiores a

9. En el capítulo 6 discutiremos este concepto y las limitaciones que impone para la utilización del modelo.

En la Tabla 4-22, se ofrece una relación general de los procesos implicados en el cálculo del pH en Delwaq. La simulación del pH es importante para la adsorción de metales pesados en los sólidos en suspensión y en el sedimento. La Figura 4-28 muestra la relación entre el pH y el coeficiente de adsorción de los metales pesados.

Tabla 4-22. Relación general de los procesos implicados en el cálculo del pH

Proceso	Descripción
pH_simp	Proceso simple del pH
RearCO2	Reaireación de CO ₂
SaturCO2	Concentración de saturación del CO ₂
NH3free	Cálculo de NH ₃ libre

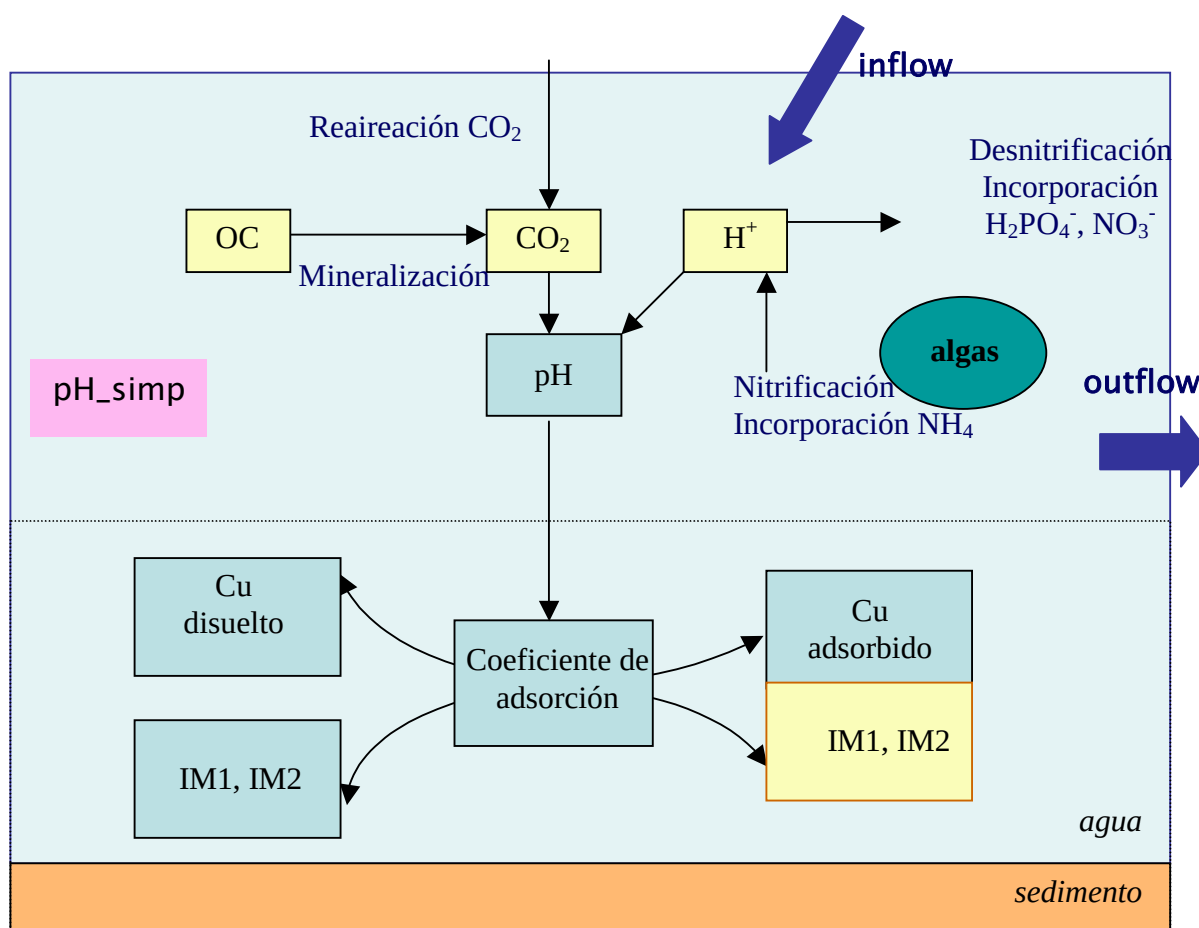


Figura 4-28. El pH y la adsorción de metales pesados en sólidos en suspensión y sedimentos

4.7.3.9. Condiciones iniciales

Para la calidad del agua, se derivaron condiciones iniciales globales partiendo de las medidas de calidad del agua de la CMAAUH para el periodo 2000-2002. Primero se calcularon las

concentraciones medias para los lugares individuales de medición. En segundo lugar, se determinó una media general que podía servir como condición inicial global para la calidad del agua del lago (Tabla 4-23).

Tabla 4-23. Condiciones iniciales para la simulación. Medias de las concentraciones de sustancias en el agua del lago en ocho lugares de medición para el período 2002-2002 (CMAAUH). La última columna es la media general que ha sido utilizada como condición inicial global en el modelo de calidad del agua

	Estación	A1	A2	A3	B1	B2	C1	General
Sustancia								
AAP	Fósforo anorgánico	0.036	0.059	0.044	0.035	0.036	0.033	0.040
DetC	Carbono orgánico	12	13	12	12	11	9	11
DetN	Nitrógeno orgánico	0.19	0.25	0.25	0.08	0.11	0.19	0.17
DetP	Fósforo orgánico	0.018	0.029	0.022	0.017	0.018	0.017	0.020
GREEN	Algas (carbono)	4.3	4.8	3.8	4.8	4.0	4.6	4.3
NH4	Amonio	0.54	0.29	0.61	0.17	0.18	0.36	0.34
NO3	Nitrato	1.19	1.81	1.61	0.55	0.79	1.34	1.15
PO4	Fósforo	0.125	0.205	0.152	0.122	0.127	0.116	0.141
OXY	Oxígeno	11.7	10.4	12.5	12.1	11.8	12.4	11.7
Cd	Cadmio	0.0021	0.0021	0.0021	0.0020	0.0019	0.0020	0.0021
Cu	Cobre	0.0044	0.0044	0.0034	0.0026	0.1279	0.0034	0.0217
Hg	Mercurio	0.0017	0.0028	0.0018	0.0015	0.0016	0.0018	0.0018
Zn	Zinc	0.0545	0.0183	0.0174	0.0158	0.0797	0.0163	0.0343
Cl	Cloruro							
Continuity	Continuidad	1	1	1	1	1	1	1
IM1	Materia en suspensión 1	25	27	23	23	22	19	23
IM2	Materia en suspensión 2	25	27	23	23	22	19	23

La calidad del sedimento, con respecto a los metales pesados y el fósforo, se ha derivado de los datos medidos sobre el sedimento (Peris, 2000). Se conoce la distribución espacial de metales pesados y fósforo en tres capas diferentes de profundidad del sedimento. En la Tabla 4-24 se muestran los valores medios para cada capa de sedimento obtenidos a partir del estudio de Peris. Estos valores se usan como condiciones iniciales globales.

Tabla 4-24. Concentraciones medias en el sedimento en tres capas de profundidad

	Cu	Cd	Zn	Hg	P
	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg	mg/kg
0-10 cm	22.39	0.17	67.86	0.16	250.46
10-20 cm	10.88	0.00	34.19	0.13	136.50
20-30 cm	24.65	0.05	82.98	0.09	186.49

4.7.4. Calibración y validación del modelo de calidad del agua

4.7.4.1. Información utilizada y períodos de estudio

En los apartados precedentes hemos expuesto la abundante información requerida para la construcción y calibración del modelo. Son relevantes algunas carencias de información referentes a las concentraciones de clorofila-a: en 1996 no hay disponible datos medidos; lo mismo sucede en el primer semestre de 1999.

La Figura 4-29 ilustra la disponibilidad de datos para el periodo en estudio. Atendiendo a esta tabla se decidió tomar los años entre 1995 y 2000 como período de simulación: el periodo 1995-1998 fue utilizado para calibrar el modelo, mientras que el periodo 1999-2000 fue retenido para validar el modelo.

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003
caudales afluentes													
caudales efluentes													
calidad de agua de los caudales afluentes													
calidad del lago	X	X	X	X		X			X				
viento													
radiación													
temperatura													

calibración													
validación													
escenarios													

año seco													
año medio													
año humedo													

completos
 algunos datos
 asunción
 no hay datos

X faltan algunos datos de clorofila-a

Figura 4-29. Disponibilidad de datos en el proceso de calibración y validación del modelo Sobek Albufera. Verde: series temporales disponibles; amarillo: algunos datos disponibles; rojo: no hay datos disponibles; X: algunas faltas de información referentes a la concentración de clorofila-a

4.7.4.2. Procedimiento y objetivos

La primera decisión consistió en fijar un coeficiente de dispersión D con un valor de $10 \text{ m}^2/\text{s}$. Se trata de un parámetro clave para la mezcla de sustancias en el lago y su rango de valores entre 0 y $10 \text{ m}^2/\text{s}$. En los primeros tanteos del proceso de calibración se decidió que la distribución espacial de las sustancias disueltas y de las algas era probablemente demasiado heterogénea en el lago, porque la mezcla en este sistema estaba infraestimada. Tal mezcla es consecuencia de las entradas de agua y del impacto del viento, que genera olas. La mezcla debida al viento podía resultar subestimada, dado que la velocidad del viento en la serie de datos parecían bastante bajas, siempre por debajo de 5 en la escala de Beaufort, lo cual podía deberse a que el lago se encuentra más expuesto al viento que la estación de medida. Otro factor que influía es que las entradas de fósforo por las regiones del sur y el oeste son inferiores comparando con las entradas por el norte debido, fundamentalmente, a la presión de

las áreas urbanas e industriales del sector noroeste del parque natural. La mezcla en el lago se aumenta mediante el incremento del coeficiente de difusión desde los 2 m²/s considerados en una situación inicial, hasta el valor final de 10 m²/s que hemos expuesto. Aumentando la difusión se encontró que la distribución espacial de los nutrientes y las algas respondía mejor a la dinámica observada.

Al margen de esta decisión, los trabajos de calibración se llevaron a cabo en dos grandes fases. La primera se llevó a cabo fundamentalmente por WL | Delft Hydraulics (Vershelling, Schwanenberg, & Icke, 2004), y consistió en un ajuste inicial de los distintos parámetros de proceso (columna *Delwaq* de la Tabla 4-25), a partir de referencias específicas como la tesis doctoral de M. Martín Moneris(1998) que permitiera alcanzar el orden de magnitud correcto (columna *Martín* de la referida Tabla 4-25). La calibración en esta primera fase se llevó a cabo como sigue:

- Primero se calibró la concentración de los sólidos suspendidos. Éstos son la clave para la atenuación de la luz en la columna de agua, y para el intercambio de sustancias entre el sedimento y el agua. El crecimiento de las algas pasó a un orden de magnitud correcto mediante este ajuste.
- Como segundo objetivo se procedió a calibrar las concentraciones de nutrientes y metales pesados, tanto en el agua como en el sedimento. También, la concentración de oxígeno.
- Por último, se procedió a calibrar la biomasa de algas, la cual ha podido ser finamente ajustada en la fase de calibración siguiente, en base a las funciones de limitación de nutrientes y de luz para las diatomeas y las algas verdes.

En la siguiente fase, llevada a cabo por las empresas Typsa y Tecnomia (MMA, 2004j), la calibración se centró en conseguir un ajuste más fino (columna *Typsa* de la Tabla 4-25), que se centró en los siguientes procesos:

- El patrón de crecimiento estacional de las algas: se buscó reproducir la variación estacional observada en la dinámica de la clorofila-a.
- La acumulación y liberación del fósforo en el sedimento, como factor fundamental determinante de la dinámica del fitoplancton.
- La concentración del oxígeno disuelto en el agua, y la tasa de degradación de la materia orgánica, como principal fuente de consumo del mismo.

La calibración en esta segunda fase se interpretó como un proceso iterativo. Tras cada simulación, se procedió a la revisión de los resultados, por comparación entre los datos medidos y las dinámicas obtenidas por simulación, lo cual sugería nuevas hipótesis. La procedencia de estas nuevas hipótesis era evaluada en la simulación siguiente.

Durante la calibración se evidenció que la meteorología resultaba un aspecto clave en los procesos de calidad de aguas en el lago. El hecho de que el periodo disponible para los datos meteorológicos (2000-2002) no coincidía con el periodo de calidad de aguas monitorizado (1990-2000), suponía una importante deficiencia del trabajo. Los principales criterios para la calibración fueron los siguientes:

- Las concentraciones medias simuladas de nutrientes en el agua debían resultar similares a las concentraciones medias medidas.
- La dinámica estacional simulada para las algas debía estar en la misma banda de amplitud que aquella obtenida a partir de los datos medidos en el lago. Así mismo, deben reproducirse dos máximos en el crecimiento, en primavera y a finales de verano o principios de otoño.
- Las concentraciones de sólidos suspendidos debían mostrar la misma dinámica que las medidas.
- La concentración de fósforo total simulada en el sedimento debía ser similar a las medidas.

La columna *Final* de la Tabla 4-25 muestra la lista completa de parámetros incluidos en el modelo de calidad del agua tras la finalización del proceso de calibración.

Los resultados obtenidos se analizarán con detalle en el apartado 5.1.5.

Tabla 4-25. Parámetros relevantes del modelo en las diferentes fases de calibración

Parámetro	Nombre	Delwaq	Martín	Typsa	Final	Unidades
COXDEN	critical oxygen concentration for denitrification	3.00			3	g/m3
COXNIT	critical oxygen concentration for nitrification	1.00			1	g/m3
CTMin	critical temperature for mineralisation	3.00			3	oC
CTNit	critical temperature for nitrification	3.00			3	oC
D	dispersion	0.0	4.5		10.0	m2/s
Ditochl	stoichiometric ratio of chlorophyll-a in diatoms	50.0			50	g chl-a/gC
DMCFDiat	Dry matter:C ratio diatoms	2.50			2.5	mg/mg C
DMCFGreen	Dry matter:C ratio greens	2.50			2.5	mg/mg C
ExtVIBak	background extinction visible light	0.08			0.08	1/m
ExtVIDetC	VL specific extinction coefficient DetC	0.47			0.47	m2/gC
ExtVIGreen	VL specific extinction coefficient Greens	0.15			0.25	m2/gC
ExtVIIM1	VL specific extinction coefficient IM1	0.01			0.01	m2/gDM
ExtVIIM2	VL specific extinction coefficient IM2	0.01			0.01	m2/gDM
FixTHS1	fixed thickness of layer S1	0.05	0.05		0.005	m
FixTHS2	fixed thickness of layer S2	0.50			0.5	m
FrAutGreen	fraction autolysis Greens	0.30			0.3	-
FrDetGreen	fraction to detritus by mortality Greens	0.70			0.7	-
GRespDiat	growth respiration factor Diatoms	0.11			0.11	-
GRespGreen	growth respiration factor Greens	0.15	0.13		0.15	-
Grtochl	stoichiometric ratio of chlorophyll-a in green algae	50			50	g chl-a/gC
KdCdIM1	partition coefficient Cd-IM1	130			130	m3/kgDM
KdCdIM2	partition coefficient Cd-IM2	130			130	m3/kgDM
KdCdIM1S1	partition coefficient Cd-IM1 in layer S1	130			130	m3/kgDM
KdCdIM1S2	partition coefficient Cd-IM1 in layer S2	130			130	m3/kgDM
KdCuIM1	partition coefficient Cu-IM1	50			50	m3/kgDM

Parámetro	Nombre	Delwaq	Martín	Typsa	Final	Unidades
KdCuIM2	partition coefficient Cu-IM2	50			50	m3/kgDM
KdCuIM1S1	partition coefficient Cu-IM1 in layer S1	50			50	m3/kgDM
KdCuIM1S2	partition coefficient Cu-IM1 in layer S2	50			50	m3/kgDM
KdHgIM1	partition coefficient Hg-IM1	170			170	m3/kgDM
KdHgIM2	partition coefficient Hg-IM2	170			170	m3/kgDM
KdHgIM1S1	partition coefficient Hg-IM1 in layer S1	170			170	m3/kgDM
KdHgIM1S2	partition coefficient Hg-IM1 in layer S2	170			170	m3/kgDM
KdPO4AAP	distrib. coeff. (-) or ads. eq. const.	0.10			1	m3/gP
KdZnIM1	partition coefficient Zn-IM1	110			110	m3/kgDM
KdZnIM2	partition coefficient Zn-IM2	110			110	m3/kgDM
KdZnIM1S1	partition coefficient Zn-IM1 in layer S1	110			110	m3/kgDM
KdZnIM1S2	partition coefficient Zn-IM1 in layer S2	110			110	m3/kgDM
KLRear	reaeration transfer coefficient	1.00	1		0.75	m/d
KMDINDiat	half-saturation value N Diatoms	0.01			0.005	gN/m3
KMDINGreen	half-saturation value N Greens	0.01	0.025		0.005	gN/m3
KMPdiat	half-saturation value P Diatoms	0.0010			0.001	gP/m3
KMPgreen	half-saturation value P Greens	0.0010	0.0027		0.001	gP/m3
KMSidiat	half-saturation value Si Diatoms	0.03			0.027	gSi/m3
Latitude	latitude of study area	39.5			39.5	degrees
Mort0Diat	mortality rate constant Diatoms	0.25			0.25	1/d
Mort0Green	mortality rate constant Greens	0.35	0.13		0.35	1/d
MRespDiat	maintenance respiration Diatoms st.temp	0.04			0.036	-
MRespGreen	maintenance respiration Greens st.temp	0.05			0.045	-
MrtSedDiat	mortality rate constant Diatoms, sediment	3			3	1/d
MrtSedGree	mortality rate constant Greens, sediment	3			3	1/d
NCRatDiat	N:C ratio Diatoms	0.16			0.16	gN/gC
NCRatGreen	N:C ratio Greens	0.16	0.13		0.16	gN/gC
OOXDEN	optimum oxygen concentration for denitrification	1.00			1	gO2/m3
OOXNIT	optimum oxygen concentration for nitrification	5.00			5	gO2/m3
OptDLDiat	daylength for growth saturation Diatoms	0.50			0.5	d
OptDLGreen	daylength for growth saturation Greens	0.58			0.58	d
PCRatDiat	P:C ratio Diatoms	0.02			0.015	gP/gC
PCRatGreen	P:C ratio Greens	0.02	0.011		0.015	gP/gC
pH	pH	9.00			9	-
PORS1	porosity of sediment layer S1	0.00			0.8	-
PORS2	porosity of sediment layer S2	0.00			0.7	m3pores/m3bulk
PPMaxDiat	maximum production rate Diatoms	2.30			2.3	1/d
PPMaxGreen	maximum production rate Greens	1.50			1.5	1/d
PrfNH4gree	ammonium preference over nitrate Greens	1.00			1	-
RadSatDiat	total radiation growth saturation diatoms	25			50	W/m2

Parámetro	Nombre	Delwaq	Martín	Typsa	Final	Unidades
RadSatGree	total radiation growth saturation greens	30			60	W/m2
RcAAPS1	first order desorption of AAP in layer S1	0.00			0.005	1/d
RcAdPO4AAP	slow desorption of PO4 from AAP	1			0.20	1/d
RcDenSed	first-order denitrification rate in sediment	0.10			0.2	1/d
RcDenWat	first-order denitrification rate in water column	0.10	0.3		0.1	1/d
RcDetC	first-order mineralisation rate DetC	0.12		0.16	0.12	1/d
RcDetCS1	first-order mineralisation rate DetC in layer S1	0.03	0.0004		0.01	1/d
RcDetN	first-order mineralisation rate DetN	0.12	0.15	0.16	0.12	1/d
RcDetNS1	first-order mineralisation rate DetN in layer S1	0.03	0.0004		0.0004	1/d
RcDetP	first-order mineralisation rate DetP	0.08	0.22	0.16	0.08	1/d
RcDetPS1	first-order mineralisation rate DetP in layer S1	0.03	0.0004		0.02	1/d
RcDetSi	first-order mineralisation rate DetSi	0.01			0.01	1/d
RcDetSiS1	first-order mineralisation rate DetSi in layer S1	0.015			0.015	1/d
RcNit	first-order nitrification rate	0.10	0.13	0.21	0.1	1/d
SCRatDiat	Silicium carbon ratio diatoms	0.49			0.49	g Si/g C
SWAdSP	switch PO4 adsorption $<0=K_d 1=Langmuir 2=pH_{dep}>$	1.00			1	-
SWDigS1	Switch for digging from S2 to S1	1			1	
SWDigS2	Switch for digging from S3 to S2	1			0	
SWPoreChS2	switch for oxic (1) or sulfidic (0) pore water	1.00			1	-
SWRear	switch for oxygen reaeration formulation (1-11)	1.00			1	-
TaucRS1DM	critical shear stress for resuspension DM layer S1	0.20			0.05	N/m2
TaucRS2DM	critical shear stress for resuspension DM layer S2	0.50			0.5	N/m2
TaucSDetC	critical shear stress for sedimentation DetC	0.10			0.02	N/m2
TaucSIM1	critical shear stress for sedimentation IM1	0.10			0.02	N/m2
TaucSIM2	critical shear stress for sedimentation IM2	0.10			0.02	N/m2
TcDecDiat	temp. coeff. for respiration and mortality Diatoms	1.07			1.07	-
TcDecGreen	temp. coeff. for respiration and mortality Greens	1.07			1.07	-
TcDenWat	temperature coefficient for denitrification	1.07			1.07	-
TcDetC	temperature coefficient for mineralisation DetC	1.05			1.05	-
TcDetN	temperature coefficient for mineralisation DetN	1.05			1.05	-
TcDetP	temperature coefficient for mineralisation DetP	1.05			1.05	-
TcGroDiat	temperature coeff. for growth processes Diatoms	1.04			1.04	-
TcGroGreen	temperature coeff. for growth processes Greens	1.04			1.04	-
TcNit	temperature coefficient for nitrification	1.07			1.07	-
TCRear	temperature coefficient for reaeration	1.02			1.02	-
VResDM	first order resuspension velocity DM	0.00			0.01	1/d
VSedDetC	sedimentation velocity DetC	0.10	0.01	0.09	0.09	m/d
VSedDiat	sedimentation velocity diatoms	0.00	0	0.09	0.09	m/d
VSedGreen	sedimentation velocity Greens	0.00	0	0.09	0.09	m/d
VSedIM1	sedimentation velocity IM1 fine = arcilla, clay	0.10	18	0.65	0.5	m/d

Parámetro	Nombre	Delwaq	Martín	Typsa	Final	Unidades
VSedIM2	sedimentation velocity IM2 coarse = limos, lime	0.10	18	13.5	1.5	m/d
VSedIM3	sedimentation velocity IM3 = wash load	0.10			0	m/d
WDepth_1	wind depth (pair 1)	-1			-1	m
WDepth_2	wind depth (pair 2)	-1			-1	m
WDepth_3	wind depth (pair 3)	-1			-1	m
WDepth_4	wind depth (pair 4)	-1			-1	m
WDepth_5	wind depth (pair 4)	-1			-1	m
WFetch_1	wind fetch (pair 1)	10			spatial input	m
WFetch_2	wind fetch (pair 2)	10			spatial input	m
WFetch_3	wind fetch (pair 3)	10			spatial input	m
WFetch_4	wind fetch (pair 4)	10			spatial input	m
WFetch_5	wind fetch (pair 4)	10			spatial input	m
WinDir_1	wind direction (pair 1)	45			45	degrees
WinDir_2	wind direction (pair 2)	90			135	degrees
WinDir_3	wind direction (pair 3)	135			225	degrees
WinDir_4	wind direction (pair 4)	180			315	degrees
WinDir_5	wind direction (pair 4)	225			360	degrees
ZResDM	zeroth order resuspension flux	0			1.15	g/m2,d

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Tras la construcción, calibración y validación del modelo procederemos en el siguiente capítulo a la presentación de sus resultados y a su discusión en relación con la literatura científica específica. Consideramos que el modelo es en sí un resultado de la investigación y al mismo tiempo un método para la obtención de conclusiones respecto a la evolución del sistema hídrico de L'Albufera. Dedicaremos el apartado 5.1 a estudiar la respuesta del modelo tras su calibración, lo cual nos permitirá evaluar su aptitud para reproducir la realidad e incluso, como esbozaremos en el apartado 5.4, para la simulación de posibles escenarios futuros. En los apartados intermedios analizaremos los resultados relativos a la evolución, en las cuatro últimas décadas, de los flujos del sistema hídrico, las cargas contaminantes y el estado de eutrofización del lago.

5.1. SOBRE LA RESPUESTA DEL MODELO CABHAL FRENTE A LA REALIDAD OBSERVADA

5.1.1. Resultados de los módulos relativos al balance hídrico

5.1.1.1. Caudales en el río Júcar

En primer lugar compararemos los resultados del modelo con los valores observados entre octubre de 2000 y septiembre de 2008 en la estación de aforo 8089 del sistema SAIH de la CHJ en el río Júcar en el Huerto de Mulet (Algemesí). Se trata de una estación clave en el sistema de explotación del Júcar y se sitúa aguas abajo de la desembocadura del río Magro. Esta comparación nos ha permitido (véase el apartado 4.3.6.1) calibrar dos coeficientes $K_{11}^{RIO-\alpha}$ y K_{ACU}^{RIO} que regulan los retornos superficiales y subterráneos al río Júcar.

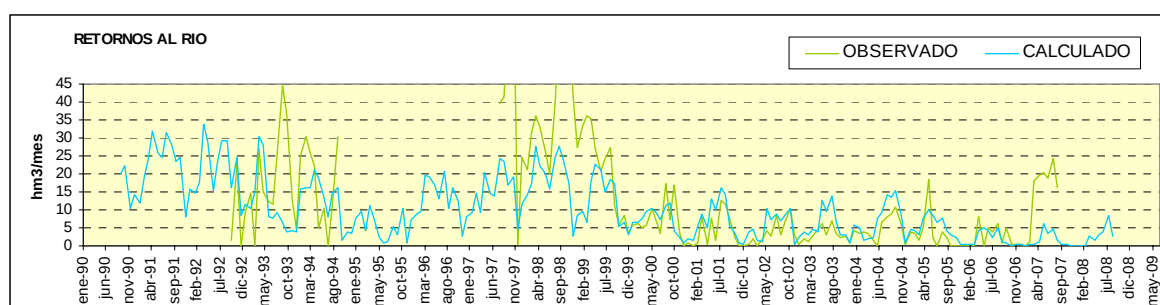


Figura 5-1. Valores observados y calculados en Huerto de Mulet tras la calibración

A lo hora de comparar valores observados y calculados en el río Júcar (Figura 5-1) deben tenerse en cuenta las características del equipo de medida. Antes de octubre de 1999 la estación de aforos Huerto de Mulet estaba en un equipo de medida de niveles que proporcionaba los caudales en el río mediante una determinada curva de gasto. Se comprobó que los niveles en esta estación estaban afectados por la curva de remanso impuesta por el azud de Sueca, situado aguas abajo, lo cual podría haber conducido a una cierta

sobreestimación de la serie de caudales hasta dicha fecha, en que los equipos fueron sustituidos por otros dotados con sensores de velocidad con tecnología Doppler. Por ello, parecía conveniente retener una calibración que, como se observa en la figura, proporcionase valores sensiblemente inferiores a los observados hasta octubre de 1999. Los resultados de los retornos de riego debían, en todo caso, recoger el cambio en la gestión del sistema experimentado en los años noventa cuando las derivaciones fluviales para usos agrícolas se redujeron considerablemente.

5.1.1.2. Caudales en el perímetro de control

En segundo lugar, tal y como hemos explicado en el apartado 4.3.6.2, analizaremos la comparación de los resultados del modelo con los valores medidos en el que hemos denominado *perímetro de control*, intermedio entre el contorno del lago y los límites del parque natural. Los valores observados correspondieron a medidas de caudal tomadas entre enero y diciembre de 2008 en 64 estaciones situadas a lo largo del perímetro de control. Esta comparación ha permitido caracterizar la infiltración desde las zonas regables (huerta y arrozales) a través de dos coeficientes constantes en el tiempo, K_{HUE}^{ACU} y K_{ARR}^{ACU} . En la comparación hemos diferenciado los resultados correspondientes a la acequia Real del Júcar y a los regadíos del Turia (Figura 5-2 y Figura 5-3). En este paso se ha calibrado también la relación acuífero-Albufera mediante el coeficiente K_{ACU}^{ALB} que regula las descargas del acuífero alterado hacia L'Albufera. Debe tenerse en cuenta que los coeficientes de infiltración aplican sobre un concepto específico de este estudio (la diferencia entre demanda bruta y demanda neta).

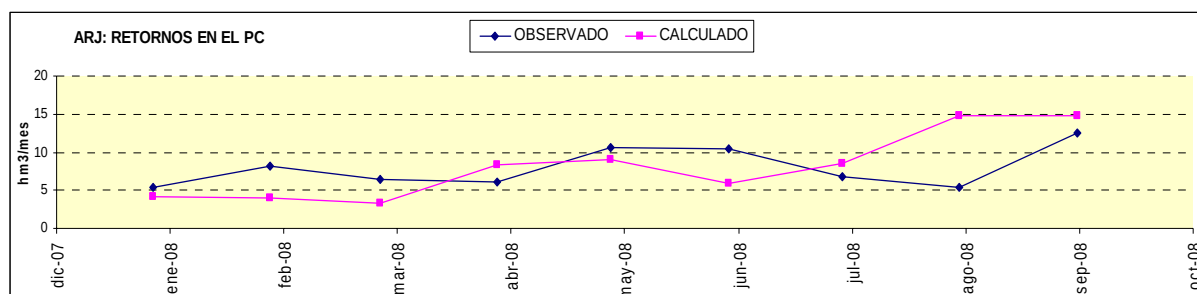


Figura 5-2. Comparación entre valores observados y calculados en el perímetro de control tras la calibración de los coeficientes de infiltración para el arrozal y la huerta en el ámbito de la acequia Real del Júcar

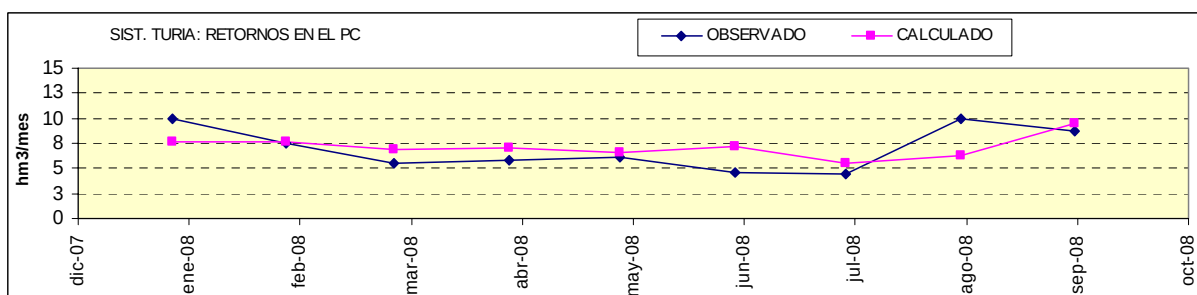


Figura 5-3. Comparación entre valores observados y calculados en el perímetro de control tras la calibración de los coeficientes de infiltración para el arrozal y la huerta en el ámbito de las acequias de la vega del Turia mar. der.

Por otra parte, extendiendo el análisis al perímetro de control en Sueca¹ hemos podido calibrar (Figura 5-4) el reparto de los excedentes superficiales de riego de las acequias de Sueca entre el lago de L'Albufera y el mar (véase también el apartado 4.4) a través del coeficiente K_{SUE}^{ALB} .

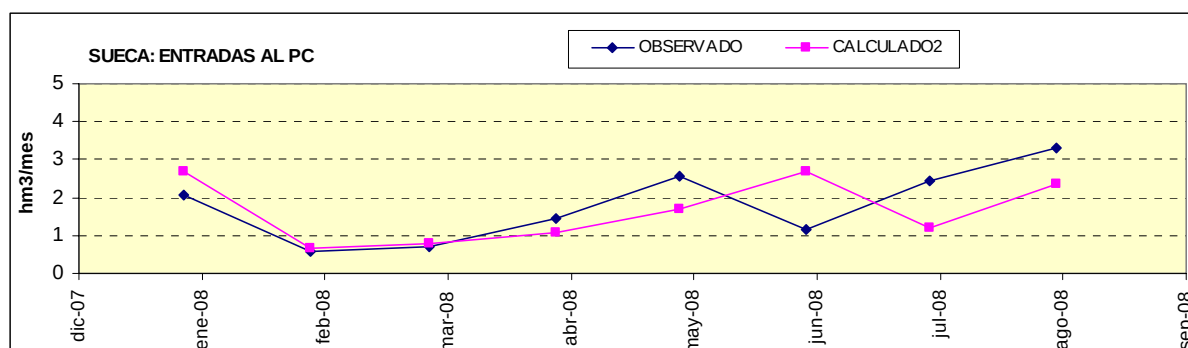


Figura 5-4. Comparación entre valores observados y calculados en el perímetro de control tras la calibración del coeficiente K_{SUE}^{ALB} para el regadío de Sueca

Finalmente, en el apartado 4.5.2 hemos visto cómo las medidas del perímetro de control nos han permitido el ajuste de determinados coeficientes de reparto del módulo de distribución espacial de los aportes. Este ajuste fue inicialmente realizado en el *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004i) utilizando los aforos de campo correspondientes a 1988 (Soria, 1997), que se tomaron sensiblemente a lo largo del referido perímetro de control (Figura 5-5). Dada la complejidad del sistema, este ajuste resultó sorprendentemente bueno.

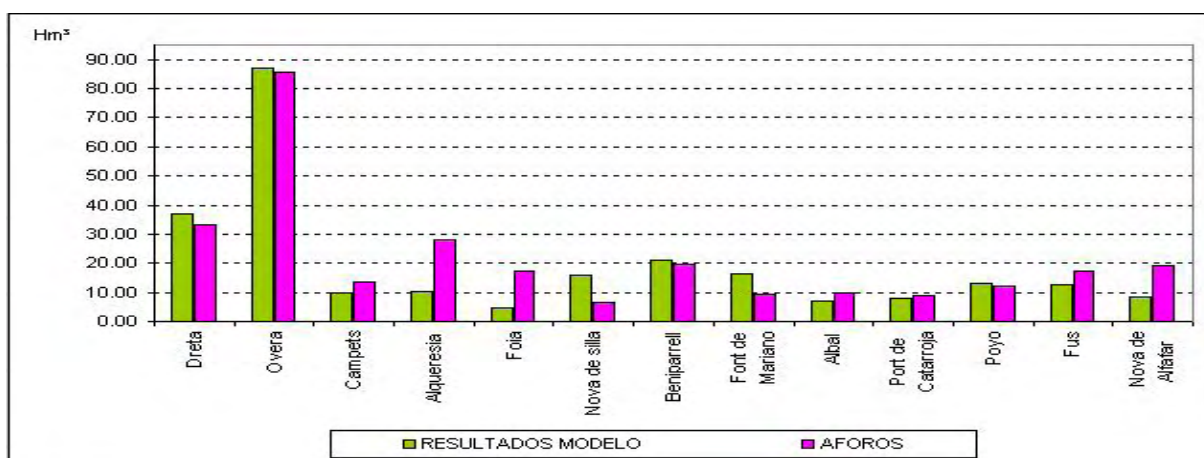


Figura 5-5. Comparación de los resultados del modelo aforo resultado del modelo en 1988 (Fuente: MMA, 2004i)

Adicionalmente, hemos abordado la comparación de resultados intermedios del modelo con los nuevos datos del perímetro de control (véase el apartado 4.3.6.2) para el año 2008. Este

¹ En este paso se ha tenido en cuenta el carácter limítrofe de la acequia Dreta, en la que se cuenta con una estación primaria de medida en continuo, dado que puede recibir caudales procedentes de los regadíos de la acequia Real del Júcar y de las acequias de Sueca.

nuevo contraste nos ha proporcionado una primera impresión sobre la ausencia de distorsiones exageradas en la distribución espacial de los aportes tras los nuevos desarrollos incorporados al modelo (por ejemplo, los nuevos modelos de funcionamiento del regadío). Los resultados, (Figura 5-6) muestran un ajuste que resulta razonable sector a sector pero que sugiere ciertas carencias cuando el análisis se realiza punto de entrada por punto de entrada.

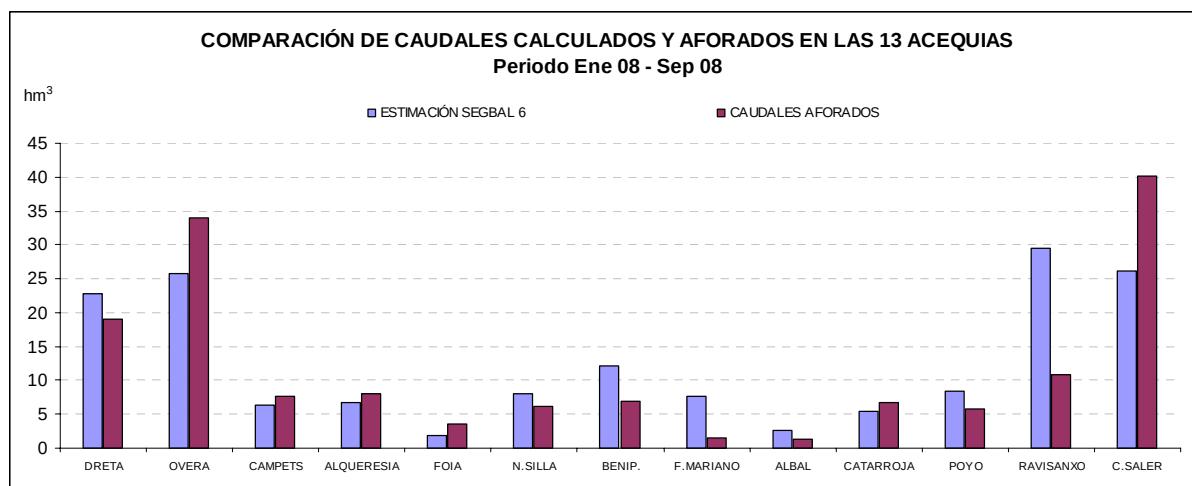


Figura 5-6. Comparación de los resultados del modelo Cabhal con los caudales calculados por acequias a partir de los aforos realizados por la UV en el perímetro de control entre enero y septiembre de 2008

A partir de la calibración de los distintos módulos, se efectuó la validación de los modelos relativos al balance hídrico comparando sus resultados con las salidas superficiales al mar desde el lago y desde el parque natural. Una gran ventaja con respecto a los flujos de entrada al sistema es que estas salidas se realizan exclusivamente por cinco golos o canales de salida al mar que se encuentran aforadas desde noviembre de 2006. Los siguientes dos apartados analizan los resultados de la comparación.

5.1.1.3. Caudales superficiales de salida desde el lago a través de las golos

La Figura 5-7 presenta la comparación de las salidas del lago calculadas en el modelo de balance hídrico del lago, con las salidas observadas en las tres golos del norte con las tres hipótesis descritas en el apartado 4.4.1. El modelo, calibrado con los datos de la red de control de caudales en las golos, durante el periodo noviembre de 2006 a septiembre de 2008, y con los caudales en acequias en el perímetro de control, medidos entre enero y diciembre de 2008, parece reproducir satisfactoriamente la serie de salidas en el año hidrológico 2008/09. De la observación de los resultados del modelo para tres años hidrológicos consecutivos parece deducirse que los volúmenes anuales observados, teniendo en cuenta la hipótesis H1, son ligeramente superiores a los calculados. Esta sobreestimación de las salidas, que fue frecuente en los primeros tanteos del modelo, no se produce finalmente con las hipótesis H2 y H3. A pesar de la complejidad del sistema, el modelo explica también con corrección las pautas generales en la distribución estacional de los flujos.

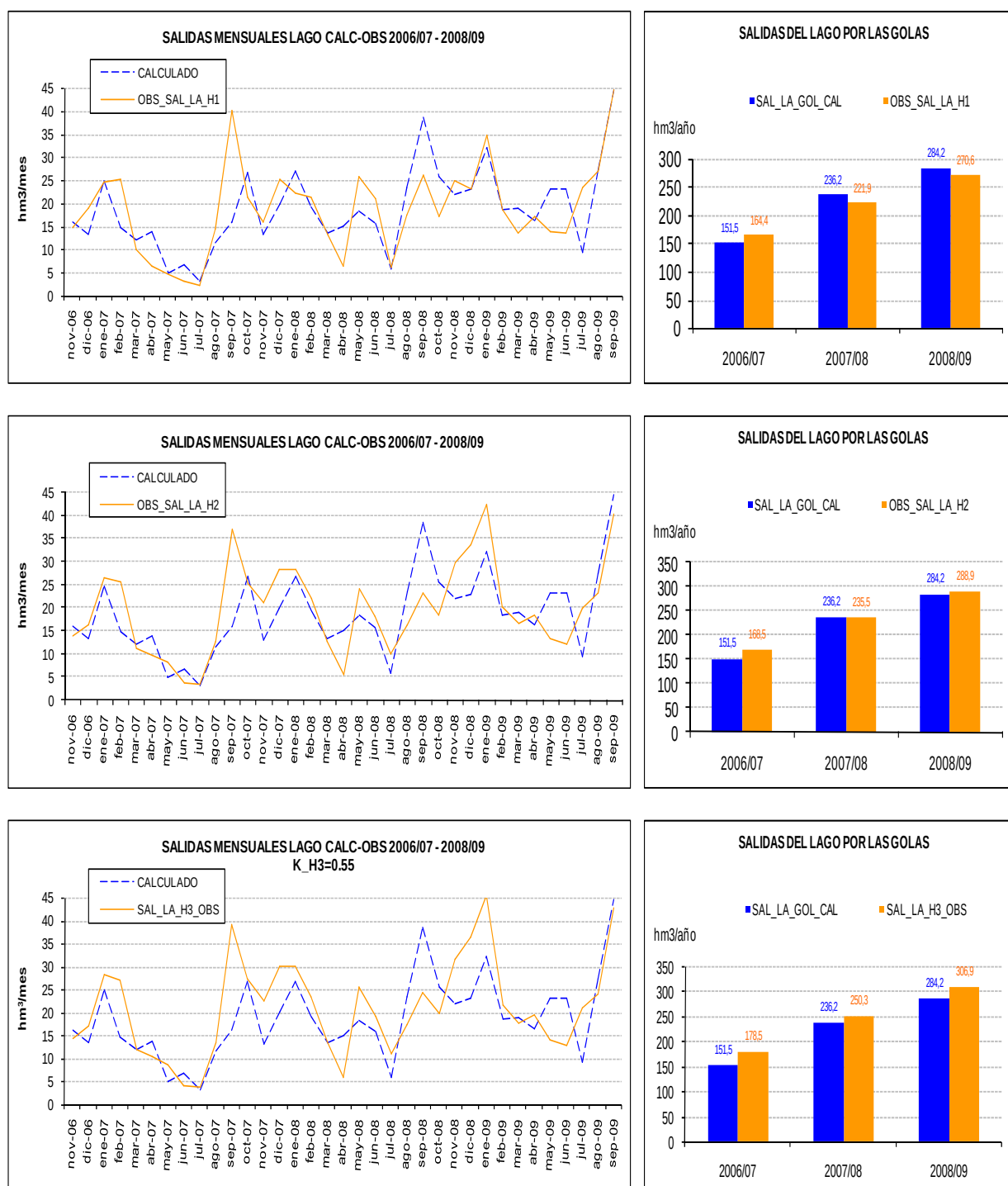


Figura 5-7. Comparación entre valores mensuales (izq.) y anuales (dcha.) observados (naranja) y calculados (azul) para las salidas desde el lago al mar a través de las golas tras la calibración del modelo, según las hipótesis H1 (arr.), H2 (cen.) y H3 (ab.)

5.1.1.4. Caudales totales de salidas superficiales desde el parque natural a través de las golas

En el caso de las golas de Sueca, los resultados se exponen en la Figura 4-13. Hemos conseguido también un ajuste razonable en las salidas de los arrozales de Cullera por la gola de Sant Llorenç (Figura 5-9). Este ajuste se mejora si se consideran de forma conjunta las los

sistemas de Cullera y Sueca (Figura 5-10), lo cual parece compensar algunas imprecisiones cometidas en el análisis de los dos sistemas por separado. Las figuras 5-8 y 5-10 corresponden a la hipótesis H3 pero las dos restantes hipótesis proporcionan resultados similares.

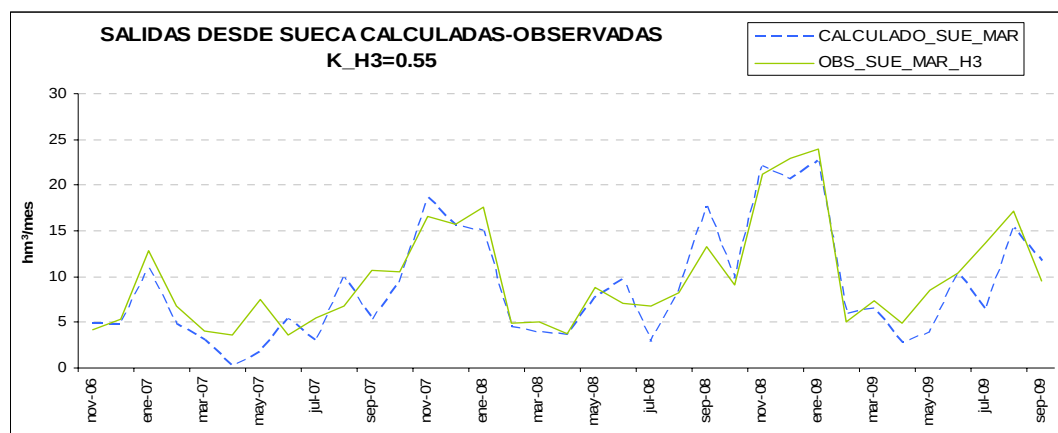


Figura 5-8. Comparación entre valores observados y calculados de las salidas procedentes del regadío de Sueca. Serie calculada procedente del modelo Cabhal prolongada hasta el año hidrológico 2008/09. El valor observado corresponde al 45% de las salidas de El Perelló más el 100% de las salidas por la gola del Rei

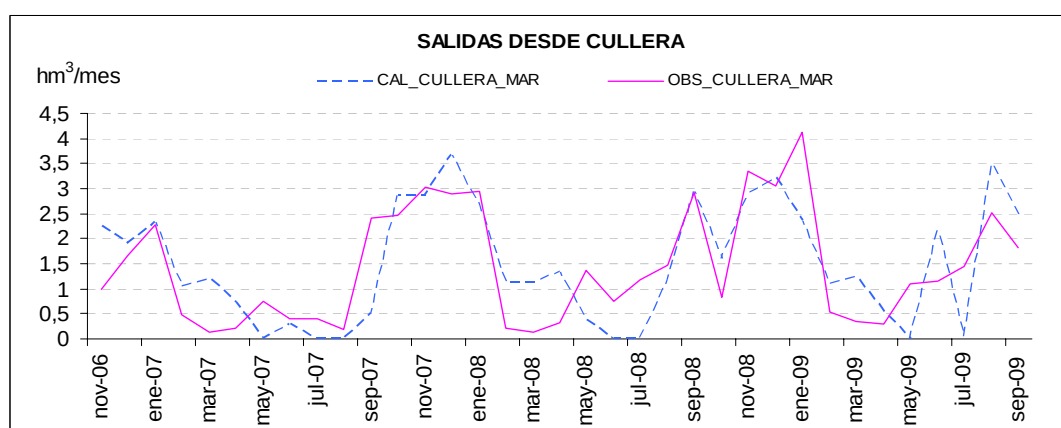


Figura 5-9. Comparación entre valores observados y calculados de las salidas procedentes del regadío de Cullera. (El valor observado corresponde a las salidas por la gola de Sant Llorenç)

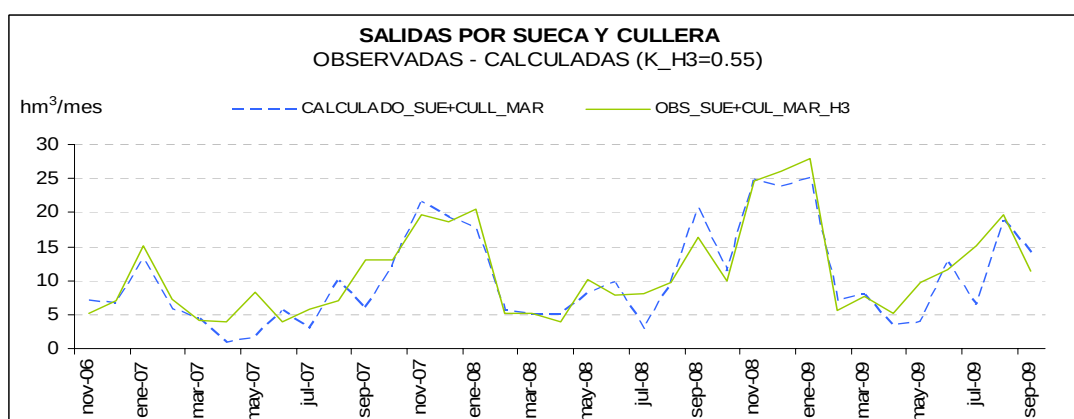


Figura 5-10. Comparación entre valores observados y calculados de las salidas procedentes del regadío de Sueca y Cullera. (El valor observado corresponde al 45% de las salidas por El Perelló más el 100% de las salidas por las golas del Rei y Sant Llorenç)

Se sigue evidenciando que las salidas calculadas desde el sistema Sueca y Cullera conjuntamente, son ligeramente inferiores a las salidas observadas, principalmente en la época de cultivo. Con todo ello, finalmente la Figura 5-11 y la Figura 5-12 presentan la comparación entre los valores proporcionados por el modelo del balance hídrico para los flujos de salida del sistema a través de las golas y las salidas observadas en las cinco estaciones de medida. También en este caso el modelo reproduce adecuadamente tanto la distribución temporal como los volúmenes anuales de salida, aunque tiende a infraestimar sensiblemente las salidas desde el parque.

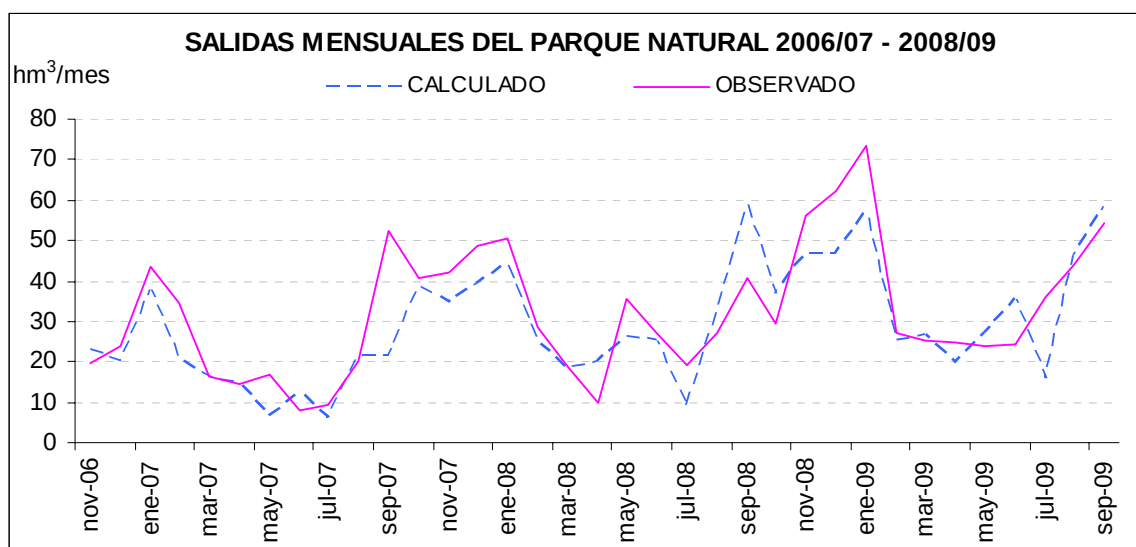


Figura 5-11. Comparación entre valores mensuales observados y calculados de salidas desde el Parque Natural al mar a través de las golas tras la calibración del modelo

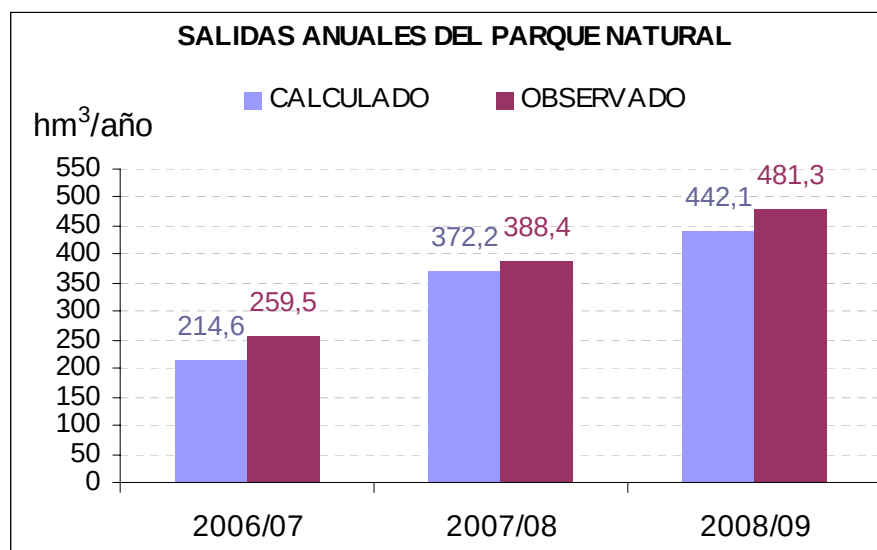


Figura 5-12. Comparación entre valores anuales observados y calculados de salidas desde el parque Natural al mar a través de las golas tras la calibración del modelo

5.1.2. **Resultados del modelo de calidad de las aguas influentes**

En el apartado 4.6.2 hemos descrito el proceso de calibración del modelo de calidad de las aguas influentes basado en la comparación de las series calculadas con valores puntuales, medidos por diferentes organismos y autores, y que ha permitido la caracterización (Tabla 4.15) de concentraciones patrón para los diferentes aportes hídricos.

Procederemos en los párrafos siguientes al estudio de los resultados de dicho modelo, tarea en la que nos resultará útil calcular y comparar cargas mensuales además de concentraciones. Para ello, multiplicaremos tanto las concentraciones calculadas como las medidas por los volúmenes mensuales obtenidos del modelo del balance hídrico. Nótese que, al multiplicar ambas concentraciones por un mismo valor teórico, esta operación es más bien un artificio gráfico.

Con carácter general debe tenerse en cuenta que el modelo proporciona medias mensuales que comparamos con medidas puntuales, por lo que no es posible reproducir valores extremos. Observaremos que las series calculadas se ajustan mejor a las analíticas de la CMAAUV, correspondientes a los años 1994-2007, que a los valores medidos en años anteriores. La razón puede encontrarse en un perfeccionamiento de los métodos analíticos, pero también en un peor conocimiento del sistema en los primeros años.

En cuanto a materia orgánica se ha conseguido ajustar razonablemente bien las cargas y concentraciones, tanto en lo relativo a DBO_5 , como a DQO (Figura 5-13). En general estamos en el valor medio en cuanto a concentraciones y las cargas mensuales representan bastante bien la variabilidad. Las acequias que ajustan menos bien son las del oeste y noroeste, con unas DQO_5 calculadas un poco bajas.

Los nitratos son muy variables. Globalmente, las concentraciones se ajustan a la media de los valores y las cargas representan más o menos las variaciones observadas (Figura 5-14). Las acequias del noroeste ajustan un poco peor con nitratos calculados inferiores a los medidos.

El amonio es igualmente muy variable. En general, las concentraciones representan la media de los valores y las cargas siguen bien las variaciones (Figura 5-15). Las acequias que ajustan peor son Campets, Font de Mariano, Port de Catarroja y Poyo-Fus. Las dos últimas se ven muy afectados por vertidos puntuales.

El ajuste del fósforo total es globalmente bueno, tanto en concentraciones como en cargas mensuales, salvo algún periodo puntual. El modelo proporciona con frecuencia valores superiores a los observados, especialmente en la zona sur. Pero, por otra parte, no es capaz de reproducir puntas anormalmente altas (Figura 5-16). Un factor a considerar es que el umbral de detección en la mayoría de las muestras es de 0,1 mgP/l de forma que se ha asignado un valor de 0,05 mgP/l para los casos en que el informe de la analítica indica “no detectado”. En Font de Mariano y barranco de Beniparrell no conseguimos reproducir los valores altos posiblemente por una insuficiente cuantificación de las aguas residuales; tenemos la impresión de que esta insuficiencia se compensa en otros puntos de entrada del entorno.

Respecto a las concentraciones del oxígeno disuelto, la comparación realizada -entendiendo el producto de concentraciones por volúmenes como *cargas de oxígeno disuelto* en las acequias- muestra una correcta aproximación a los datos experimentales sin necesidad de realizar

ninguna calibración. En general el ajuste es bueno, tanto en concentraciones como en cargas, salvo para Font de Mariano y Port de Catarroja en que, en todo caso, el ajuste puede ser considerado como aceptable.

Las medidas de sólidos en suspensión ofrecen una gran dispersión. Los valores de las concentraciones están globalmente en la media salvo en las acequias de Alqueresía, Foia, Albal y Poyo en que resultan un poco altas respecto de las medidas, y en Nova de Silla en que son un poco bajas. Las cargas mensuales son globalmente mejor representadas que las concentraciones (Figura 5-17).

La conductividad es el parámetro que mejor se ajusta a los datos experimentales posiblemente porque no sufre importantes modificaciones durante el curso del agua. Las acequias del oeste representan peor los datos medidos que las del este. Se ha considerado como cargas mensuales de sales el producto de conductividad por volumen mensual (las unidades no tienen sentido físico): estas cargas ajustan en general mejor que los valores de conductividad.

Figura 5-13. DQO. Comparación entre valores calculados (líneas) y medidos (puntos) de concentraciones ($\text{mg O}_2/\text{l}$, izq.) y cargas mensuales ($\text{t O}_2/\text{mes}$, dcha.) para las acequias Dreta (arr.), Alqueressia (cen.) y Ravisanxo (ab.)

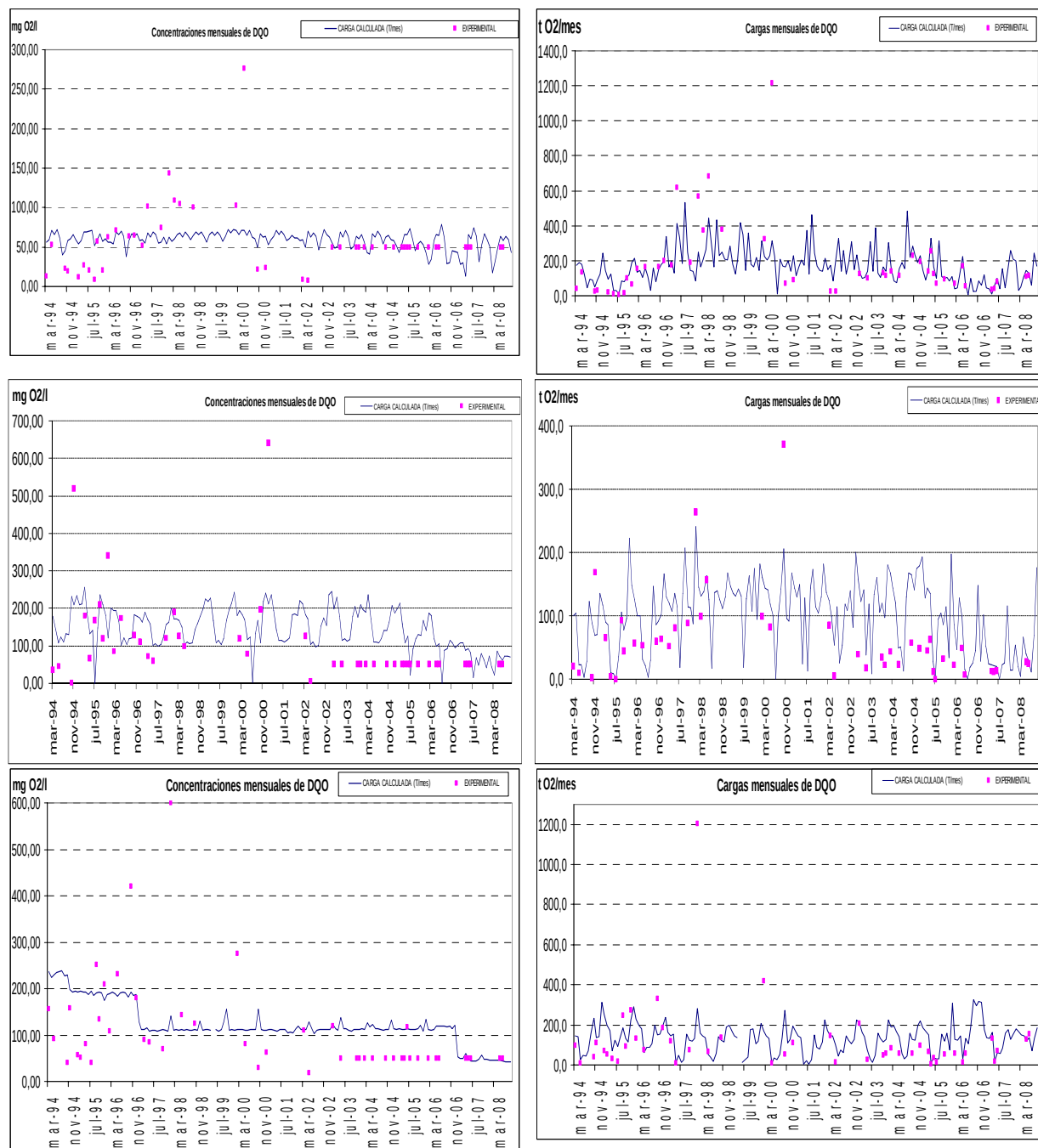


Figura 5-14. Nitratos. Comparación entre valores calculados (líneas) y medidos (puntos) de concentraciones (mg NO₃/l, izq.) y cargas mensuales (t NO₃/mes, dcha.) para las acequias Dreta (arr.), Alqueressia (cen.) y Ravisanxo (ab.)

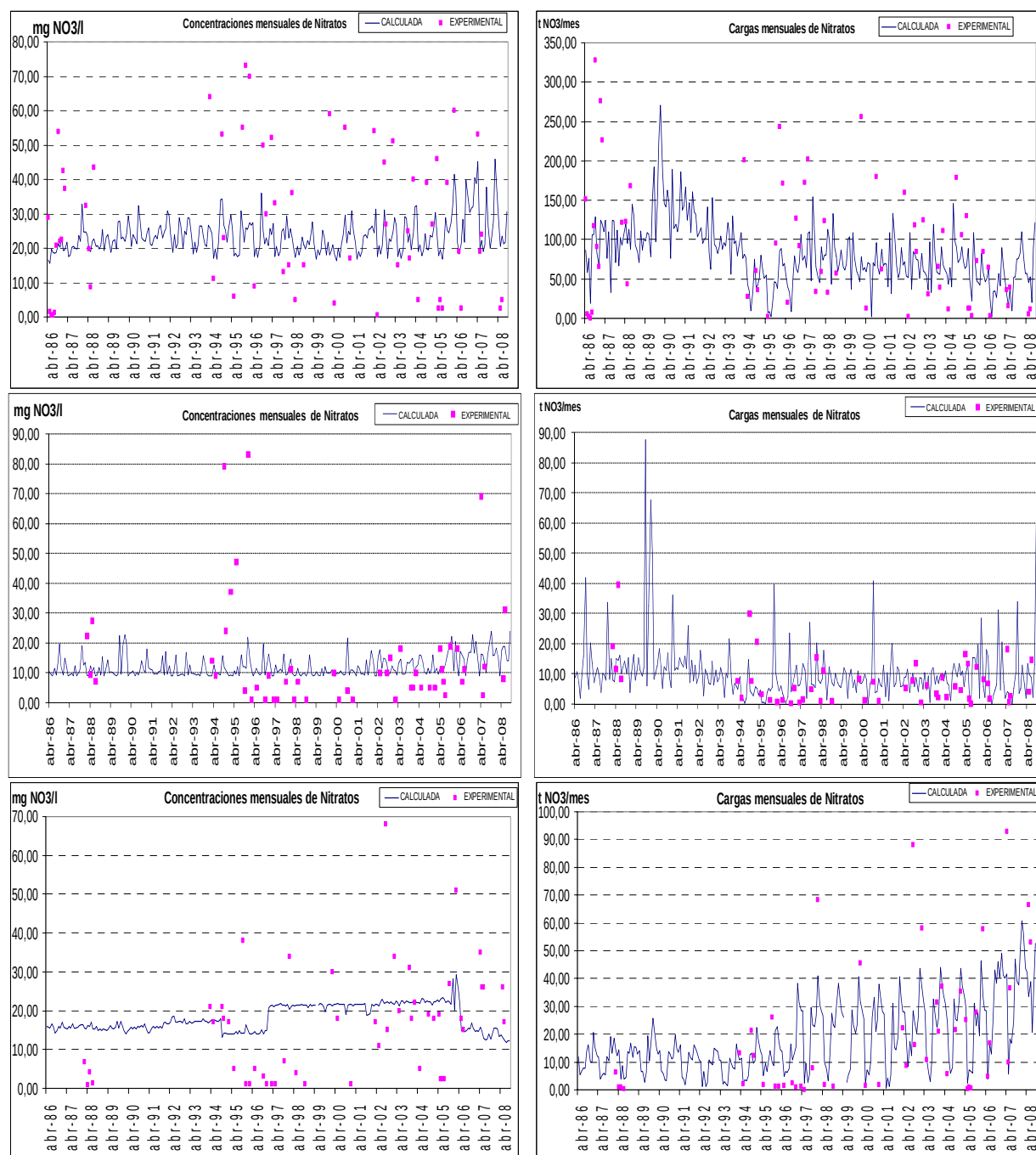


Figura 5-15. Amonio. Comparación entre valores calculados (líneas) y medidos (puntos) de concentraciones (mg NH₄/l, izq.) y cargas mensuales (t NH₄/mes, dcha.) para las acequias Dreta (arr.), Alqueressia (cen.) y Ravisanxo (ab.)



Figura 5-16. Fósforo total. Comparación entre valores calculados (líneas) y medidos (puntos) de concentraciones (mg P/l, izq.) y cargas mensuales (t P/mes, dcha.) para las acequias Dreta (arr.), Alqueressia (cen.) y Ravisanxo (ab.)

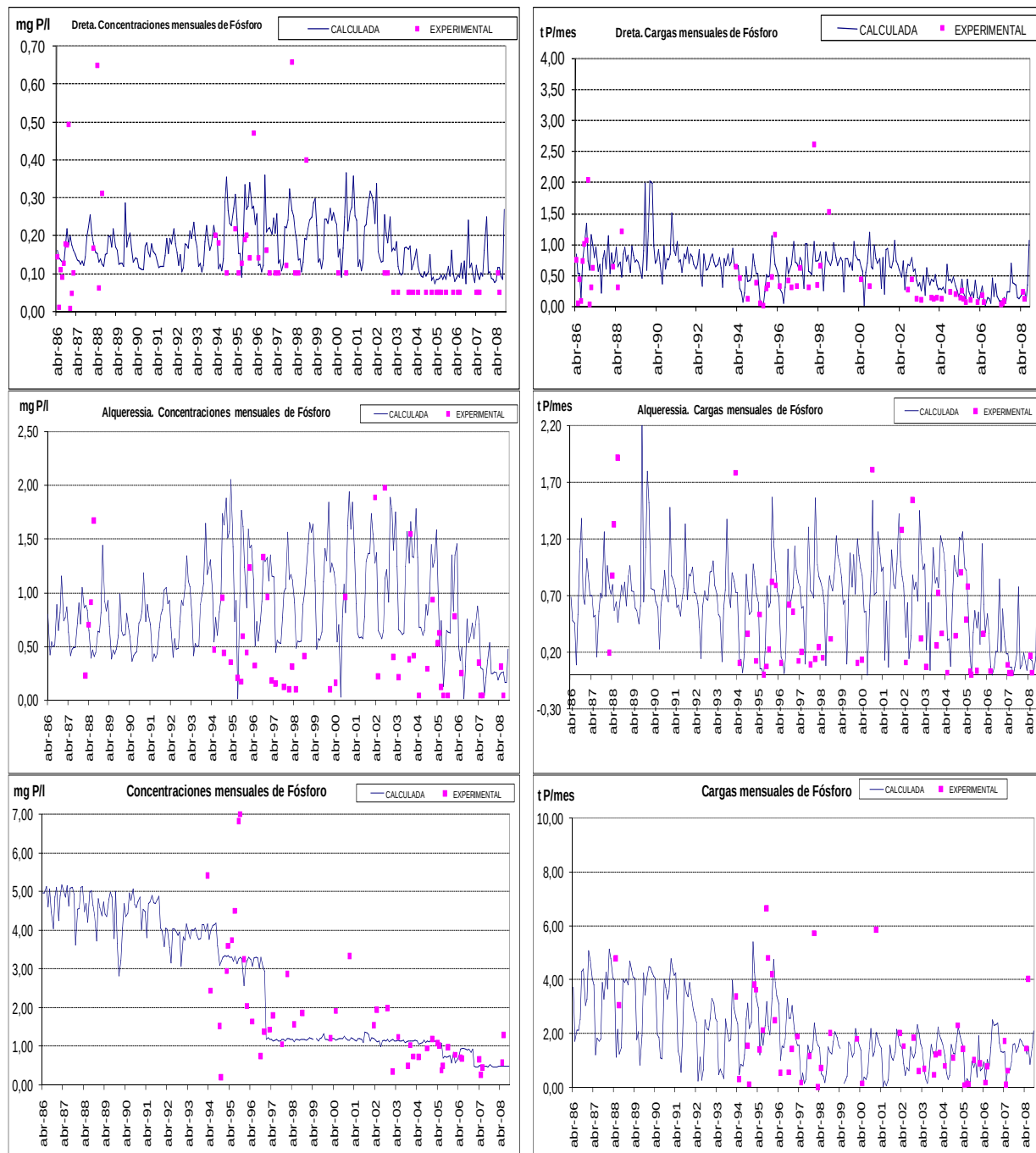


Figura 5-17. Sólidos suspendidos. Comparación entre valores calculados (líneas) y medidos (puntos) de concentraciones (mg/l, izq.) y cargas mensuales (t/mes, dcha.) para las acequias Dreta (arr.), Alqueressia (cen.) y Ravisanxo (ab.)

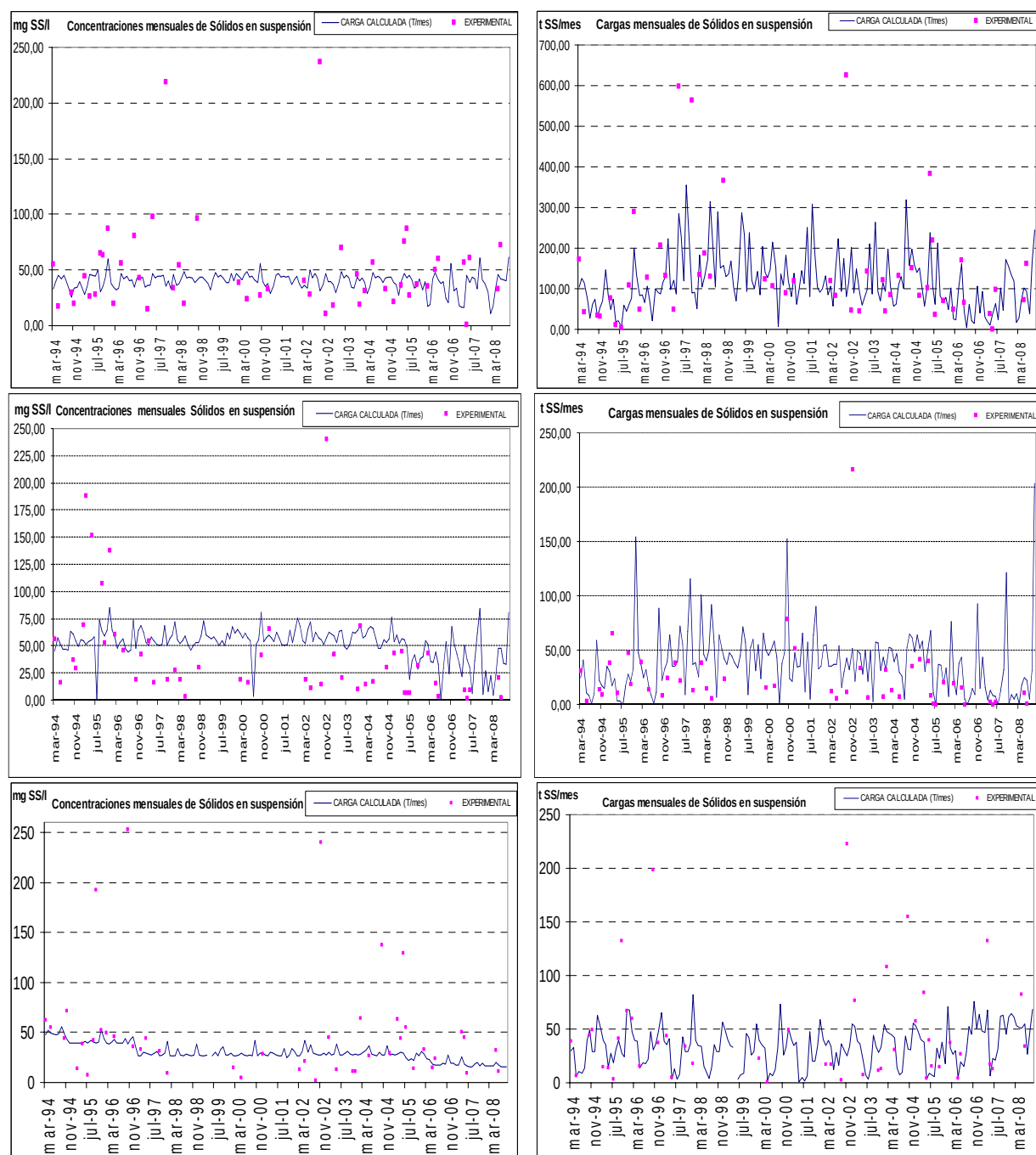
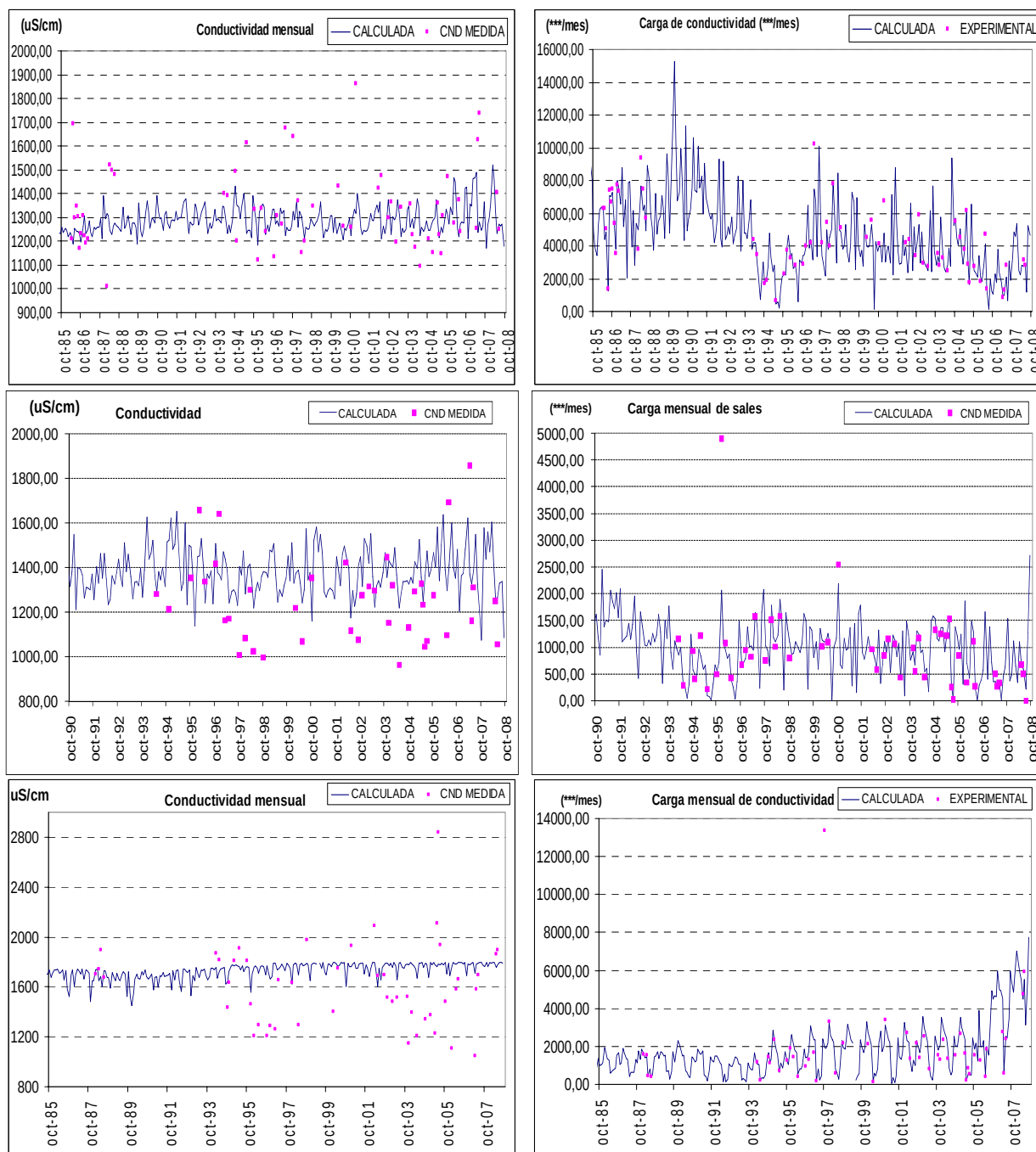


Figura 5-18. Salinidad. Comparación entre valores calculados (líneas) y medidos (puntos) de valores de conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$, izq.) y cargas mensuales de sales ($\mu\text{S cm}^{-1} \text{ hm}^3 \text{ mes}^{-1}$, dcha.) para las acequias Dreta (arr.), Alqueressia (cen.) y Ravisanxo (ab.)



5.1.3. **Resultados del modelo de calidad de agua en el lago**

5.1.3.1. **Introducción**

Veremos a continuación los resultados del modelo bidimensional de calidad de agua en el lago construido con el paquete informático Sobek WQ 2D. Como hemos visto en el capítulo 4, son múltiples los procesos y variables incluidos en el modelo. Estudiaremos en primer lugar, de forma conjunta, los sedimentos los sólidos en suspensión y el pH. Posteriormente revisaremos los resultados relativos a oxígeno y materia orgánica, al ciclo del nitrógeno y, finalmente, al crecimiento de las algas y la transparencia.

5.1.3.2. **Sedimentos, sólidos en suspensión y pH**

El flujo de agua y las olas inducidas por el viento generan una tensión tangencial en el lecho del lago. Cuando la tensión tangencial es alta, las partículas de sedimento pasan a resuspensión, mientras que con tensiones bajas, los sólidos en suspensión se depositan. En el modelo se ha calculado la altura de las olas y la tensión tangencial de fondo ocasionada por las olas. La altura de las olas depende de la velocidad del viento, la profundidad del agua y el *fetch*. El *fetch* es la distancia de la costa a una ubicación concreta en el lago, en la dirección del viento. En el modelo se han contemplado cuatro tipos de viento: norte, oeste, sur y este.

La velocidad del flujo es el resultado de la circulación de agua en el lago impulsada por el viento, por el régimen de aportes hídricos y por las condiciones del desagüe a través de las golases. Las velocidades del flujo pueden causar una tensión adicional de corte en el sedimento.

Los datos disponibles para la calibración de los procesos relativos al sedimento y a los sólidos en suspensión han sido limitados. Se tenía un conocimiento más preciso del comportamiento del sistema en avenidas (MMA, 2004d) que se ha aplicado para definir los coeficientes para los sólidos inorgánicos en suspensión. Se han contemplado en el modelo las dos fracciones más finas del sedimento (limo y arcilla). La fracción más gruesa (arena) se supone que sedimenta inmediatamente en el lago; la arena tiene escaso impacto en la calidad del agua de lago.

La mayor parte del tiempo, en el lago de L'Albufera prevalece el depósito neto de los sólidos en suspensión. No obstante, durante periodos de fuertes vientos, las olas tienden a levantar los sedimentos por la tensión tangencial de fondo que ocasionan en la capa superior del sedimento. La altura de las olas inducidas por el viento no es uniforme en el lago, ya que depende del *fetch*. Por ello, la resuspensión de los sedimentos varía en el espacio. Para ilustrar el funcionamiento del modelo se han reproducido los resultados para el 29 de diciembre de 1996, con un viento que sopla del norte y que crea olas con una altura de algunos decímetros en el sur del lago (Figura 5-19). La tensión tangencial de fondo inducida por las olas (Figura 5-20) alcanza por ello su máximo cerca de la costa oriental, ocasionando un flujo neto de resuspensión (Figura 5-21).

Pueden observarse en la Figura 5-22 los resultados de la calibración final. Con los parámetros por defecto del modelo, los sólidos suspendidos han sido subestimados significativamente. El modelo fue calibrado introduciendo un flujo de resuspensión constante y a través de un estrés tangencial crítico para la resuspensión y la sedimentación. El sedimento en la capa superior de sedimento es muy ligero y pasa fácilmente al agua por resuspensión. Además, la

concentración de los metales está íntimamente relacionada con los procesos de sedimentación y resuspensión. Esto confirma la hipótesis en la que la capa superior del sedimento es muy variable y que se mezcla muy frecuentemente con la capa de agua superior inmediatamente en contacto.

Es destacable que existe cierta periodicidad en la dinámica de los sólidos en suspensión. Esto se debe a que se incluye en estos el fitoplancton. Por otra parte, los valores máximos que se observan en la dinámica mostrada en la Figura 5-22, se deben al efecto de vientos fuertes.

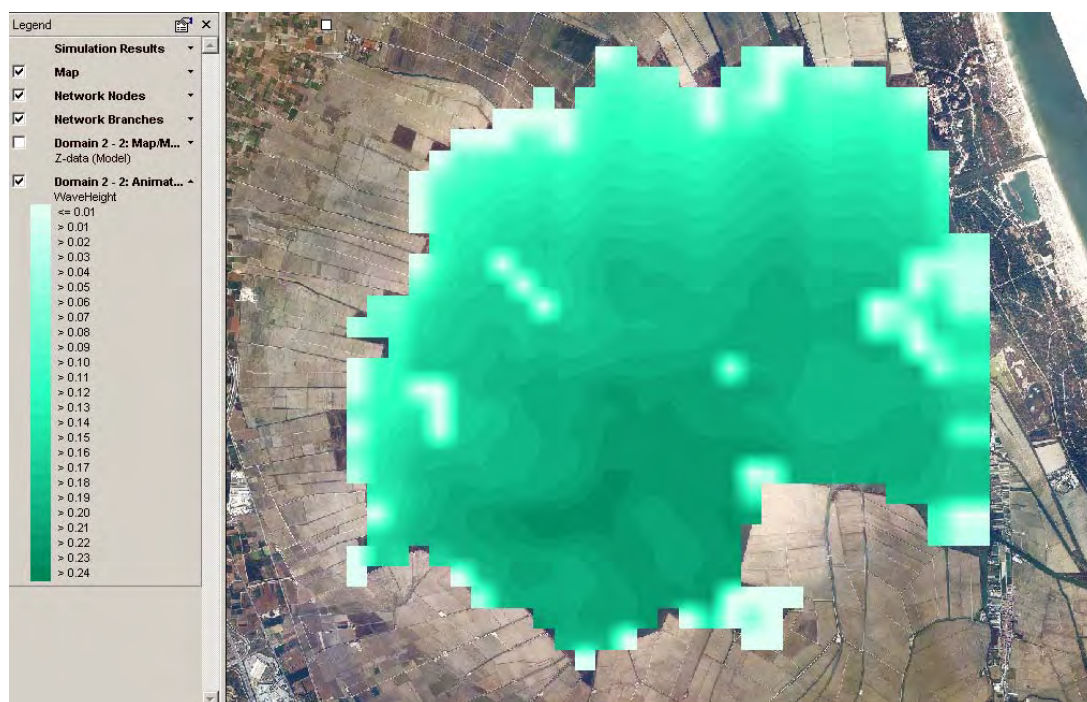


Figura 5-19. Altura de las olas (m) en el 29 de Diciembre de 1996

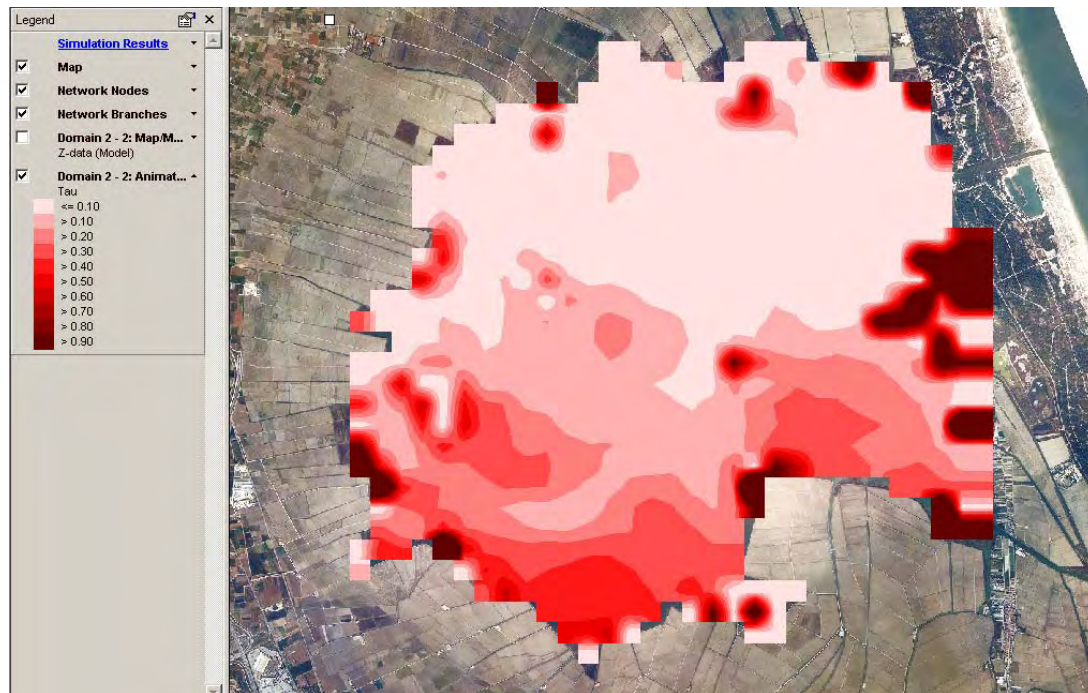


Figura 5-20. Tensión tangencial al fondo debido al flujo y a las olas (N/m^2) en el 29 de Diciembre de 1996

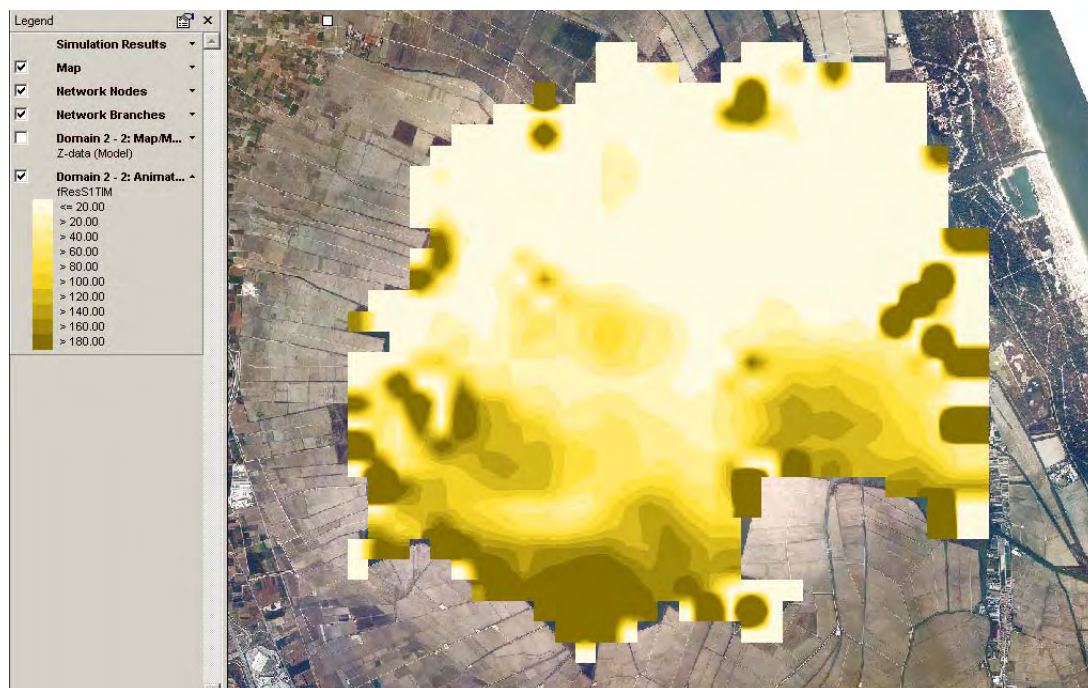


Figura 5-21. Flujo de resuspensión ($g/m^2,d$) en el 29 de Diciembre de 1996

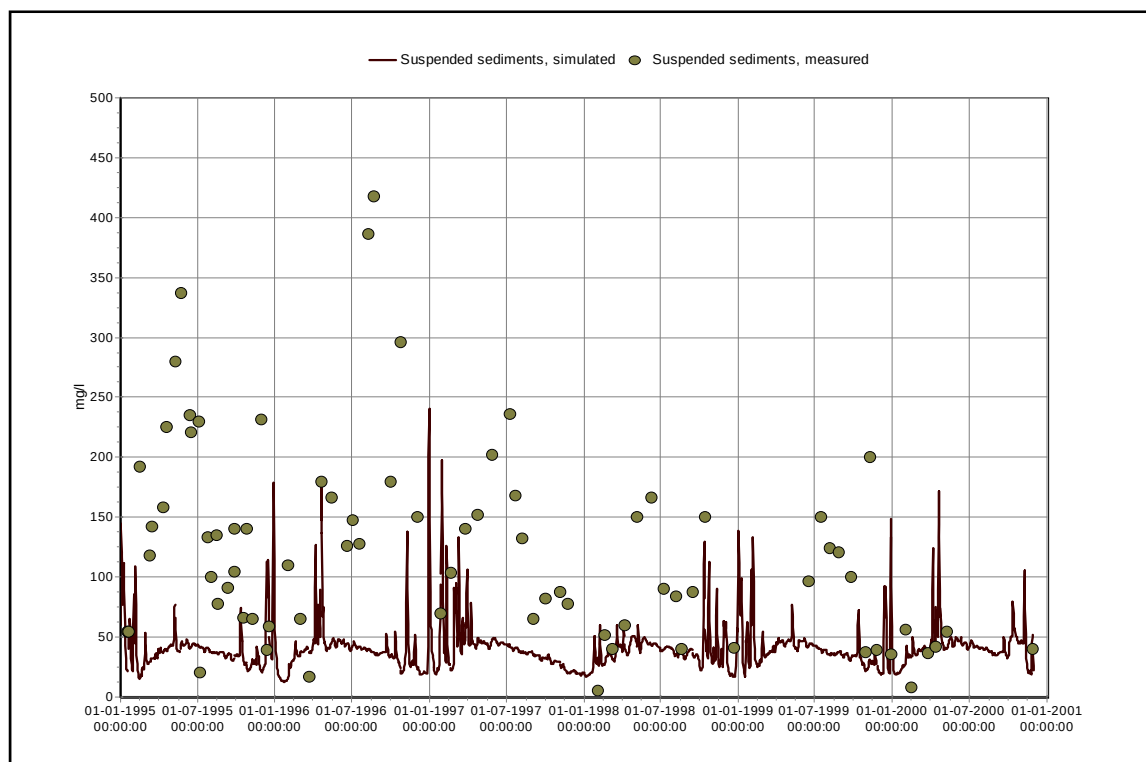


Figura 5-22. Concentración de sólidos suspendidos simulada y medida, en la estación B1, durante 1995-2000

De igual modo, se comprobó (MMA, 2004j) que las concentraciones de metales pesados en el agua son de alguna manera infravaloradas en los procesos de resuspensión. Esto es debido al tiempo necesario para cargar la capa superficial del sedimento con metales. Estos tardan unos dos o tres años en alcanzar el estado estacionario. Por otra parte, los metales pesados en el sedimento muestran una marcada distribución espacial; esto se observa una vez se ha llevado a cabo una simulación de cinco años.

La adsorción de metales pesados depende del pH. Una de las cuestiones claves es qué pasará con los metales pesados almacenados en el sedimento si se produce un cambio repentino del pH. Los metales pesados pueden ser liberados en grandes cantidades si cambia el pH. Ahora bien, el modelo de pH disponible en Sobek tiene sólo un valor limitado para situaciones con un pH menor que 8. La calibración del módulo del pH en Sobek no tuvo éxito, en parte porque el pH en la Albufera suele ser mayor que 9, y en parte porque las ecuaciones del modelo para el ciclo del carbono son, aparentemente, no conservadoras de masa (MMA, 2004j). En síntesis, consideramos que el modelo construido no puede ser utilizado para el estudio de los efectos de una hipotética reducción del pH respecto a la liberación de los metales acumulados en el lecho.

5.1.3.3. Oxígeno y materia orgánica

En el modelo la concentración de oxígeno disuelto se determina principalmente por:

- El intercambio de oxígeno a través de la interfase aire-agua: reaeración.
- La producción de oxígeno por el crecimiento fitoplanctónico.
- El consumo de oxígeno debido a la degradación de la materia orgánica en el sedimento y en el agua.

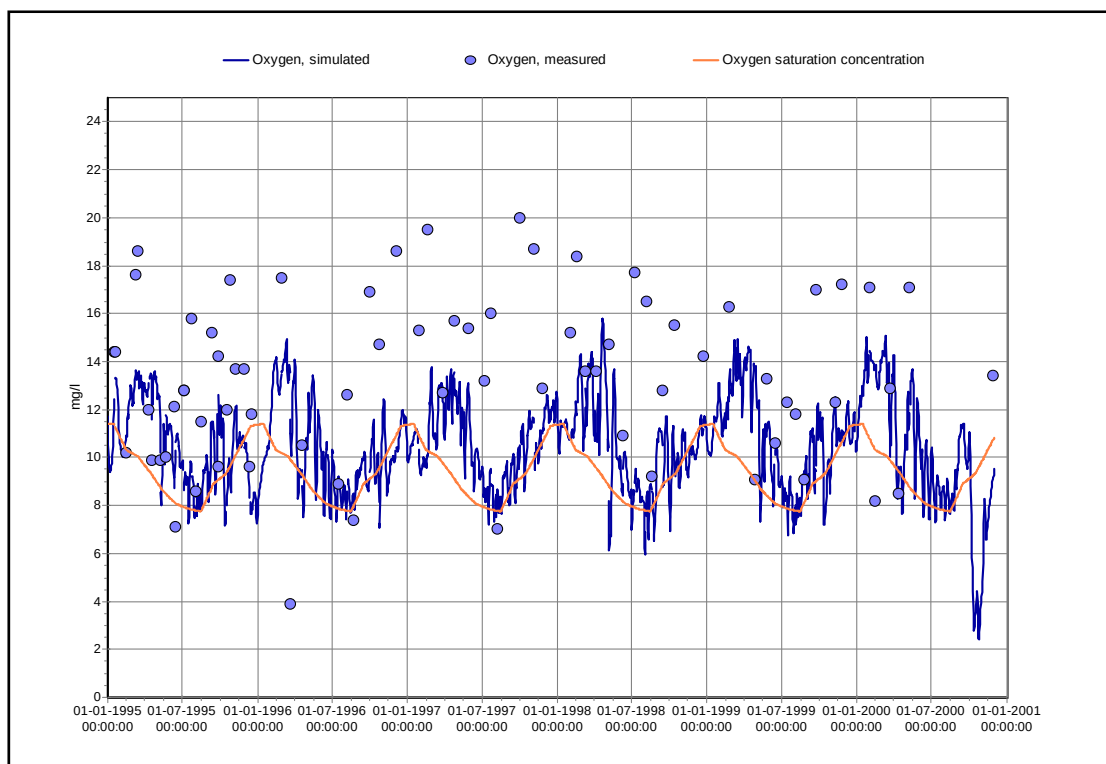


Figura 5-23. Concentraciones medias y simuladas de oxígeno disuelto en la estación B1, durante el período 1995-2000. Se muestra las concentraciones de saturación de oxígeno (línea naranja)

El agua se encuentra casi siempre sobresaturada de oxígeno, de acuerdo con las medidas realizadas por la CMAAUH (Figura 5-23). La única vía por la que se puede producir esta sobresaturación es la producción algal. Los parámetros clave para la calibración del oxígeno han sido el coeficiente de reaeración (KL_{Rear}) y la tasa de descomposición del carbono orgánico en el sedimento ($R_{cDetCS1}$). El patrón estacional en la concentración se debe a la dependencia con respecto a la temperatura de la concentración de saturación.

Para un análisis más detallado de la adecuación del modelo a la realidad observada, podemos estudiar los resultados de un registro detallado y de larga duración obtenido en el marco del *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (Martín Monerris (dir.), 2004). Llama la atención en el lago de L'Albufera la importante variación de la concentración de oxígeno disuelto entre el día y la noche. Este hecho es conocido, puesto que es característico de las aguas de sistemas naturales altamente eutrofizados. Los valores mínimos de oxígeno disuelto se producen instantes después del amanecer, mientras que los valores máximos ocurren poco antes de anochecer (Figura 5-24). Las concentraciones máximas superan con facilidad los 15 mg/l, mientras que las mínimas alcanzan en bastantes ocasiones valores nulos. Las mayores oscilaciones se producen cuando la temperatura es más alta, mientras que cuando ésta baja, a partir de mediados de octubre, los valores de oxígeno disuelto mínimos se mantienen en el entorno de 5 mg/l. El valor medio diario se aproxima en buena medida a la concentración de saturación. En la referida Figura 5-24 se aprecia con claridad qué influencia tiene la temperatura del agua, y en concreto la disminución de la temperatura, en la actividad fitoplanctónica. Cuando la temperatura baja bruscamente en la semana 5, desde 25 °C hasta menos de 20 °C, la producción por fotosíntesis y el consumo por respiración se reduce mucho,

de manera que, al ser las oscilaciones día-noche más pequeñas, los valores máximos son menores pero también son mayores los valores mínimos, eliminándose el riesgo de anoxia en el agua. Al final del periodo, a primeros de noviembre, cuando la temperatura del agua supera ligeramente los 15°C, la concentración de oxígeno disuelto está casi siempre por encima de la de saturación.

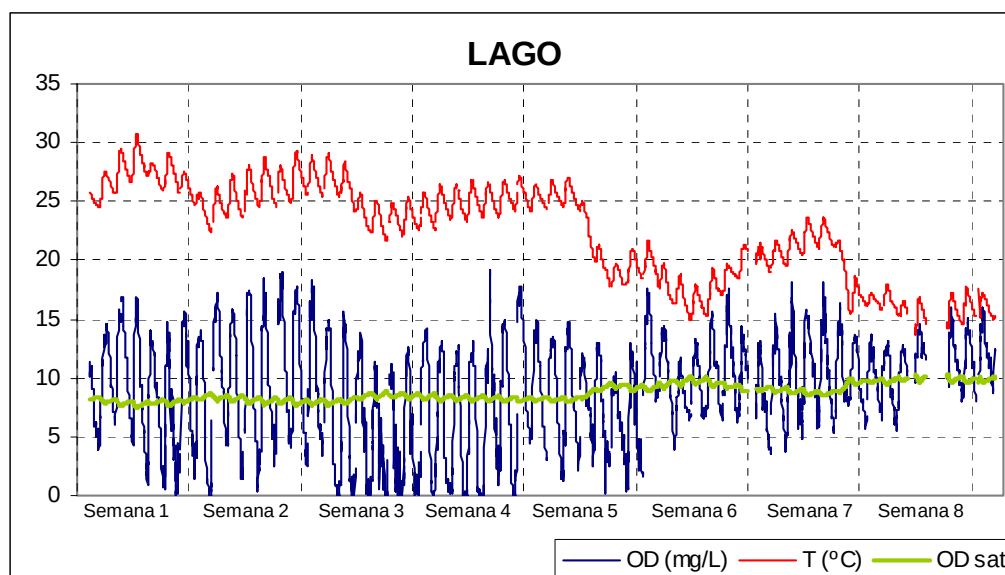


Figura 5-24. Evolución del oxígeno disuelto, concentración de saturación y temperatura en el lago entre el 7 de septiembre (semana 1) y el 8 de noviembre de 2004 (fin semana 8). Fuente: (Martín Monerris (dir.), 2004)

En conclusión, en lo relativo al proceso de calibración realizado con medidas de la CMAAUH, debe tenerse en cuenta que el oxígeno se ha medido durante el día, cuando las algas están activas y producen oxígeno. Sin embargo, en Sobek el ritmo día-noche no se modeliza tal cual: la producción y el consumo de oxígeno se producen al mismo tiempo y ambos procesos se compensan el uno al otro. Por consiguiente, la concentración de oxígeno simulada que se obtiene está más próxima a la concentración de saturación. El modelo no ha incluido la computación del ritmo día-noche en el crecimiento algal, lo cual constituye una clara limitación del mismo para su uso en escenarios a corto plazo. El software Sobek incluye prestaciones suficientes para simular este comportamiento detallado por lo que tal análisis podría formar parte de futuros desarrollos.

Por otra parte el modelo permite estudiar la evolución de la cantidad de materia orgánica en la capa superior del sedimento, tal y como se muestra en la Figura 5-25. Como se puede ver, el contenido de carbono orgánico alcanza el estado estacionario tras medio año de simulación. El patrón estacional se debe al incremento de la producción de detritos durante el periodo de crecimiento algal.

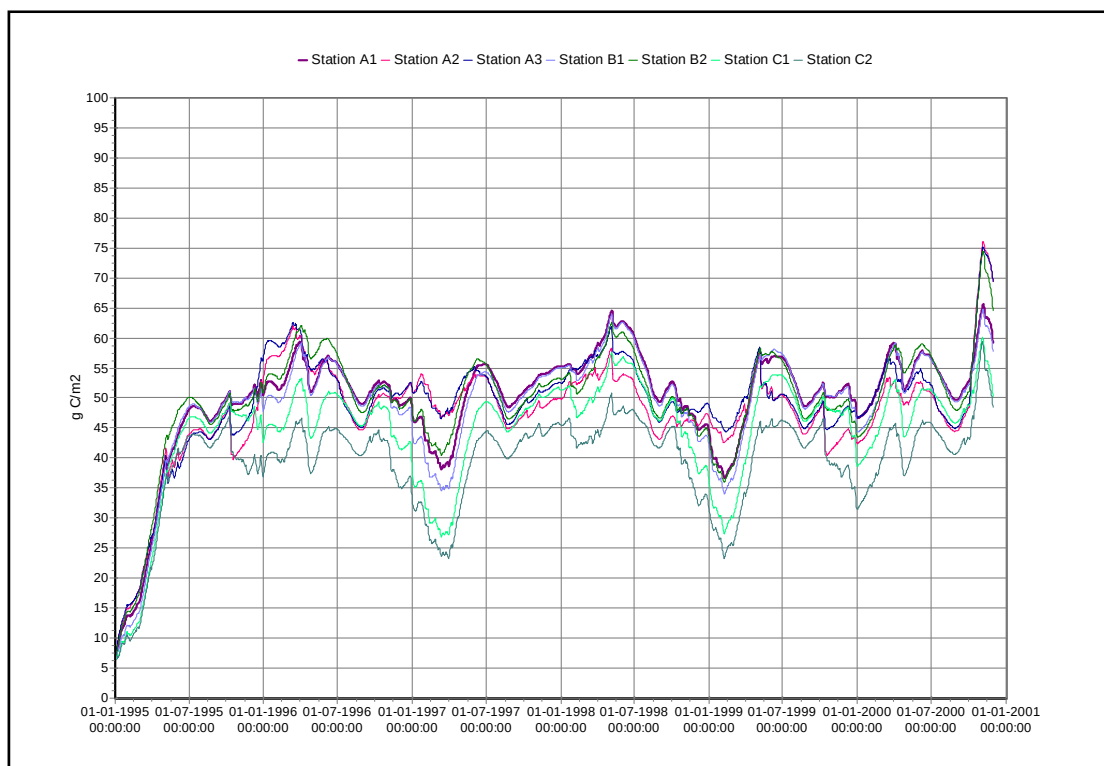


Figura 5-25. Concentración de materia orgánica (DetC en g C/m^2) en el sedimento, en la estación B1, durante 1995-2000

5.1.3.4. El ciclo del nitrógeno

El ciclo del nitrógeno en el lago es el resultado de la incorporación de amonio y nitrato a las algas, la posterior producción de materia orgánica “muerta” y su posterior descomposición a amonio, nitrato y nitrógeno gas.

La Figura 5-26 muestra la dinámica del amonio simulada: las concentraciones se encuentran dentro del mismo orden de magnitud que las medidas. Debe destacarse que el amonio es la menor fracción dentro de las distintas formas del nitrógeno en el lago (Figura 5-27).

Durante el proceso de calibración, la mayor parte de la atención se derivó hacia el proceso de desnitrificación. A partir de los valores por defecto del modelo, el nitrato se acumula en el agua. La desnitrificación sólo se produce a bajas concentraciones de oxígeno, de modo que debido a las elevadas concentraciones de oxígeno disuelto en la columna de agua, en L'Albufera, la mayor parte del proceso de producirá en el sedimento. Así pues, el parámetro clave para calibrar el nitrato es la tasa de desnitrificación en el sedimento ($R_{cDenSed}$).

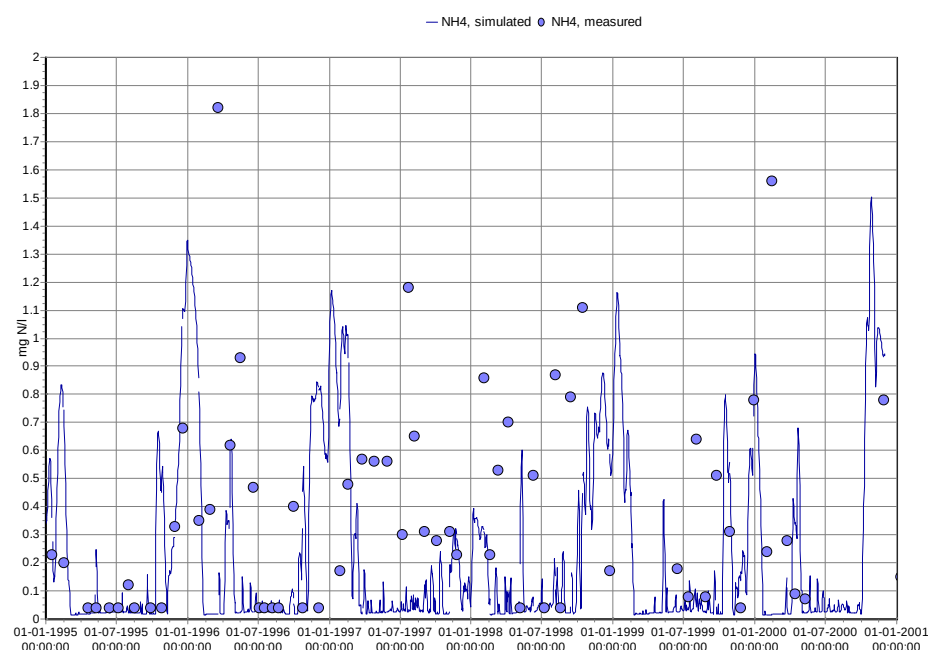


Figura 5-26. Concentración medida y simulada de amonio (mg N/l) en la estación B1, durante 1995-2000

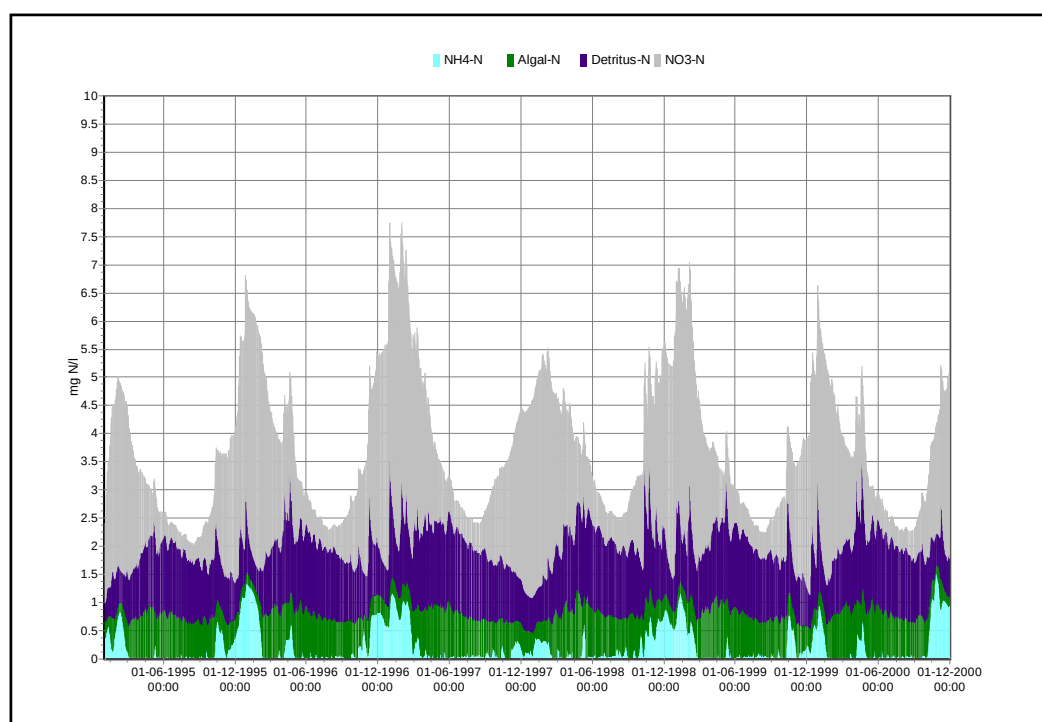


Figura 5-27. Composición de fracciones de nitrógeno total (mg N/l) en la estación B1, durante 1995-2000

5.1.3.5. El ciclo del fósforo

La concentración del fósforo total (Figura 5-28) se encuentra dentro del rango de valores del fósforo total medido. La mayor parte del mismo aparece en sus formas orgánica e inorgánica particulada, de modo que no está inmediatamente disponible para las algas. La evidente

infravaloración en 1995 se debe básicamente a la inicialización del modelo. Se observó que se tardaba aproximadamente medio año antes de que la concentración de fósforo en el sedimento se estabilizase.

El intercambio de fósforo entre el sedimento y la columna de agua es muy intenso en L'Albufera de València; a pesar que la materia suspendida con fósforo adsorbido sedimenta continuamente, parte de este fósforo retorna a la fase acuática por resuspensión, desorción y degradación de la materia orgánica.

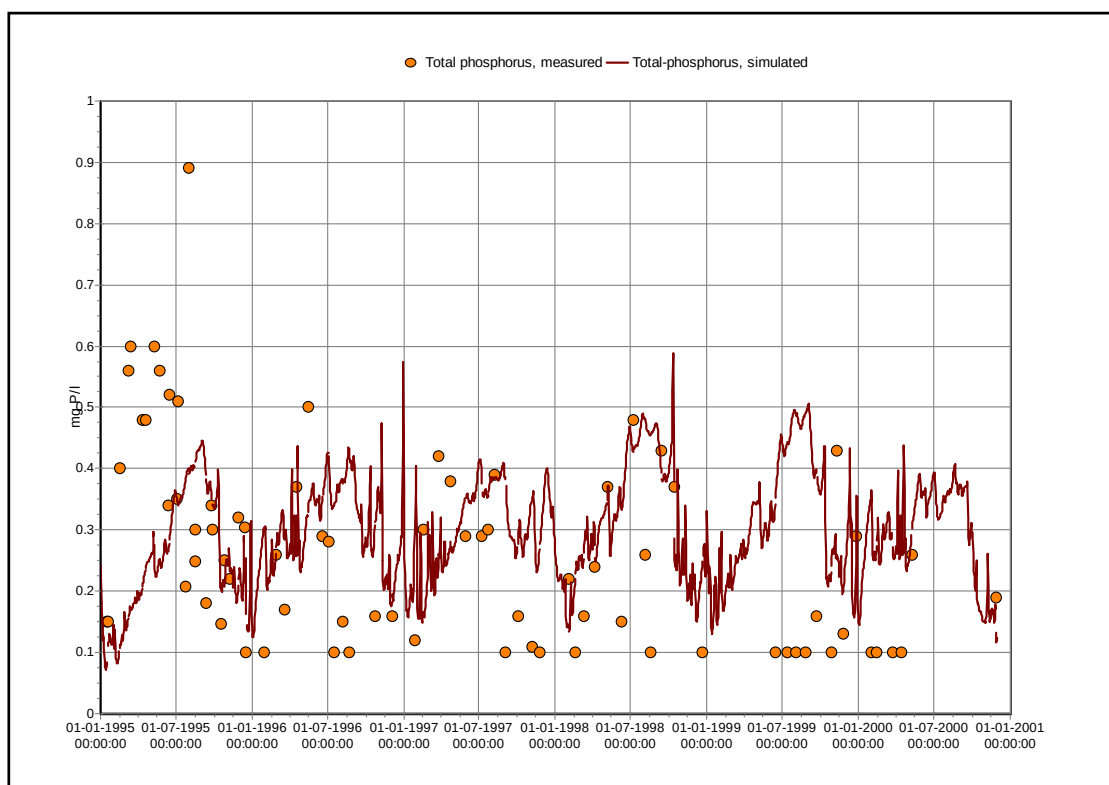


Figura 5-28. Concentración de fósforo total medido y simulado en la estación B1, durante el período 1995-2000

Es interesante realizar la comparación entre valores simulados y medidos para las concentraciones del fósforo inorgánico adsorbido (AAP) en la denominada capa de sedimento 2. Este aspecto fue central en el proceso de calibración debido fundamentalmente a que la capa de sedimento 1, más superficial, funciona realmente como una capa virtual destinada a simular el intercambio entre los sedimentos y la columna de agua, siendo la referida capa inferior, o sedimento 2, la que funciona específicamente como almacén de materia.

Las concentraciones de fósforo inorgánico adsorbido en el sedimento 2 obtenidas por simulación una vez se ha estabilizado el modelo, son muy similares a las medidas (Martín Monerris, 1998), siendo el valor obtenido por simulación del orden de 79 mg P/kg sedimento, frente los 73 mg P/kg de Martín Monerris obtenidos tras fusionar las formas de fósforo intercambiable y de las asociadas al Fe y al Al (Figura 5-29). El modelo proporciona resultados en kg por celda por lo que la transformación de unidades debe realizarse teniendo en cuenta el tamaño de celda (en este caso 200x200 m² de superficie).

En base a estos resultados, puede concluirse que la adsorción de fósforo en el sedimento está bien caracterizada en el modelo. Su acumulación en los sedimentos depende también de otros factores, como la sedimentación de materia orgánica.

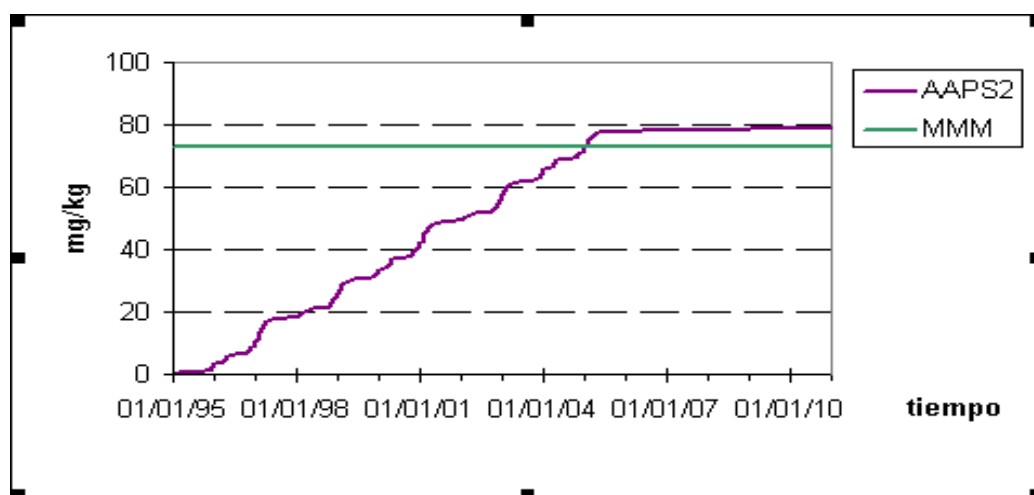


Figura 5-29. Concentración de fósforo inorgánico adsorbido en la capa profunda del sedimento. Se compara la línea verde que representa el valor obtenido por Martín Monerris (1998)

5.1.3.6. El crecimiento de algas y la transparencia

El crecimiento y mortalidad de las algas es el que rige la dinámica de muchos de los procesos de calidad de aguas. La Figura 5-30 muestra las concentraciones medidas y simuladas de clorofila-a en la estación B1 (centro del lago). La dinámica simulada se ajusta bastante bien a la medida durante los años 1997-1999. Sin embargo es probablemente sobreestimada durante 1995, debido nuevamente a la inicialización del modelo: tarda aproximadamente un año antes de que los procesos más lentos alcancen el estado estacionario. No se disponen de datos medidos para el año 1996 por lo que no se ha podido comparar la veracidad de los resultados simulados en este año.

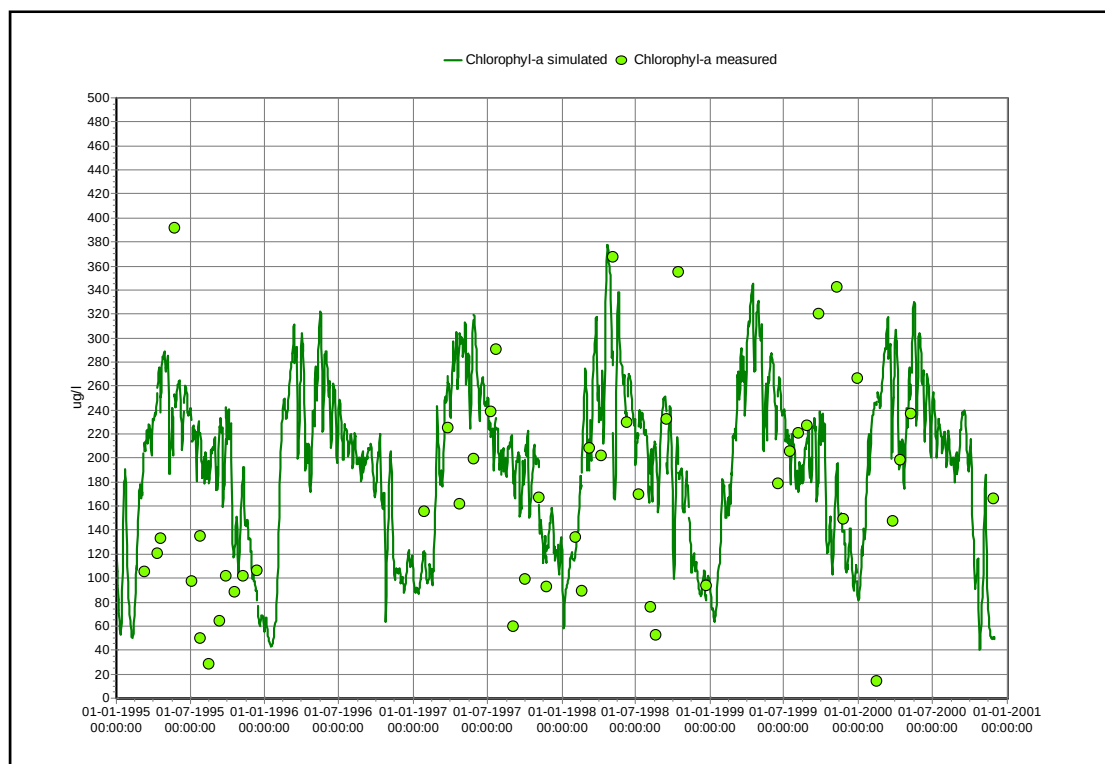


Figura 5-30. Concentraciones de clorofila-a medidas y simuladas ($\mu\text{g/l}$) en la estación B1, durante el período 1995-2000

La ausencia en el modelo de procesos relativos al efecto del zooplancton, entre otros aspectos, puede provocar que aquél no sea capaz de reproducir los mínimos en la concentración de clorofila-a observados durante las fases claras.

En general, las mayores concentraciones de clorofila-a se producen cerca de la ribera norte del lago (Figura 5-31). Los afluentes en el norte son las fuentes principales de fósforo del lago y la abundancia de dicho nutriente en esta ubicación estimula el crecimiento de las algas. En el área suroccidental se dispone de menos fósforo (Figura 5-32), lo que limita el crecimiento (Figura 5-33). La limitación se expresa en valores entre el 0 y el 1. Un valor 1 significa que el crecimiento no se ve limitado por este factor, mientras que un valor 0 significa que el crecimiento está enteramente limitado por el mismo. Otros factores limitadores del crecimiento de las algas son el fotoperiodo y la radiación solar.

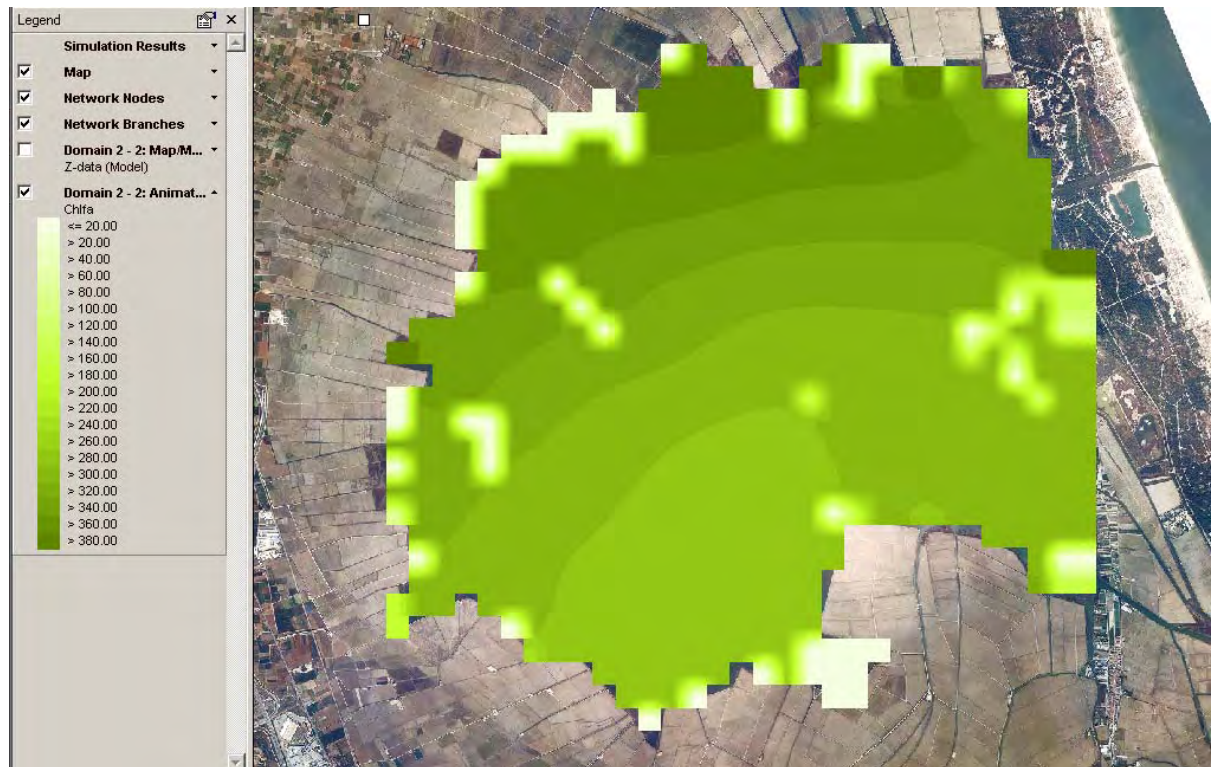


Figura 5-31. Concentración simulada de clorofila-a ($\mu\text{g/l}$) en el lago de la Albufera a las 12:00 el 17 de octubre de 1995

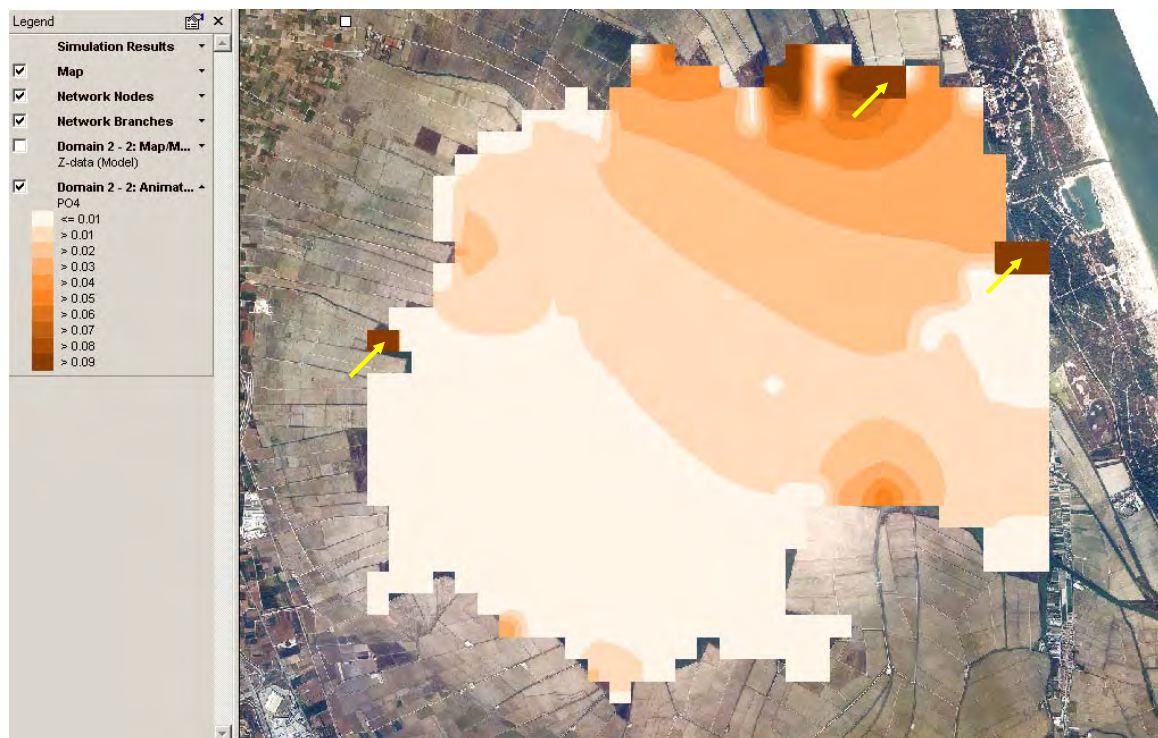


Figura 5-32. Concentración simulada de ortofosfato en el 16 Abril de 1997. Las flechas amarillas indican las celdas secas, con concentraciones irreales de ortofosfato. Se trata de un artificio del modelo de calidad de aguas

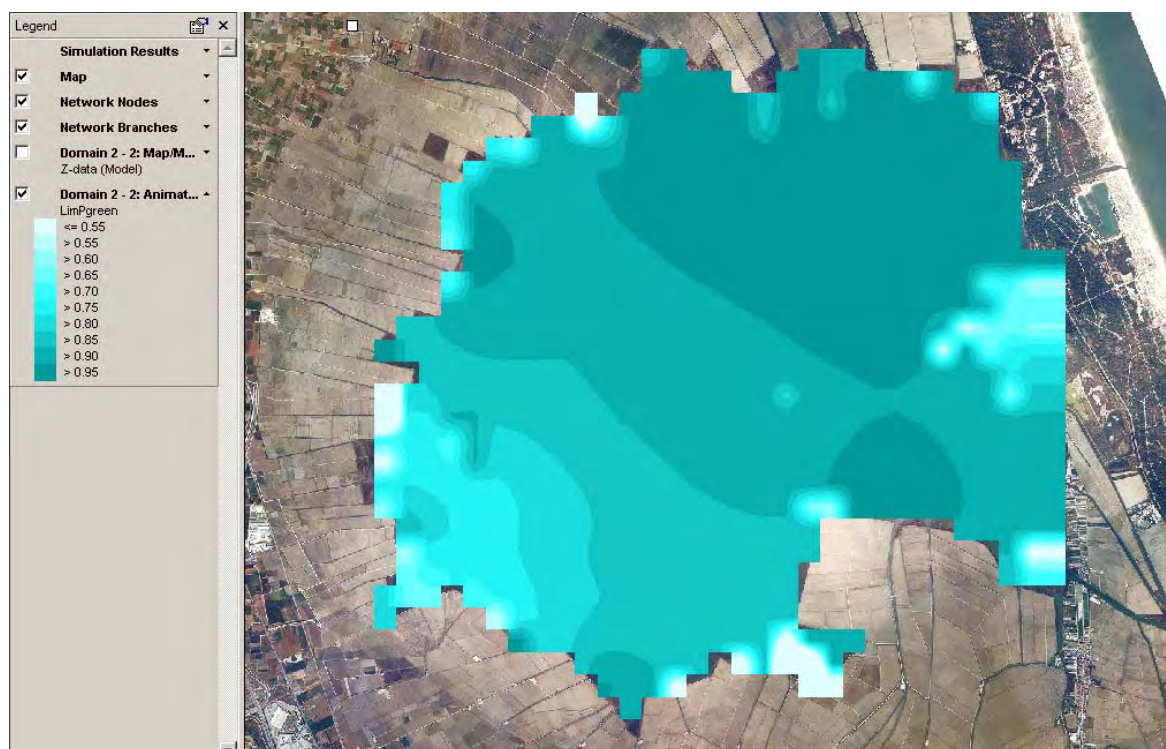


Figura 5-33. Concentración simulada del coeficiente de limitación del fósforo en el crecimiento de las algas, en el 16 de Abril de 1997

El modelo limita la composición de especies de algas a dos grandes grupos, tratadas como dos especies según la denominación de Delwaq: algas verdes y diatomeas. La contribución relativa de cada especie se muestra en la Figura 5-34 (la biomasa está expresada en mg C/l).

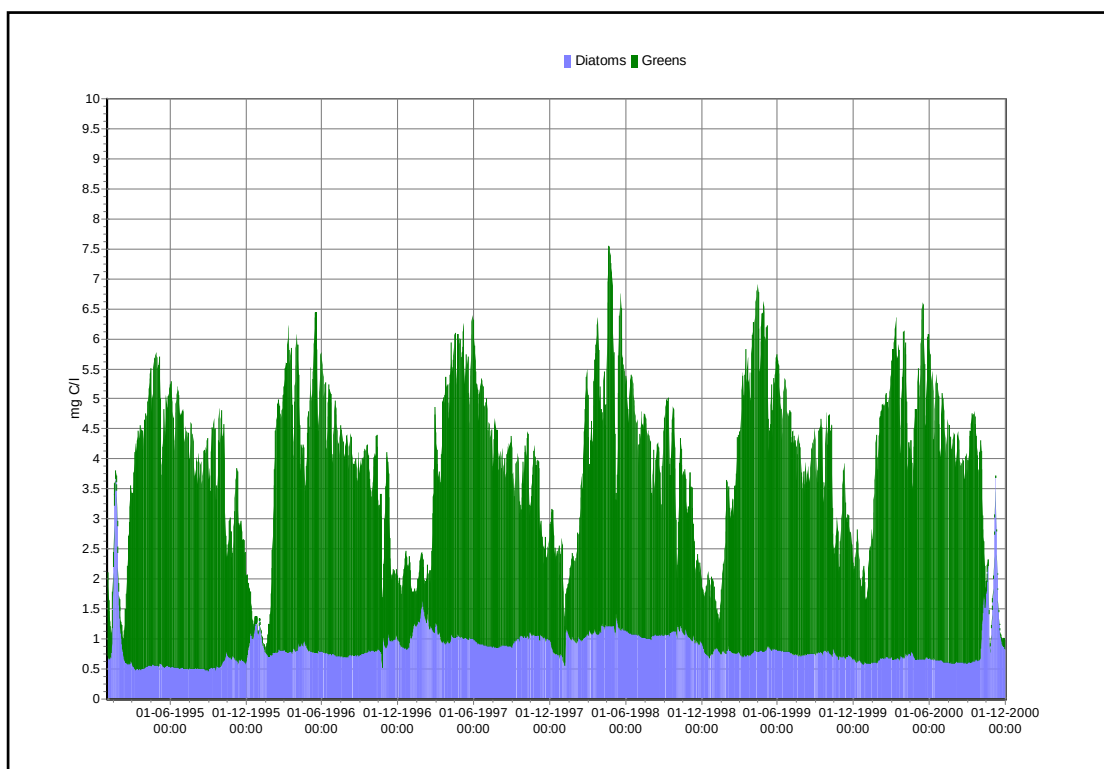


Figura 5-34. Composición simulada de especies de algas (mg C/l) en la estación B1, durante el período 1995-2000

Las algas verdes muestran una dinámica estacional buena. Por otra parte, las diatomeas muestran un patrón más o menos regular a lo largo del año, dependiente de la concentración de Si como se describe más adelante. Un ajuste más fino de los picos máximos y mínimos de concentración resulta muy complejo, debido a múltiples factores. A este respecto se citó como condicionante fundamental (MMA, 2004j) el hecho de que las series temporales de los datos meteorológicos introducidas en el modelo no son las realmente producidas en el período de simulación. La meteorología es uno de los principales factores que rige el sistema acuático: luz y temperatura determinan el crecimiento del fitoplancton; el viento genera oleaje, mezcla y atenuación de la luz debido a la resuspensión de los sedimentos. Pero creemos que hay otras más importantes que discutimos a continuación.

La variación estacional del crecimiento de las algas verdes puede explicarse en base a las funciones de limitación del crecimiento, (Figura 5-35, Figura 5-36): nuevamente un valor de limitación igual a 1 significa que no hay limitación; y un valor 0 que el crecimiento se ve completamente limitado por dicho factor.

La estacionalidad en el crecimiento de las algas está determinada por la radiación y la duración del día. El nitrógeno no es limitante en absoluto, debido al exceso de carga de nitrógeno en el sistema; en cambio el fósforo es un factor limitante, especialmente durante los episodios de rápido crecimiento algal. Esto se debe a que su concentración en el agua es menor que en el caso del nitrógeno, y a que en estos momentos de máximo crecimiento se incorpora gran parte del mismo a las algas, quedando poca concentración de fósforo disponible en el agua. Más adelante, analizaremos los resultados sobre la profundidad de Secchi y la extinción de la luz en la columna. Esta última se extingue principalmente por los detritos (procedentes de la mortalidad de las algas), y por las algas. Las algas se autorregulan: crecen ilimitadamente hasta que no puede penetrar la luz.

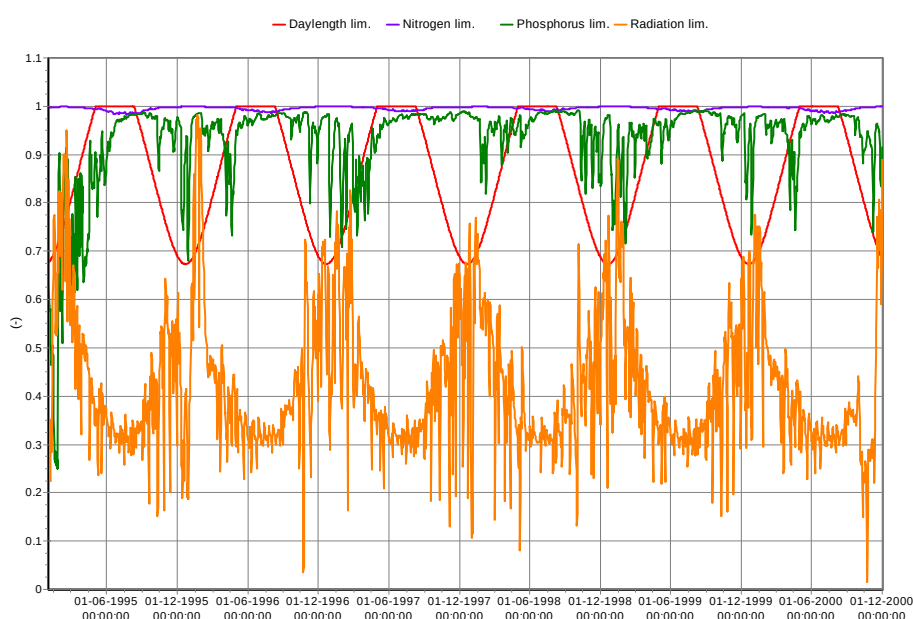


Figura 5-35. Funciones de limitación para el crecimiento de las algas verdes, durante el período 1995-2000

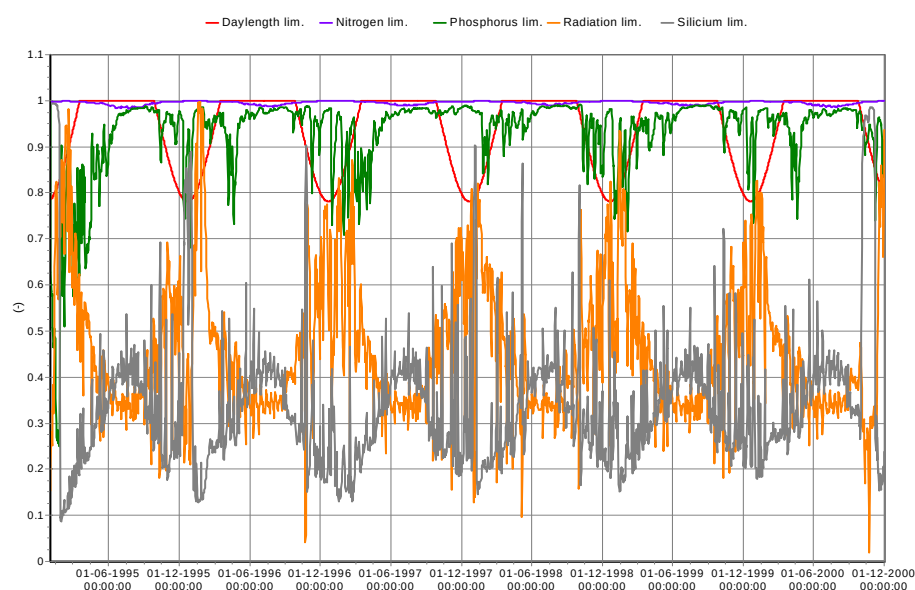


Figura 5-36. Funciones de limitación para el crecimiento de las diatomeas, durante el período 1995-2000

El silicio es el elemento clave para el crecimiento de las diatomeas. La Figura 5-37 muestra la concentración del silicio en el agua. Aunque inicialmente todo el silicio se encuentra en forma disuelta, las diatomeas lo convierten rápidamente desde formas vivas (al ser incorporado por las diatomeas) a detritos. El silicio no ha sido medido en el lago ni en las acequias que vierten en el mismo. La concentración introducida en las condiciones de contorno es de 5 mg Si/l, y se trata de una asunción. No se ha llevado a cabo, por tanto, la calibración de este nutriente.

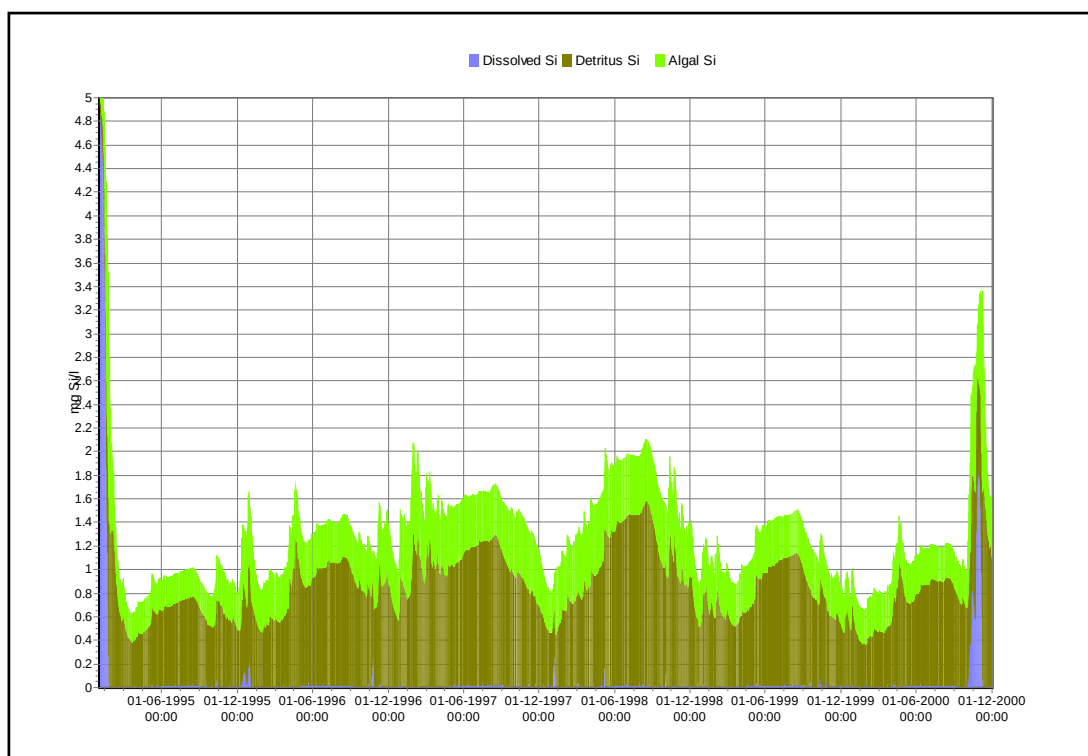


Figura 5-37. Concentración de silicio en el agua (mg Si/l), en la estación B1 (centro del lago), durante 1995-2000

Se ha determinado (Romo *et al.*, 2005) que en L'Albufera la reducción de nutrientes afectó inicialmente a la estructura de la comunidad de fitoplancton y posteriormente a la biomasa, en un orden inverso al habitualmente observado (Sas, 1989). Tras la ejecución del colector Oeste aumentó la diversidad de la comunidad de fitoplancton, aun cuando las cianobacterias siguieron siendo predominantes. Durante el verano se produce una sustitución de cianobacterias filamentosas por cianobacterias crocicales, mientras que las diatomeas se relacionan sólo con épocas de flujos intensos como tras el vaciado de los arrozales a finales del invierno (Romo *et al.*, 2005). En el modelo, el crecimiento de las diatomeas se ve limitado por el silicio y la radiación, como puede observarse en la Figura 5-36, y carece absolutamente de variación estacional.

Por otra parte, el modelo analiza la profundidad de Secchi como medida para la transparencia del agua. La transparencia es el valor recíproco de la extinción de la luz bajo el agua. La extinción de la luz viene determinada por la cantidad de sustancias en el agua. Los sólidos en suspensión, las algas, los ácidos húmicos y la propia agua absorben la luz. La Figura 5-38 muestra los factores determinantes de la luz bajo el agua. El agua en sí también extingue la luz. En la extinción de fondo también pueden desempeñar un papel los ácidos húmicos. Los parámetros para la profundidad de Secchi fueron ajustados como un último paso en el proceso de calibración. La variación estacional se relaciona con los periodos de crecimiento algal. Las fases claras, que se producen en invierno y a principios de primavera son bien conocidas en L'Albufera de València. La Figura 5-39 muestra la extinción de la luz, producida por los sólidos en suspensión y las sustancias disueltas en el agua. Puede observarse que la extinción lumínica es inversa a la profundidad de Secchi. El factor más importante en la extinción de la luz en el agua es la materia orgánica, siendo ésta el último producto derivado de la mortalidad del fitoplancton. La fracción mineral de los sólidos suspendidos es menos importante, y procede de la resuspensión desde los sedimentos, derivada de la acción del viento, que induce la formación de oleaje provocando la rápida resuspensión de dichos sólidos. Sin embargo, la tasa de sedimentación es mucho más lenta.

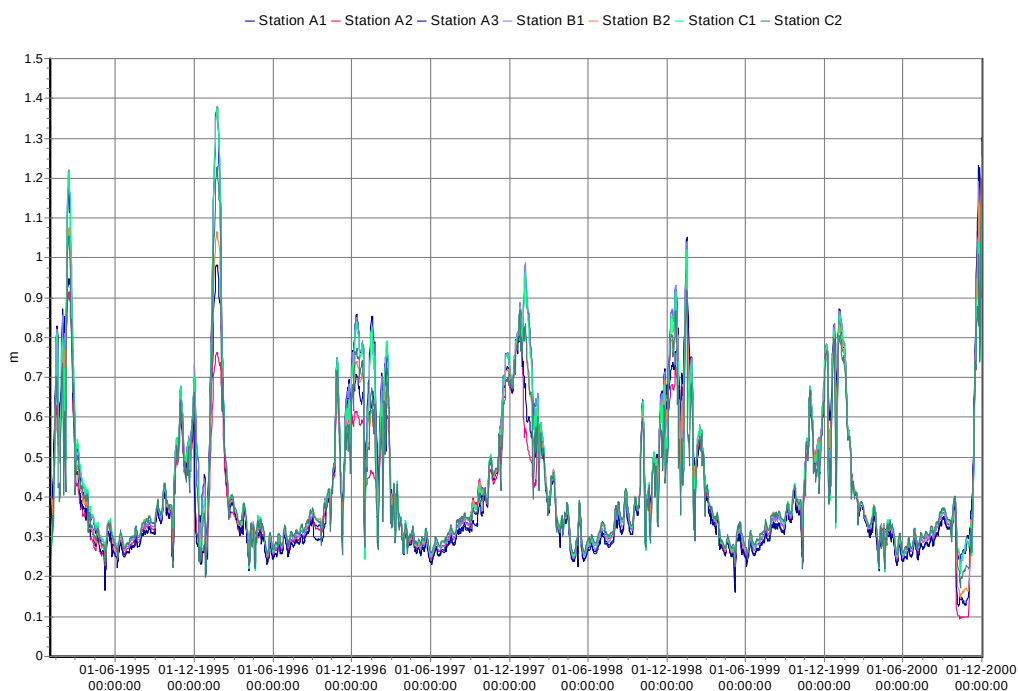


Figura 5-38. Profundidad de Secchi durante 1995-2000, para todas las estaciones

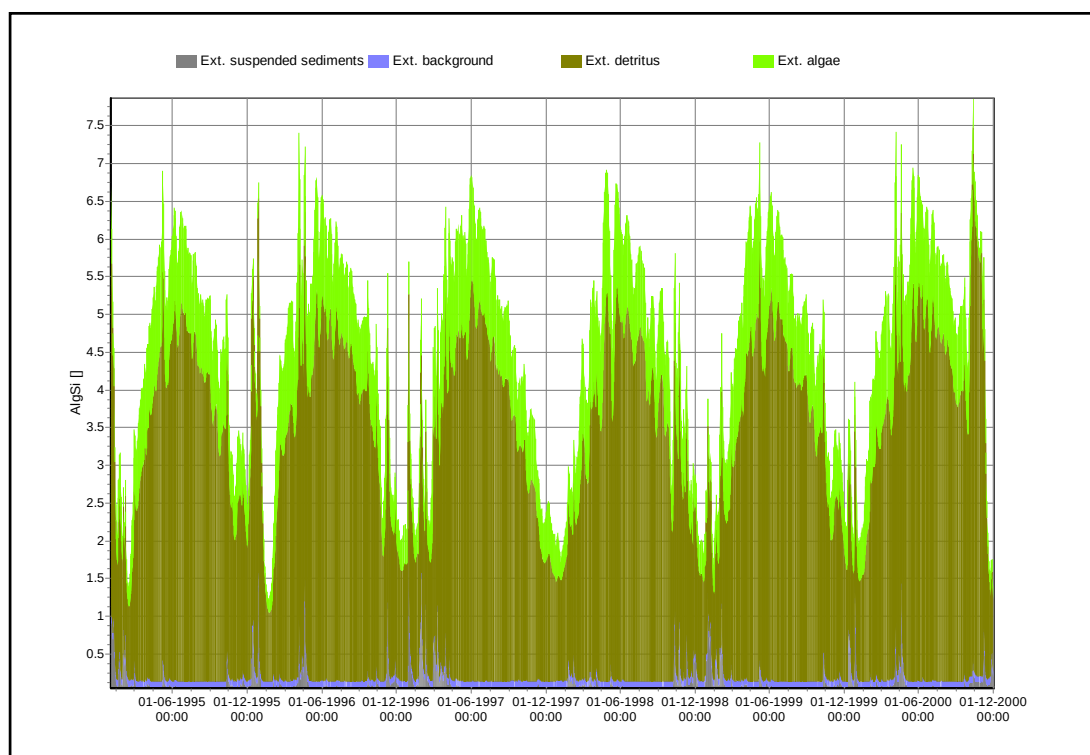


Figura 5-39. Extinción lumínica, explicada como coeficiente de extinción de fondo, sólidos suspendidos, algas y detritos

En conclusión, la dinámica simulada del fitoplancton, analizada a partir de la concentración del pigmento clorofila-a, se ajusta bastante bien a la medida durante el período de simulación y la profundidad de Secchi simulada se encuentra dentro del orden de magnitud apropiado.

Estos aspectos constituyen una potente prestación del modelo de enorme interés práctico. Sin embargo, entendemos que el modelo no puede utilizarse para estudiar la estructura de la comunidad de fitoplancton. Serían necesarios nuevos procesos (que el software base Sobek puede incluir a través de la biblioteca *Bloom*). Nuevos desarrollos requerirían nuevos datos (por ejemplo sobre las concentraciones de silicio, nutriente esencial para las diatomeas) y un nuevo proceso de calibración. La dinámica del sistema no puede entenderse sin incluir el zooplancton y su relación con el fitoplancton teniendo en cuenta condicionantes que son específicos de lagos mediterráneos (Romo *et al.*, 2005).

5.2. SOBRE LA EVOLUCIÓN DEL BALANCE HÍDRICO EN L'ALBUFERA

Hasta la fecha los trabajos realizados han permitido elaborar los balances hídricos completos del lago y del ámbito del parque natural (conjunto del lago más arrozales). A continuación se presenta un resumen de las entradas, diferenciando entre los distintos tipos de aporte, y las salidas en ambos ámbitos, lago y parque natural.

5.2.1. Resultados del balance en el lago

La Figura 5-40 muestra los resultados del modelo Cabhal para los términos de entradas del balance hídrico del lago en los tres años hidrológicos que constituyen el período de calibración y validación. En la Tabla 5-1 cada término del balance se ilustra con el valor promedio para dos períodos 1980/81-2007/08 y 2001/01-2007/08 junto con los valores anuales recientes de los años hidrológicos 2007/08 y 2008/09. La escala temporal escogida para presentar los resultados es la anual.

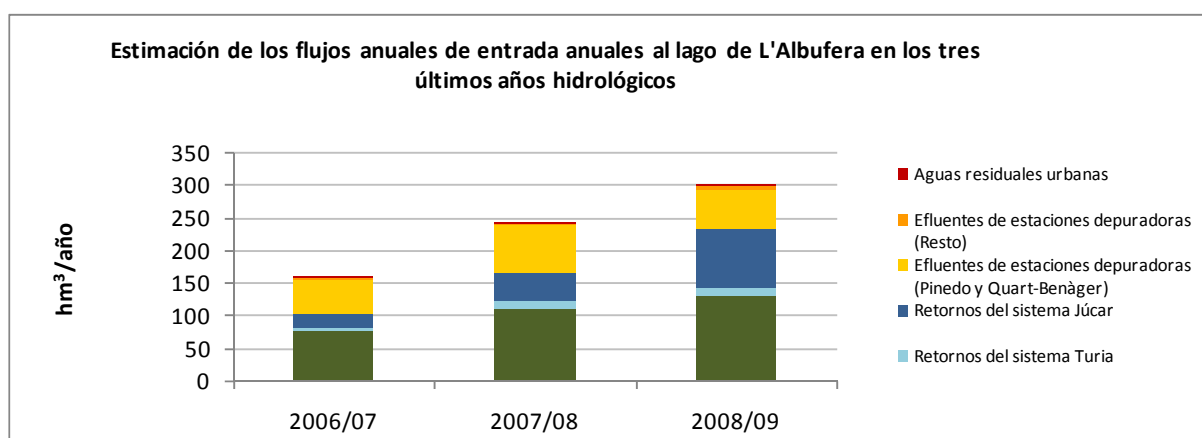


Figura 5-40. Resultados del modelo Cabhal. Entradas anuales al lago en los tres últimos años hidrológicos, desagregadas por origen de los aportes. Valores en $\text{hm}^3/\text{año}$.

Tabla 5-1. Resultados del modelo Cabhal. Entradas del régimen natural y del régimen alterado desde los sistemas Turia y Júcar al lago, variación del almacenamiento en el lago y salidas calculadas del lago en 2007/08, 2008/09 y como valor promedio anual en los períodos 1980-2008 y 2000-2008. Valores en $\text{hm}^3/\text{año}$.

		1980/81- 2007/08 hm^3	2000/01- 2007/08 hm^3	2007/08 hm^3	2008/09 hm^3
Ciclo natural (aportes)	Precipitación directa sobre lago y matas; Retornos de precipitación de los arrozales del Turia y ARJ y de la parte tributaria del lago de Sueca	23,59	25,74	35,53	39,69

		1980/81- 2007/08 hm ³	2000/01- 2007/08 hm ³	2007/08 hm ³	2008/09 hm ³
superficiales)	Escoorrentía superficial en las cuencas tributarias del lago	11,99	12,50	23,08	26,99
	<i>Total ciclo natural</i>	<i>35,58</i>	<i>38,24</i>	<i>58,61</i>	<i>66,68</i>
Ciclo alterado y descargas acuífero natural	Descargas del acuífero en el ciclo natural al lago	45,00	38,70	52,25	62,61
	Retornos de riego del Turia y Júcar que llegan al lago desde los embalses Turia, ARJ y Sueca (sólo la parte tributaria del lago).	134,27	67,57	45,77	81,92
	Descargas del acuífero en el ciclo alterado procedentes de infiltraciones en los riegos de la Vega del Turia, ARJ y la parte tributaria del lago de Sueca	23,38	16,17	9,32	18,96
	Aguas residuales urbanas e industriales procedentes de los embalses del Turia, ARJ y Sueca	14,58	3,51	1,63	1,62
	Efluentes de EDAR procedentes de los embalses del Turia, ARJ y Sueca	16,10	35,65	74,96	68,21
	<i>Total ciclo alterado</i>	<i>233,33</i>	<i>161,60</i>	<i>183,93</i>	<i>233,32</i>
<i>Total entradas al lago</i>		<i>268,91</i>	<i>199,84</i>	<i>242,54</i>	<i>300,00</i>
<i>Variación de almacenamiento en el lago*</i>				-0,93	7,51
<i>Total salidas del lago**</i>				<i>243,47</i>	<i>292,49</i>

*Variación del almacenamiento en el lago. Se ha tenido en cuenta la variación calculada a partir de la diferencia de calados que marca la sonda de nivel del lago, instalada en el embarcadero de Pujol, entre los días inicial y final del año hidrológico en estudio (1 de octubre del año n ; 31 de septiembre del año $n+1$).

** *Total salidas del lago = Total entradas al lago - Variación de almacenamiento en el lago*

Los resultados pueden compararse con la realidad observada que se sintetiza en la Tabla 5-2. Se trata de estimaciones a partir de la red de medida de la CHJ que incluye aforadores Doppler instalados en las tres golas. Puede apreciarse que las salidas calculadas con el modelo en la Tabla 5-1, ofrecen diferencias muy pequeñas con respecto a las salidas del lago observadas. Estas diferencias no son superiores al 5% según la hipótesis H1 para ambos años hidrológicos y no superiores al 2% según la hipótesis H2.

Tabla 5-2. Estimaciones a partir de la red de medida de la CHJ. Salidas medidas* desde el lago en 2007/08 y 2008/09 en los aforadores Doppler instalados en las tres golas, junto con la estimación de la evaporación directa

	2007/08 (hm ³ /año)		2008/09 (hm ³ /año)	
	Hipótesis H1	Hipótesis H2	Hipótesis H1	Hipótesis H2
Salidas medidas por las tres golas (El Pujol, El Perellonet y El Perelló*)	221,87	235,52	270,58	288,89
Evaporación directa sobre el lago	10,18	10,18	10,52	10,52
<i>Total salidas del lago</i>	<i>232,05</i>	<i>245,70</i>	<i>281,10</i>	<i>299,41</i>

* La gola de El Perelló está aforada. Ahora bien, es necesario establecer una determinada hipótesis teórica para estimar qué parte de los flujos procede del lago y qué parte corresponde a salidas desde el marjal sur sin pasar por el lago. Véase al respecto el apartado 4.4.1

En la (Figura 5-41) se representa la serie histórica completa desde el año hidrológico 1970/71 de entradas estimadas al lago según la metodología aplicada por el Cabhal extendida a 2008/09.

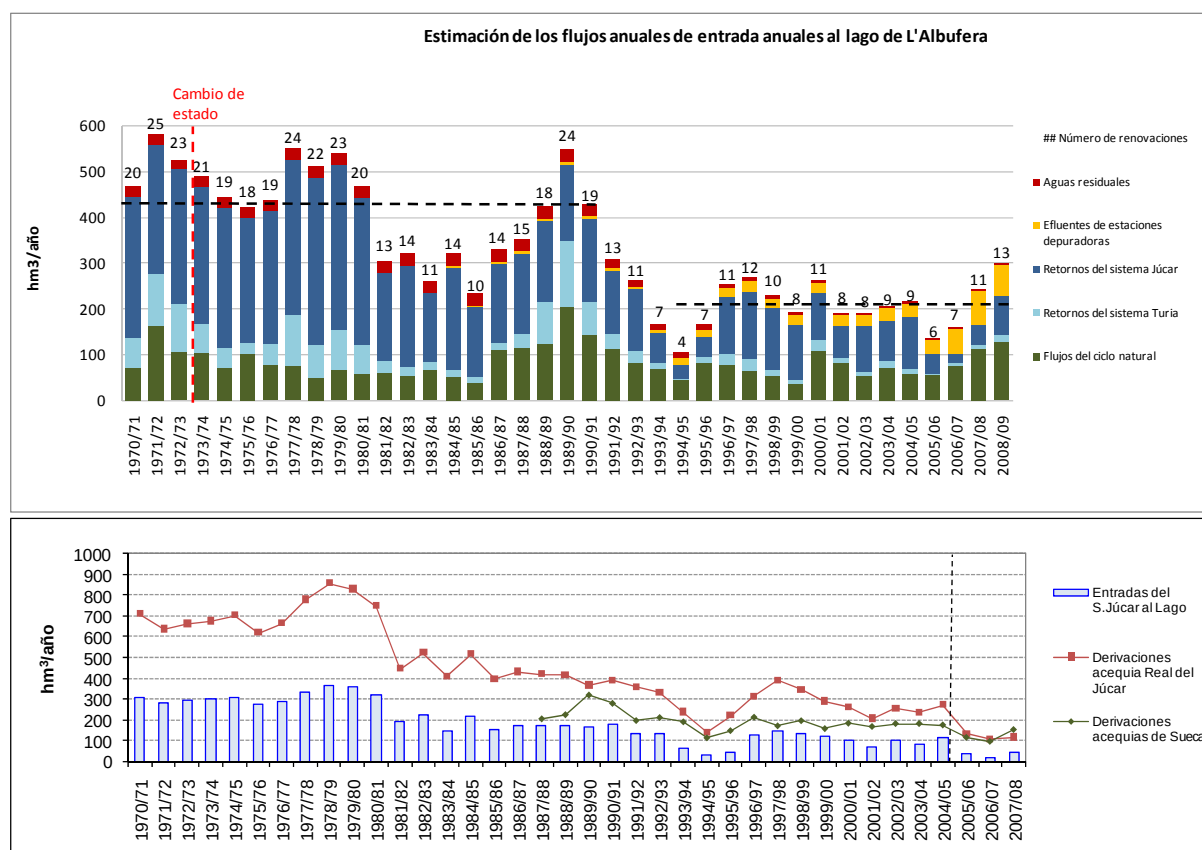


Figura 5-41. Serie de entradas anuales al lago de L'Albufera estimadas con el modelo Cabhal, desde 1970/71 a 2008/09 (arr.) y relación entre los retornos procedentes del sistema Júcar al lago y las derivaciones de las principales acequias (ab.). Valores en $\text{hm}^3/\text{año}$.

Se considera que en los primeros años de la serie, las derivaciones que se conocen desde el río Júcar pudieran estar sobreestimadas, por lo que los retornos de riego resultantes del modelo (Figura 5-41 ab.) serían mayores que los que realmente pudieron alcanzar el lago. Pero esta presunción requiere un análisis más preciso. Un elemento clave en el sistema de regadío es el denominado sifón de Guadassuar, un sifón a través del cual, obligatoriamente hasta la puesta en servicio de las nuevas conducciones en presión, debían circular todos los flujos de la acequia Real del Júcar que llegaban hasta el lago. El tramo del canal principal en el que se localiza el sifón tiene una capacidad de $35 \text{ m}^3/\text{s}$ (MMA, 1997), pero el propio sifón viene a suponer un estrangulamiento en la infraestructura. Hemos recabado al respecto datos en las oficinas de la acequia Real del Júcar y la opinión de su acequero mayor D. Vicente Llopis. Aparentemente, la capacidad del sifón, que cuenta con dos conducciones en presión, es del orden de $18 \text{ m}^3/\text{s}$, lo cual, en un funcionamiento continuo, supondría un volumen de $540 \text{ hm}^3/\text{año}$. Pero el funcionamiento tradicional de la acequia dista de ser continuo. Es conocido que una gran parte de los excedentes de riego de la acequia Real del Júcar en su primer tramo retornan al propio río Júcar. En el tramo del sifón de Guadassuar, la costumbre, en años anteriores a los cambios de gestión de principios de los noventa, consistía en mantener un caudal de unos $12\text{-}15 \text{ m}^3$ durante las épocas de riego del arrozal. Pero el resto del año se mantenía también un caudal muy elevado con el objetivo de proporcionar estabilidad a los cajeros del canal principal de forma que se compensasen las presiones de las tierras del trasdós. El mínimo para el caudal continuo podría estar en torno a los $7\text{-}8 \text{ m}^3/\text{s}$ existiendo

algunas puntas fuera de la temporada de riego del arrozal de hasta 12-13 m³/s, de forma que los volúmenes de agua que fluían a través del sifón de Guadassuar podrían tener un máximo de unos 350 hm³/año. Descontando pérdidas, infiltración y evapotranspiración en las más de 12.000 ha regadas aguas abajo del sifón de Guadassuar, y teniendo en cuenta que el sistema Júcar proporciona también excedentes a través de los regadíos de la C.R. de Sueca, los resultados de retornos superficiales del sistema Júcar para los primeros años de la serie (Figura 5-41 ab.) parecen verosímiles.

En general, los valores de entradas anuales obtenidos resultan sensiblemente superiores a los del *Estudio para el Desarrollo Sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004i), y se aproximan bien a los de las versiones posteriores de 2005 y 2006. En esta conclusión coincidiría con los trabajos en curso del *Desarrollo de un estudio integral del sistema hidráulico Júcar-Albufera*, todavía no publicado (J. Marco Segura, *com. pers.*). La estimación del *Plan Director para el Saneamiento Integral de L'Albufera de Valencia* (COPUT, 1989a) para el año 1988, de 334 hm³/año, se aproxima razonablemente bien a los 352 hm³/año que hemos obtenido para el año hidrológico 1988/89.

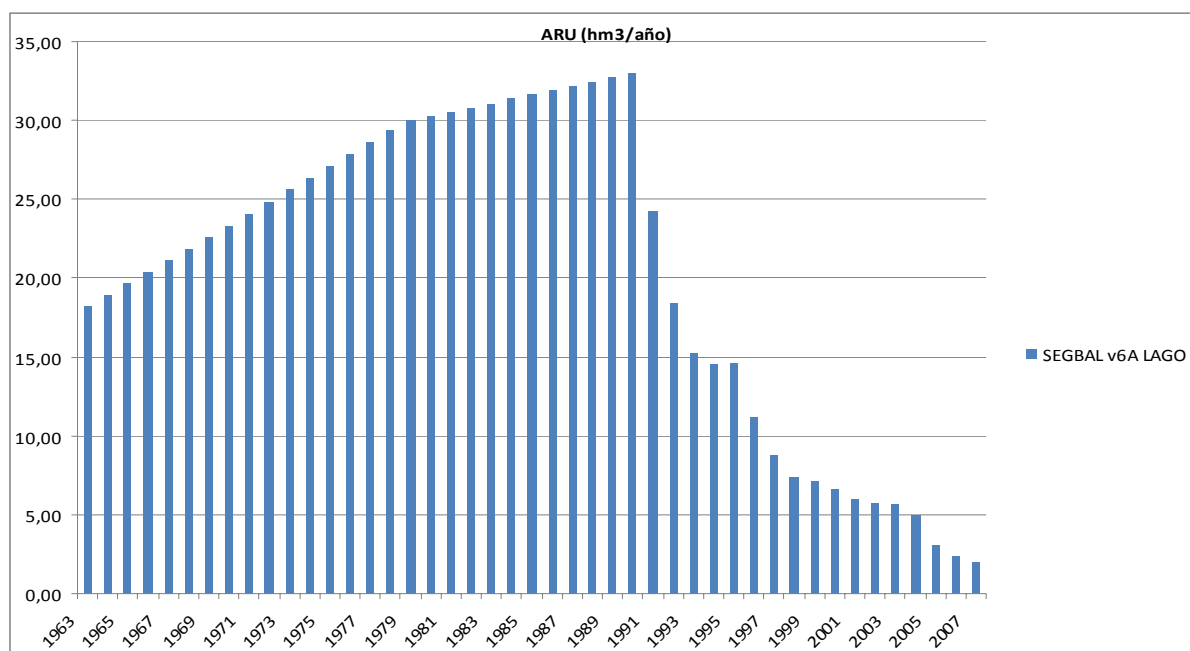


Figura 5-42. Evolución temporal del volumen anual de los vertidos directos que llegan a L'Albufera. El modelo contempla la laminación de los aportes en los arrozales

Un análisis específico puede realizarse sobre el componente de vertidos de aguas residuales de origen urbano e industrial. Los resultados obtenidos se sintetizan en la Figura 5-42. El volumen máximo vertido en el lago rondaría los 33 hm³/año en el año hidrológico 1990-91, previo a la puesta en servicio del colector Oeste. Con respecto al *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004h) mantenemos sensiblemente este valor máximo y la evolución posterior, pero hemos reducido a la baja los valores entre 1963 y el final de la década de los ochenta.

Tras la puesta en marcha de la depuradora de Quart-Benáger y la construcción del colector Oeste se aplicó un coeficiente reductor de los vertidos variable en el tiempo. Estas

infraestructuras explican los saltos en la Figura 5-42. Debe entenderse que el proceso de calibración, entre otros, estuvo orientado a incluir factores de muy difícil consideración y que son así incorporados al modelo. Por ejemplo, otros términos municipales situados aguas arriba generan vertidos que pueden llegar al lago a través del barranco del Poyo y de los restantes cauces y acequias. Debe añadirse a ello el problema de la contaminación de los aportes fluviales por vertidos directos a los ríos (Júcar en la Ribera Baixa; Turia, especialmente aguas abajo de Manises), aún cuando se ha producido una reducción drástica del problema con la puesta en servicio de las estaciones depuradoras de Alzira-Carcaixent (2006) y Paterna-Fuente del Jarro y sus colectores generales (finales 2005). Pero estos vertidos estarían contemplados, por un lado, en los patrones de calidad de los retornos de riego y, por otro, en el de las escorrentías naturales. Como hemos descrito en el capítulo 4, un aspecto novedoso del modelo Cabhal es que, para entender el efecto contaminante de las primeras pluviales (muy importante en el caso del colector Oeste), se ha extraído de la serie de escorrentías naturales la de descargas de sistemas unitarios asignándole un patrón específico.

5.2.2. **Resultados del balance en el parque natural**

De igual manera que para el lago, hemos procedido a calcular los términos del balance hídrico en el ámbito del parque natural. La Figura 5-43 muestra los resultados del modelo Cabhal en los tres años hidrológicos que constituyen el período de calibración y validación.

Hemos procedido a comparar los resultados del modelo (Figura 5-43, Figura 5-43. Resultados del modelo Cabhal. Entradas anuales al parque natural en los tres últimos años hidrológicos, desagregadas por origen de los aportes. Valores en hm³/año.

Tabla 5-3) con los resultantes de la red de medida de la CHJ en las cinco golas del sistema Albufera (Tabla 5-4).

La diferencia entre las salidas al mar desde el parque calculadas y observadas en las cinco golas es de sólo el 4% en 2007/08 y del 6% en 2008/09. En ambos años el modelo ha tendido a infravalorar las salidas.

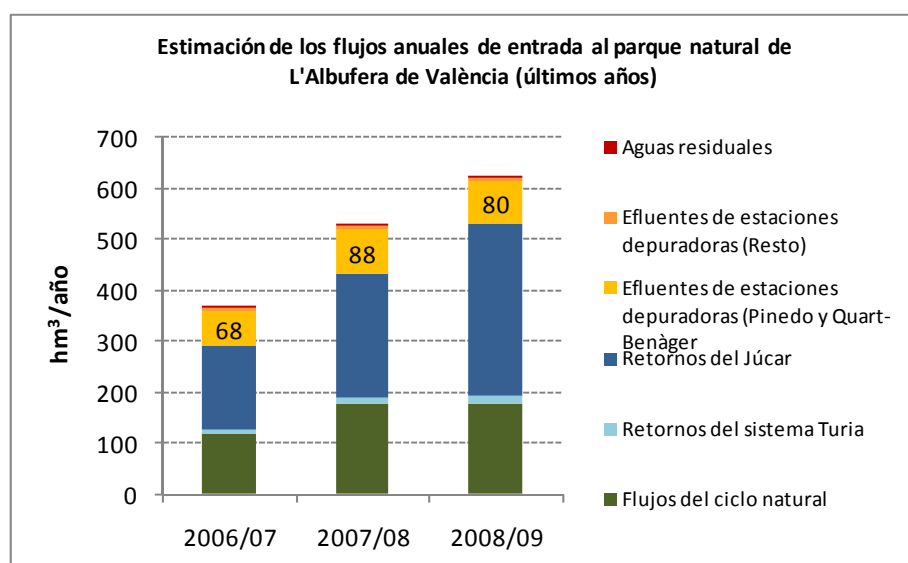


Figura 5-43. Resultados del modelo Cabhal. Entradas anuales al parque natural en los tres últimos años hidrológicos, desagregadas por origen de los aportes. Valores en hm³/año.

Tabla 5-3. Entradas del régimen natural y del régimen alterado desde los sistemas Turia y Júcar al parque natural de l'Albufera, variación del almacenamiento del sistema y salidas calculadas en 2007/08, 2008/09 y como valor promedio anual en los períodos 1980-2008 y 2000-2008. Datos en hm³/año.

		1980/81- 2007/08 hm ³ /año	2000/01- 2007/08 hm ³ /año	2007/08 hm ³ /año	2008/09 hm ³ /año
Ciclo natural	Precipitación directa sobre lago y matas; Precipitación directa sobre los arrozales inundados del Turia, ARJ, Sueca y Cullera MI	40,13	47,26	67,91	60,84
	Escorrentía superficial del modelo SIMPA	15,16	16,16	33,89	34,48
	<i>Total ciclo natural</i>	55,29	63,42	101,81	95,32
Ciclo alterado	Escorrentía subterránea del modelo SIMPA	62,44	57,44	73,87	82,64
	Suministros para riego del arrozal (derivaciones fluviales, rebombeos) y retornos de la huerta aguas arriba de los embalses arrozal de los ámbitos Turia, ARJ, Sueca y Cullera MI.	400,14	276,98	230,47	314,89
	Aportaciones del acuífero al sistema de riegos en los embalses arrozal de los ámbitos Turia, ARJ Sueca y Cullera MI	47,37	38,62	24,48	39,98
	Entradas de ARU a los embalses de los ámbitos Turia, ARJ, Sueca y Cullera MI	19,11	5,21	2,14	2,14
	Entradas de EDAR a los embalses arrozal de los ámbitos Turia, ARJ, Sueca y Cullera MI	21,62	48,72	94,87	88,15
	Otras EDAR con salidas directas a golos	0,20	0,69	1,86	1,86
	<i>Total ciclo alterado</i>	550,88	427,66	427,69	529,66
<i>Total entradas al parque natural</i>		606,17	491,08	529,50	624,99
Variación de almacenamiento en el lago*				-0,93	7,51
Variación de almacenamiento en los arrozales**				0,00	0,00
<i>Variación de almacenamiento en el parque natural</i>				-0,93	7,51
<i>Total salidas del parque natural ***</i>				530,43	617,48

*Variación del almacenamiento en el lago. Se ha tenido en cuenta la variación calculada a partir de la diferencia de calados que marca la sonda de nivel del lago, instalada en el embarcadero de Pujol, entre los días inicial y final del año hidrológico en estudio (1 de octubre del año *n*; 31 de septiembre del año *n*+1).

** El almacenamiento en los arrozales varía mensualmente; se ha impuesto una variación nula al cabo de un año hidrológico

*** *Total salidas del parque natural = Total entradas al parque natural -Variación de almacenamiento en el parque natural*

Tabla 5-4. Salidas del recinto del parque natural en 2007/08 y 2008/09 a partir de las series de datos medidos por la red de control en continuo en las cinco golos. Datos en hm³/año.

	1980/81- 2007/08 hm ³ /año	2000/01- 2007/08 hm ³ /año	2007/08 hm ³ /año	2008/09 hm ³ /año
Evaporación directa sobre lago y arrozales inundados de los ámbitos Turia, ARJ, Sueca y Cullera MI	17,18	17,25	16,66	17,38
Salidas observadas o medidas por los equipos de la red de control en las 5 golos del parque natural			388,35	481,31
Evapotranspiración del arrozal de los ámbitos Turia, ARJ, Sueca y Cullera MI	115,66	118,21	118,75	118,75
Infiltración en el riego del arrozal de la Vega del Turia MI, la ARJ, Sueca y Cullera MI	34,37	31,16	27,38	32,43

	1980/81- 2007/08 hm ³ /año	2000/01- 2007/08 hm ³ /año	2007/08 hm ³ /año	2008/09 hm ³ /año
Pérdidas en el transporte y aplicación del agua de riego del arrozal en los ámbitos Turia, ARJ, Sueca y Cullera MI	2,02	1,83	1,61	1,91
Total salidas del parque natural			552,76	651,78

A continuación (Figura 5-44) se presenta la serie de entradas al parque natural estimadas desde el año 1970/71 hasta 2008/09. En el apartado anterior hemos discutido sobre la presunción de que los retornos de riego calculados con la metodología de Cabhal en los primeros años de la serie podrían estar sobreestimados (Figura 5-44 ab.) y hemos aportado ciertos argumentos sobre la consistencia de los resultados. Para abundar en esta consistencia, las entradas totales a principios de los setenta (994 hm³ para el año 1973/74, 946 hm³ para el año 1974/75 y 900 hm³ para el año 1975/76) se sitúan en la línea de los 911 hm³ (que suben a 950 hm³ al evaluar las entradas) obtenidos por el *Pla Especial del Parc Natural de L'Albufera* (CAP, 1990).

Estimación de los flujos anuales de entrada al parque natural de L'Albufera de València

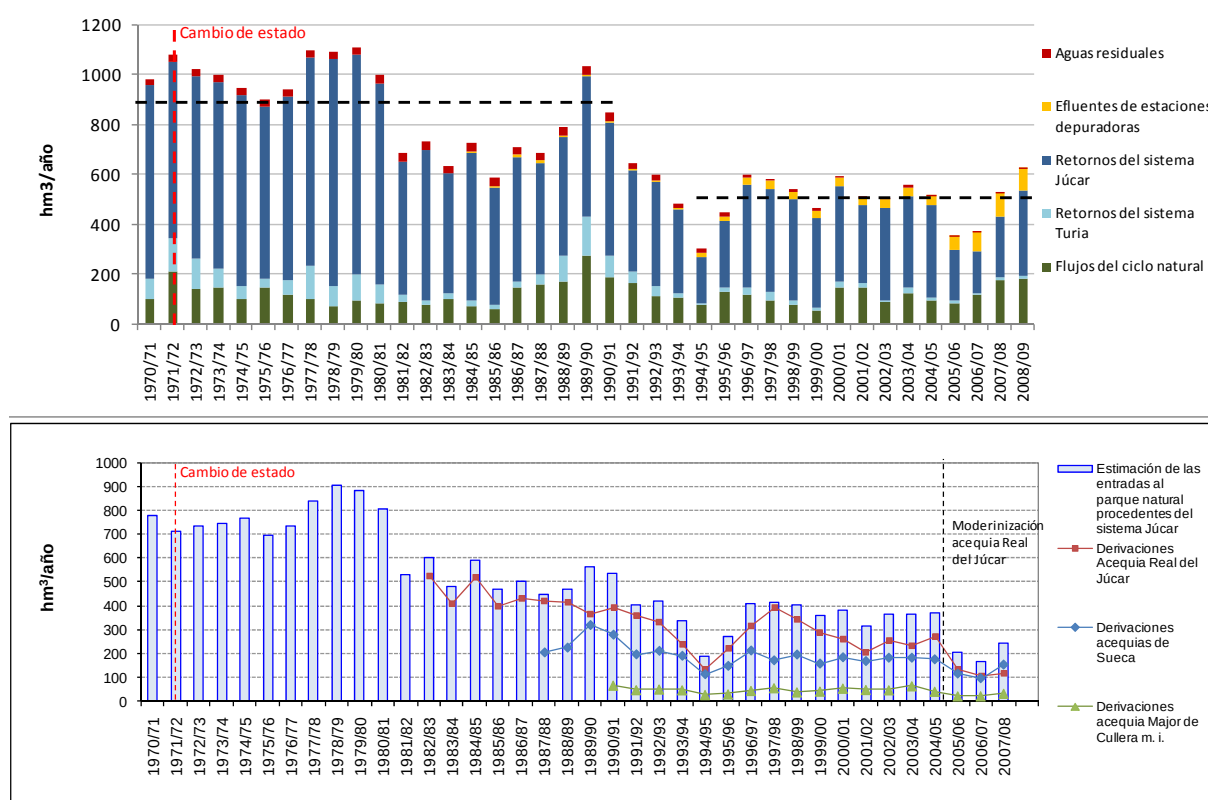


Figura 5-44. Serie de entradas estimadas al parque natural procedentes del ciclo natural y del régimen alterado de los regadíos de los sistemas Turia y Júcar según la metodología del modelo Cabhal, desde 1980/81 a 2007/08 (arr.) y relación de los retornos procedentes del sistema Júcar con las derivaciones de las principales acequias (ab.). Datos en hm³/año.

5.2.3. Comparación con otros trabajos en curso

Tras el cierre de Cabhal se han puesto en común los resultados obtenidos en este modelo de seguimiento del sistema hídrico de l'Albufera, con los de otros trabajos que se están desarrollando en paralelo en el marco de la revisión del Plan de cuenca del Júcar.

5.2.3.1. **Modelo Patrical**

Se han recibido resultados provisionales recientes del modelo Patrical (Pérez Martín, 2005) correspondientes al balance de la masa subterránea *ficticia* 8806, prácticamente coincidente con el recinto de la *perellonà*. Como particularidad, esta masa subterránea ficticia tiene bloqueada la salida al mar. Los elementos que intervienen en el balance son las entradas superficiales a este recinto (a través de cinco puntos perimetrales al mismo), las salidas del sistema (que sólo se realizan por vía superficial a través de cinco puntos del recinto, asimilables a las cinco golas del parque natural), las entradas y salidas del recinto por precipitación y evapotranspiración y, por último, las entradas laterales procedentes de otras masas subterráneas.



Figura 5-45. Esquema del sistema modelado en Patrical (Pérez Martín, 2005) con los puntos de entrada y salida establecidos en el recinto de la masa subterránea 8806

Tabla 5-5. Resumen de entradas y salidas de la masa subterránea 8806 *Albufera-perellonà* obtenidas por Patrical en los 5 puntos de entrada y salida. Se dan valores medios anuales en dos series históricas, 1940-2007 y 1980-2007, expresados en $\text{hm}^3/\text{año}$.

	Entradas ($\text{hm}^3/\text{año}$)						Salida ($\text{hm}^3/\text{año}$)					
	Est. 16.03	Est. 17.01	Punto 1	Punto 2	Punto 3	Total	Est. 16.04	Est. 17.02	Punto 4	Punto 5	Punto 6	Total
Promedio 40-07	26,42	3,71	1,53	2,43	4,00	38,08	35,32	40,30	11,98	5,09	0,32	93,01
Promedio 80-07	28,88	4,14	1,65	2,65	4,82	42,14	37,86	41,63	12,14	6,04	0,45	98,13

Tabla 5-6. Transferencias entre la parte superficial y subterránea dentro del recinto de la masa subterránea 8806 *Albufera-perellonà*. Se dan valores medios anuales en dos series históricas, 1940-2007 y 1980-2007, expresados en $\text{hm}^3/\text{año}$.

	Recarga por lluvia ($\text{hm}^3/\text{año}$)	Pérdidas de ríos y cauces ($\text{hm}^3/\text{año}$)	Salidas al río ($\text{hm}^3/\text{año}$)	Entradas laterales ($\text{hm}^3/\text{año}$)	Salidas laterales ($\text{hm}^3/\text{año}$)	Salidas al mar ($\text{hm}^3/\text{año}$)	Suma entradas red ($\text{hm}^3/\text{año}$)	Suma Salidas red ($\text{hm}^3/\text{año}$)
1940/41 - 2007/08	4,57	26,59	117,64	86,03	0,00	0,00	38,08	93,01
1980/81 - 2007/08	4,90	26,42	117,49	86,14	0,00	0,00	42,14	98,13

A continuación se describen cada uno de estos términos:

- Recarga por lluvia: entradas al acuífero por lluvia
- Pérdidas de ríos y cauces: aportaciones de los distintos cauces al acuífero.
- Salidas al río: aportaciones del acuífero a cauces.
- Entradas laterales: entradas por transferencia lateral de otros acuíferos a la masa subterránea 8806.
- Salidas laterales: salidas por transferencia lateral de la masa subterránea 8806 a otros acuíferos. Se consideran nulas.
- Salidas Mar: salidas por transferencia lateral de la masa subterránea 8806 al mar. Dado que el modelo del acuífero está desconectado del mar, estas transferencias laterales no pueden producirse vía subterránea. Por ello esta variable es nula. La transferencia se realiza, en su lugar, por la vía superficial, por los cinco puntos de salida por la vía superficial.

De la comparación entre los resultados de Patrical y Cabhal (Figura 5-46), se pueden extraer las siguientes conclusiones principales:

1. Se han comparado las aportaciones superficiales del ciclo natural del modelo Patrical y del modelo Simpa (utilizado en Cabhal), resultando ser la serie de aportaciones superficiales de Patrical superior a la serie calculada por Cabhal a partir de datos de Simpa.
 - *Aportaciones río + Precipitación* (según Patrical): entradas al recinto por los cinco puntos más la precipitación sobre el recinto (de 80 km^2 de superficie)

- *Escorrentía superficial + Precipitación* (según Cabhal): escorrentía superficial de las cuencas 127, 128 y 129 y la precipitación sobre el parque natural sin incluir la zona de Cullera, margen izquierda.

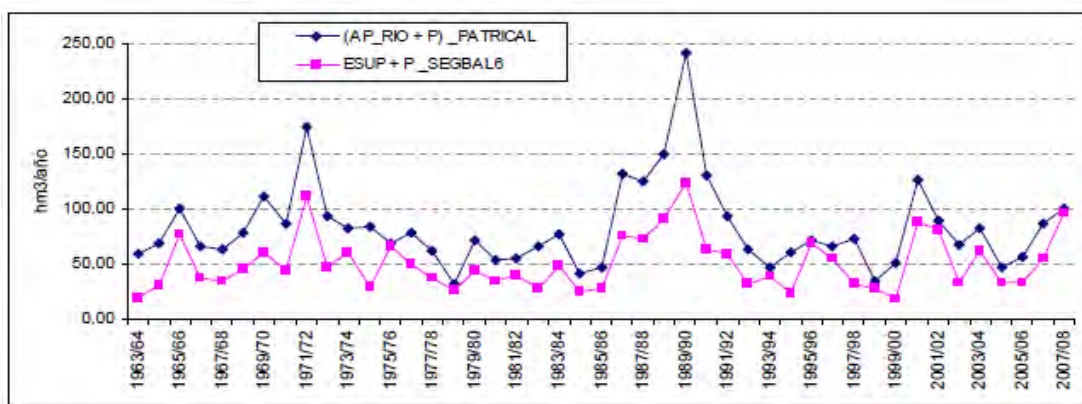


Figura 5-46. Series de entradas anuales al recinto por aportaciones del ciclo natural según el modelo Patrical y según el modelo Simpa en el periodo 1963-2007

2. Por otra parte, en el EDSAV se desarrolló un modelo muy detallado del barranco del Poyo con el programa Tetis ((Francés, Vélez, & Vélez, 2007), el cual proporcionó las series de aportaciones superficiales que recibe este barranco en el periodo 1980/81-2000/01. Se considera que esta serie constituye una excelente aproximación a la realidad física.

Por comparación del modelo Tetis con la serie de escorrentía superficial de Simpa en la cuenca 128 (cuenca del Barranco del Poyo), se evidencia la insuficiencia de los aportes superficiales de Simpa. Este hecho queda corregido parcialmente en el modelo del régimen natural en Cabhal al añadirse la lluvia directa sobre los arrozales.

Contrariamente, por comparación de las entradas de escorrentía por la cuenca del Poyo según el modelo Tetis y las entradas por este mismo cauce según Patrical, estas últimas resultan ser muy superiores a las obtenidas por Tetis, por lo que podrían estar sobreestimadas. Se tiene la percepción de que esta matización no aplicaría en las restantes cuencas vertientes.

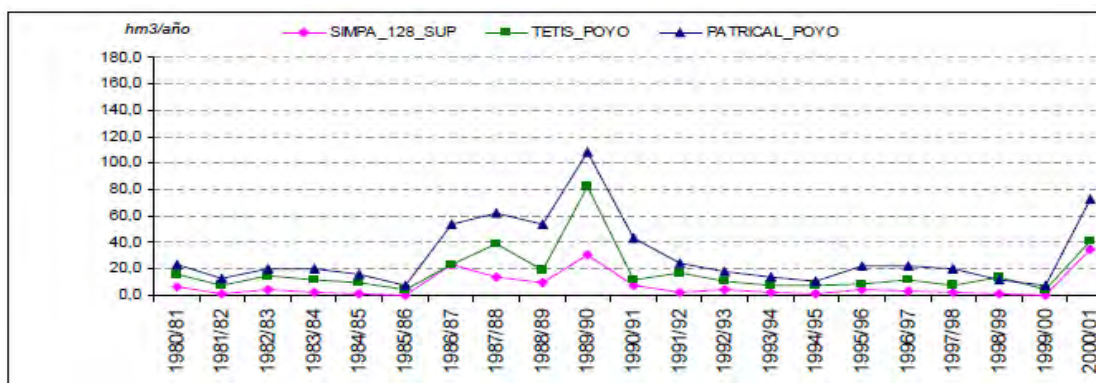


Figura 5-47. Series de entradas anuales al recinto a través de l Barranco del Poyo en el periodo 1980-2000 según el modelo Tetis (Francés, Vélez & Vélez, 2007), según Patrical (Pérez Martín, 2005) y según el modelo Cabhal (basado en Simpa para la cuenca 128).

3. La variable *Entradas laterales* de Patrical representa las transferencias de otras masas subterráneas a la masa subterránea 8806. Esta serie se compara en la Figura 5-48 con la serie de escorrentía subterránea de Simpa en las cuencas 127, 128 y 129. Debe tenerse en cuenta que la serie de Patrical incluye tanto la parte que descargaría a la red de drenaje de L'Albufera como la que descargaría directamente al mar, mientras que la serie de Simpa se refiere sólo a la primera.

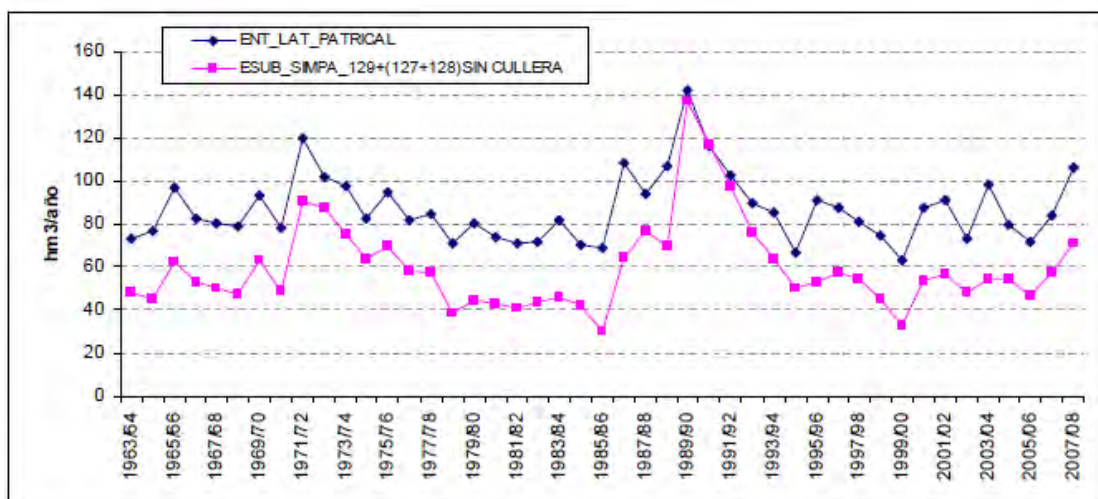


Figura 5-48. Series de entradas laterales anuales desde otros acuíferos a la masa subterránea 8806 según el modelo Patrical y serie de escorrentía subterránea según el modelo Cabhal, basdo en Simpa, para las cuencas 127, 128 y 129 durante el período 1963-2007.

4. Para futuros desarrollos del modelo Cabhal podría sustituirse las series Simpa por las series de Patrical. Esta sustitución (Figura 5-49) podría realizarse con las siguientes premisas:
- Se adoptaría sin corrección la serie de *Salidas Río* de Patrical entendiéndose como entradas superficiales procedentes del ciclo natural.
 - Se adoptaría la serie de *Entradas Laterales* de Patrical afectada de un coeficiente del orden de $K=0,4$ como descargas del acuífero a la red de drenaje de L'Albufera correspondientes al ciclo natural. Con este coeficiente, la serie de Patrical (que podría incorporarse en desarrollos futuros del modelo Cabhal) resulta prácticamente idéntica (Figura 5-49) a la de Simpa-Cabhal y, por lo tanto, reproduciría bien tanto las medidas en el perímetro de control como en las golas.
 - De este modo, multiplicando la serie de *Entradas Laterales* de Patrical por el factor complementario $(1-K)=0,6$ obtendríamos las descargas laterales directas (Figura 5-50) al mar.

Con esto, se viene a establecer que un 40% la parte de la componente subterránea de Patrical debe aflorar a la superficie para reproducir las salidas por las golas y, en consecuencia, el restante 60% de las transferencias laterales se produce directamente al mar (Figura 5-50).

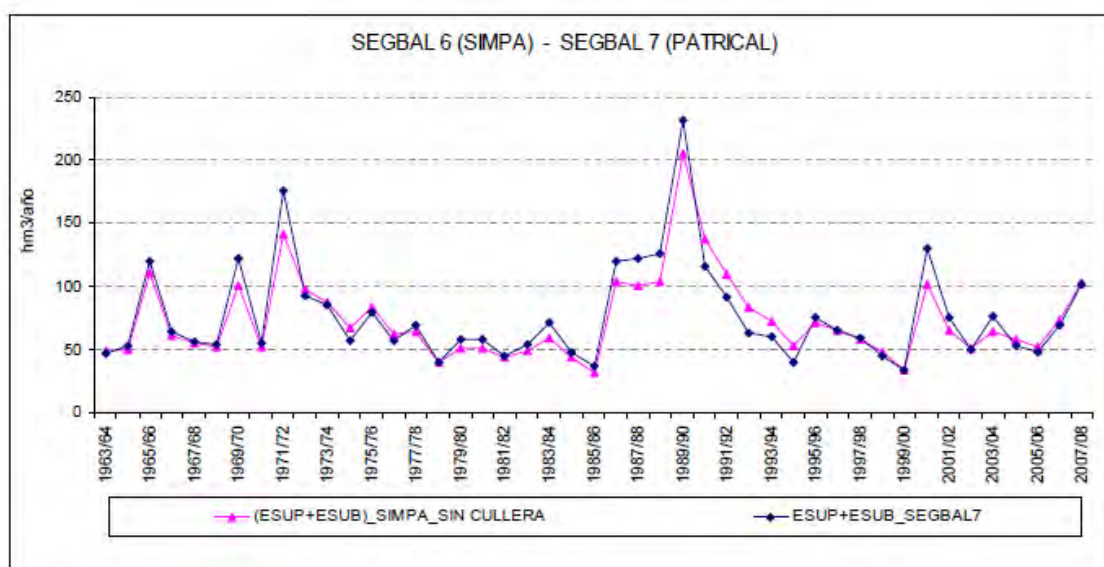


Figura 5-49. Serie acumuladas de escorrentía superficial y subterránea en el periodo 1963-2007 según Cabhal (con datos del modelo Simpa) y una posible modificación sustituyendo las series Simpa por resultados del modelo Patrical

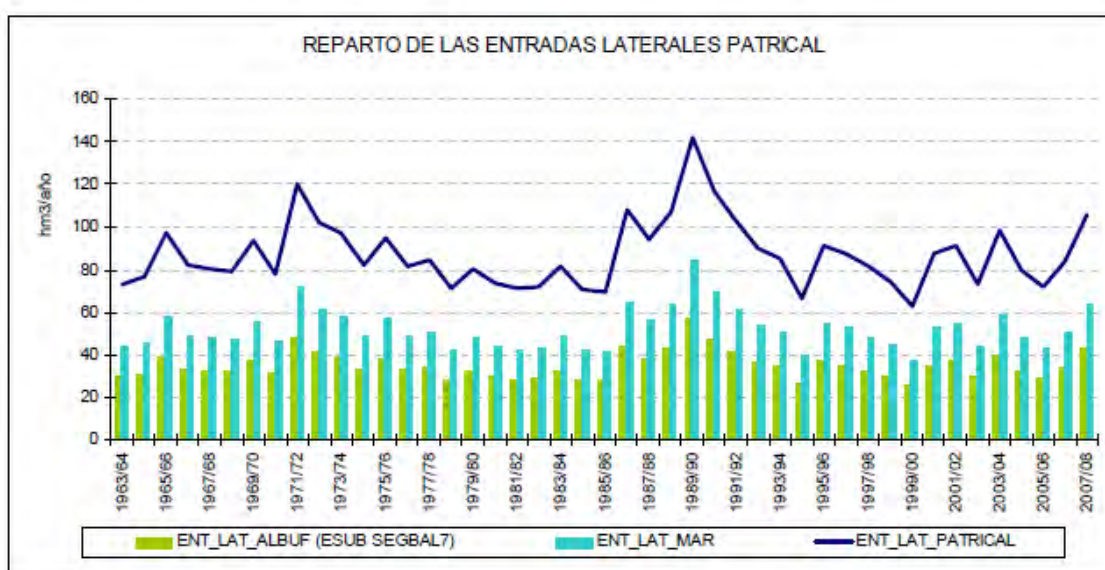


Figura 5-50. Serie de entradas o transferencias laterales de otras masas subterráneas de Patrical en el período 1963-2007. Reparto de dichas entradas laterales según la hipótesis establecida en este texto: entradas a L'Albufera (40%) y descargas al mar (el 60% restante).

5.2.3.2. Estudios para la estimación de demandas agrícolas con datos de seguimiento del Plan hidrológico del Júcar

Los estudios de estimación de demandas agrícolas con datos de seguimiento del plan hidrológico vigente están actualmente teniendo continuidad en el marco de los trabajos para la su revisión (CHJ, 2009a; b).

El modelo Cabhal incorporó la versión de enero de 2009 de estos mismos datos. Desde entonces los estudios de estimación de demandas agrícolas han incorporado diversas modificaciones.

A continuación se presentan tablas con resultados del seguimiento de Plan hidrológico del Júcar expuestos en diversos documentos. En ellas se estiman los retornos de riego de la Ribera Alta y Ribera Baja (Tabla 5-7) y entre éstos, los retornos al lago de L'Albufera (Tabla 5-8). En ambas tablas, los datos del seguimiento del plan de cuenca han sido actualizados por lo que se observan algunas diferencias con respecto a los utilizados en el modelo Cabhal en enero de 2009 (Tabla 5-9).

Tabla 5-7. Superficies, demandas netas y brutas, eficiencias y retornos en las unidades de demanda agraria (UDA) de los regadíos tradicionales del Júcar en la situación previa a la modernización (CHJ, 2009a, pág. 92 Tabla 3.6)

	Superficie (ha)	Demanda neta (hm ³ /año)	Demanda bruta (hm ³ /año)	Eficiencia	Pérdidas (hm ³ /año)	Retornos (hm ³ /año)	
Escalona-Carcaixent	4.193	17,3	37,5	0,46	3	17,1	
Acequia Real del Júcar	19.966	101,6	212,5	0,48	15,9	95	
Ribera Baixa	Invernales	15.656	16,8	32,3*	0,52*	4,6	10,9
	Estivales		100	192,4	0,52	14,3	78,1
	Ambiental*			29,3*			29,3
Total	39.815	235,7	504	0,5	37,8	230,4	

* La demanda ambiental se refiere a la inundación invernal o *perellonà*. Se ha asumido para las demandas invernales que la eficiencia es igual a la calculada para los meses de verano distinguiéndose estos valores con un asterisco

Tabla 5-8. Superficies, demandas netas y brutas, eficiencias y retornos a L'Albufera (lago) en las unidades de demanda agraria (UDA) de los regadíos tradicionales del Júcar en la situación previa y posterior a la modernización según el *Esquema de temas importantes* (ETI) de la Demarcación hidrográfica del Júcar (CHJ, 2009b, pág. 2/16 Anexo B. Ficha 01.03)

	Demanda neta (hm ³ /año)	Demanda bruta (hm ³ /año)		Retornos a L'Albufera (lago) (hm ³ /año)	
		Previa	Posterior	Previa	Posterior
Acequia Real del Júcar	101,6	212,5	154,9	26,6	12,6
Invernales	16,8	32,3*	31,1*	2,5	2,4
Ribera Baixa Estivales	100	192,4	185	18	16,8
Ambiental		29,3*	30,8*	6,7	7,1
Total	235,7	504	423,7	53,8	38,8

* La demanda ambiental se refiere a la inundación invernal o *perellonà*. Se ha asumido para las demandas invernales que la eficiencia es igual a la calculada para los meses de verano distinguiéndose estos valores con un asterisco

Tabla 5-9. Comparación entre los términos del balance hídrico calculados con el modelo Cabhal y los procedentes del seguimiento del Plan hidrológico del Júcar (CHJ, 2009a, pág. 92 Tabla 3.6) y (CHJ, 2009b, pág. 2/16 Anexo B. Ficha 01.03) para la situación anterior a la modernización final de los regadíos, escenario 2005

		Modelo Cabhal	CHJ (2009a; 2009b)	Comentarios
	Año estimación:	2007/08	2005	
Superficie (ha)	Escalona-Carcaixent	4.195	4.193	
	A. Real Júcar	17.801	19.966	
	Ribera Baixa	10.491	15.656	La columna CHJ incluye la m. d. del Júcar
Demanda Neta (hm ³ /año)	Escalona-Carcaixent	17,37	17,30	
	A. Real Júcar	93,03	101,60	
	Ribera Baixa	84,06	116,80	La columna CHJ incluye la m. d. del Júcar
Demanda Bruta (hm ³ /año)	Escalona-Carcaixent	37,77	37,50	
	A. Real Júcar	193,81	212,50	
	Ribera Baixa	161,8	224,70	La columna CHJ incluye la m. d. del Júcar
Suministros al sistema de riego (hm ³ /año)	Escalona-Carcaixent	20,08	-	
	A. Real Júcar	161,27	-	
	Ribera Baixa	219,99	-	
Pérdidas del sistema (hm ³ /año)	Escalona-Carcaixent	0,16	3,00	
	A. Real Júcar	1,26	15,90	
	Ribera Baixa	0,99	18,9	
Retornos (hm ³ /año)	Escalona-Carcaixent	7,87	17,10	Conceptos equivalentes. Los valores de Cabhal son la suma de retornos superficiales (al lago, al río y al mar) y retornos al acuífero (infiltración)
	A. Real Júcar	56,68	95,00	
	Ribera Baixa	124,53	89,00	
Retornos al lago (hm ³ /año)	Escalona-Carcaixent	-	-	
	A. Real Júcar	29,16	26,60	En la columna CHJ se considera que un 28% de los retornos de riego de la ARJ van al lago
	Ribera Baixa	15,43	20,47	En la columna CHJ se considera que un 23% de los retornos de riego de la Ribera Baixa van al lago

* Datos de seguimiento del Plan de Cuenca en el estado anterior a la modernización de la ARJ, escenario 2005

Al comparar los dos trabajos se observa que:

- Con respecto a la UDA Ribera Baixa los nuevos estudios de demandas del plan (columna CHJ) incluyen los riegos tanto de la margen derecha (m. d.) del Júcar como de su margen izquierda (m. i.). Cabhal únicamente contempla la margen izquierda de los riegos de la Ribera Baixa.

- El término *Retornos* de la columna CHJ incluye tanto retornos superficiales, que pueden ir al lago, al mar o al río, como retornos subterráneos que por infiltración recargan el acuífero. Éstos se calculan como un porcentaje k sobre la diferencia entre la demanda bruta y la demanda neta de cada UDA ($DB-DN$).
- El término *Pérdidas* se refiere a “pérdidas del sistema de riego” entendiéndose como un volumen de agua que desaparece del sistema sin ser consumida por los cultivos, es decir, evaporaciones y transpiraciones indeseables. Por tanto representan el restante porcentaje $(1-k)$ sobre la diferencia ($DB-DN$).
- El término *Retornos al lago* de la columna CHJ se ha evaluado empleando los siguientes coeficientes respecto a los *Retornos*:
 - 28% de los retornos de la ARJ al lago
 - 23% de los retornos de la Ribera Baixa al lago.

Se observa que los *Retornos* totales de los nuevos estudios de demandas son superiores a los del modelo Cabhal pero esto se debe a que considera unos suministros iguales a las Demandas Brutas, los cuales son significativamente superiores a los suministros evaluados en Cabhal para el año 2007/08 que resultan de datos de derivaciones, bombeos y otros aportes. Sin embargo, en cuanto a los *Retornos al lago*, ambos trabajos proporcionan resultados similares.

5.2.3.3. Trabajos del IGME en curso

Se ha analizado finalmente la Figura 5-51 procedente del trabajo del IGME denominado *Uso conjunto de recursos superficiales y subterráneos en época de sequía. Aplicación al tramo bajo del Júcar* y que se encuentra actualmente en redacción.

La figura representa la estimación de la infiltración como resultado de un balance de una celda correspondiente al ámbito de la masa de agua de la Plana de Valencia Sur. La formulación es una modificación del modelo de Témez, tal y como se aplica en Patricál (Pérez Martín, 2005). Se han obtenido curvas para diversos valores de la Evapotranspiración potencial teórica.

En dicha figura se sitúan también dos valores relevantes que se han venido utilizando hasta la fecha: 42 hm^3 (correspondientes a la infiltración por precipitación) y 190 hm^3 (correspondientes a los retornos del regadío al acuífero por infiltración). La figura sugiere que este último valor pudiera resultar sobrestimado.

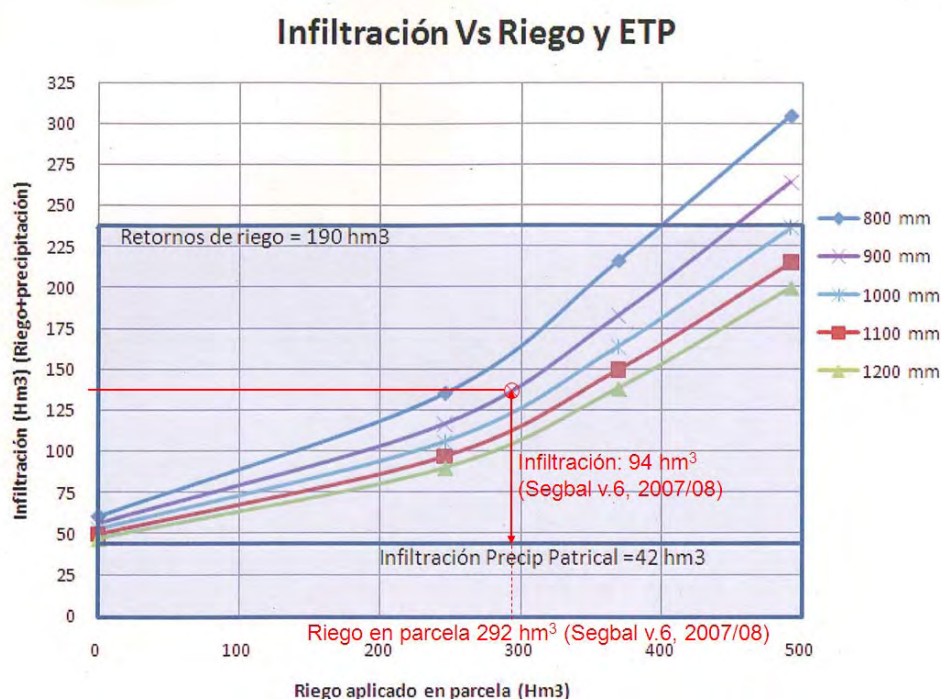


Figura 5-51. Gráfica paramétrica extraída de un avance del estudio Uso conjunto de recursos superficiales y subterráneos en época de sequía. Aplicación al tramo bajo del Júcar (IGME, en curso)

La Tabla 5-10 recoge la comparación entre determinados resultados significativos de este trabajo (columna IGME, trabajos en curso; B. Ballesteros, *com. pers.*) con respecto al modelo Cabhal. En este último, el cálculo del volumen de *riego aplicado en parcela* se ha efectuado a partir de los siguientes términos:

- S = suministros (Derivaciones + Bombeos + EDAR + ARU + Rebombeos)
- RS = Retorno Superficial del modelo de regadíos.
- DN = Demanda neta del cultivo
- P = Pérdida durante la aplicación
- INF = Infiltración durante la aplicación

Tabla 5-10. Términos del balance hídrico procedentes del modelo Cabhal en el año 2007/08 y promedio de la serie 2000-2008 frente a datos del IGME (trabajos en curso).

	Resultados Cabhal		IGME (trabajos en curso)
	2000-2008	2007/08	2000-2008
Ámbito de estudio	Parque natural de l'Albufera y lago, incluyendo las zonas del regadío de los Sistemas Turia y Júcar situadas aguas arriba de los límites del parque natural cuya influencia es tributaria del parque y del lago (UDA ARJ, Sueca y Cullera m. i.)		Acuífero de la Plana Sur de Valencia

	Resultados Cabhal		IGME (trabajos en curso)
	2000-2008	2007/08	2000-2008
Infiltración precipitación (hm ³)	-	-	42
Riego aplicado en parcela (hm ³) ($S-RS=DN+P+INF$)	291,75	255,91	0-500
Superficie (ha)	32.500		55.000
	Regadíos de la ARJ, Sueca y Cullera m. i.		Acuífero de la Plana Sur
	En el ámbito de los regadíos de la ARJ, Sueca y Cullera MI		De los regadíos situados en el ámbito de la Plana Sur
<i>Retornos de riego (hm³)</i>	25,,5	212,11	-
- Infiltración del regadío (hm ³)	93,89	59,04	0-190
- Retornos superficiales al río (hm ³)	27,40	8,40	-
- Retornos subterráneos al lago (hm ³) (sólo ciclo alterado)	15,96	9,16	-
- Retornos superficiales al mar (hm ³) (Zona Sueca y Cullera m. i., tanto ciclo alterado como el natural)	118,25	135,51	-

Si entramos en el eje de abcisas de la Figura 5-51 con el valor de 292 hm³ de *riego aplicado en parcela* según las estimaciones de Cabhal para el año hidrológico 2007/08, y situamos en ordenadas los 94 hm³ de la infiltración del regadío (es decir, del régimen alterado) por encima del valor asumido de 42 hm de infiltración por lluvia (régimen natural), obtenemos el punto indicado con color rojo en la figura que representaría el año hidrológico 2007/08.

Este valor se sitúa sensiblemente sobre la curva correspondiente a una evaporación potencial teórica de 900 mm (color morado) lo cual sugiere un resultado consistente con los de los trabajos en curso del IGME.

5.3. SOBRE LA EVOLUCIÓN DE LAS CARGAS CONTAMINANTES EN EL LAGO

Con la metodología descrita en el capítulo 4.6 es posible construir series temporales y gráficos que nos permiten conocer la evolución histórica de la carga contaminante que entra en el lago. Hemos excluido del análisis las entradas por lluvia directa al lago.

5.3.1. Materia orgánica

Analizaremos la evolución de la materia orgánica estudiando los resultados del modelo para la demanda química de oxígeno a cinco días, DQO₅.

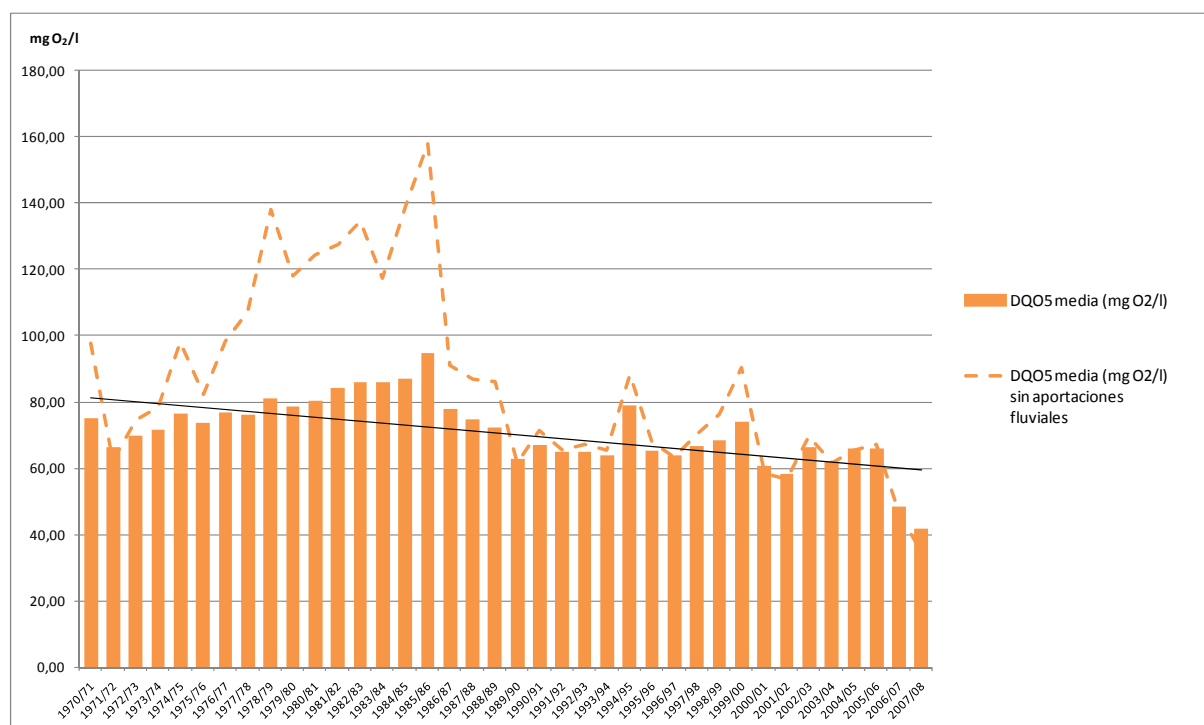


Figura 5-52. Evolución de la DQO₅ media en los aportes hídricos al lago

La Figura 5-52 muestra los resultados del modelo para la evolución de la DQO₅ media de los aportes entre los años hidrológicos 1970/71 y 2007/08¹. Se aprecia una clara tendencia a la reducción desde valores próximos a 80 mg O₂/l en los años previos al *forward switch* del lago hasta situarse por debajo de 50 mg O₂/l en los últimos dos años con el mapa de depuradoras del entorno del lago completado. Estos valores coinciden sensiblemente con los estimados por el trabajo antecedente del MMA(2004c). Debe tenerse en cuenta que el modelo asigna una DQO₅ nula a los aportes de origen subterráneo.

Esta materia orgánica ha entrado durante décadas asociada a aguas residuales urbanas e industriales (ARU), a los retornos superficiales del regadío y a las escorrentías superficiales generadas por episodios de lluvia (Figura 5-53). En los últimos años la contribución de las aguas residuales se ha reducido enormemente y también lo ha hecho la de los retornos del regadío, pasando a tener un peso significativo de entre el 30 al 40% los efluentes de las plantas depuradoras.

¹ Como referencia a los órdenes de magnitud, el valor límite de vertido de DQO₅ según el Real Decreto 509/96 del 15 de marzo de 1996 es de 125 mg O₂/l

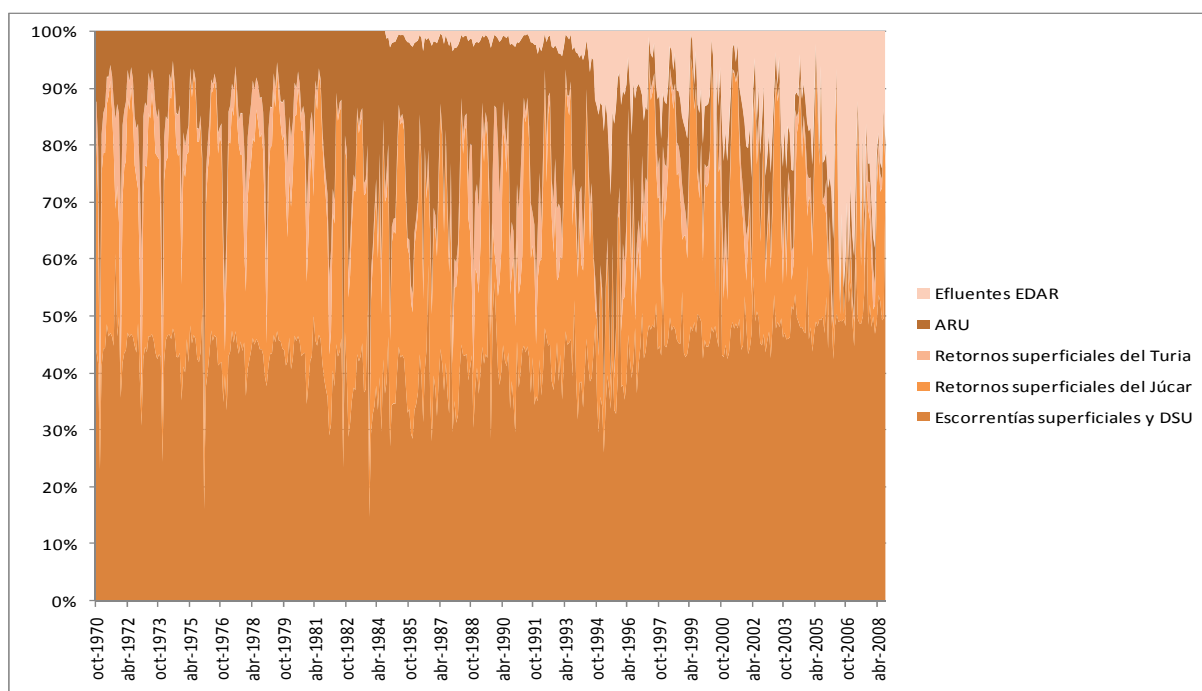


Figura 5-53. Materia orgánica (DQO₅). Importancia relativa de las cargas asociadas a los distintos tipos de aportes hídricos

Las acequias y cauces más contaminantes son las que desembocan por el norte del lago ya que deben recorrer la mayoría de los núcleos urbanos y polígonos industriales, como son Así el barranco del Poyo y la acequia Fus, la acequia del Port de Catarroja y la acequia de Ravisanxo. Ha existido durante años también una importante contribución, que tiene a disminuir notablemente, de las caudalosas acequias del Sur, Dreta y Overa.

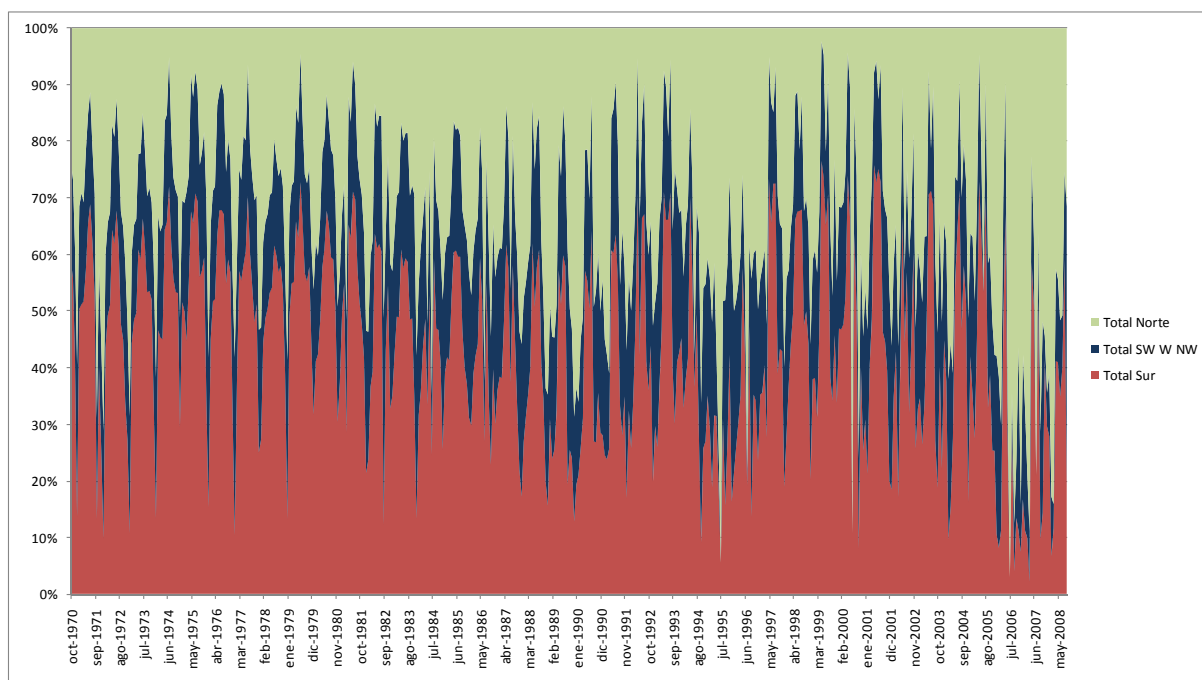


Figura 5-54. Porcentajes de materia orgánica recibida por los distintos sectores del lago

Para cuantificar el efecto de la construcción y puesta en servicio del colector Oeste y sus ramales secundarios entre 1991 y 1994, hemos calculado el producto de los valores medios anuales de DQO₅ (mg O₂/l) por los volúmenes totales anuales de los aportes hídricos al sistema (hm³/año) que resultará en tO₂/año. Las nuevas infraestructuras hidráulicas permitieron una brusca reducción de las cargas de materia orgánica que llegaba al lago (Figura 5-55). En los años previos a la construcción de las infraestructuras, la media de las cargas anual se situó en 32.003 t O₂/año. A partir del año 1994/95 y hasta el año 2007/08 la media pasó a situarse en 12.774 t O₂/año, lo cual supone una reducción en las cargas de materia orgánica del 60%.

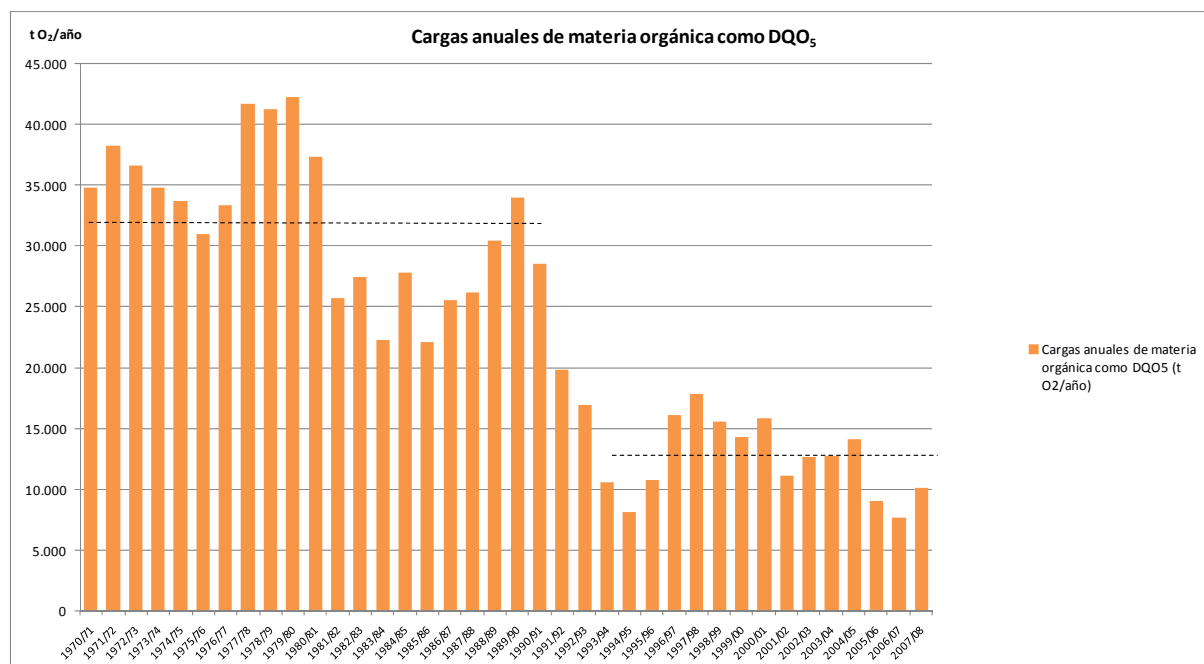


Figura 5-55. Cargas anuales de materia orgánica evaluada como DQO₅

5.3.2. Nitrógeno

El estudio de la evolución de las entradas de nitrógeno inorgánico se ha efectuado a partir de las de los nitratos y el amonio ya que la concentración de nitritos es baja por ser un elemento de transición en los procesos de oxidación y reducción del nitrógeno durante la desnitrificación y nitrificación. No se tienen datos suficientes sobre nitrógeno orgánico el cual viene a suponer del orden del 10% del nitrógeno total en las aguas de acequias y cauces naturales: este porcentaje está incorporado al modelo para la cuantificación del nitrógeno total.

5.3.2.1. Nitratos

Los aportes de nitratos han experimentado una reducción en los últimos cuarenta años para pasar de cargas mensuales que frecuentemente oscilaban a lo largo del año hidrológico entre las 500 y las 1000 t NO₃/mes a valores actuales que suelen moverse en el rango entre las 100 y las 600 t NO₃/mes (Figura 5-56). Las entradas actuales, ciertamente menores que las de hace unas décadas, siguen siendo relevantes. Por relación con contaminación difusa, sobre la que las infraestructuras hidráulicas son menos eficientes, su reducción en los últimos años ha sido menor que en otros contaminantes.

Tradicionalmente las cargas de nitratos han estado principalmente relacionadas con los excedentes superficiales de los sistemas de regadío del Júcar y del Turia y con las descargas de los acuíferos al humedal. Estas últimas aportaciones han adquirido un mayor peso a partir de los años noventa como consecuencia de los cambios de gestión del regadío y el menor volumen de derivaciones fluviales (Figura 5-57). Como hemos expuesto en el apartado 4.6, todas las acequias aportan cantidades importantes de nitratos debido a la deficiencia de la calidad de las aguas subterráneas de los acuíferos de la Plana de Valencia Sur y Norte. Según Pérez Gago (2002), el contenido de nitratos para el periodo 1995-2000 de la Plana Norte es de 94 mg/l alcanzando un valor máximo de 450 mg/l en octubre de 2000 y en la Plana Sur el promedio es de 65 mg/l siendo el valor máximo de 270 mg/l en octubre de 1995.

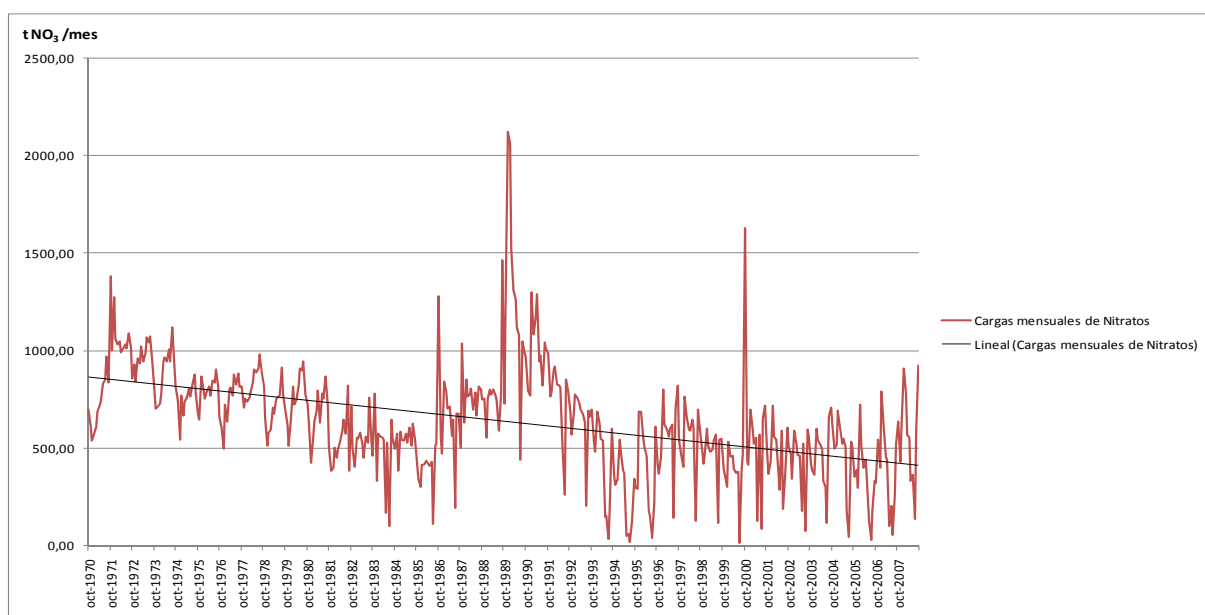


Figura 5-56. Evolución temporal de las cargas mensuales de nitratos

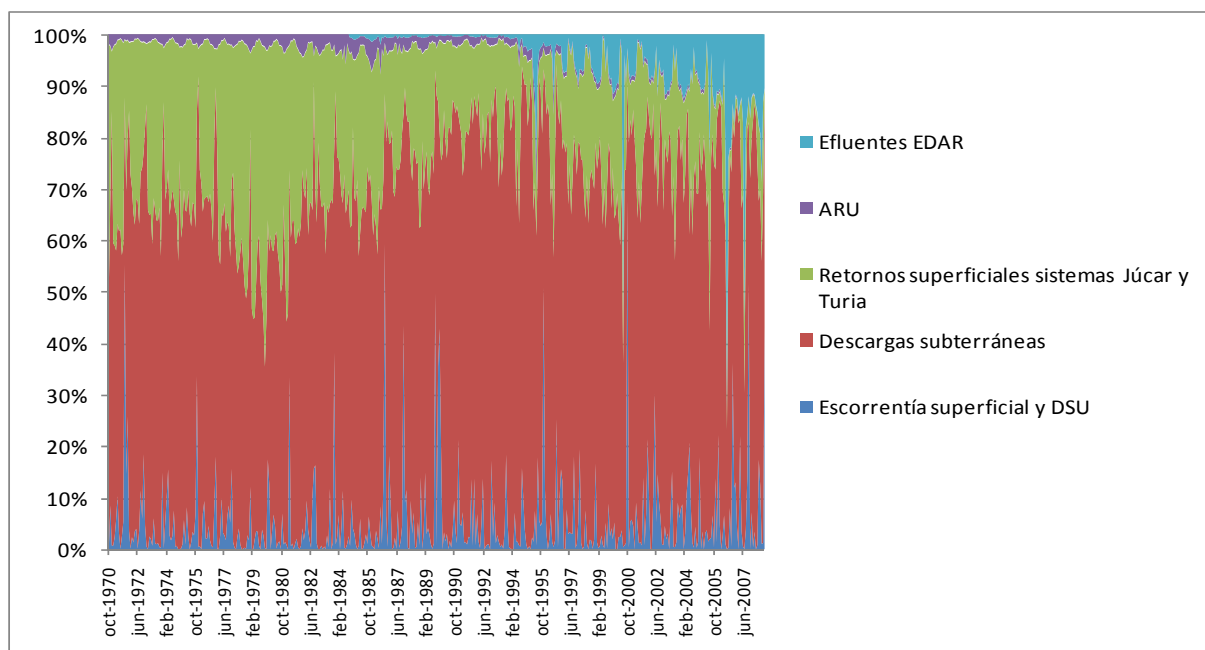


Figura 5-57. Nitratos. Importancia relativa de las cargas asociadas a los distintos tipos de aportes hídricos

Los resultados del modelo muestran que, a pesar de que todas las acequias aportan nitratos, la principal entrada se produce a través de las acequias más vinculadas a zonas agrícolas como son las de los sectores Sur y Oeste del lago (Figura 5-58). Son destacables los aportes asociados a los grandes caudales que llevan las acequias Dreta y Overa por sobrantes de riego del Júcar que recogen el lavado del abonado de los arrozales y restos de cultivos de la zona. Igualmente, las aguas de estas acequias llevan menos materia orgánica que las acequias del norte presentando suficiente cantidad de oxígeno disuelto para nitrificar el amonio de los vertidos. Respecto a los sectores suroeste, oeste y noroeste, especial mención merece la acequia de Alqueressia cuyos aportes de nitratos y, especialmente, amonio se han reducido a partir del año hidrológico 2004/05 con la plena puesta en servicio de la EDAR de Albufera Sur, tratando los vertidos de Benifaió, Alginet, Almussafes y Sollana. Esta infraestructura ha supuesto un incremento del peso de los aportes de la zona norte. En todo caso, los resultados de los análisis obtenidos en la acequia de la Alqueresia son un ejemplo de la escasa representatividad de algunos datos, lo que hace más complejo el presente estudio¹.

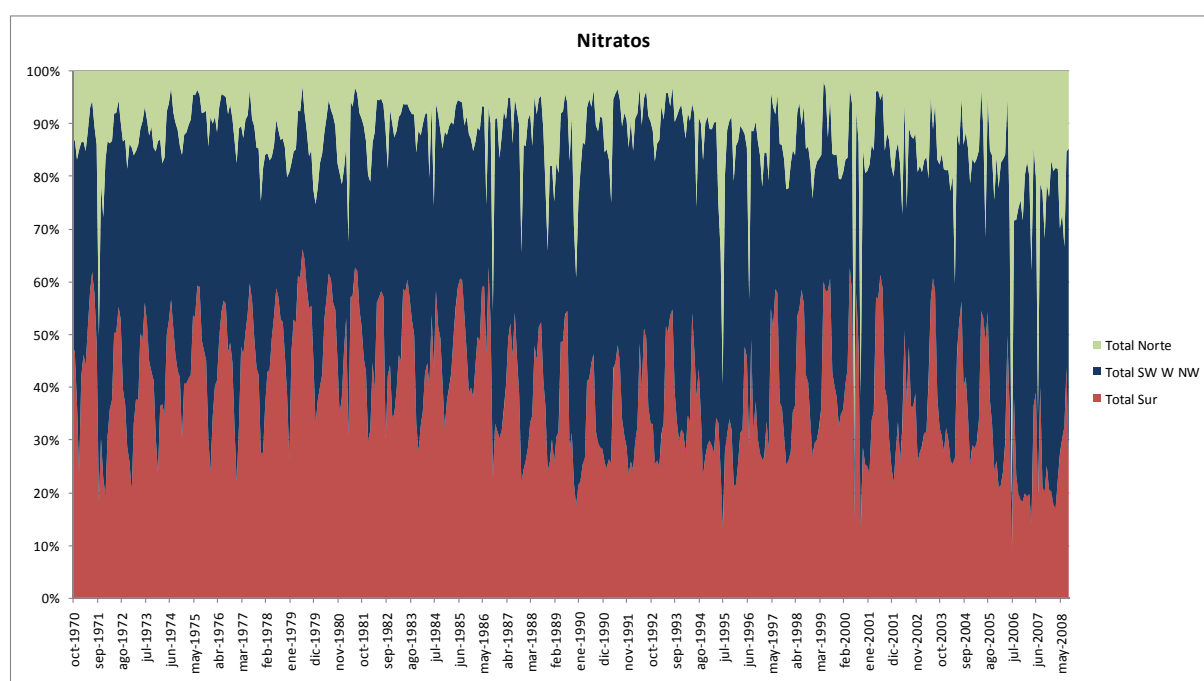


Figura 5-58. Importancia relativa de la entrada de nitratos a través de los distintos sectores del lago

¹ En algunas épocas del año, principalmente en sequía, el agua de Alqueresia no llega al lago puesto que se emplea íntegramente para el riego de las huertas y naranjos. La instalación de compuertas de tableros eleva el nivel para permitir el riego provocando aguas arriba una zona prácticamente estancada. Es precisamente en esta zona, que en algunas ocasiones se han tomado muestras de agua, siendo muy poco representativas de la realidad porque el estancamiento ha podido producir alteraciones de la calidad.

5.3.2.2. Amonio

También desde el año hidrológico 1970/71 hasta la actualidad las cargas de amonio que entran al lago a través de los distintos cauces ha disminuido un sustancialmente por efecto de la progresiva puesta en servicio del colector Oeste y las restantes infraestructuras de saneamiento. Se han pasado de cargas mensuales que podrán superar las 100 t NH_4 /mes a valores del orden de la mitad en que rara vez se superan las 50 t NH_4 /mes (Figura 5-59). La mayor parte de las cargas ha entrado habitualmente por el sector Norte del lago (Figura 5-59) y se relacionaba con las aguas residuales, tendencia que se ha acentuado en los últimos años (Figura 5-60) al incrementarse el peso de las cargas asociadas a los efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales.

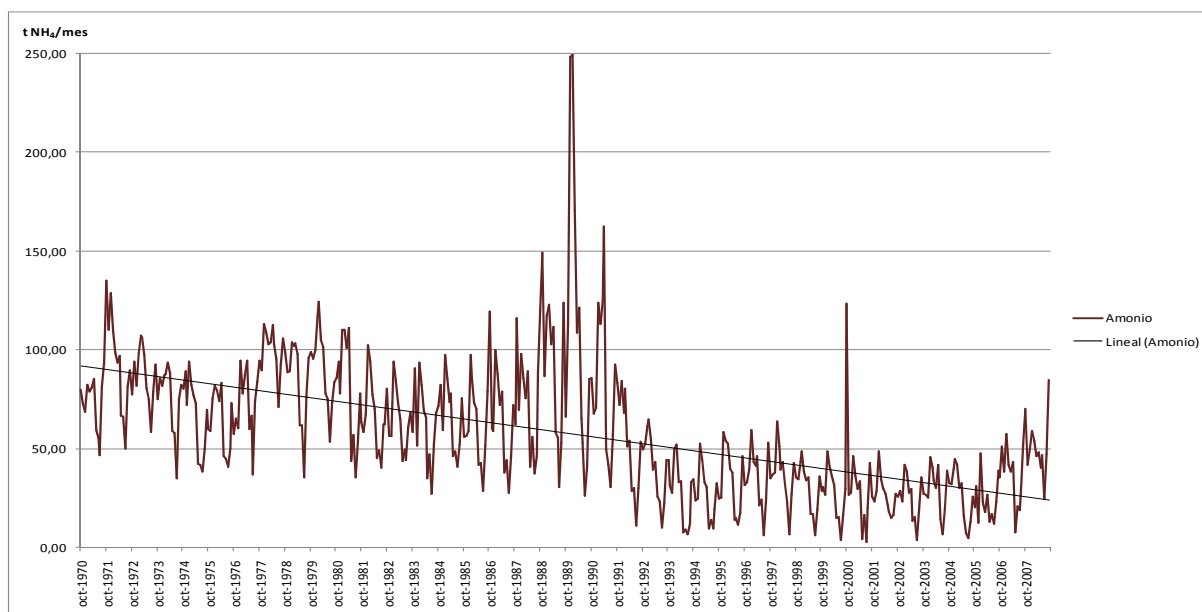


Figura 5-59. Evolución temporal de las cargas mensuales de amonio

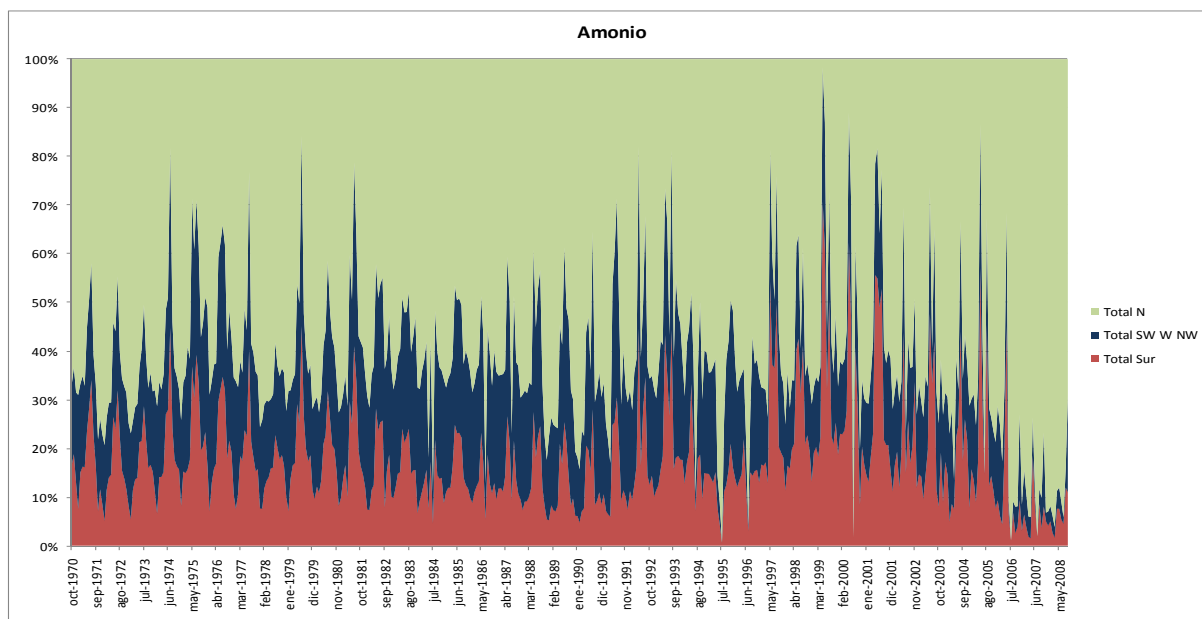


Figura 5-60. Importancia relativa de la entrada de amonio a través de los distintos sectores del lago

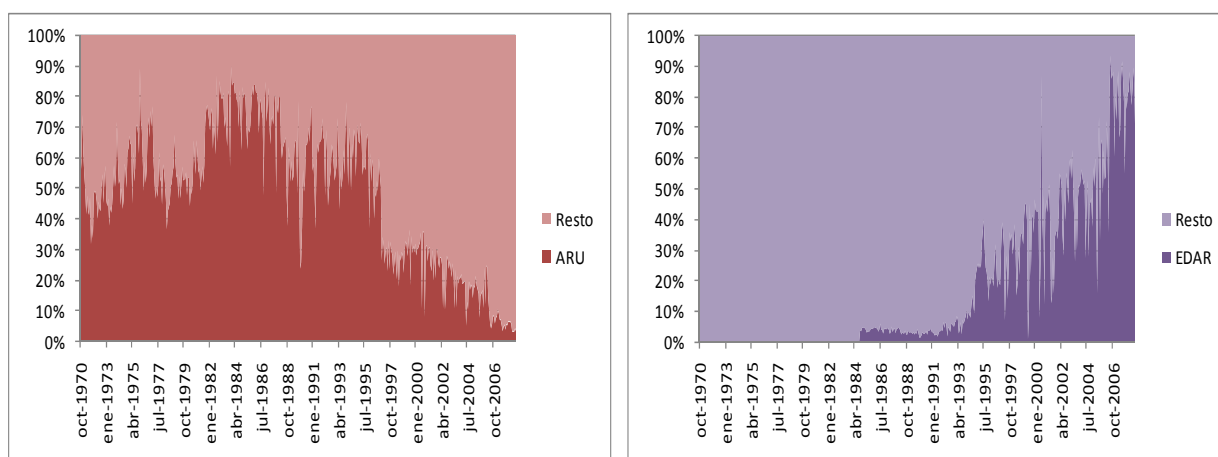


Figura 5-61. Amonio. Distribución porcentual de las cargas procedentes de aguas residuales urbanas e industriales (ARU, izq.) y de efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR, dcha.)

5.3.2.3. Nitrógeno total

La construcción y puesta en servicio del colector Oeste y sus ramales secundarios entre 1991 y 1994 permitió una reducción de las cargas de nitrógeno que llegaban a través de los cauces naturales y acequias de las partes oeste y norte del lago. Esta reducción siguió un camino menos brusco que el de otros contaminantes como el fósforo, que abordaremos a continuación. Con el modelo construido hemos podido obtener una evaluación de dichas cargas (Figura 5-62). En los años previos a la construcción de las infraestructuras, la media de las cargas anuales se situaba en 3096 tN/año con un máximo de 4912 tN/año en el año hidrológico 1989/90, lo cual representaba respectivamente unas cargas por unidad de superficie de 127 y 202 gN/m².año. A partir del año 1994/95 y hasta el año 2007/08 la media se redujo hasta 1749 tN/año, con un mínimo de 1142 tN/año en un año de fuerte sequía como el 2004/05, lo cual supone respectivamente 72 y 47 gN/m².año. Respecto a los valores medios, hemos estimado que la reducción en las cargas de nitrógeno supuso un 43%.

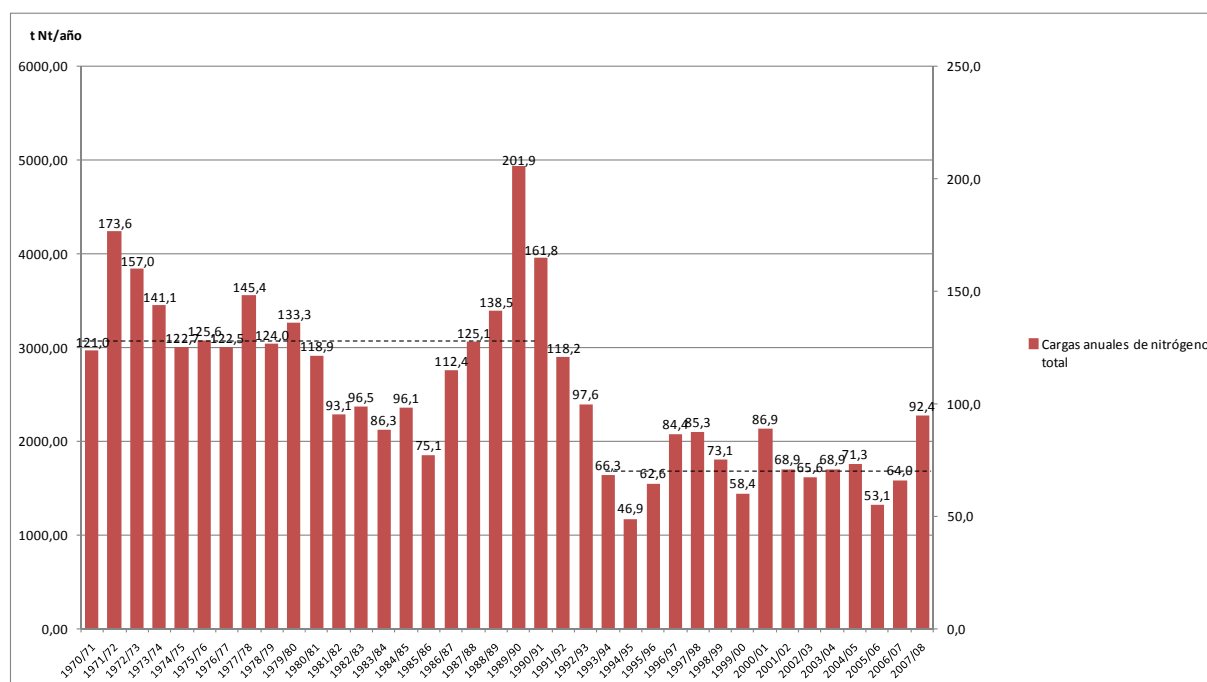


Figura 5-62. Evolución de las cargas anuales de nitrógeno total

Esta estimación de la reducción de cargas es notoriamente superior al 24% que obtuvieron Romo *et al.* (2005). En este trabajo, las cargas totales estimadas¹ son de 324 gN/m².año para el año 1999 y 247 gP/m².año para el año 1991 que supondría respectivamente 7517 y 5730 tN/año. Los resultados de Romo *et al.* resultan notoriamente superiores a los que hemos obtenido que vienen a estar cerca de los rangos estimados por el MMA (2004c, pág. 40) con una metodología similar. No podemos ser concluyentes en todo caso con nuestras estimaciones por referirse a un período alejado del período de calibración. Pero nuestro estudio sugiere que puede haber existido una sobreestimación de las cargas posiblemente por una insuficiente consideración del efecto tampón de los arrozales. A lo largo del período estudiado, el reparto porcentual de las cargas al sistema entre nitratos, amonio y nitrógeno orgánico se han mantenido sensiblemente constante (Figura 5-63).

¹ Respecto a este trabajo constatamos también una discrepancia sobre la superficie del lago. Romo *et al.* consideran que la superficie libre del lago es de 23,2 km², es decir 2320 ha. En este trabajo hemos obtenido que la superficie libre cubierta por las aguas, descontando islas y calculada por técnicas de restitución fotogramétrica a partir de un vuelo a escala 1:8.000 (marzo de 2003) con el que se realizó una cartografía a escala 1:2000, es de 2433,2 hectáreas. La diferencia es por tanto de 113 ha. A la hora calcular las cargas anuales estimadas por este trabajo hemos multiplicado las cargas por unidad de superficie por el valor de la superficie que allí se considera.

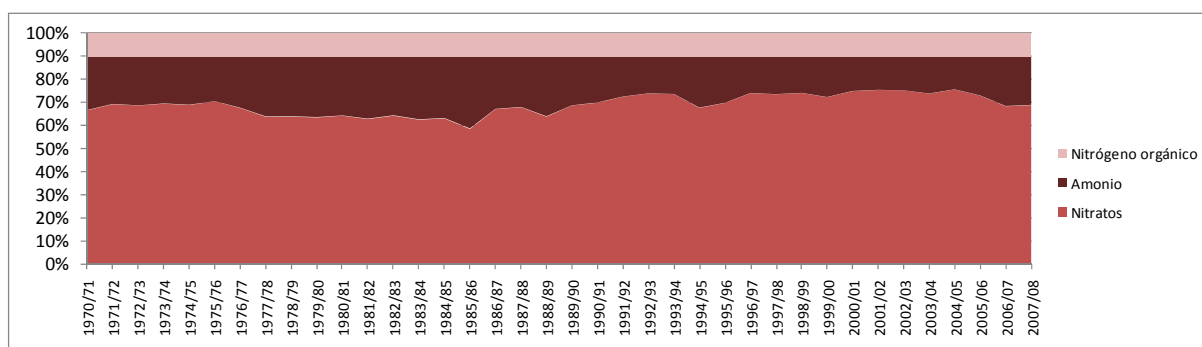


Figura 5-63. Porcentajes de las distintas formas del nitrógeno en las cargas de entrada al lago

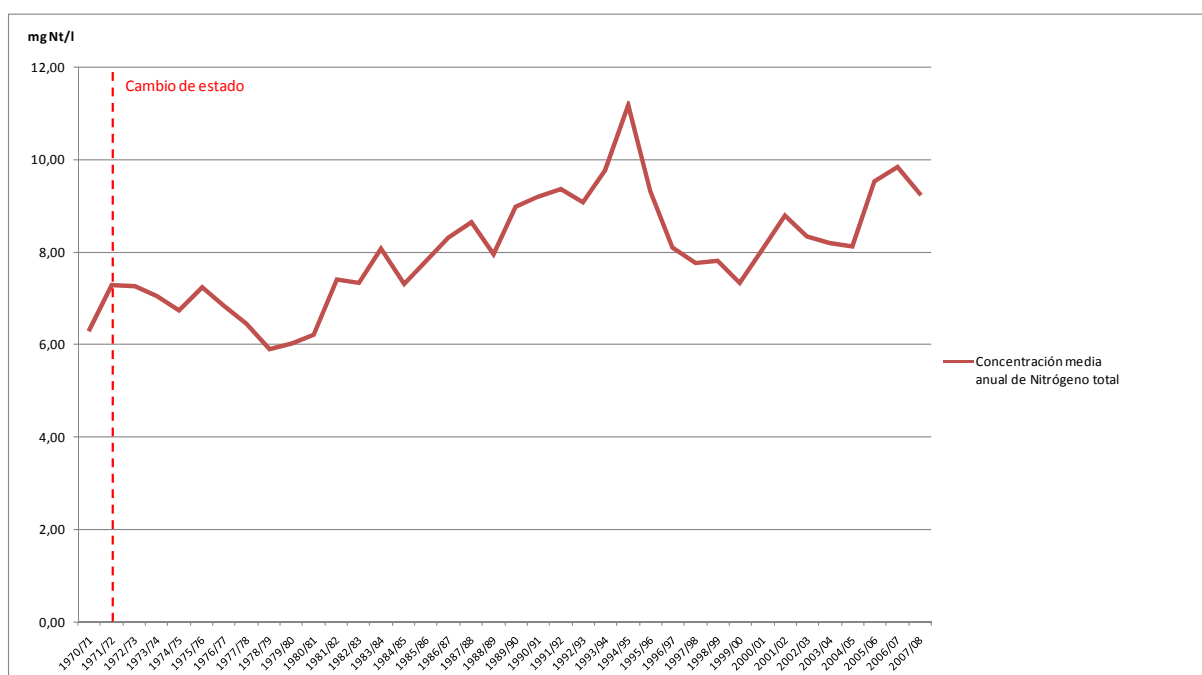


Figura 5-64. Concentraciones medias anuales de nitrógeno total y ratio Nt:Pt

Nuestro modelo sugiere (Figura 5-68) que las concentraciones medias anuales que provocaron la ruptura de las inercias del sistema se situaban cerca del 7 mg N/l con unas cargas medias del orden de 140 gN/m² año. La reducción progresiva de los aportes fluviales y el mantenimiento de las descargas subterráneas con importantes concentraciones de nitratos han supuesto un cierto incremento de las concentraciones medidas de los aportes, mientras que las cargas por unidad de superficie se reducían habitualmente a menos de la mitad.

5.3.3. Fósforo total

También la construcción y puesta en servicio del colector Oeste y sus ramales secundarios entre 1991 y 1994 permitió una brusca reducción de las cargas de fósforo que llegaban a través de los cauces naturales y acequias de las partes oeste y norte del lago. Con el modelo construido hemos podido obtener una evaluación de dichas cargas (Figura 5-65). En los años previos a la construcción de las infraestructuras, la media de las cargas anuales se situaba en 240,7 tP/año con un máximo de 310,3 tP/año en el año hidrológico 1989/90, lo cual representaba respectivamente unas cargas por unidad de superficie de 9,9 y 12,8 gP/m².año. A partir del año 1994/95 y hasta el año 2007/08 la media se redujo hasta 84,1 tP/año, con un

mínimo de 50,7 tP/año el año 2005/06 lo cual supone respectivamente 3,5 y 2,1 gP/m².año. Respecto a los valores medios, la reducción en las cargas de fósforo supuso un 65%. Aunque el sistema recibe cargas muy superiores a las indicadas por Vollenweider (1968), los últimos años de la serie se han acercado notablemente al ratio de 2 gP/m².año sugerido por Jeppesen *et al.* (1990) para lagos nórdicos como umbral para iniciar la adopción de medidas complementarias de restauración como la biomanipulación. No obstante, debemos recordar que se han encontrado evidencias de que las concentraciones umbral en lagos mediterráneos resultan más estrictas (Romo *et al.*, 2004).

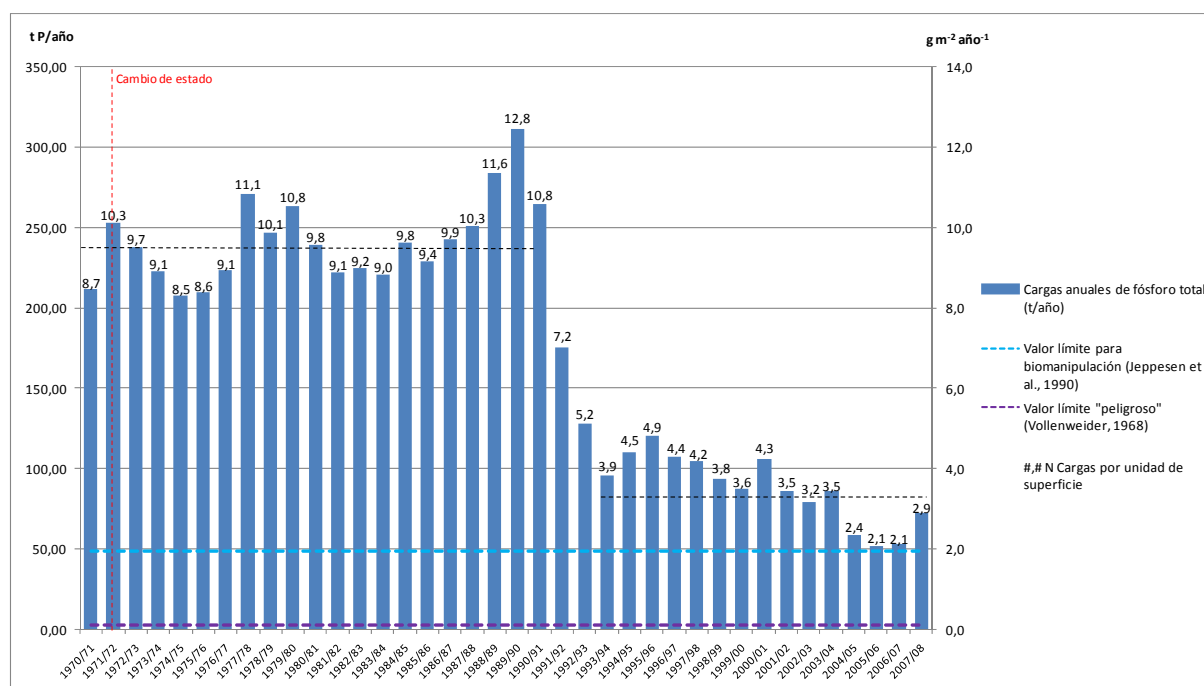


Figura 5-65. Evolución de las cargas anuales de fósforo

Esta estimación de la reducción de cargas es inferior al 77% que obtuvieron Romo *et al.* (2005). En dicho trabajo, las cargas totales estimadas¹ son de 4 gP/m².año para el año 1999 y 18 gP/m².año para el año 1991, que supondría respectivamente 92,8 y 417,6 tP/año. Los resultados de Romo *et al.* vienen a coincidir sensiblemente con las estimaciones del MMA (2004c, pág. 40) y resultan notoriamente superiores a las que hemos obtenido. No podemos ser concluyentes en todo caso con nuestras estimaciones por referirse a un período alejado del

¹ Respecto a este trabajo constatamos también una discrepancia sobre la superficie del lago. Romo *et al.* consideran que la superficie libre del lago es de 23,2 km², es decir 2320 ha. En este trabajo hemos obtenido que la superficie libre cubierta por las aguas, descontando islas y calculada por técnicas de restitución fotogramétrica a partir de un vuelo a escala 1:8.000 (marzo de 2003) con el que se realizó una cartografía a escala 1:2000, es de 2433,2 hectáreas. La diferencia es por tanto de 113 ha. A la hora calcular las cargas anuales estimadas por este trabajo hemos multiplicado las cargas por unidad de superficie por el valor de la superficie que allí se considera.

período de calibración. Pero nuestro estudio sugiere que puede haber existido una sobreestimación de las cargas, quizás por una insuficiente consideración del efecto tampón de los arrozales. El modelo reproduce de forma adecuada el comportamiento de las cargas a lo largo del ciclo anual (Figura 5-66). Dada la constancia de los aportes al sistema (los aportes correspondían principalmente a aguas residuales urbanas e industriales, posteriormente sustituidos por efluentes de depuradoras), los arrozales actúan como sumideros de nutrientes durante la temporada de cultivo lo cual supone una reducción en las cargas que llegan al lago. Destacan las puntas correspondientes a años muy húmedos (1989/90, 2000/01) por la carga adsorbida a los sólidos aportados en eventos extraordinarios sobre todo por el barranco del Poyo. Es conocido que la carga sólida está relacionada fundamentalmente con las avenidas extremas (Camarasa, 2006). Al no tratarse de un modelo orientado a eventos este fenómeno no es reproducible y los resultados son meras aproximaciones, probablemente muy alejadas de la realidad.

A lo largo del período estudiado, el reparto porcentual de las cargas al sistema se ha mantenido constantes con un fuerte peso de la zona norte donde se sitúa la mayor presión urbana. Tras la puesta en servicio de las plantas depuradoras de Albufera Sur y de Sueca (junto con la de Ribera Alta I que supuso una mejora en el patrón correspondiente a los riegos de Sueca) la contribución del sector Norte se ha incrementado claramente hasta suponer (Figura 5-67) del orden del 85% de las cargas totales recibidas por el lago.

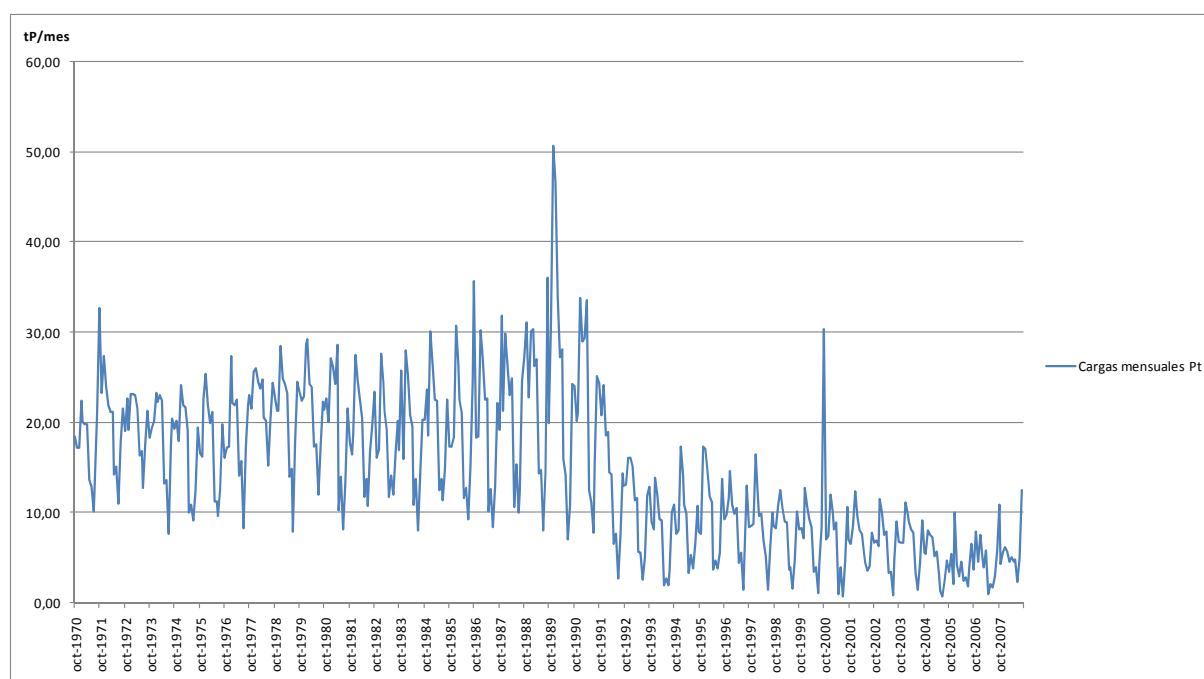


Figura 5-66. Cargas mensuales de fósforo total

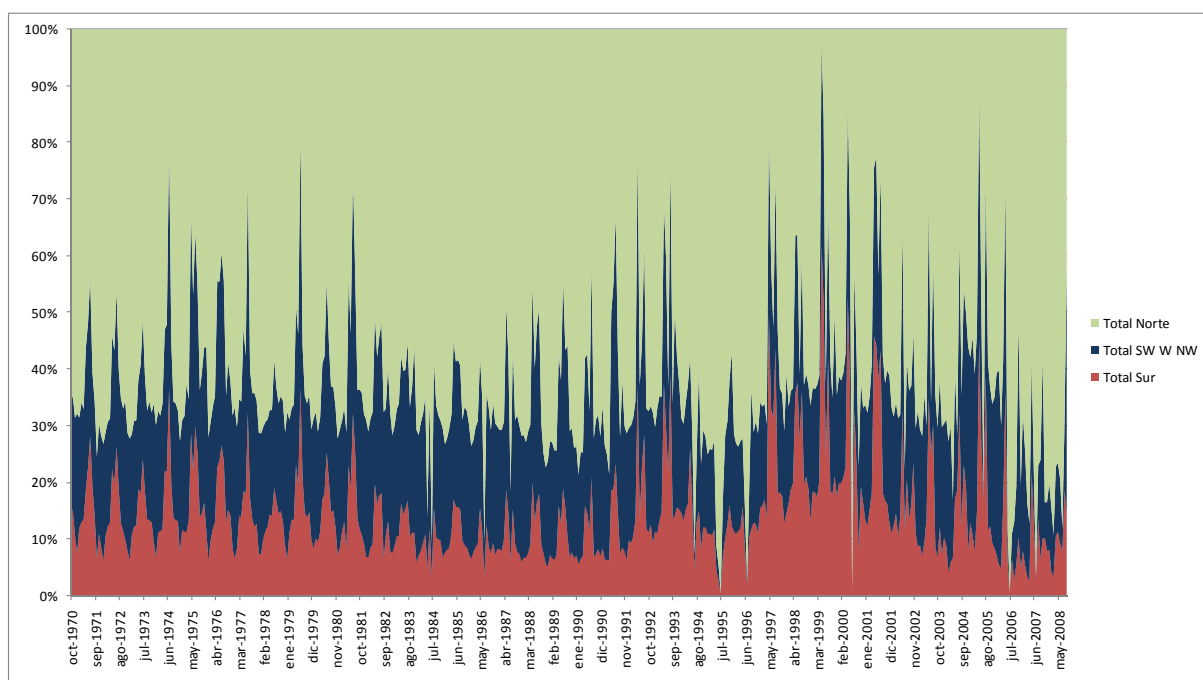


Figura 5-67. Porcentajes de las cargas de fósforo recibidas por los distintos sectores del lago

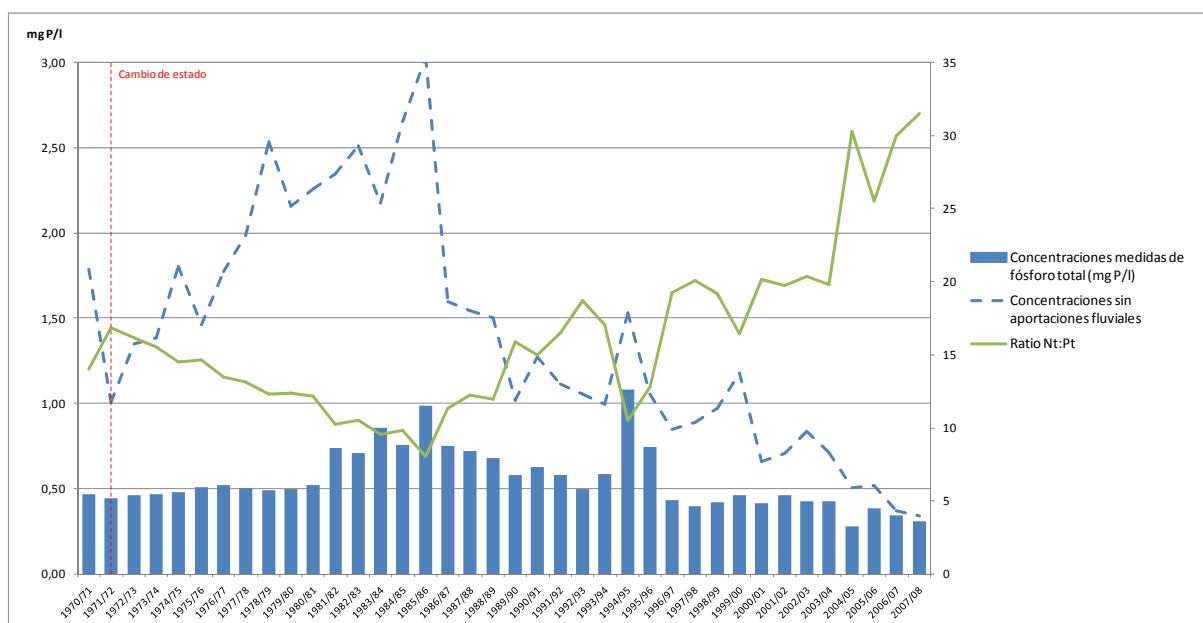


Figura 5-68. Concentraciones medias anuales de fósforo total y ratio Nt:Pt

Nuestro modelo sugiere (Figura 5-68) que las concentraciones medias anuales que provocaron la ruptura de las inercias del sistema se situaban cerca del 0,45 mg P/l con unas cargas medias anuales en el rango de 8 a 10 gP/m² año (Figura 5-65). Con la finalización de todas las infraestructuras básicas, las concentraciones medias se sitúan ya por debajo de esta cifra y probablemente por debajo de los 0,30 mg P/m² mientras que las cargas están por debajo de los 2,5 gP/m² (Figura 5-65). El ratio entre la carga total de nitrógeno y la de fósforo $N_t:P_t$ se ha incrementado desde un mínimo de 8 (1985/86) hasta un valor máximo reciente de 31 (2007/2008). Este fuerte incremento había sido señalado por el trabajo de Romo *et al.* (2005) que, sin embargo, sitúa los valores recientes por encima de 60. Hemos incluido en línea de

trazos los resultados del modelo para las concentraciones medidas en la hipótesis de que el sistema no hubiese recibido ninguna aportación de origen fluvial de los sistemas Júcar y Turia. Los resultados son suficientemente expresivos.

Finalmente, la Figura 5-69 muestra el cambio experimentado en el origen de las cargas de fósforo. Se observa hasta principios de los noventa el fuerte porcentaje de las cargas producidas por aguas residuales urbanas e industriales, drásticamente reducidas, y el creciente peso de los efluentes de estaciones depuradoras.

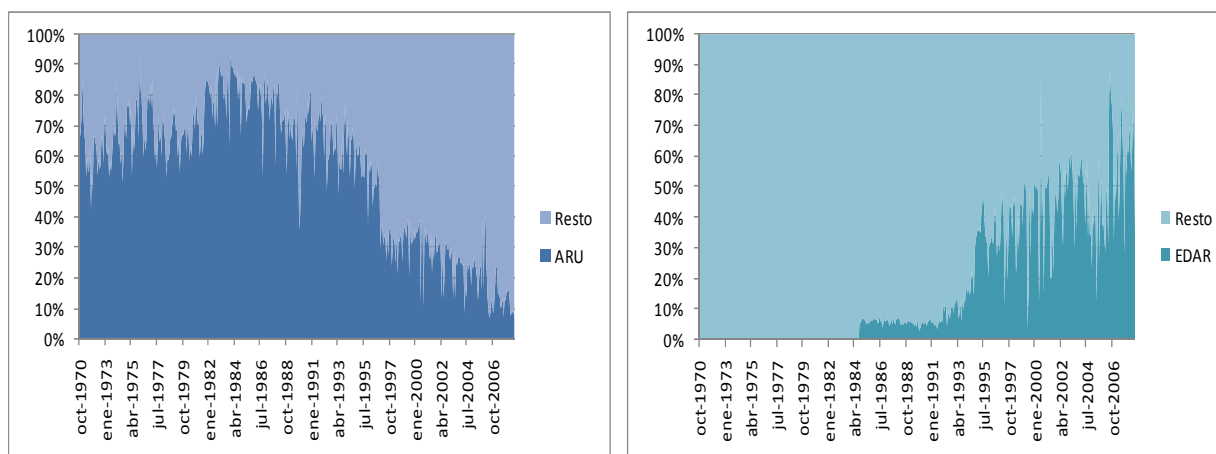


Figura 5-69. Fósforo total. Distribución porcentual de las cargas procedentes de aguas residuales urbanas e industriales (ARU, izq.) y de efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR, dcha.)

5.4. SOBRE LA APLICACIÓN A LA SIMULACIÓN DE ESCENARIOS

Finalmente hemos utilizado el modelo Cabhal para realizar una primera aproximación a la simulación de escenarios relativos a la evolución del sistema hídrico de L'Albufera. Este apartado ilustrará sobre la utilidad de los modelos desarrollados y sobre el tipo de resultados pueden ser obtenidos. Necesariamente estos resultados deberán ser tomados con precaución, debido, entre otros aspectos, a la falta de conocimiento que se tiene de ciertos procesos que rigen la dinámica de nutrientes en el sedimento.

Las simulaciones se han realizado contemplando una situación actual de bloqueo del flujo de los nutrientes desde los fangos del fondo del lago, condición que parecía razonable según conclusiones del panel de expertos (MMA, 2004f). Se percibe como necesaria una línea de investigación sobre la interacción agua-sedimento que permita cuantificar en qué medida es posible tal movilización permitiendo un reajuste de los modelos conforme a las observaciones obtenidas.

El estado trófico del lago dependerá en gran medida de la evolución de los aportes de nutrientes, fósforo especialmente.

Se ha simulado el denominado *Escenario 1*. Se trata de una situación hipotética en la que se asume que a partir del año 2005 (Figura 5-70) se hubiesen contralado absolutamente todas las cargas contaminantes que llegan al lago L'Albufera de modo que las únicas entradas remanentes serán 100 hm³/año con una excelente calidad¹ (concentración media de fósforo total igual a 0,100 mg P/l), equivalente a la del río Júcar en el embalse de Tous. Esta situación es por tanto utópica, pero su finalidad es cuantificar con el modelo la posibilidad de recuperación del estado trófico del lago en la condición más favorable.

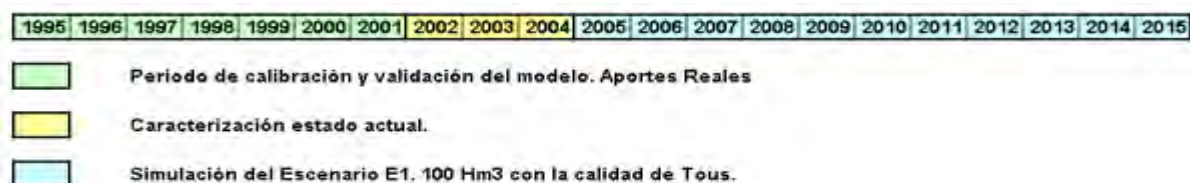


Figura 5-70. Escala temporal de la simulación del Escenario 1

Se puede decir que la simulación muestra que mediante el aporte de 100 hm³/año de agua de excelente al lago se consigue la mejoría del estado trófico pasando de unos niveles máximos anuales de clorofila *a* superiores a los 300 µg/l a valores en torno a los 40 µg/l (Figura 5-71), mientras que las medias anuales pasan del orden de los 150-180 µg/l a cerca de 20-25 µg/l.

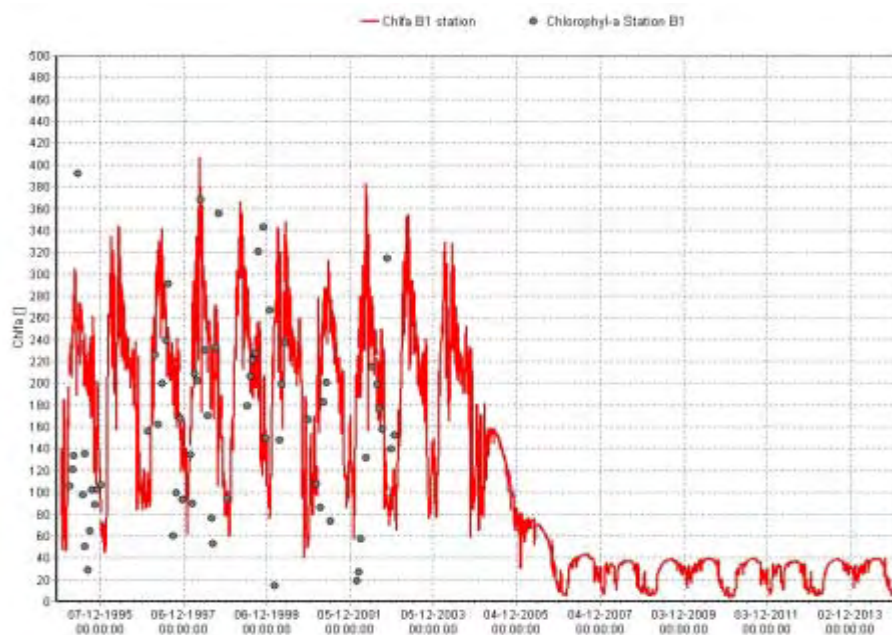


Figura 5-71. Escenario 1. Valores simulados (línea roja) y medidos (puntos) en la estación B1 (centro del lago) de Clorofila *a* en µg/l. Periodo de enero-1995 a diciembre-2015. En enero 2005 se sustituyen el patrón de aportes actual (con vertidos) por el aporte de agua limpia desde Tous

¹ Patrón de calidad proporcionado por el DIHMA de la UPV (J. Paredes, *com. pers.*) y contemplados en el modelo de calidad de aguas del Júcar realizado con QUAL2E para la CHJ.

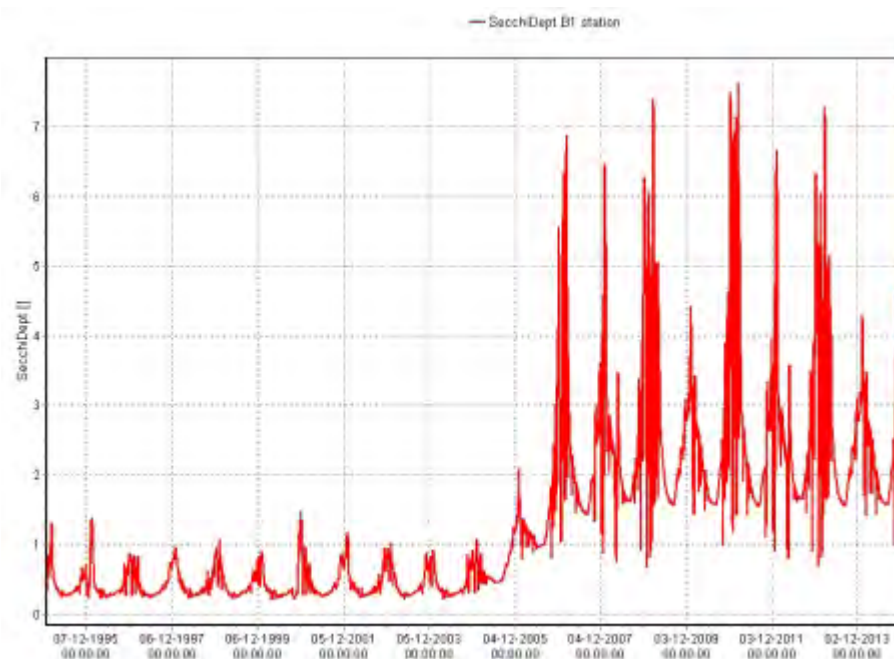


Figura 5-72. Escenario 1. Valores simulados en la estación B1 (centro del lago) de disco de Secchi (transparencia) en m. Periodo de enero-1995 a diciembre-2015. En enero 2005 se sustituyen el patrón de aportes actual (con vertidos) por el aporte de agua limpia desde Tous

En la Figura 5-72 se aprecia cómo la transparencia del lago aumentaría considerablemente con el nuevo patrón de aportes lo que permitiría que la radiación solar llegue al fondo, posibilitando el arraigo de macrófitos.

A continuación se simuló un segundo escenario denominado *Escenario 2* que estaba constituido por la prolongación de los aportes medios actuales hasta el 2015, pero incrementándolos en 100 hm³/año de aportes de excelente calidad caracterizada nuevamente como la correspondiente al río Júcar en el embalse de Tous Figura 5-73. El objetivo de esta simulación es la de cuantificar el efector de dilución que provoca los aportes extras desde Tous y cómo evoluciona cualitativamente el sistema frente al escenario anterior. A continuación mostramos de nuevo un esquema con una escala temporal de la simulación que muestra la evolución de los aportes:

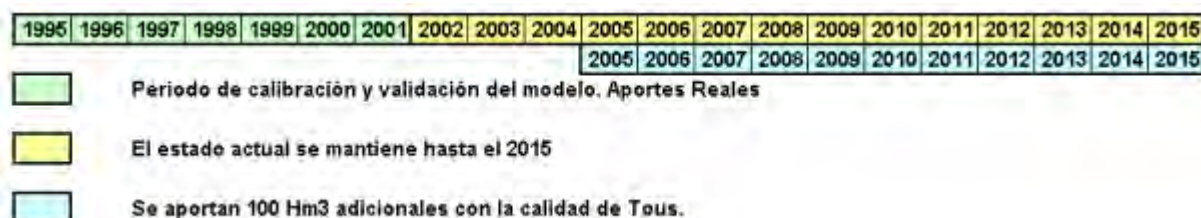


Figura 5-73. Escala temporal de la simulación del denominado Escenario 2

En la Figura 5-74 comprobamos que la carga de nutrientes que entra al sistema es tal, que aun aportando 100 hm³/año de agua de buena calidad, el efecto de dilución es poco significativo y la dinámica del crecimiento de algas prevalece, persistiendo niveles máximos de clorofila *a* por encima de los 300 µg/l.

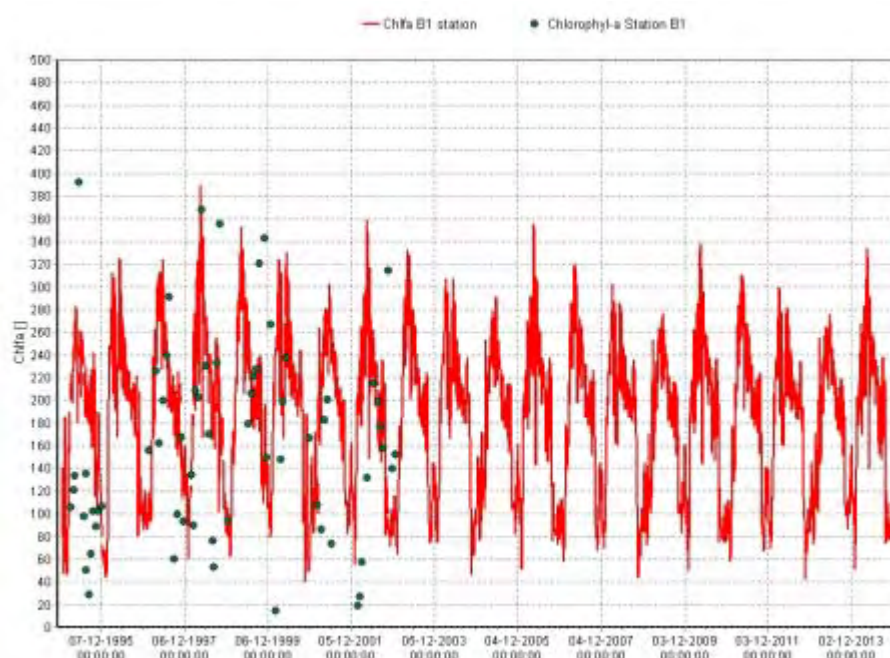


Figura 5-74. Escenario 2. Valores simulados (línea roja) y medidos (puntos) en la estación B1 (centro del lago) de Clorofila a en $\mu\text{g/l}$. Periodo de enero-1995 a diciembre-2015. En enero 2005 se adiciona al patrón de aportes actual (con vertidos el aporte de agua limpia desde Tous

Las primeras simulaciones sobre el funcionamiento hidrodinámico del lago y los procesos de calidad relacionados con los ciclos de nutrientes y la eutrofización permiten corroborar dos hipótesis de trabajo (MMA, 2004a):

- La simulación de un escenario construido a partir de un techo ideal en el control de la contaminación y con un volumen de aportaciones notablemente inferior a la media de los últimos años, ha proporcionado una buena respuesta del sistema en relación con su estado trófico.
- La adición de caudales de calidad sin actuar en la corrección de las deficiencias de los sistemas de saneamiento y depuración del entorno de L'Albufera es una medida ineficaz.

En consecuencia, entendemos que queda abierto un campo de investigación para el estudio de escenarios que puedan conducir a un buen funcionamiento ecológico del ecosistema, algunos de ellos configurados a partir de un régimen de aportaciones con volúmenes inferiores a los que mantenían al humedal de los años previos a la crisis de contaminación. Esta línea de trabajo fue apuntada en la primera jornada de debate del panel de expertos del *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004f).

Finalmente, se ha utilizado el modelo Cabhal para la simulación de diversos escenarios de gestión del sistema hídrico que fueron planteados en los interesantes debates técnicos de la Comisión técnica creada en 2005 para el estudio de la viabilidad del proyecto de la conducción Júcar-Vinalopó. Estos escenarios plantean diferentes volúmenes de entradas al lago de L'Albufera con valores, en $\text{hm}^3/\text{año}$, de 100, 170 (con la variante 170P donde una parte de los caudales, del orden de 30 hm^3 procedían de la planta depuradora de Pinedo tras la

aplicación de un tratamiento terciario y la reducción de nutrientes en un filtro verde), 250 y 350. Cada uno de estos escenarios suponía una composición distinta de los aportes hídricos a L'Albufera con un mayor o menor peso de las aportaciones de origen fluvial (Comisión técnica Júcar-Vinalopó, 2005, pág. 17).

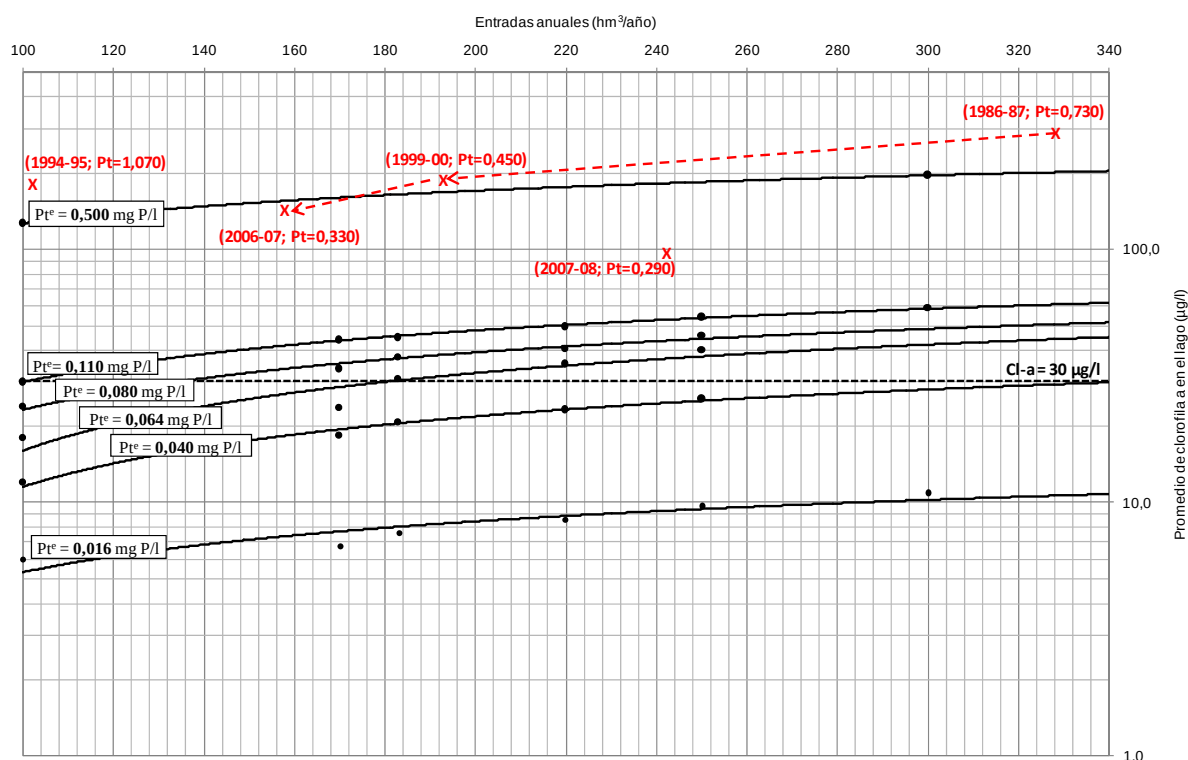


Figura 5-75. Ábaco de concentración media de clorofila a en el lago de L'Albufera en función de la concentración media de fósforo en los aportes y del volumen anual de los aportes hídricos.

En definitiva, cada uno de los escenarios suponía un régimen distinto de cargas que podían ser caracterizadas por el *volumen total de entradas* (V_e , en $\text{hm}^3/\text{año}$) y la *concentración media de fósforo total de los aportes* P_t^e (en mg P/l). La simulación de cada escenario con el modelo de calidad de aguas de Cabhal nos proporcionaba un estado trófico al final del período simulado, que podía caracterizarse por la *concentración media de clorofila en la estación central del lago* ($Cl-a$ en $\mu\text{g/l}$). Con los resultados obtenidos (cada simulación proporciona un punto) se ha confeccionado el gráfico representado en la (Figura 5-75) que viene a suponer un ábaco de presiones estado para el lago de L'Albufera de Valencia y que permite tantear diversos itinerarios para su rehabilitación. En ese ábaco se ha identificado con una línea horizontal de puntos el umbral de $30 \mu\text{g/l}$ adoptado por el programa de investigación Ecoframe (Moss, y otros, 2003, págs. 546 Tabla 1, ecotipo 21), financiado por la Unión Europea, como límite entre un estado ecológico *Deficiente* y un estado ecológico *Aceptable*, siguiendo la terminología de la DMA. Este criterio de clasificación (Tabla 5-11), con carácter provisional fue propuesto por la comisión de expertos del referido *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera*. En todo caso debe tenerse en cuenta que el lago de L'Albufera ha sido calificado (CHJ, 2009b) como una masa de agua muy modificada por lo que no cabe hablar de buen estado sino de buen *potencial* ecológico; los objetivos ambientales relacionados con la planificación hidrológica no han sido todavía fijados.

Hemos incluido en el ábaco (en color rojo) los puntos correspondientes a varios años representativos de la serie que, a pesar de ciertas imprecisiones que se manifiestan por ejemplo en el año 1999-2000, resultan consistentes con el ábaco teórico. La línea discontinua ilustra la trayectoria seguida desde el año 1986-87, previo al inicio del gran desvío de nutrientes con la ejecución del colector Oeste, hasta un año representativo posterior a la puesta en servicio de la infraestructura principal (1990-2000) y la evolución posterior hasta la situación actual (2006-07). Esta trayectoria muestra una evolución hacia menores concentraciones de fósforo en los flujos de entrada, menores concentraciones de clorofila-a en el lago y menor volumen de aportes. La extrema sequía representada por el año 1994-95 supuso una gran reducción de los flujos acompañada con un incremento de las concentraciones de los aportes, pero no de las cargas totales, por lo que no se manifestó en un crecimiento de las concentraciones de fitoplancton. El último año de la serie (2007-08), con el fin de la situación de sequía en el Júcar, ha supuesto un importante incremento de aportes hídricos de buena calidad al sistema que ha resultado en una clara reducción de la clorofila en el lago.

Tabla 5-11. Propuesta provisional de clasificación para la *Clorofila-a* media en el lago de L'Albufera (ecotipo 21) según el programa Ecoframe (Moss *et al.*, 2003)

Valor numérico de Clorofila-a. Media anual ($\mu\text{g/l}$)	Propuesta provisional de clasificación del estado ecológico para la biomasa del fitoplancton
< 10	Muy bueno (<i>High</i>) - Color Azul
11-20	Bueno (<i>Good</i>) - Color Verde
21-30	Aceptable (<i>Moderate</i>) - Color Amarillo
31-50	Deficiente (<i>Poor</i>) - Color Naranja
> 51	Malo (<i>Bad</i>) - Color Rojo

El ábaco de la Figura 5-75 puede ser utilizado para la simulación simplificada de escenarios de gestión, mientras que el modelo Cabhal constituye una herramienta para la simulación detallada. El elemento clave en la simulación de escenarios es el establecimiento de determinadas hipótesis de mejora de la calidad físico-química de los distintos aportes hídricos del sistema, especialmente en lo relativo a las diversas formas del fósforo. Los escenarios manejados deben interpretarse como una primera aproximación a un problema complejo. Revertir un estado de dominancia del fitoplancton es una tarea muy compleja (Moss *et al.*, 1996). Deben tenerse en cuenta diversas precauciones:

- Los modelos retenidos han sido calibrados para el estado actual de eutrofia del lago con concentraciones medias del orden de 250 a 180 ($\mu\text{g/l}$) por lo que su utilización en niveles de eutrofización bajos conlleva un grado de incertidumbre que no se conoce suficientemente. Debe tenerse en cuenta que los modelos pueden producir extrapolaciones inválidas a partir del estado del ecosistema para el cual fueron calibradas (van Straten, 1987). Incluso los modelos dinámicos necesitan ser usados con precaución, en particular cuando se anticipan cambios estructurales en el ecosistema.
- Los lagos someros son sistemas complejos con múltiples factores interrelacionados. Las dinámicas del fitoplancton no han sido suficientemente estudiadas. Hay un

modelo razonable pero subsisten incertidumbres, especialmente en lo relativo a la fertilización interna. De modo estimativo (Moss *et al.*, 1996) esta fertilización podría incrementar las cargas externas en un 50%.

- Los análisis se han centrado en las cargas de nutrientes pero debe profundizarse en la cuantificación de los flujos y tiempos de renovación. Un flujo de agua reduce las poblaciones de cianobacterias filamentosas y métodos de lavado (*flushing*) pueden utilizarse para combatir sus crecimientos explosivos que pueden incluso ser potencialmente tóxicos. En L'Albufera se ha comprobado que cuando se abren las compuertas para desaguar los arrozales se produce una drástica reducción de las poblaciones de cianobacterias llegando en algunos años a producirse fases claras. Otras algas más comestibles por el zooplancton ocupan el hábitat y se desarrollan poblaciones de zooplancton filtrador grande (*Daphnia magna*), que contribuyen a reducir la biomasa algal. Cuando se cierran las compuertas, vuelve a haber un crecimiento explosivo de aquellas poblaciones. En el escenario objetivo debe producirse una alternancia entre crecimientos primaverales y reducciones de población cuando se agota el nutriente.
- No existe un modelo de presiones que permita efectuar hipótesis precisas sobre la reducción de las cargas asociadas a la escorrentía natural. Este sería una línea de trabajo a abordar con inmediatez.
- Se ha simplificado la aproximación al problema centrando las estimaciones en el lago y en la dinámica del fitoplancton. Faltan procesos esenciales como la salinidad, los ciclos diarios de oxígeno o los procesos biológicos en el marjal circundante.

Los resultados se han basado en utilización de las mejores herramientas de simulación disponibles. Subsisten aun así incertidumbres relevantes para su aplicación a ecosistemas vivos y complejos. Será necesario, en definitiva, aplicar el principio de precaución.

6. CONCLUSIONES

6.1. INTRODUCCIÓN

El capítulo precedente nos ha permitido conocer los resultados proporcionados por el modelo Cabhal y el grado de acuerdo o discordancia con respecto a los principales trabajos publicados y a algunos de los que se encuentran en curso. Los puntos siguientes nos permitirán sintetizar las conclusiones más importantes de nuestro trabajo. Nos centraremos en aquéllas que supongan una contribución original al conocimiento sobre la relación entre infraestructuras y eutrofización en L'Albufera.

6.2. CONCLUSIONES SOBRE LOS PROBLEMAS PLANTEADOS EN LA INVESTIGACIÓN

6.2.1. Conclusiones previas sobre la realidad observada

Como tantas veces ocurre en los procesos de investigación, nos encontramos aquí con hallazgos importantes pero tangenciales, al margen de la línea principal del problema investigado, y que sugieren futuras líneas de trabajo, tal como recordaremos en el apartado 6.4. La propia descripción de la realidad observada constituye un interesante producto de la investigación.

- En el capítulo 2 hemos elaborado una cronología de las infraestructuras de saneamiento, depuración y reutilización en el entorno de L'Albufera de València, desde los años sesenta hasta la actualidad, y hemos añadido una descripción de las principales actuaciones en curso.
- En paralelo, hemos construido una segunda cronología sobre la calidad de las aguas del sistema hídrico de L'Albufera, describiendo el cambio brusco de estado en el lago para convertirse en un sistema dominado por el fitoplancton, la degradación de la calidad de aguas en los años setenta y ochenta, y la evolución posterior.
- Aun cuando parte de estas dos historias han sido estudiadas con precisión (Marco, 1998; Verdú *et al.*, 1999; Romo *et al.*, 2005), hemos aportado una visión global de la evolución del estado de las infraestructuras, que resulta especialmente novedosa en lo relativo a los años noventa y los inicios del S-XXI (apartado 2.6), dando continuidad a las líneas de investigación desarrolladas por el Departamento de Ecología y Microbiología y la Facultad de Geografía e Historia de la UV y el Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la UPV.
- En este punto hemos puesto de manifiesto cómo la notable inversión destinada a infraestructuras hidráulicas no ha proporcionado los objetivos que, probablemente, se esperaban, más aún teniendo en cuenta que la infraestructura básica puede considerarse completa desde septiembre de 2007, fecha en que se puso en servicio la EDAR de la Ribera Alta I dando fin al saneamiento del bajo Júcar.

A lo largo del capítulo 2 hemos profundizado en aspectos apenas investigados, como el efecto de las lluvias y las descargas de los sistemas unitarios.

- En este campo hemos explicado las diferencias entre los efectos de las lluvias en los años 80, en los que las lluvias claramente implicaban una mejora del sistema, y los actuales en que esta mejora no se produce siempre.
- Los análisis realizados a flujos procedentes de descargas de las redes de alcantarillado en el colector Oeste (apartado 2.6.2.6.), y la observación de la respuesta en el lago gracias a las medidas registradas en una sonda en continuo ubicada en la gola del Pujol (apartado 2.6.2.7) nos han proporcionado hallazgos originales que consideramos de gran relevancia.
 - Así, hemos podido explicar cómo lluvias pequeñas y medianas pueden derivar en un incremento del estado de eutrofia del lago en los primeros días tras el episodio tormentoso y hemos intuido que tal efecto puede deberse precisamente a las descargas de los sistemas unitarios, especialmente en el sector noroeste del lago por falta de capacidad en el sistema del colector Oeste.
 - Más adelante, hemos propuesto unos patrones de calidad para caracterizar las descargas y hemos constatado cómo dichos patrones, que pretenden responder a valores medios, pueden ser superados muy holgadamente en determinados puntos y en determinados episodios, intuyéndose el efecto del primer lavado de la red. Las puntas contaminantes que hemos medido en determinadas acequias superan con mucho las concentraciones habitualmente asumidas (MMA, 2004c).

Finalmente, en el apartado 2.6.3 hemos estudiado las nuevas actuaciones previstas, la gran mayoría de las cuales se encontraban en ejecución en el momento de redacción de este texto.

- A este respecto, hemos concluido que, incluso con estimaciones optimistas, las nuevas actuaciones sólo permitirán recorrer una parte del camino pendiente para alcanzar un buen potencial ecológico de las aguas de L'Albufera.

6.2.2. **Conclusiones respecto a la aptitud del modelo Cabhal para reproducir la realidad observada**

El primer objetivo que nos planteábamos en el capítulo 1 era construir un modelo de seguimiento del sistema hídrico de L'Albufera que incluyese: una evaluación de los aportes hídricos procedentes del ciclo natural y del ciclo alterado; una evaluación de entradas, salidas y variación en el almacenamiento, tanto en el lago, como en el sistema lago-arrozal; un estudio de la distribución espacial de los aportes hídricos al lago; la cuantificación de las cargas contaminantes; y un análisis de los procesos de calidad en el lago relacionados con su eutrofización. Tales son las prestaciones del modelo Cabhal. Sintetizaremos la calidad de los ajustes logrados distinguiendo entre los módulos relativos a aspectos cuantitativos -balance hídrico-, y los que se refieren a aspectos cualitativos de las entradas y de las aguas del lago.

6.2.2.1. **El balance hídrico**

Tras la construcción del modelo hemos distinguido dos procesos: la calibración, que nos ha permitido ajustar los principales parámetros del modelo, y la validación, en la que, sin

modificar ninguno de los parámetros, nos hemos cuestionado sobre si el modelo reproduce bien la realidad observada.

- Debemos subrayar, en primer lugar, el principal valor del modelo, que subsana carencias de trabajos precedentes (MMA, 2004i): la calibración y la validación tienen fuertes puntos de anclaje en el territorio. Es decir, hemos logrado construir un modelo capaz de reproducir los flujos de salida en todas las estaciones ubicadas en las golases, pero también los flujos medidos a lo largo de un perímetro de control, intermedio entre el perímetro del lago y los límites del parque natural y que, al mismo tiempo, proporciona un ajuste razonable en el río Júcar.
- Hemos calibrado el modelo tratando de reproducir los valores observados entre octubre de 2000 y septiembre de 2008 en la estación de aforo 8089 del sistema SAIH de la CHJ en el río Júcar en El huerto de Mulet (Algemesí). Dadas las limitaciones de la serie de datos (afectada hasta finales de los noventa por la curva de remanso del azud de Sueca) nos ha parecido conveniente retener una calibración que proporciona valores sensiblemente inferiores a los observados hasta octubre de 1999. Hemos entendido que los resultados de los retornos de riego han recogido satisfactoriamente el cambio en la gestión del sistema experimentado en los años noventa, cuando las derivaciones fluviales para usos agrícolas se redujeron considerablemente.

En segundo lugar hemos cerrado la calibración ajustando los resultados del modelo con valores medidos en el perímetro de control. Los valores observados correspondieron a medidas de caudal tomadas entre enero y diciembre de 2008 en 64 estaciones situadas a lo largo de dicho perímetro. Este proceso nos ha permitido también ajustar determinados coeficientes de reparto del módulo de distribución espacial de los aportes.

- Tal ajuste apenas ha modificado el inicialmente realizado en el *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004i) utilizando los aforos de campo correspondientes a 1988 (Soria, 1997): el nuevo contraste nos ha proporcionado una primera impresión sobre la ausencia de distorsiones exageradas en la distribución espacial tras los nuevos desarrollos incorporados al modelo (por ejemplo, los nuevos modelos de funcionamiento del regadío).
- Los resultados resultan coherentes sector a sector, pero sugieren ciertas carencias cuando el análisis se realiza punto de entrada por punto de entrada. Son mejoras de detalle que pueden formar parte de desarrollos posteriores.

La validación del modelo del balance hídrico se ha efectuado comparando los valores de los flujos de salida por las golases. Ha sido necesario establecer tres hipótesis sobre el reparto de caudales a través de la gola de El Perelló que hemos descrito en el apartado 4.4.1.

- Las tres hipótesis proporcionan resultados similares y un buen ajuste de las salidas desde el lago al mar.
- Teniendo en cuenta la gran complejidad de los flujos en el sector sur, hemos conseguido un ajuste sorprendentemente bueno de las salidas desde los arrozales de Sueca y Cullera por las golases de El Perelló, El Rei y Sant Llorenç.
- Este ajuste mejora si se consideran de forma conjunta los sistemas de Cullera y Sueca, lo cual sugiere que se están compensando algunas imprecisiones cometidas en el

análisis de los dos sistemas por separado. Se sigue evidenciando que las salidas calculadas desde los sistemas Sueca y Cullera son ligeramente inferiores a las observadas, principalmente en la época de cultivo.

- En lo relativo a las salidas totales desde el parque natural (lago y marjal sur) el modelo reproduce adecuadamente tanto la distribución temporal como los volúmenes anuales de salida, aunque tiende a infraestimar sensiblemente los flujos de salida desde el parque. Es posible que alguna de las salidas, como por ejemplo la evapotranspiración en los arrozales, sea realmente inferior a la considerada por el modelo.

6.2.2.2. Las cargas contaminantes

Hemos completado un proceso de calibración del modelo de calidad de las aguas influentes por comparación de las series calculadas con valores puntuales medidos por diferentes autores y que ha permitido la caracterización de concentraciones patrón para los diferentes aportes hídricos. Debe tenerse en cuenta que el modelo proporciona medias mensuales que comparamos con medidas puntuales por lo que no es posible reproducir valores extremos. En general, las series calculadas se ajustan mejor a las analíticas de la CMAAUV, correspondientes a los años 1994-2007, que a los valores medidos en años anteriores. La razón puede encontrarse en un perfeccionamiento de los métodos analíticos, pero también en un peor conocimiento del sistema en los primeros años de la serie.

- En cuanto a **materia orgánica** se ha conseguido ajustar razonablemente bien las cargas y concentraciones tanto en lo relativo a DBO5 como a DQO5. En general estamos en el valor medio en cuanto a concentraciones y las cargas mensuales representan bastante bien la variabilidad. Las acequias que ajustan menos bien son las del oeste y noroeste, con unas DQO5 calculadas un poco bajas. Las concentraciones del oxígeno disuelto se ajustan correctamente a los datos experimentales sin necesidad de realizar ninguna corrección. El ajuste es bueno o aceptable tanto en concentraciones como en cargas.
- Los **nitratos** son muy variables. Globalmente, las concentraciones se ajustan a la media medida y las cargas representan más o menos las variaciones observadas. Las acequias del noroeste ajustan un poco peor con nitratos calculados inferiores a los medidos.
- El **amonio** es igualmente muy variable. Algunas de las acequias que ajustan peor están muy afectadas por vertidos puntuales.
- El ajuste del **fósforo total** es globalmente bueno, tanto en concentraciones como en cargas mensuales, salvo para algún corto período. El modelo proporciona con frecuencia valores superiores a los observados, especialmente en la zona sur. Pero por otra parte no es capaz de reproducir puntas anormalmente altas. Un factor a considerar es que el umbral de detección en la mayoría de las muestras es de 0,1 mgP/l de forma que se ha asignado un valor de 0,05 mgP/l para los casos en que el informe de la analítica indica “no detectado”. En Font de Mariano y barranco de Beniparrell no conseguimos reproducir los valores altos posiblemente por una insuficiente cuantificación de las aguas residuales; tenemos la impresión de que esta insuficiencia se compensa en otros puntos de entrada del entorno.

- Las medidas de **sólidos en suspensión** ofrecen una gran dispersión. Los valores de las concentraciones están globalmente en la media medida salvo en las acequias de Alqueresía, Foia, Albal y Poyo en que resultan un poco altos, y en Nova de Silla en que son un poco bajos. Las cargas mensuales están globalmente mejor representadas.
- La **conductividad** es el parámetro que mejor se ajusta a los datos experimentales posiblemente porque no sufre importantes modificaciones durante el curso del agua. Las acequias del oeste representan peor los datos medidos que las del este.

6.2.2.3. La calidad de las aguas en el lago

En los aspectos centrales de la investigación, relativos a los ciclos de nutrientes y al crecimiento de las algas, ha sido dónde se ha alcanzado una mejor concordancia entre los resultados del modelo bidimensional Sobek WQ y la realidad.

- Durante la calibración se dedicó una gran atención al proceso de desnitrificación. Finalmente, tanto las concentraciones de nitratos como de amonio se encuentran dentro del mismo orden de magnitud que los medidos.
- También la concentración del fósforo total se encuentra dentro del rango de valores medidos. La mayor parte del mismo aparece en sus formas orgánica e inorgánica particulada, de modo que no está inmediatamente disponible para las algas. La evidente infravaloración en el año 1995 se debe básicamente a la inicialización del modelo: se observó que se tardaba aproximadamente entre seis y doce meses antes de que los procesos más lentos alcanzasen el estado estacionario.
- El intercambio de fósforo entre el sedimento y la columna de agua es muy intenso en L'Albufera; a pesar que la materia suspendida con fósforo adsorbido sedimenta continuamente, parte de este fósforo retorna a la fase acuática por resuspensión, desorción y degradación de la materia orgánica. Las concentraciones de fósforo inorgánico adsorbido en el sedimento 2, obtenidas una vez se ha estabilizado el modelo, son muy similares a las medidas (Martín Moneris, 1998), siendo el valor simulado del orden de 79 mg P/kg sedimento, frente los 73 mg P/kg de Martín Moneris. En base a estos resultados, puede concluirse que la adsorción de fósforo en el sedimento está bien caracterizada en el modelo.
- El crecimiento y mortalidad de las algas rigen la dinámica de muchos de los procesos de calidad de aguas. La dinámica simulada para las concentraciones de clorofila-a en el lago se ajusta bastante bien a la medida durante los años 1997-1999. Sin embargo es probablemente sobreestimada durante 1995, debido nuevamente a la inicialización del modelo. La ausencia de procesos de cálculo relativos al efecto del zooplancton puede provocar que el modelo no sea capaz de reproducir los mínimos en la concentración de clorofila-a observados durante las fases claras.
- Como conclusión general relativa a los ciclos de nutrientes y al crecimiento de las algas, la dinámica simulada del fitoplancton, analizada a partir de la concentración del pigmento clorofila-a, se ajusta bastante bien a la medida durante el período de simulación y la profundidad de Secchi simulada se encuentra dentro del orden de magnitud apropiado. Estos aspectos constituyen una potente prestación del modelo de enorme interés práctico.

En otros procesos estudiados que detallamos a continuación, el modelo ha mostrado mayores carencias.

- El modelo limita la composición de especies de algas a dos grandes grupos, tratadas como dos *especies* según la denominación de Delwaq: algas verdes y diatomeas. Hemos discutido cómo en L'Albufera (Romo *et al.*, 2005) la reducción de nutrientes afectó inicialmente a la estructura de la comunidad de fitoplancton y posteriormente a la biomasa, en un orden que resulta inverso al habitualmente observado (Sas, 1989). Entendemos que el modelo no puede utilizarse para estudiar la estructura de la comunidad de fitoplancton.
- Los datos disponibles para la calibración de los procesos relativos al sedimento y a los sólidos en suspensión han sido limitados. Se tenía un conocimiento más preciso del comportamiento del sistema en avenidas (MMA, 2004d) que se ha aplicado para definir los coeficientes para los sólidos inorgánicos en suspensión. Se han contemplado en el modelo las dos fracciones más finas del sedimento (limo y arcilla), dado que se ha apreciado que la arena tenía escaso impacto en la calidad del agua de lago. Con los parámetros por defecto del modelo, los sólidos suspendidos han sido subestimados significativamente. Se ha confirmado la hipótesis de que en L'Albufera, la capa superior del sedimento es muy variable y se mezcla muy frecuentemente con la capa de agua superior.
- En lo relativo a los procesos del oxígeno hemos tenido en cuenta que las medidas de la CMAAUH se han realizado durante el día, cuando las algas están activas y producen oxígeno. Sin embargo, en Sobek el ritmo día-noche no se modeliza tal cual: la producción y el consumo de oxígeno se producen al mismo tiempo y ambos procesos se compensan el uno al otro. Por consiguiente, la concentración de oxígeno simulada que se obtiene está más próxima a la concentración de saturación. El modelo no ha incluido la computación del ritmo día-noche en el crecimiento algal, lo cual constituye una clara limitación del mismo para su uso en escenarios a corto plazo. El software Sobek incluye prestaciones suficientes para simular este comportamiento detallado por lo que tal análisis podría formar parte de futuros desarrollos.
- Finalmente nos propusimos abordar una de las cuestiones claves en L'Albufera: qué pasará con los metales pesados almacenados en el sedimento si se produce un cambio repentino del pH. Los metales pesados pueden ser liberados en grandes cantidades si cambia el pH. Ahora bien, el modelo de pH disponible en Sobek tiene sólo un valor limitado para situaciones con un pH menor que 8. La calibración del módulo del pH en Sobek no tuvo éxito, en parte porque el pH en L'Albufera suele ser mayor que 9, y en parte porque las ecuaciones del modelo para el ciclo del carbono son, aparentemente, no conservadoras de masa (MMA, 2004j). En síntesis, consideramos que el modelo construido no puede ser utilizado para el estudio de los efectos de una hipotética reducción del pH respecto a la liberación de los metales acumulados en el lecho.

6.2.3. **Conclusiones respecto a los resultados finales del modelo Cabhal**

El segundo objetivo que nos planteábamos en el capítulo 1 era utilizar el modelo construido para generar series temporales, con paso mensual, de los principales indicadores generales en

el sistema. Entre estos distinguiremos los relacionados con el balance hídrico, o el régimen hidrodinámico del sistema, como son el volumen total de aportes hídricos al humedal o el número de renovaciones anuales en el lago, y los relativos a aspectos de calidad físico-química o biológica de las aguas, como la carga externa anual de fósforo y nitrógeno hacia el lago, la concentración media de fósforo y nitrógeno total en los aportes hídricos y en el propio lago y la concentración media del pigmento clorofila *a*.

6.2.3.1. Conclusiones respecto a la evolución del balance hídrico

Un producto relevante de la investigación es que hemos podido reconstruir las series de volúmenes mensuales de entradas al lago y al parque natural desde el año hidrológico 1980/81 hasta 2008/09. Las conclusiones obtenidas son las siguientes:

- Se ha hecho un análisis específico sobre el componente de vertidos de aguas residuales de origen urbano e industrial. Hemos obtenido que el volumen máximo vertido en el lago rondaría los 33 hm³/año en el año hidrológico 1990-91, previo a la puesta en servicio del colector Oeste. Con respecto al *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004h) mantenemos sensiblemente este valor máximo y la evolución posterior, pero hemos reducido a la baja los valores entre 1963 y el final de la década de los ochenta.
- Una aportación relevante del trabajo es el haber puesto de manifiesto que las entradas se producen muy cerca de las salidas (sectores sur, con los puntos de entrada de Dreta (1) y Overa (2), muy próximos a las golas del Perelló y del Perellonet y sectores norte con los puntos del Port de Catarroja, Barranco del Poyo – Acequia del Fus, Acequia de Ravisanzo y Carrera del Saler muy próximos a la gola de El Pujol.
- Hemos discutido la presunción de que en los primeros años de la serie, las derivaciones que se conocen desde el río Júcar pudieran estar sobreestimadas, por lo que los retornos de riego resultantes del modelo pudieran mayores ser mayores de los que realmente pudieron alcanzar el lago. Tras el estudio de nuevos datos sobre un elemento clave del sistema de regadío, el denominado sifón de Guadassuar en el canal principal de la acequia Real del Júcar, hemos concluido que los resultados son consistentes con el funcionamiento conocido de esta infraestructura.

Finalmente hemos comparado los resultados del modelo Cabhal con los de otros trabajos que se están desarrollando en paralelo en el marco de la revisión del Plan de cuenca del Júcar.

- De la comparación con el modelo Patrical (Pérez Martín, 2005) se pueden extraer las siguientes conclusiones principales:
 - La serie de aportaciones superficiales de Patrical es superior a la serie calculada por Cabhal a partir de datos de Simpa.
 - Por otra parte hemos considerado los resultados para el periodo 1980/81-2000/01 de un modelo muy detallado del barranco del Poyo construido con el programa Tetis (Francés et al., 2007). Consideramos que esta serie constituye una excelente aproximación a la realidad física. La comparación con la serie Simpa de la cuenca 128 (barranco del Poyo) ha evidenciado que la escorrentía superficial Simpa está infravalorada. Este hecho queda corregido parcialmente en el modelo Cabhal al añadirse la lluvia directa sobre los arrozales.

Contrariamente, las entradas por este mismo cauce según Patricál, resultan ser muy superiores a las obtenidas por Tetis, por lo que podrían estar sobreestimadas. Se tiene la percepción de que esta matización no aplicaría en las restantes cuencas vertientes.

- Con respecto a los estudios de demandas realizados en los trabajos de revisión del plan hidrológico del Júcar, se ha observado que ambos trabajos proporcionan resultados similares respecto a la cuantificación de los retornos al lago por excedentes de riego.
- Por último se han analizado resultados provisionales procedentes del trabajo del IGME denominado *Uso conjunto de recursos superficiales y subterráneos en época de sequía. Aplicación al tramo bajo del Júcar* y que se encuentra actualmente en redacción. La formulación es una modificación del modelo de Témez, tal y como se aplica en Patricál (Pérez Martín, 2005). El análisis efectuado sugiere que los resultados de Cabhal son consistentes con los de los trabajos en curso del IGME.

6.2.3.2. Conclusiones respecto a la evolución de las cargas contaminantes

Hemos analizado la evolución de la **materia orgánica** estudiando los resultados del modelo para la demanda química de oxígeno a cinco días, DQO₅.

- Hemos descrito una clara tendencia a la reducción desde valores próximos a 80 mg O₂/l en los años previos al *forward switch* del lago hasta situarse por debajo de 50 mg O₂/l en los últimos dos años con el mapa de depuradoras del entorno del lago completado. Estos valores coinciden sensiblemente con los estimados por el trabajo antecedente del MMA (2004c).
- Esta materia orgánica ha entrado, durante décadas, asociada a aguas residuales urbanas e industriales (ARU), a los retornos superficiales del regadío y a las escorrentías superficiales generadas por episodios de lluvia. En los últimos años la contribución de las aguas residuales se ha reducido enormemente y también lo ha hecho la de los retornos del regadío, pasando los efluentes de plantas depuradoras a tener un peso significativo, de entre el 30 al 40%.
- Las acequias y cauces más contaminantes son las que desembocan por el norte del lago, ya que deben recorrer la mayoría de los núcleos urbanos y polígonos industriales. Ha existido durante años también una importante contribución, que tiene a disminuir notablemente, de las caudalosas acequias del sur, Dreta y Overa.
- La construcción y puesta en servicio del colector Oeste y sus ramales secundarios entre 1991 y 1994 permitió una brusca reducción de las cargas de materia orgánica que llegaba al lago. En los años previos a la construcción de las infraestructuras, la media de las cargas anual se situó en 32.003 t O₂/año. A partir del año 1994/95 y hasta el año 2007/08 la media pasó a situarse en 12.774 t O₂/año, lo cual supone una reducción en las cargas de materia orgánica del 60%.

El estudio de la evolución de las entradas de **nitrógeno inorgánico** se ha efectuado a partir de las de nitratos y amonio.

- Los aportes de nitratos han experimentado una reducción en los últimos cuarenta años para pasar de cargas mensuales que frecuentemente oscilaban a lo largo del año

hidrológico entre las 500 y las 1000 t NO₃/mes a valores actuales que suelen moverse en el rango entre las 100 y las 600 t NO₃/mes.

- Las entradas actuales siguen siendo relevantes. Por su relación con la contaminación difusa, sobre la cual las infraestructuras hidráulicas son menos eficientes, su reducción en los últimos años ha sido menor que en otros contaminantes. Tradicionalmente las cargas de nitratos han estado principalmente relacionadas con los excedentes superficiales de los sistemas de regadío del Júcar y del Turia y con las descargas de los acuíferos al humedal. Estas últimas aportaciones han adquirido un mayor peso a partir de los años noventa como consecuencia de los cambios de gestión del regadío y el menor volumen de derivaciones fluviales.
- Todas las acequias aportan cantidades importantes de nitratos debido a la deficiencia de la calidad de las aguas subterráneas de los acuíferos de la Plana de Valencia Sur y Norte. La principal entrada se produce a través de las acequias más vinculadas a zonas agrícolas como son las de los sectores sur y oeste del lago.
- También desde el año hidrológico 1970/71 hasta la actualidad las cargas de amonio han disminuido un sustancialmente por efecto de la progresiva puesta en servicio del colector Oeste y las restantes infraestructuras de saneamiento. Se han pasado de cargas mensuales que podrán superar las 100 t NH₄/mes a valores del orden de la mitad en que rara vez se superan las 50 t NH₄/mes.
- La mayor parte de las cargas ha entrado habitualmente por el sector norte del lago y se relacionaba con las aguas residuales, tendencia que se ha acentuado en los últimos años al incrementarse el peso de las cargas asociadas a los efluentes de estaciones depuradoras.
- La construcción y puesta en servicio del colector Oeste y sus ramales secundarios permitió una reducción de las cargas de nitrógeno que llegaban a través de los cauces naturales y acequias de las partes oeste y norte del lago. Esta reducción siguió un camino menos brusco que el de otros contaminantes como el fósforo. Con el modelo construido hemos podido obtener una evaluación de dichas cargas. En los años previos a la construcción de las infraestructuras, la media de las cargas anuales se situaba en 3096 tN/año con un máximo de 4912 tN/año en el año hidrológico 1989/90, lo cual representaba, respectivamente, unas cargas por unidad de superficie de 127 y 202 gN/m².año. A partir del año 1994/95 y hasta el año 2007/08 la media se redujo hasta 1749 tN/año, con un mínimo de 1142 tN/año en un año de fuerte sequía como el 2004/05, lo cual supone, respectivamente, 72 y 47 gN/m².año. Respecto a los valores medios, hemos estimado que la reducción en las cargas de nitrógeno supuso un 43%.
- Esta estimación de la reducción de cargas es notoriamente superior al 24% que obtuvieron Romo *et al.* (2005). En dicho trabajo, las cargas totales estimadas fueron de 324 gN/m².año para el año 1999 y 247 gP/m².año para el año 1991 que supondrían, respectivamente, 7517 y 5730 tN/año. Las cargas obtenidas por Romo *et al.* son superiores a las que hemos obtenido que vienen a estar cerca de los rangos estimados por el MMA (2004c, pág. 40) con una metodología similar. No podemos ser concluyentes en todo caso con nuestras estimaciones por referirse a un período alejado del período de calibración. Pero nuestro estudio sugiere que puede haber existido hasta

ahora una sobreestimación de las cargas, posiblemente por una insuficiente consideración del efecto tampón de los arrozales y la huerta.

- A lo largo del período estudiado, el reparto porcentual de las cargas al sistema entre nitratos, amonio y nitrógeno orgánico se ha mantenido sensiblemente constante.
- Nuestro modelo sugiere que las concentraciones medias anuales que provocaron la ruptura de las inercias del sistema se situaban cerca del 7 mg N/l con unas cargas medias del orden de 140 gN/m² año.
- La reducción progresiva de los aportes fluviales y el mantenimiento de las descargas subterráneas, con importantes concentraciones de nitratos, han supuesto un cierto incremento de las concentraciones de los aportes, mientras que las cargas por unidad de superficie se reducían a menos de la mitad

Los resultados relativos al **fósforo total** ilustran también cómo las nuevas infraestructuras permitieron una brusca reducción de las cargas.

- En los años previos a la construcción de las infraestructuras, la media de las cargas anuales se situaba en 240,7 tP/año con un máximo de 310,3 tP/año en el año hidrológico 1989/90, lo cual representaba respectivamente unas cargas por unidad de superficie de 9,9 y 12,8 gP/m².año. A partir del año 1994/95 y hasta el año 2007/08 la media se redujo hasta 84,1 tP/año, con un mínimo de 50,7 tP/año el año 2005/06 lo cual supone respectivamente 3,5 y 2,1 gP/m².año. Respecto a los valores medios, la reducción en las cargas de fósforo supuso un 65%.
- Esta reducción del 65% en las cargas es inferior al 77% que obtuvieron Romo *et al.* (2005). En dicho trabajo, las cargas totales estimadas fueron de 4 gP/m².año para el año 1999 y 18 gP/m².año para el año 1991 que supondría respectivamente 92,8 y 417,6 tP/año. Los resultados de Romo *et al.* vienen a coincidir sensiblemente con las estimaciones del MMA (2004c, pág. 40) y resultan bastante superiores a las que hemos obtenido. Tampoco aquí podemos ser concluyentes, pero nuestro estudio vuelve a sugerir que puede haber existido hasta ahora una sobreestimación de las cargas por una insuficiente consideración del efecto de las zonas regables. Dada la constancia de los aportes al sistema (los aportes correspondían principalmente a aguas residuales urbanas e industriales, posteriormente sustituidos por efluentes de depuradoras), la huerta y los arrozales actúan como sumideros de nutrientes durante la temporada de cultivo, lo cual supone una reducción en las cargas que llegan al lago.
- Destacan las puntas correspondientes a años muy húmedos (1989/90, 2000/01) por la carga adsorbida a los sólidos aportados en eventos extraordinarios, sobre todo por el barranco del Poyo. Es conocido que la carga sólida está relacionada fundamentalmente con las avenidas extremas. Al no tratarse de un modelo orientado a eventos, este fenómeno no es reproducible y los resultados son meras aproximaciones, probablemente alejadas de la realidad.
- A lo largo del período estudiado, el reparto porcentual de las cargas al sistema se ha mantenido constante, con un fuerte peso de la zona norte donde se sitúa la mayor presión urbana. Tras la puesta en servicio de las plantas depuradoras de Albufera Sur y de Sueca (junto con la de Ribera Alta I que supuso una mejora en el patrón correspondiente a los riegos de Sueca) la contribución del sector Norte se ha

incrementado claramente hasta suponer del orden del 85% de las cargas totales recibidas por el lago.

- Nuestro modelo sugiere que las concentraciones medias anuales que provocaron la ruptura de las inercias del sistema se situaban cerca del 0,45 mg P/l con unas cargas medias del orden de 8 gP/m² año.
- Con la finalización de todas las infraestructuras básicas, las concentraciones medias se sitúan ya por debajo de esta cifra y probablemente por debajo de los 0,30 mg P/m² mientras que las cargas están por debajo de los 2,5 gP/m². Claramente el sistema presenta una cierta inercia al cambio.
- Aunque el sistema recibe cargas muy superiores a las indicadas por Vollenweider (1968), los últimos años de la serie se han acercado notablemente al ratio de 2 gP/m².año sugerido por Jeppesen *et al.* ((1990) para lagos nórdicos como umbral para iniciar la adopción de medidas complementarias de restauración como la biomanipulación. No obstante, debemos recordar que se han encontrado evidencias de que las concentraciones umbral en lagos mediterráneos resultan más estrictas (Romo *et al.*, 2004).
- El ratio entre la carga total de nitrógeno y la de fósforo $N_t:P_t$ se ha incrementado desde un mínimo de 8 (1985/86) hasta un valor máximo reciente de 31 (2007/2008). Este fuerte incremento había sido señalado por el trabajo de Romo *et al.*(2005), el cual, sin embargo, sitúa los valores recientes por encima de 60.
- Finalmente hemos puesto de manifiesto el cambio experimentado en el origen de las cargas de fósforo: hasta principios de los noventa destacaba el fuerte porcentaje de las cargas producidas por aguas residuales urbanas e industriales, ahora drásticamente reducidas; actualmente existe un creciente peso de los efluentes de estaciones depuradoras.

6.2.3.3. Conclusiones sobre la aplicación del modelo a la simulación de escenarios

Por otra parte hemos utilizado el módulo construido con el paquete informático Sobek para realizar unas primeras simulaciones sobre el funcionamiento hidrodinámico del lago y sobre los procesos de calidad relacionados con los ciclos de nutrientes y la eutrofización. Estas simulaciones, con escenarios muy globales, han permitido comprobar que:

- La simulación de un escenario construido a partir de un techo ideal en el control de la contaminación y con un volumen de aportaciones notablemente inferior a la media de los últimos años, ha proporcionado una buena respuesta del sistema en relación con su estado trófico.
- La adición de caudales de calidad sin actuar en la corrección de las deficiencias de los sistemas de saneamiento y depuración del entorno de L'Albufera es una medida ineficaz.

En consecuencia, entendemos que queda abierto un campo de investigación para el estudio de escenarios que puedan conducir a un buen funcionamiento ecológico del ecosistema, algunos de ellos configurados a partir de un régimen de aportaciones con volúmenes inferiores a los que mantenían al humedal de los años previos a la crisis de contaminación. Esta línea de trabajo, que debe tener en cuenta la aplicación del principio de precaución tal y como se

precisa en el punto siguiente, es coherente con las propuestas de la primera jornada de debate del panel de expertos del *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera* (MMA, 2004f).

Finalmente, hemos utilizado el modelo Cabhal para la simulación de una batería de escenarios de gestión del sistema hídrico que fueron planteados en los interesantes debates técnicos de la Comisión técnica creada en 2005 para el estudio de la viabilidad del proyecto de la conducción Júcar-Vinalopó.

- Con los resultados obtenidos (cada simulación proporciona un punto; algunos de los puntos son interpolados) se ha confeccionado el gráfico representado en la Figura 5-75, la cual constituye un ábaco de presiones - estado para el lago de L'Albufera de València que permite, de forma sencilla, tantear diversos itinerarios para su rehabilitación.

6.3. IMPLICACIONES PRÁCTICAS Y LIMITACIONES

Unas claras implicaciones prácticas de la investigación son las siguientes:

- Consideramos que, tras su calibración y validación, los módulos del modelo Cabhal relativos al **balance hídrico** pueden ser empleados para el estudio de los requerimientos ambientales de L'Albufera de València, tanto de los correspondientes al conjunto del humedal, como de los del propio lago central. Hemos subrayado anteriormente que su principal valor, que subsana carencias de trabajos precedentes, es el fuerte anclaje en el territorio del proceso de calibración y validación. Esta fortaleza se manifiesta en una notable capacidad para reproducir los flujos globales del sistema y del lago que puede ser aprovechada también para simular diversos escenarios de gestión.
- Con respecto al módulo relativo a la **evaluación de las cargas**, hemos obtenido unos resultados que permiten una reproducción razonable de la realidad observada durante un período muy largo (1994-2008), en muy diferentes circunstancias y en distintos entornos (sur, suroeste-oeste-noroeste, norte). Cabe destacar que una parte de la calibración en las acequias del suroeste corresponde a un período previo a la puesta en servicio de la EDAR de Albufera Sur, mientras que los dos años hidrológicos finales del período de calibración corresponden a una situación en que toda la infraestructura básica está completa. Este módulo, por tanto, ofrece unas interesantes prestaciones para la simulación de nuevos escenarios de gestión.
- El módulo relativo a la **calidad de aguas en el lago**, implementado en el paquete informático Sobek WQ 2D de Deltares, es posiblemente el de mayor interés práctico de nuestro trabajo pero, como precisaremos más adelante, también el más sometido a incertidumbres. La dinámica simulada del fitoplancton, analizada a partir de la concentración del pigmento clorofila-a, se ajusta bastante bien a la medida durante el período de simulación y la profundidad de Secchi simulada se encuentra dentro del orden de magnitud apropiado. Estos aspectos constituyen una potente prestación del modelo de enorme interés práctico. Puede ser utilizado especialmente para predecir la respuesta del ciclo de nutrientes y del crecimiento del fitoplancton ante determinadas actuaciones. Proporciona prestaciones de especial interés para estudios de variación espacial y para análisis locales. Entendemos que sería fácilmente extensible a

ecosistemas similares en este ámbito como, por ejemplo, las lagunas someros de los humedales artificiales actualmente en explotación (Tancat de la Pipa) o en ejecución (Tancat de Milia, Tancat del Malvinar)

Existen, no obstante, determinadas limitaciones que deben ser tenidas en cuenta:

- En lo relativo al **balance hídrico** no hemos podido ser concluyentes respecto a la posibilidad de que los buenos resultados globales de la calibración y validación encierren imprecisiones en la cuantificación de los distintos componentes de modo que se compensen entre sí. Es una duda que hemos compartido (J. B. Marco Segura., *com. pers.*). Esto puede ser más cierto en los dos términos de los aportes hídricos que presentan mayores incertidumbres: los excedentes del sistema de regadío y las descargas de los acuíferos. Es necesario mejorar el conocimiento de estos factores a través de nuevas investigaciones que otorguen una mayor atención a los factores agronómicos e hidrogeológicos respectivamente.
- En cuanto a la distribución espacial, los resultados han mostrado un ajuste que resulta razonable sector a sector pero que sugiere ciertas carencias cuando el análisis se realiza punto de entrada por punto de entrada. Esta carencia puede ser resuelta con un mejor estudio de detalle.
- El estudio de los requerimientos ambientales de otras masas de agua como *ullals* y malladas requiere un mayor nivel de detalle que el modelo no puede proporcionar. Para los primeros, surgencias de aguas subterráneas vinculadas especialmente al acuífero de la Plana Sur de Valencia, es necesario un mejor conocimiento hidrogeológico del que actualmente incorpora el modelo.
- El módulo relativo a la **evaluación de las cargas** debe utilizarse en todo caso con precaución para la simulación en circunstancias muy distintas a las del período de calibración. Es por ello que los resultados relativos a los años setenta y ochenta deben entenderse únicamente como una aproximación al problema. Tales resultados son lógicamente muy sensibles a cambios en la formulación de las concentraciones patrón.
- Por otra parte hemos expuesto una cierta fragilidad de los distintos módulos al estar basado en hojas de cálculo encadenadas. Por esta razón se requiere un cierto adiestramiento previo del modelador. Una mayor robustez del modelo puede ser fácilmente lograda a través de un proyecto de programación en otro tipo de entornos o su implementación en paquetes de software ya existentes.
- Finalmente esbozaremos algunos aspectos prácticos relativos al módulo relativo a la **calidad de aguas en el lago**. Una limitación previa es obvia: como en cualquier simulación, los errores arrastrados desde los módulos precedentes, en la cuantificación de los flujos o de las cargas contaminantes de entrada, tendrá una repercusión directa en la bondad de los resultados relativos a la calidad de las aguas en el lago.
 - En primer lugar debe prestarse una especial atención a las simulaciones a corto plazo. Hemos señalado resultados anómalos para el primer año de la simulación de calibración, 1995, por las condiciones de inicialización del modelo: se ha observado que se tardaba aproximadamente medio año antes de que la concentración de fósforo en el sedimento se estabilizase. Es una clara limitación del modelo para determinados análisis.

- o Otra clara limitación es que el modelo de pH disponible en Sobek ha sido concebido para situaciones con un pH menor que 8. La calibración del módulo del pH en Sobek no tuvo éxito, en parte porque el pH en la Albufera suele ser mayor que 9, y en parte porque las ecuaciones del modelo para el ciclo del carbono son, aparentemente, no conservadoras de masa. En síntesis, consideramos que el modelo construido no puede ser utilizado para el estudio de los efectos de una hipotética reducción del pH respecto a la liberación de los metales acumulados en el lecho.
- o Por otra parte, en lo relativo a los procesos del oxígeno el modelo no ha incluido la computación del ritmo día-noche en el crecimiento algal. Hemos demostrado que este hecho no invalida los resultados para simulaciones a medio y corto plazo pero nuevamente puede constituir una limitación para su uso en escenarios a corto plazo.
- o A pesar de que, como hemos expuesto, la dinámica simulada del fitoplancton se ajusta bastante bien a los valores observados, hemos entendido que el modelo no puede utilizarse para estudiar la estructura de la comunidad de fitoplancton. El modelo, calibrado y validado para un estado estable de aguas turbias dominado por el fitoplancton, no puede ser utilizado para condiciones distintas de las calibradas, por ejemplo, un escenario de aguas claras dominado por la vegetación sumergida. Se ha demostrado que los modelos pueden producir extrapolaciones inválidas a partir del estado del ecosistema para el cual fueron calibradas (van Straten, 1987). En consecuencia, es imprescindible aplicar el *principio de precaución* en el uso de modelos, en particular cuando se anticipan cambios estructurales en el ecosistema. Las precauciones en lo relativo a la simulación de escenarios están relacionadas, entre otros, con los siguientes factores:
 - Los lagos someros son sistemas complejos con múltiples factores interrelacionados. Las dinámicas del fitoplancton no han sido suficientemente estudiadas. Hay un modelo razonable pero subsisten incertidumbres, especialmente en lo relativo a la fertilización interna. De modo estimativo (Moss *et al.*, 1996) esta fertilización podría incrementar las cargas externas en un 50%.
 - Los análisis se han centrado en las cargas de nutrientes pero debe profundizarse en otras variables limnológicas. Un flujo de agua reduce las poblaciones de cianobacterias filamentosas y métodos de lavado (*flushing*) pueden utilizarse para combatir sus crecimientos explosivos que pueden incluso ser potencialmente tóxicos. En L'Albufera se ha comprobado que cuando se abren las compuertas para desaguar los arrozales se produce una drástica reducción de las poblaciones de cianobacterias llegando en algunos años a producirse fases claras. Otras algas más comestibles por el zooplancton ocupan el hábitat y se desarrollan poblaciones de zooplancton filtrador grande (*Daphnia magna*), que contribuyen a reducir la biomasa algal. Cuando se cierran

las compuertas, vuelve a haber un crecimiento explosivo de aquellas poblaciones; un buen funcionamiento ecológico suele caracterizarse más bien por una alternancia entre crecimientos primaverales y reducciones de población cuando se agota el nutriente.

- En todo caso, el presente trabajo se ha centrado en el proceso de eutrofización del lago. Se trata de una visión parcial del problema de los requerimientos ambientales de una zona húmeda. Falta profundizar en procesos esenciales como la salinidad, los ciclos diarios de oxígeno o los procesos biológicos en el marjal circundante.

6.4. PROPUESTA DE INVESTIGACIONES FUTURAS

En cuanto a los aspectos relativos al balance hídrico es necesario un gran estudio hidrogeológico, que ya ha sido iniciado por el IGME, especialmente sobre las relaciones entre el acuífero de la Plana Sur de Valencia, el río Júcar y el parque natural de L'Albufera de València. La metodología debería incorporar la realización de aforos diferenciales, fuera de los períodos de lluvia, en el propio río y en las principales acequias de los sectores sur y oeste del lago; también un estudio hidroquímico para mejorar la comprensión de la evolución de los nitratos en las aguas subterráneas y las posibles medidas correctoras.

Otra línea de investigación es la mejora en el conocimiento sobre el funcionamiento del sistema de regadíos. Un punto importante es mejorar la caracterización de las necesidades de agua de los diferentes cultivos en diferentes situaciones de humedad del suelo, viento o temperatura, en función del tipo de suelo. Dada la complejidad de las redes de transporte y distribución, creemos necesaria la construcción de un modelo distribuido de los regadíos.

En cuanto a los términos relativos al ciclo natural hemos sugerido que podrían sustituirse las series Simpa por las series de Patricial (Pérez Martín, 2005). Esta sustitución podría realizarse con las siguientes premisas:

- Se adoptaría sin corrección la serie de *Salidas Río* de Patricial entendiéndose como entradas superficiales procedentes del ciclo natural.
- Se adoptaría la serie de *Entradas Laterales* de Patricial afectada de un coeficiente (en nuestro estudio ha resultado del orden de $K=0,4$) que represente el porcentaje de las entradas laterales (correspondientes al ciclo natural) que acaban descargando a través de los *ullals* y de la red de drenaje de L'Albufera.

Finalmente, en cuanto a la distribución espacial, los resultados han mostrado un ajuste que resulta razonable sector a sector pero que sugiere ciertas carencias cuando el análisis se realiza punto de entrada por punto de entrada. Hemos sugerido que esta carencia puede ser resuelta con un mejor estudio de detalle, el cual entendemos que es abordable con la misma metodología que hemos aplicado, siendo deseable que se cuente con nuevos aforos acequia por acequia.

En cuanto al cálculo de cargas, nuevas investigaciones pueden sugerirse en lo relativo a la caracterización de los diferentes tipos de aporte. El estudio de la realidad observada ha mostrado la importancia de las escorrentías naturales y, de forma específica, la de las

descargas de los sistemas unitarios de alcantarillado. La gran variabilidad del este fenómeno y su creciente relevancia como presión del sistema sugiere la apertura de nuevas líneas de investigación centradas en la caracterización de la calidad de estas aguas.

Otro aspecto de gran importancia, que sugiere la realización de nuevos estudios, son los procesos que ocurren en los arrozales del entorno del lago. Asimismo puede profundizarse en la definición de protocolos para una explotación óptima de las infraestructuras de regadío, de las plantas depuradoras y de los futuros tanques de tormenta anti-DSU.

Para mejorar la facilidad de uso del modelo, consideramos que el conocimiento adquirido permitiría implementar los módulos relativos al balance hídrico y a las cargas asociadas sobre un paquete de gestión como Aquatool-UPV que incorpora un módulo de simulación-gestión Simges y también otro de calidad de aguas Gescal. Este paso, que requeriría diversas adaptaciones, proporcionará más robustez al modelo.

Finalmente señalaremos algunas líneas de investigación relativas al modelo de calidad de las aguas en el lago. El modelo no ha incluido la computación del ritmo día-noche en el crecimiento algal, lo cual constituye una clara limitación del mismo para su uso en escenarios a corto plazo. Ahora bien, el software Sobek empleado incluye prestaciones suficientes para simular este comportamiento detallado por lo que tal análisis podría formar parte de futuros desarrollos. Hemos descrito también las limitaciones del modelo para estudiar los procesos relacionados con el pH, los sedimentos y los metales pesados. Se trata de una cuestión de gran relevancia por el riesgo de que, en un hipotético escenario con un pH inferior al actual, pudiera producirse una liberación de metales pesados que actualmente estén bloqueados en los sedimentos de fondo en forma de compuestos insolubles. También por el hecho de que la fertilización interna pudiera hipotecar la rehabilitación de un estado de aguas claras. Las posibles medidas correctoras a través de dragados tienen un elevado coste y conllevan riesgos ambientales importantes. Consideramos recomendable profundizar en el conocimiento del funcionamiento de los ciclos biogeoquímicos.

En lo relativo a su posible aplicación a estados estables de aguas claras dominados por la vegetación sumergida, puede sugerirse una interesante línea de investigación consistente en adaptar el modelo construido a unos verdaderos mesocosmos controlados que son los *tancats* de la Pipa y de Milia, dos arrozales ubicados en las inmediaciones del lago, en los términos municipales de Catarroja y Sollana respectivamente, que han sido recientemente renaturalizados. Para la comprensión de los cambios en la estructura del ecosistema serían necesarios nuevos procesos (que el software base Sobek puede incluir a través de la biblioteca *Bloom*). Nuevos desarrollos requerirían nuevos datos (por ejemplo sobre las concentraciones de silicio, nutriente esencial para las diatomeas) y un nuevo proceso de calibración. La dinámica del sistema no puede entenderse sin incluir el zooplancton y su relación con el fitoplancton teniendo en cuenta condicionantes que son específicos de lagos mediterráneos.

Como conclusión, en los apartados precedentes hemos justificado un elevado grado de cumplimiento respecto a los objetivos de la investigación y hemos señalado, tanto las implicaciones prácticas, como las limitaciones de nuestro trabajo. Como ocurre en toda investigación, en el camino recorrido nos hemos enfrentado a nuevas preguntas y problemas que han sugerido nuevas líneas de estudio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acuamed. (2006a). Anejo N.º 1. Sistema de saneamiento de Albufera Sur. En Acuamed, *Proyecto informativo de reutilización de las aguas residuales depuradas de Albufera Sur*. Valencia: Proyecto realizado con la asistencia técnica de Typsa.
- Acuamed. (2006b). Anejo N.º 2. Sistema de saneamiento de Sueca. En Acuamed, *Proyecto Informativo de la ampliación de la capacidad de depuración en Sueca y reutilización de aguas residuales de la EDAR de Sueca*. Valencia: Trabajo realizado con la asistencia técnica de Typsa y el Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia.
- Acuamed. (2006c). Estudio de las redes de saneamiento y drenaje urbano. Anejo n.º 2. En Acuamed, *Proyecto informativo de la reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y de la red de saneamiento del área metropolitana de Valencia*. Valencia: Proyecto realizado con la asistencia técnica de Typsa.
- Acuamed. (2006d). Estudio específico del colector Oeste y su problemática. Anejo N.º 3. En Acuamed, *Proyecto informativo de la reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y de la red de saneamiento del área metropolitana de Valencia*. Valencia: Proyecto redactado con la asistencia técnica de Typsa.
- Acuamed. (2006e). Memoria. En Acuamed, *Proyecto informativo de reutilización de las aguas residuales depuradas de Albufera Sur*. Valencia: Proyecto redactado con la asistencia técnica de Typsa.
- Acuamed. (2007a). Anejo N.º 2. Inventario y caracterización del estado actual. En Acuamed, *Adenda al proyecto informativo de la reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y de la red de saneamiento del área metropolitana de Valencia*. Valencia: Documento redactado con la asistencia técnica de Typsa.
- Acuamed. (2007b). Anejo n.º 3. Optimización del diseño. En Acuamed, *Adenda al proyecto informativo de la reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y de la red de saneamiento del área metropolitana de Valencia*. Valencia: Realizado con la asistencia técnica de Typsa y la Universidad Politécnica de Valencia.
- Acuamed. (2007c). Anejo N.º 4. Sistema de depuración de aguas. En Acuamed, *Adenda al proyecto informativo de la reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y de la red de saneamiento del área metropolitana de Valencia*. Valencia: Documento redactado con la asistencia técnica de Typsa y la Universidad Politécnica de Valencia.
- Acuamed. (2007d). Control analítico de los vertidos de aguas residuales en L'Albufera de Valencia. Apéndice 2 del Anejo N.º 4. En Acuamed, *Adenda al proyecto informativo de la reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y de la red de saneamiento del área metropolitana de Valencia*. Valencia: Documento realizado con

- la asistencia técnica de Typsa, la Universidad Politécnica de Valencia y el laboratorio de aguas de Tecnomá, S.A.
- Ajuntament d'Almussafes. (2003). Estudio hidrológico e hidráulico. En *Plan General de Ordenación Urbana de Almussafes*. Almussafes (Valencia): Estudio realizado con la asistencia técnica de Typsa.
- Ajuntament de Sueca. (2002). Memoria y anexos. En *Plan de control de vertidos de la población de Sueca*. Trabajo realizado con la asistencia técnica de Gamaser, S.L.
- Alonso, J. J. (1974). *Balance hídrico y estudio de los aportes sólidos a la Albufera*. Valencia: Instituto de Hidrología y Medio Natural. Publicaciones Universidad Politécnica de Valencia.
- Alonso, J. J. (1982). Hidrología de la Albufera. En *Jornadas sobre la problemática de la Albufera*. Valencia: Diputación de Valencia.
- Andreu, J. (1983). Modelos agregados y distribuidos. Modelos unicelulares. Modelos Glover-Jenkins. En M. Varela, *Utilización conjunta de aguas superficiales y subterráneas*. Madrid: S. G. O. P.
- Andreu, J., Capilla, J., & Sanchis, E. (1996). Aquatool: a generalized decision support-system for water-resources planning and operational management. *Journal of Hydrology* 177 , 269-291.
- Andreu, J., Solera, A., Capilla, J., & Ferrer, J. (2007). *Modelo Simges para simulación de cuencas. Manual de usuario v. 3.00*. Valencia: Editorial Universidad Politécnica de Valencia.
- Bales, M., Moss, B., Philips, G., Irvine, K., & Stansfield, J. (1993). The changing ecosystem of a shallow, brackish lake, Hickling Broad, Norfolk, UK II. Long term trends in water chemistry and ecology and their implications for restoration of the lake. *Freshwater Biology* 29 , 141-165.
- Balls, H., Moss, B., & Irvine, K. (1989). The loss of submerged plants with eutrophication. I. Experimental design, water chemistry, aquatic plant and phytoplankton biomass in experiments carried out in ponds in the Norfolk Broadland. *Freshwater Biology* 22 , 71-87.
- Benet, J. M. (1983). La Albufera de Valencia. Datos para una política de soluciones. *Revista de Obras Públicas (febrero-marzo de 1983)* , 167:180.
- Blanco, C. (1974). *Estudio de la contaminación de la Albufera de Valencia y de los efectos de dicha contaminación sobre la fauna y la flora del lago*. Valencia: Tesis doctoral. Universidad de Valencia.
- Blanco, S., Romo, S., Villena, M. J., & Martínez, S. (2003). Fish communities and food web interactions in six shallow Mediterranean lakes. *Hydrobiologia*, 506 , 473-480.
- Blindow, I., Andersson, G., Hargeby, A., & Johansson, S. (1993). Long term pattern of alternative stable states in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology* 30 , 159:167.

- Bort. (2005). *Modelización matemática de la calidad del agua del lago del Parque Natural de L'Albufera de Valencia*. Valencia: Memoria para la obtención de la licenciatura en Ciencias Ambientales (Martín Monerris, M. dir.). Universidad Politécnica de Valencia.
- Camacho, A. (2005). *Informe sin título sobre la problemática de L'Albufera de Valencia y sus causas*. Burjassot (Valencia): Informe inédito a petición de Acció Ecologista - Agró a través de la Fundació d'Amics del Parc Natural de l'Albufera.
- Camarasa, A. M. (2006). Inundaciones en España. Tipología. La importancia de las avenidas sólidas. En IGME, *Riesgos naturales y desarrollo sostenible. Impacto, predicción y mitigación* (págs. 167-178). Madrid: IGME. Serie Medio Ambiente. Riesgos geológicos, 10. Citado por Camarasa & Soriano (2008).
- CAP. (1990). *Plà especial del Parc Natural de l'Albufera*. Valencia: Agencia de Medi Ambiente (con la asistencia técnica de Epypsa).
- Carretero, S. L., & Boira, H. (1989). *Flora y vegetación de la Albufera de Valencia. Bases para su recuperación*. Valencia: Institución Alfonso el Magnánimo.
- Castón, R. (2000). *Trabajos realizados en la dirección de las obras correspondientes al proyecto de construcción de los colectores generales y EDAR de Algemesí y Albalat de la Ribera (Valencia)*. Valencia: Ejercicio fin de carrera para la obtención del título de Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos por la Universidad Politécnica de Valencia (Tutores: Mellado, S. y Mondría, M.).
- Cedex. (1998). *Síntesis de las avenidas del río Júcar en su llanura de inundación. Análisis de la situación actual y líneas de actuación*. Madrid: Estudio realizado a iniciativa de la Confederación Hidrográfica del Júcar en el marco de un convenio de colaboración.
- Cedex. (2007). *Seguimiento de la superficie inundada y de la calidad del agua de la Albufera de Valencia por teledetección*. Madrid: Informe para el MMA. Clave CEDEX: 44-406-6-012.
- CHJ. (1976a). *Proyecto. Descontaminación de la Albufera - Colector Oeste. Junio de 1976*.
- CHJ. (1976b). *Informe. Colector Oeste, Descontaminación de la Albufera. 23/3/1976*. Valencia.
- CHJ. (1981). *Proyecto. Modificación del proyecto de descontaminación de la Albufera para incluir Silla y Alcácer-Picassent*. Valencia.
- CHJ. (1996a). *Estudio del Plan General de adecuación del sistema de explotación de los aprovechamientos tradicionales del río Júcar*. Valencia: Confederación Hidrográfica del Júcar.
- CHJ. (1996b). *Proyecto de construcción de los colectores generales y EDAR de Algemesí y Albalat (Valencia)*. Proyecto redactado por las empresas OCP y Degremont.
- CHJ. (1999). *Proyecto modificado de las obras de los colectores generales y EDAR de Algemesí y Albalat (Valencia)*. Valencia: Proyecto redactado con la asistencia técnica de las empresas ACS y Degrémont.

- CHJ. (2003). *Estudio de utilización conjunta de los recursos hídricos superficiales y subterráneos de las cuencas media y baja de los ríos Júcar y Turia. Documento de síntesis*. Valencia: Estudio realizado con la asistencia técnica de MS Ingenieros S.L. y la UPV.
- CHJ. (2004). *Informe a la Comisión Europea sobre la conducción Júcar-Vinalopó, Comunidad Valenciana (España)*. Valencia, diciembre de 2004: Confederación Hidrográfica del Júcar.
- CHJ. (2006). *Estudio para la rehabilitación del vínculo hídrico entre el río Júcar y L'Albufera de València*. Valencia: Informe inédito realizado con la asistencia técnica de Typsa.
- CHJ. (2007). *Conducción Júcar-Vinalopó. Informe sobre el estado de las condiciones del artículo 2 de la Decisión C(2006) 6739*. Confederación Hidrográfica del Júcar. Valencia, 26 de julio de 2007: Informe para la Comisión Europea.
- CHJ. (2009a). *Conducción Júcar-Vinalopó. Informe sobre el estado de las condiciones del artículo 2 de la Decisión C(2006) 6739*. Valencia: Informe presentado a la Comisión Europea. Junio de 2009.
- CHJ. (2009b). *Esquema provisional de temas importantes. Demarcación hidrográfica del Júcar*. Valencia: Versión para información pública de 11 de diciembre de 2009.
- CICT. (1987). *Sistema hidrogeológico número 51 (Plana de Valencia). Memoria. Normas de explotación de las aguas en las hojas 1:50.000 de Burjasot, Valencia y Sueca*. Valencia: Conselleria d'Industria, Comerç i Turisme.
- Cifres, E., Mondría, M., & Juan, F. (2006). Actuaciones del programa AGUA para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia. *Actas del III Congreso de ingeniería civil, territorio y medio ambiente: Agua, biodiversidad e ingeniería*. Zaragoza, 25-27 octubre de 2006.
- CMAAUH. (2008). *Informes Anuales de calidad del agua del Parque Natural de l'Albufera*. Informes redactados por la Sección de Calidad Ambiental.
- CMH. (1994). *Liquidación del proyecto complementario de los ramales secundarios del colector Oeste para la descontaminación de l'Albufera*. Valencia.
- CMH. (2000). *Proyecto de Liquidación del proyecto modificado del saneamiento de la Albufera en el ámbito del colector Oeste (Horta Sud)*. POMAL, bloques N.º 1 y 2. Valencia.
- CMH y Emarsa. (1998). *Estudio del aforo, medición de la contaminación y modelización del comportamiento hidráulico del conducto principal del colector Oeste*. Valencia.
- Comisión técnica Júcar-Vinalopó. (2005). *Informe de la Comisión técnica para el estudio de la viabilidad del proyecto Júcar-Vinalopó*. Valencia: Informe final de 28 de enero de 2005.
- COPUT. (1985). *Plan director del sistema de abastecimiento y saneamiento integral de la comarca de L'Horta*. Valencia: Generalitat Valenciana.

- COPUT. (1989a). *Plan director para el saneamiento integral de L'Albufera de Valencia*. Valencia: Generalitat Valenciana, clave 10/87 O.P. OH.
- COPUT. (1989b). *Segundo tramo del colector Oeste para la descontaminación de L'Albufera. Fase 2ª. Proyecto Modificado N.º 1*. Valencia: COPUT. Con la asistencia técnica de Icosa Ingeniería Civil, S.A.
- COPUT. (1989c). Tomo XI, anejo n.º 9: Sistema Ecológico. En COPUT, *Plan Director para el saneamiento integral del lago de la Albufera (Clave: 10/87 - OP.OH)*. Valencia: COPUT (Con la asistencia técnica de Ingeniería Valenciana, S.A.).
- COPUT. (1993). *Proyecto de colectores generales y estudio de alternativas de depuración de las aguas residuales de Algemesí y Albalat*. Valencia: Divisió de Recursos Hidràulics. Proyecto redactado con la asistencia técnica de Prointec, S.A.
- COPUT. (1997a). Anejo 2. Reconocimiento de campo. En COPUT, *Proyecto de Construcción. Saneamiento de la Albufera: mejora de la red de alcantarillado de Albal*. Valencia: Proyecto redactado con la asistencia técnica de Typsa.
- COPUT. (1997b). *Proyecto constructivo. Saneamiento de L'Albufera en el ámbito del colector Oeste. Horta Sud*. Valencia: Valencia: Generalitat Valenciana.
- COPUT. (1997c). *Proyecto de mejora de la red de alcantarillado de Albal*. Valencia: División de Recursos Hidráulicos (con la asistencia técnica de Typsa).
- COPUT. (1997d). *Saneamiento de la Albufera en el ámbito del colector Oeste. Horta Sud (Valencia). Reparación del colector Oeste para la descontaminación de l'Albufera, tramo Silla - Catarroja. Proyecto de construcción*. Valencia: COPUT. Generalitat Valenciana. Con la asistencia técnica de Llopis, R.
- COPUT. (1998). Memoria. En *Plan de reutilización de aguas residuales depuradas del área metropolitana de Valencia* (pág. 111). Valencia: Plan redactado con la asistencia técnica del Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia.
- CTH. (2004). *Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural de L'Albufera de València*. Valencia: Generalitat Valenciana.
- Dafauce, C. (1975). *La Albufera de Valencia. Un estudio piloto*. Ministerio de Agricultura. Instituto para la Conservación de la Naturaleza (ICONA). Monografías N.º 4.
- de la Guardia, M., Salvador, M., & Serra, J. (1987). Contaminación por materia orgánica de las acequias que vierten a la Albufera de Valencia. En COPUT, *El Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana* (págs. 238-243). Valencia.
- Environmental Modeling Systems, Inc. (2010). *Modflow. Modpath, MT3D, RT3D and Modflow-Surfact for your groundwater modeling needs*. Recuperado el 21 de 2 de 2010, de sitio web de Modflow (EMS, Inc.): <http://www.modflow.com/>
- EPSAR. (2003). *Tratamiento estadístico de datos medioambientales de las estaciones de tratamiento de aguas residuales de la Comunidad Valenciana*. Valencia: Base de datos.

- EPSAR. (2009). *Sanejament d'Aigües - Saneamiento de Aguas. Instalaciones*. Recuperado el 4 de 5 de 2009, de sitio Web de la Epsar (Generalitat Valenciana): <http://www.epsar.gva.es/sanejament/index.aspx>
- Estrela, T. (2006). La gestión de las sequías en España. *Ingeniería y Territorio (IT)* 74 , 52-57.
- Feltre, E. (1982). Proyecto 06/76. Colector Oeste descontaminación de la albufera. *Jornadas sobre la problemática de la Albufera, 11 a 25 de febrero de 1980*. Valencia: Diputación Provincial de Valencia.
- Francés, F., Vélez, J. I., & Vélez, J. J. (2007). Split parameter structure for the automatic calibration of distributed hydrological models. *Journal of Hydrology*, 332 , 226-240.
- Fullana, V. (2007). La política y la burocracia en el Plan Sur. En U. P. (ETSICCP), *50 años de la riada que transformó Valencia. Ciclo de Conferencias (octubre - noviembre 2007)*. Valencia: Edición digital de la ETSICCP.
- García Gómez, J. (1978). *La contaminación de las acequias de la Huerta de Valencia*. Valencia: Ediciones del Cenia al Segura.
- García Heredia, A. (2007). ¿Qué hacer con esta ciudad? La ordenación y el desarrollo urbano. En U. P. (ETSICCP), *50 años de la riada que transformó Valencia. Ciclo de Conferencias (octubre - noviembre 2007)*. Valencia: Edición digital de la ETSICCP.
- García Labrandero, A. (1960). Evolution et avenir de L'Albufera de Valencia. *Commission Internationale des Irrigations et du Drainage, Quatrième Congres, C.12* (págs. 157-191). New Delhi (India): ICID.
- García, E. (1997). Primera part. L'Albufera. En M. Cabrejas, & E. García, *València, l'Albufera, l'Horta: medi ambient i conflicte social* (págs. 21-89). Valencia: Universitat de València.
- Generalitat Valenciana. (1993). *I Plan Director de Saneamiento y Depuración de la Comunidad Valenciana*. Valencia: Aprobado por el Real Decreto Ley 3/1993 de 26 de febrero.
- Generalitat Valenciana. (2004). *Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural de L'Albufera de València*. Valencia: Aprobado por el Decreto 259/2004 de 19 de noviembre del Consell de la Generalitat Valenciana.
- Gil Corell, M. (1982). Situación ecológica actual. En *Jornadas sobre la problemática de la Albufera*. Valencia: Diputación provincial de Valencia.
- Gómez Orea, D. (2002). Integración ambiental de proyectos. *Ingeniería. Diseño. Innovación. Revista de proyectos de ingeniería. Universidad Politécnica de Valencia. Nº 1, octubre 2002* , 40-46.
- González Sagrario, M. A., Jeppesen, E., Gomà, J., Sondergaard, M., Lauridsen, T., & Landkildehus, F. (2005). Does high nitrogen loading prevents clear-water conditions in shallow lakes at intermediate high phosphorus concentrations. *Freshwater Biology* 50 , 27-41.

- Grass Development Team. (2009). *Welcome to Grass GIS*. Recuperado el 26 de Agosto de 2009, de Sitio espejo Grass en Italia: <http://grass.itc.it/intro/general.php>
- Hurtado, F., & Castaño, G. (2005). Depuradora de Paterna, Valencia. Mejor calidad de vida. *Cauce. Revista la ingeniería civil*, n-º 127. Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. Madrid, 48-53.
- Hutchinson, G. E. (1969). Eutrophication, Past and Present. *Eutrophication. Causes, consequences, correctives. Proc. of a Symp.* (págs. 17-26). Washington D.C. (EE. UU.): National Academy of Sciences.
- IATA. (1974). *Estudio de la contaminación y aterramiento de la Albufera de Valencia*. Valencia: Informe para el Instituto de Conservación de la Naturaleza. Septiembre de 1974.
- IGME. (1973). Proyecto de Investigaciones Hidrogeológicas de la Cuenca media y baja del río Júcar. Madrid: Trabajo realizado con la asistencia técnica de la empresa Eptisa.
- IGME. (1981). *Puesta a punto del modelo matemático realizado en 1974 para la Plana de Valencia*. Madrid: Informe encuadrado en el Proyecto de investigación para la gestión y conservación de acuíferos de la cuenca baja y media del Júcar.
- IGME. (1982a). *Contribución del IGME a la instructa de los Planes Hidrológicos*. Valencia.
- IGME. (1985). *Proyecto para el desarrollo del Plan de gestión y conservación de acuíferos en las cuencas medio-bajo Júcar, Ebro y Pirineo Oriental. 1984-85*. Madrid.
- IGME. (1986a). *Proyecto para la preparación de un informe actualizado de los recursos hidráulicos subterráneos y su uso presente y futuro en la cuenca media y baja del Júcar. Sistema acuífero nº. 51, Plana de Valencia*. Valencia.
- IGME. (1986c). *Evaluación a nivel de aplicación de los recursos hídricos subterráneos disponibles en los acuíferos del sector Sur del sistema 51 (Plana de Valencia). Posibilidades de su utilización inmediata*. Valencia.
- IGME. (1986b). *Proyecto para el desarrollo del Plan de gestión y conservación de acuíferos en las cuencas medio-bajo Júcar, Ebro y Pirineo Oriental. 1985-86*. Madrid.
- IGME. (1987). *Proyecto para el desarrollo del Plan de gestión y conservación de acuíferos en las cuencas medio-bajo Júcar, Ebro y Pirineo oriental. 1986-87*. Madrid.
- IGME, & IRYDA. (1977). *Investigación hidrogeológica de la cuenca media y baja del río Júcar. Informe final (incluye el sistema 51, Plana de Valencia)*. Madrid: Plan Nacional de investigación de aguas subterráneas.
- Instituto Nacional de Estadística. (2007). *Instituto Nacional de Estadística*. Recuperado el 12 de 15 de 2008, de Inebase. Base de datos del INE: <http://www.ine.es>
- Jeppesen, E., Jensen, J. P., Kristensen, P., Sondergaard, M., Mortensen, E., Sortjaer, O., y otros. (1990). Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, longterm stability and conclusions. *Hydrobiologia* 200/201, 219-227.

- Jeppesen, E., Sondergaard, M., & Christofferson, K. (1997a). (eds.) *The structuring role of submegeed macrophytes*. New York (USA): Springer-Verlag.
- Jeppesen, E., Jensen, J., Sondergaard, M., Lauridsen, T., Pedersen, L., & Jensen, L. (1997b). Top-down control in freshwater lakes: role of nutrient state, submerged macrophytes and water depth. *Hydrobiologia* 342/343 , 151-164.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Meerhoff, M., Lauridsen, T. L., & Jensen, J. P. (2007). Shallow lake restoration by nutrient loading reduction - some recent findings and challenges ahead. *Hydrobiologia* 584 , 239-252.
- Lairón, A. (2002). *Alzira. Crónica del siglo XX. 1900 - 1925*. Alzira (Valencia): Associació cultural Falla Pintor Teodoro Andreu.
- Levante-EMV. (12 de junio de 2007). *Levante - El Mercantil Valenciano*. Recuperado el 12 de junio de 2007, de Actualidad: <http://www.levante-emv.es>
- Marco, J. (. (1998). *Inventario y análisis de las infraestructuras hidráulicas existentes en el entorno de l'Albufera*. Valencia: Memoria depositada en el Departamento de Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia. Incluye un GIS en formato digital.
- Marco Segura, J. B. (2007). El sistema hídrico de la Albufera. *Libro de Ponencias. Encuentro Ecorice: Arroz en el Parque Natural de la Albufera, un futuro sostenible*. Valencia, 7-9 de octubre de 2007. Valencia.
- Marco, J. B., Mateu, J. F., & Romero, J. (1994). *Regadíos históricos valencianos. Propuestas de rehabilitación*. Valencia: Generalitat Valenciana. Conselleria d'Agricultura, Pesca i Alimentació.
- Marín Gálvez, R. (2003). *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas*.
- Martín Monerri, M. (1998). *Modelación de la calidad en aguas superficiales. Aplicación al caso de La Albufera de Valencia*. . Valencia: Memoria de Tesis Doctoral. Departamento de Ingeniería Química. Facultad de Química. Universitat de València.
- Martín Monerri, M. (2004). *Pruebas preliminares en zona piloto sobre la relación entre los sedimentos, los metales pesados y el ciclo de nutrientes. Informe final*. Valencia: Informe del DIHMA de la UPV en el marco del Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia (MMA, 2004).
- Metcalf and Eddy Inc. (1995). *Ingeniería de aguas residuales*. Madrid: Mc Graw-Hill.
- Mintegui, J. A. (1986). Análisis metodológico de la sedimentación en la Albufera de Valencia. *European Forestry Commission. Working Party on the Management of Mountain Watersheds*. Sess. 15, 23 Sep. - 4 Oct. 1986, (pág. 39 p.). Innsbruck (Austria).
- Miracle, R., Vicente, E., & Garay, E. (1984). L'Albufera de València i la problemàtica de la contaminació de les aigües continentals costaneres. *Llibre de ponències del XII Congrés de Metges i Biolegs de llengua catalana*, (págs. 153-166). Barcelona.

- Miracle, R. M., & Vicente, E. (1993). *El proceso de contaminación de la Albufera de Valencia: carga de nutrientes y materia orgánica*. Medio ambiente y salud. Fundación Cañada Blanch.
- Miralles, J. L. (2006). El patrimonio rural periurbano: el caso de L'Horta de Valencia. *Ingeniería y Territorio* 75 (3) , 78-85.
- MMA. (1997). Anejo N.º 2. Caracterización de áreas de riego. En MMA, *Estudio del Plan general de adecuación del sistema de explotación de los aprovechamientos tradicionales del río Júcar*. Madrid: Estudio redactado con la asistencia técnica de la empresa Ingeniería Civil Internacional, S.A. (Incisa).
- MMA. (2004a). Bases para la rehabilitación de L'Albufera. En MMA, *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera*. Valencia: Clave 7241-IN-OA-PC5/01/2-002-ed01. Documento redactado con la asistencia técnica de Typsa.
- MMA. (2004b). Caracterización de la calidad de aguas y sedimentos. En MMA, *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia*. Valencia: Código 7241-IN-RI1/O3/7-002-Ed1. Estudio dirigido por la CHJ con la asistencia técnica de Typsa.
- MMA. (2004c). Caracterización físico-química de los aportes hídricos al lago. En MMA, *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia*. Valencia: Documento 7241-IN-HI-RI1-03-5-003-Ed1. Realizado con la asistencia técnica de Typsa y la UPV.
- MMA. (2004d). Construcción, calibración, validación y transferencia de los modelos de transporte de sedimentos. Delft-3D. Fases 3 y 4 (Código 7241-ES-WL-ME2/02/3-009). En MMA, *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia*. Valencia: Documento redactado con la asistencia técnica de Typsa y WL|Delft Hydraulics.
- MMA. (2004e). Inventario de las infraestructuras hidráulicas y de depuración (Código 7241-IN-HI-RI1/03/1-001). En MMA, *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia*. Valencia: Estudio dirigido por la CHJ con la asistencia técnica de Typsa.
- MMA. (2004f). Jornada de debate sobre el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia. Documento de conclusiones (edición final de 27/2/2004). En MMA, *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia*. Valencia: Documento dirigido por la CHJ con la asistencia técnica de Typsa.
- MMA. (2004g). Balance hídrico de L'Albufera. En MMA, *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera*. Valencia: Estudio realizado con la asistencia técnica de Typsa.
- MMA. (2004h). Datos y estudios del seguimiento de la planificación hidrológica de cuenca relativos al sistema hídrico. En MMA, *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia*. Valencia: Código 7241-IN-HI-RI1-03-05-003-Ed1. Trabajo realizado con la asistencia técnica de Typsa.
- MMA. (2004i). Generación de series temporales de entradas al lago a partir de los datos del seguimiento de la planificación hidrológica. En MMA, *Estudio para el desarrollo*

- sostenible de L'Albufera. Valencia: Documento 7241-ES-HI-ME2/04/1-002, redactado con la asistencia técnica de Typsa.
- MMA. (2004j). Construcción, calibración, validación y transferencia de los modelos de calidad de aguas. Sobek WQ. Fases 3 y 4. En MMA, *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera*. Valencia: Documento 7241-ES-WL-ME2/03/2-001 redactado con la asistencia técnica de WL|Delft Hydraulics, Tecnomia y Typsa.
- MMA. (2004k). Estudio de batimetrías históricas. En MMA, *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia*. Valencia: Documento 7241-IN-OA-RI1/04/2-001.
- MMA. (2004l). Síntesis de los estudios técnicos. En *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia*. Valencia: Documento 7241-IN-OA-PC5-02-1-001-Ed1. Realizado con la asistencia técnica de la UV, la UPV, WL Delft Hydraulics y Typsa.
- MMA. (2000). *Tres casos de planificación hidrológica*. Madrid: Servicio de Publicaciones del Ministerio de Medio Ambiente.
- Moss, B., Madwick, J., & Phillips, G. (1996). *A guide to the restoration of nutrient-enriched shallow lakes*. Reino Unido: W.W. Hawes.
- Moss, B., Stephen, D., Álvarez, C., Bécares, E., Van der Bund, W., Van Donck, E., y otros. (2003). The determination of ecological quality in shallow lakes - a tested expert system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation* 13 , 507-549.
- Naumann, E. (1919). Några synpunkter angående limnoplanktons ökoologi med särskild hänsyn till fytoplankton. *Svensk Botanisk Tidskrift*, 13 (en sueco). Citado por Hutchinson (1969). , 129-163.
- OCDE. (1982). *Eutrophisation des eaux. Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte (en francés)*. París (Francia): OCDE.
- Pardo, L. (1942). *La Albufera de Valencia. Estudio limnográfico, biológico, económico y antropológico*. Madrid: Instituto Forestal de Investigaciones y Experiencias.
- Paredes, J. (2004). *Integración de la modelación de la calidad del agua en un sistema de ayuda a la decisión para la gestión de recursos hídricos*. Valencia: Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Valencia.
- Pérez Gago, M. (2002). *Contenidos de nitratos en las aguas subterráneas de la Plana de Valencia. Situación actual, evolución temporal y repercusión sobre la Albufera*. Valencia: Oficina de proyectos del Instituto Geológico y Minero.
- Pérez Martín, M. A. (2005). *Modelo distribuido de simulación del ciclo hidrológico y calidad de agua integrado en sistema de información geográfica para grandes cuencas. Aportación al análisis de presiones e impactos de la Directiva Marco del Agua*. Valencia: Tesis doctoral (Estrela, T. dir.). Universidad Politécnica de Valencia.

- Peris, E. (1987). Necesidad de depuración de los fangos lacustres: el caso de la Albufera de Valencia. En COPUT, *El Medio Ambiente en la Comunidad Valenciana* (págs. 244-247). Valencia: Generalitat Valenciana. 2ª edición de 1991.
- Peris, E. (2000). *Caracterización de los materiales del fondo del lago de la Albufera, evaluación del nivel de aterramiento y caracterización mineralógica de los materiales, así como de la carga contaminante persistente residente en el lago*. Valencia: Departamento de Ingeniería de la Construcción. Oficina Verde. UPV. Proyecto de Investigación financiado por la Conselleria de Medio Ambiente.
- Postma, L., Boderie, P., van Gils, J., & van Beek, J. (2003). Component Software Systems for Surface Water Simulation. En P. Sloot, *ICCS 2003* (págs. 649-658). Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Romero, J. (2010). Los regadíos de la Huerta de Valencia. En J. (. Hermosilla, *Los regadíos históricos españoles. Paisajes culturales, paisajes sostenibles* (págs. 85-102). Madrid: Colección: Gestión tradicional del agua, patrimonio cultural y sostenibilidad (3). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Romo, S., Miracle, M. R., Villena, M. J., Rueda, J., Ferriol, C., & Vicente, E. (2004). Mesocosm experiments on shallow lake food webs in a Mediterranean climate. *Freshwater Biology*, 49 , 1593-1607.
- Romo, S., Villena, M. J., Sahuquillo, M., Soria, J. M., Giménez, M., Alfonso, T., y otros. (2005). Response of a shallow Mediterranean Lake to nutrient diversion: does it follow similar patterns as in northern shallow lakes? *Freshwater Biology* 50 , 1706-1717.
- Romymar, S.A. (2007). *Trabajos realizados*. Recuperado el 27 de julio de 2007, de sitio Web de Romymar, S.A. Empresa Constructora: <http://www.romymar.es>
- Roselló, J. (1982). Contaminación de la Albufera y sus causas. *Jornadas sobre la problemática de la Albufera, 11 a 25 de febrero de 1980*. Valencia: Diputación Provincial de Valencia.
- Roselló, V. M. (1995). *L'Albufera de València*. Barcelona: Publicacions de l'Abadia de Montserrat.
- Ruiz García, J. M. (1998). *Desarrollo de un Modelo hidrológico distribuido de simulación continua integrado con un sistema de información geográfica*. Valencia: Memoria de tesis doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. Andreu, J. y Estrela, T. dirs.
- Sanchis Ibor, C. (2001). *Regadiu i canvi ambiental a 'Albufera de València*. Valencia: Publicacions de la Universitat de València. Departament de Geografia. Centre Valencià d'Estudis del Reg (UPV).
- Sanchis Ibor, C., Mateu, J. F., Marco, J. B., & García Mollá, M. (2010). Los regadíos de la Ribera del Xúquer. En J. (. Hermosilla, *Los regadíos históricos españoles* (págs. 125-152). Madrid: Colección: Gestión tradicional del agua, patrimonio cultural y sostenibilidad (3). Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

- Sanjaume, E., Segura, F., López, M. J., & Pardo, J. (1992). Tasas de sedimentación en L'Albufera de València. *Cuadernos de Geografía* (51) , 63-81.
- Sas, H. (1989). *Lake Restoration by Reduction of Nutrient Loading. Expectations, Experiences, Extrapolations*. St. Augustin: Academia-Verl. Richarz.
- Scheffer, M., Hosper, S. H., Meijer, M. L., Moss, B., & Jeppesen, E. (1993). Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology and Evolution* 8 , 275-279.
- Soler, J. (2007). Las obras hidráulicas del Plan Sur. En (. U. Valencia, 50 años de la riada que transformó Valencia. *Ciclo de Conferencias (octubre - noviembre 2007)*. Valencia: Edición digital de la ETSICCP.
- Soria, J. M., Miracle, R. M., & Vicente, E. (1987). Aporte de nutrientes y eutrofización de la Albufera de Valencia. *Limnética*, 3 (2) , 227-242.
- Soria, J. M. (1997). *Estudio limnológico de los ecosistemas acuáticos del Parc Natural de L'Albufera de València*. Valencia: Tesis doctoral. Departamento de Microbiología y Ecología. Universitat de València.
- Soria, J. M., Vicente, E., & Miracle, R. (2000). The influence of flash floods on the limnology of the Albufera de Valencia lagoon (Spain). *Verh. Internat. Verein Limnol*, 27, (págs. 2232-2235). Stuttgart (Alemania), diciembre 2000.
- Soria, J. M., & Vicente, E. (2002). Estudio de los aportes hídricos al parque natural de la Albufera de Valencia. *Limnética*, 21 , 105-115.
- Sorribes, J. (2007). El riu com a límit, amenaça i oportunitat. En A. Llopis, & J. Sorribes, *Catálogo de la exposición "La riuà que canvià València" realizada en el Museo Valenciano de la Ilustración y la Modernidad (MUVIM) del 4 de octubre al 2 de diciembre de 2007* (pág. 170). Valencia: Adonay Editorial, S.L.
- Tanco, L. (2007). *Calidad de aguas en L'Albufera*. Valencia: Proyecto fin de carrera para la obtención de la Licenciatura en Ciencias Ambientales. Tutores: Martín Monerris, M. y Ferrer Polo, J. Universidad Politécnica de Valencia.
- van Straten, G. (1987). *Identification, uncertainty assessment and prediction in lake eutrophication*. Citado por Sas (1989). Enschede (Países Bajos): Tesis doctoral. Enschede University.
- Verdú, A., Sanchis, C., & Marco, J. B. (1999). Regadíos y saneamiento urbano en L'Albufera de Valencia. Análisis cartográfico. *Cuadernos de geografía* 65-66 , 61-79.
- Vershelling, E., Schwanenberg, D., & Icke, J. (2004). *Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera de Valencia. Construcción del modelo matemático, fases 3 y 4: Construcción del modelo Sobek*. Delft: Informe de WL|Delft Hydraulics para el MMA.
- Verveij, A. (2001). Latest Developments in Floodplain Modelling - 1D/2D Integration. *Conference on Hydraulics in Civil Engineering 28-30 de noviembre de 2001*. Hobart (Países Bajos).
- Vicente, E., & Miracle, R. M. (1992). The Coastal lagoon Albufera de Valencia: An Ecosystem Under Stress. *Limnética* (8) , 87-100.

- Vollenweider, R. A. (1968). *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. París: OCDE. Tech. Rpt. DA 5/SCI/68.27. 250 pp.
- Vollenweider, R., & Kerekes, J. (1982). *Eutrofication of waters, monitoring, assesment and control*. Paris: OCDE.
- Weber, C. A. (1907). Aufbau und Vegetation der Moore Nord-deutschlands (en alemán). *Beiblatt zu den Botanischen Jahrbüchern*, 99. Citado por Hutchinson (1969) , 19–34.
- Wetzel, R. G. (1981). *Limnology*. Philadelphia (EE. UU.): W. B. Saunders Company. Edición española de Ediciones Omega, S.A., Barcelona.
- Wetzel, R. G. (2001). *Limnology. Lake and River Ecosystems. Third ed.* San Diego: Academic Press. ISBN 0-12-744760-1.

LISTA DE TABLAS

Tabla 2-1. Parámetros incluidos en la red de control de la CMAAUH para el lago	29
Tabla 2-2. Puntos de muestreo de la CMAAUH	29
Tabla 2-3. Población de los municipios del entorno de L'Albufera (1969)	34
Tabla 2-4. Síntesis de las infraestructuras de saneamiento y depuración a finales de los setenta	41
Tabla 2-5. Población de los municipios del entorno de L'Albufera (1989)	52
Tabla 2-6. Características y rendimientos de depuración (2007) de la EDAR de Sueca – El Marenny. Fuente: (EPSAR, 2009), salvo (*) (COPUT, 1989a).	69
Tabla 2-7. Estaciones de bombeo	70
Tabla 2-8. Actuaciones previstas en el plan de reutilización de 1998.....	71
Tabla 2-9. Síntesis de las infraestructuras de saneamiento y depuración a finales de los noventa	73
Tabla 2-10. Características de los colectores generales y conducciones de reutilización de Paterna-Fuente del Jarro.....	85
Tabla 2-11. Características de la EDAR de Ribera Alta I	86
Tabla 2-12- Características del tratamiento terciario de Pinedo.....	89
Tabla 2-13- Concentraciones máximas según proyecto del efluente del terciario de Pinedo ..	89
Tabla 2-14. Estaciones de bombeo del colector Oeste	126
Tabla 2-15. Características y rendimientos de depuración de la EDAR de Albufera durante la fase de pruebas (2002-2005). Fuente: MMA (2004e), a partir de datos de Epsar.....	145
Tabla 2-16. Características de las estaciones de bombeo de aguas residuales de Algemesí y Albalat de la Ribera.....	149
Tabla 2-17. Características y rendimientos de depuración de la EDAR de Algemesí - Albalat. Fuente: MMA (2004e), a partir de datos de Epsar	149
Tabla 2-18. Características del agua tratada según el proyecto de la EDAR de Algemesí - Albalat	150
Tabla 2-19. Características y rendimientos de depuración (2003) de la EDAR de Sueca. Fuente: Epsar.....	153
Tabla 2-20. Síntesis de las infraestructuras de saneamiento y depuración a finales de 2008	155

Tabla 2-21. Recorridos establecidos para la interpretación de los resultados de la calidad de las aguas de riego.: Sector 1, Acequia Major (itinerario rojo en figura 1); Sector 2, Acequia Dels Arbres (Itinerario verde en figura 1).....	168
Tabla 2-22. Resultados de un muestreo a lo largo de la acequia Real del Júcar (mayo de 2006). Fuente: (CHJ, 2006).....	181
Tabla 2-23. Concentraciones patrón propuestas. Fuente: Acuamed (2007c).....	190
Tabla 2-24. Estaciones de la Red Interior de control hidromorfológico de la CHJ.....	219
Tabla 2-25. Estaciones de la Red de control biológico de la CHJ.....	220
Tabla 3-1. Tabla Salidas del acuífero de la Plana según diversos trabajos en hm ³ /año (<i>Alb</i> .= Albufera; <i>Em.</i> = Resto Emergencias; <i>Man.</i> = Excedentes de manantiales). El trabajo del IGME de 1986c se refiere sólo al acuífero de la Plana Sur.....	233
Tabla 3-2. Comparación del valor de los excedentes superficiales de riego referidos por estudios precedentes del balance hídrico de l'Albufera	236
Tabla 3-3. Vertidos de aguas residuales urbanas según CAP (1990).....	239
Tabla 4-1. Antecedentes. Revisiones del modelo del balance hídrico del <i>Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera.</i>	241
Tabla 4-2. Módulos del modelo del ciclo alterado	247
Tabla 4-3. Áreas contempladas en el modelo de retornos de riego	250
Tabla 4-4. Distribución espacial de los vertidos de aguas residuales urbanas e industriales .	258
Tabla 4-5. Indicadores sobre el agua por principales indicadores, comunidad autónoma y año. (litros/habitante/día). Fuente: (Instituto Nacional de Estadística, 2007).....	259
Tabla 4-6. Síntesis de las correcciones a los volúmenes vertidos urbanos evaluados tras el proceso de calibración	262
Tabla 4-7. Elementos embalse incluidos en el modelo de balance hídrico	268
Tabla 4-8. Hipótesis consideradas sobre el origen de los caudales evacuados a través de las golas	270
Tabla 4-9. Características de los trece puntos de entrada en el modelo de distribución espacial	272
Tabla 4-10. Distribución espacial de los aportes superficiales en el ciclo natural	273
Tabla 4-11. Coeficientes de reparto de la escorrentía subterránea	274
Tabla 4-12. Parámetros de calidad, tipos de aporte hídrico y puntos de entrada a considerar en el modelo de calidad de las aguas influentes	277
Tabla 4-13. Porcentajes de depuración en el año 2001. Fuente: Epsar	279
Tabla 4-14. Patrones simplificados de calidad para los diferentes tipos de aportes hídricos. Resultados tras el proceso de ajuste para el periodo 1994-2008	284

Tabla 4-15. Las series de datos del viento y la radiación solar se reutilizan cada cuatro años en las simulaciones a largo plazo, partiendo de medidas diarias para el periodo entre el otoño de 1999 y el verano de 2003.....	289
Tabla 4-16. Relación general de las sustancias en el modelo Delwaq de calidad del agua. En la última columna se presenta la conversión de los datos medidos en sustancias utilizadas por el modelo	290
Tabla 4-17. Procesos implicados en el ciclo del oxígeno que han sido incluidos en el modelo de calidad del agua para L'Albufera	291
Tabla 4-18. Relación general de los procesos relacionados con los ciclos de nutrientes y el crecimiento de las algas.....	292
Tabla 4-19. Relación general de los procesos en el modelo para la extinción de la luz y el cálculo de la profundidad Secchi	296
Tabla 4-20. Relación general de los procesos en el modelo de sedimento y en el modelo de oleaje.....	297
Tabla 4-21. Relación general de los procesos en el modelo para metales pesados.....	300
Tabla 4-22. Relación general de los procesos implicados en el cálculo del pH.....	301
Tabla 4-23. Condiciones iniciales para la simulación. Medias de las concentraciones de sustancias en el agua del lago en ocho lugares de medición para el período 2002-2002 (CMAAUH). La última columna es la media general que ha sido utilizada como condición inicial global en el modelo de calidad del agua.....	302
Tabla 4-24. Concentraciones medias en el sedimento en tres capas de profundidad.....	302
Tabla 4-25. Parámetros relevantes del modelo en las diferentes fases de calibración	305
Tabla 5-1. Resultados del modelo Cabhal. Entradas del régimen natural y del régimen alterado desde los sistemas Turia y Júcar al lago, variación del almacenamiento en el lago y salidas calculadas del lago en 2007/08, 2008/09 y como valor promedio anual en los períodos 1980-2008 y 2000-2008. Valores en $\text{hm}^3/\text{año}$	341
Tabla 5-2. Estimaciones a partir de la red de medida de la CHJ. Salidas medidas* desde el lago en 2007/08 y 2008/09 en los aforadores Doppler instalados en las tres golas, junto con la estimación de la evaporación directa.....	342
Tabla 5-3. Entradas del régimen natural y del régimen alterado desde los sistemas Turia y Júcar al parque natural de l'Albufera, variación del almacenamiento del sistema y salidas calculadas en 2007/08, 2008/09 y como valor promedio anual en los períodos 1980-2008 y 2000-2008. Datos en $\text{hm}^3/\text{año}$	346
Tabla 5-4. Salidas del recinto del parque natural en 2007/08 y 2008/09 a partir de las series de datos medidos por la red de control en continuo en las cinco golas. Datos en $\text{hm}^3/\text{año}$	346
Tabla 5-5. Resumen de entradas y salidas de la masa subterránea 8806 <i>Albufera-perellonà</i> obtenidas por Patricial en los 5 puntos de entrada y salida. Se dan valores	

medios anuales en dos series históricas, 1940-2007 y 1980-2007, expresados en hm ³ /año.....	349
Tabla 5-6. Transferencias entre la parte superficial y subterránea dentro del recinto de la masa subterránea 8806 <i>Albufera-perellonà</i> . Se dan valores medios anuales en dos series históricas, 1940-2007 y 1980-2007, expresados en hm ³ /año.....	349
Tabla 5-7. Superficies, demandas netas y brutas, eficiencias y retornos en las unidades de demanda agraria (UDA) de los regadíos tradicionales del Júcar en la situación previa a la modernización(CHJ, 2009a, pág. 92 Tabla 3.6)	353
Tabla 5-8. Superficies, demandas netas y brutas, eficiencias y retornos a L'Albufera (lago) en las unidades de demanda agraria (UDA) de los regadíos tradicionales del Júcar en la situación previa y posterior a la modernización según el <i>Esquema de temas importantes</i> (ETI) de la Demarcación hidrográfica del Júcar (CHJ, 2009b, pág. 2/16 Anexo B. Ficha 01.03)	353
Tabla 5-9. Comparación entre los términos del balance hídrico calculados con el modelo Cabhal y los procedentes del seguimiento del Plan hidrológico del Júcar (CHJ, 2009a, pág. 92 Tabla 3.6) y (CHJ, 2009b, pág. 2/16 Anexo B. Ficha 01.03) para la situación anterior a la modernización final de los regadíos, escenario 2005	354
Tabla 5-10. Términos del balance hídrico procedentes del modelo Cabhal en el año 2007/08 y promedio de la serie 2000-2008 frente a datos del IGME (trabajos en curso).....	356
Tabla 5-11. Propuesta provisional de clasificación para la <i>Clorofila-a</i> media en el lago de L'Albufera (ecotipo 21) según el programa Ecoframe (Moss <i>et al.</i> , 2003).....	375

LISTA DE FIGURAS

Figura 1-1. Esquema de L'Albufera de València: [1] Lago de L'Albufera, [2] [3] [4] Respectivamente, golas (Canales de salida) de El Pujol, El Perellonet y El Perelló, [5] Barranco de Beniparrell, [6] Barranco del Poyo, [7] Acequia Real del Júcar, [8] Límites del Parque Natural, [9] Río Júcar.....	16
Figura 1-2. Cuencas vertientes al lago de L'Albufera. Siguiendo sensiblemente un orden de norte a Sur: Marjal norte (crema claro,) Sedaví-Alfagar (verde), Poyo (naranja), Rambleta (marrón), Beniparrell (verde), Silla (azul), Hortolà (rosa), Foia (amarillo claro), Tramussers (gris), Forca-Berenguera-Alginet (azul claro, amarillo, verde oscuro), Algardins-Assarb de Sollana (marrón), Marjal sur (crema claro).	17
Figura 1-3 Mapa de los sectores de riego del Júcar y del Turia más directamente relacionados con el sistema hídrico de L'Albufera	20
Figura 1-4. Propuesta de estructura para el modelo Cabhal – Calidad de aguas y balance hídrico en L'Albufera de València-.	22
Figura 2-1. Puntos de muestreo de la CMAAUH en el lago y principales acequias vertientes	30
Figura 2-2. Mapas de erosión acumulada obtenidos por simulación 3D y praderías de vegetación sumergida (1957)	36
Figura 2-3. Planta general del primer sistema para la descontaminación de L'Albufera. Los círculos con un punto central corresponden a EDAR propuestas; las líneas continuas asociadas representan colectores generales. Fuente: Dafaue (1975)	44
Figura 2-4. Evolución temporal de los valores de fitoplancton entre los años 1972 y 1979. Fuente: IATA (1974).	47
Figura 2-5. Evolución temporal de las concentraciones de fósforo en diversas acequias de L'Albufera entre los años 1980 y 1989.	53
Figura 2-6. Evolución temporal de los valores de fitoplancton entre los años 1972 y 1989....	54
Figura 2-7. Evolución temporal de la conductividad entre los años 1972 y 1989.	55
Figura 2-8. Variaciones de la conductividad (arriba) y la clorofila-a (centro izqda.) en diferentes sectores del lago y del nivel de agua medido en el extremo este del mismo. Los valores de conductividad y clorofila-a previos a la tormenta corresponden a muestras tomadas realmente el día 15 de octubre. Se ha representado como nivel previo al inicio de la misma el valor medido el día 8 de noviembre de 1988. La intensidad de lluvia en la estación de Picassent se recoge en el gráfico central (dcha.). Fuente: Soria, Vicente & Miracle (2000), salvo datos de lluvia (SAIH CHJ).....	57
Figura 2-9. Aguas residuales procedentes del casco urbano de Albal circulando por las acequias en enero de 1997. Fuente:(COPUT, 1997a).	61

Figura 2-10. Situación general del colector Oeste y sus ramales secundarios.	63
Figura 2-11. Obras de la EDAR de Algemesí – Albalat, noviembre de 1998. Fuente: Castón (2000)	67
Figura 2-12. Esquema de la EDAR de El Mareny (1997). Fuente:(EPSAR, 2009).....	69
Figura 2-13. Pedanías litorales de Sueca: situación de las EDAR de El Mareny (izq.) y El Perelló (centro) y planta del colector general litoral (dcha.).....	70
Figura 2-14. Evolución temporal de las concentraciones de fósforo en diversas acequias de L'Albufera entre los años 1980 y 1999.	76
Figura 2-15. Evolución temporal de los valores medios de fitoplancton entre los años 1972 y 1999.....	78
Figura 2-16. Gráficos ilustrativos de las variaciones temporales y espaciales de las concentraciones de fitoplancton en los años noventa. Fuente: (MMA, 2004b) a partir de datos de la CMA	79
Figura 2-17. Evolución temporal de la conductividad entre los años 1972 y 1989.	82
Figura 2-18. Colectores generales Fuente del Jarro-Paterna. Fuente: Hurtado y Castaño (2005)	85
Figura 2-19. Esquema de funcionamiento de la EDAR de Paterna-Fuente del Jarro. Fuente: EPSAR(2009).....	86
Figura 2-20. Fotografía y esquema del funcionamiento de la EDAR de Ribera Alta I.....	88
Figura 2-21. Obras de Reutilización Aguas Residuales de la E.D.A.R. de Pinedo (Generalitat Valenciana). Cruce del Nuevo Cauce del Turia. Fuente: (Romymar, S.A., 2007)	90
Figura 2-22. Principales puntos de alivio de los sistemas de saneamiento a cauces naturales y acequias.....	93
Figura 2-23. Acequias que reciben alivios de las redes de Saneamiento	94
Figura 2-24. Esquema del sistema de saneamiento de las pedanías de Valencia. (Sombreado rojo: áreas con red unitaria, sombreado verde: áreas con red separativa; sombreado amarillo: áreas con predominancia de vertidos directos a acequias; aliviaderos: cuadrado verde con aspa; colector Oeste y ramales: línea magenta. Leyenda aplicable al resto de figuras de este capítulo)	95
Figura 2-25. Esquema del sistema de saneamiento de Sedaví. (Sombreado rojo: áreas con red unitaria, sombreado verde: áreas con red separativa; sombreado amarillo: áreas con predominancia de vertidos directos a acequias; aliviaderos: cuadrado verde con aspa; colector Oeste y ramales: línea magenta. Leyenda aplicable al resto de figuras de este capítulo.).....	96
Figura 2-26. Aliviadero junto al restaurante El Puente, funcionando debido a una obstrucción en la conexión con el ramal Sedaví el 9 de julio de 2005	97

Figura 2-27. Vertido abierto al Braç Nou aguas arriba de Sedaví. Fuente: Acuamed, 2006 ...	98
Figura 2-28. Braç Nou de Sedaví aguas abajo de la V—1	99
Figura 2-29. Esquema del funcionamiento del Braç Nou de Sedaví. Aliviaderos en verde. Conexión al colector Oeste en naranja.	99
Figura 2-30. Esquema del sistema de saneamiento de Benetússer.....	100
Figura 2-31. Esquema del sistema de saneamiento de Alfafar.....	101
Figura 2-32. Esquema del sistema de saneamiento de Lloc Nou de la Corona.....	102
Figura 2-33. Esquema de la unión de las acequias Calvera, Braç Nou de Sedaví, Afafar y Nova	103
Figura 2-34. Esquema del sistema de saneamiento de Massanassa	104
Figura 2-35. Esquema del sistema de saneamiento de Picanya.....	106
Figura 2-36. Aliviadero al barranco del Poyo en Picanya.....	106
Figura 2-37. Esquema del sistema de saneamiento de Paiporta	107
Figura 2-38. Esquema del sistema de saneamiento de Catarroja	108
Figura 2-39. Aliviadero Rambleta (izqda.) y balsa de evacuación de aguas pluviales de Catarroja (dcha.).....	109
Figura 2-40. Paso de la Rambleta aguas debajo de la V-31 vista desde la caseta de Les Almenares un día de lluvia. Restablecimiento del riego de Favara tras la tormenta.	110
Figura 2-41. Acequia Rambleta a su paso por el casco urbano de Catarroja. Vista en tiempo de lluvia.	111
Figura 2-42. Compuertas de vaciado de la balsa junto a Rambleta. Vista un día seco.	111
Figura 2-43. Acequia Rambleta aguas abajo de la V-31. Vista un día de lluvia.	112
Figura 2-44- Font del Alter y acequia del Port de Catarroja. Sistema desbordado	112
Figura 2-45. Esquema del funcionamiento del Colector Rambleta.....	113
Figura 2-46. Esquema del sistema de saneamiento de Albal	115
Figura 2-47. Acequia de Albal	115
Figura 2-48. Esquema del sistema de saneamiento de Beniparrell	116
Figura 2-49. Esquema del sistema de saneamiento de Alcàsser.....	118
Figura 2-50. Esquema del sistema de saneamiento de Picassent	119
Figura 2-51. Esquema del sistema de saneamiento de Silla.	120
Figura 2-52. Esquema del aliviadero Silla Sur a la acequia de la Font Nova con el punto de descarga identificado en verde. El punto de conexión de la red municipal al colector Oeste se señala en naranja.	121
Figura 2-53. Canal de alivio a la acequia de la Font Nova.....	122

Figura 2-54. Aliviadero de Silla Norte	123
Figura 2-55. Esquema del alivio Silla Norte al puerto de Silla. El punto de alivio de la red se señala en verde.	123
Figura 2-56. Esquema general del colector Oeste y sus estaciones de bombeo.	125
Figura 2-57. Perfil longitudinal del tramo Silla – Beniparrell.	126
Figura 2-58. Aliviadero de la estación de bombeo de Beniparrell en funcionamiento el día 17 de mayo de 2005.	127
Figura 2-59. Perfil longitudinal del tramo Beniparrell – Catarroja.	128
Figura 2-60. Desbordamientos en el pozo nº28, aguas arriba del tramo en contrapendiente.	128
Figura 2-61. Perfil longitudinal del tramo Catarroja – Sedaví	129
Figura 2-62. Perfil longitudinal del tramo Sedaví – Turia.	130
Figura 2-63. Cruce del azarbe de la margen izquierda del Turia	131
Figura 2-64. Fuga del ramal Picassent.	131
Figura 2-65. Aliviadero de la estación de bombeo de Beniparrell al barranco	132
Figura 2-66. Aliviadero al Barranco del Poyo.	132
Figura 2-67. Surgencia de aguas fecales en la acequia de la Font del Alter	133
Figura 2-68. Desbordamiento del Colector Oeste en Massanassa.	133
Figura 2-69. Detalle del aliviadero del colector general a la salida del casco urbano de Alginet (izq.). Detalle de la contaminación en el Barranco de Algadins, aguas abajo del cruce con la acequia Real del Júcar (dcha.). Imágenes de abril 2005. Fuente: archivo Typsa	137
Figura 2-70. Red primaria y secundaria de colectores de saneamiento del casco urbano de Alginet.	138
Figura 2-71. Red general de colectores en el casco urbano de Almussafes.	141
Figura 2-72. Red general de los colectores de saneamiento y de pluviales del término municipal de Almussafes	142
Figura 2-73. Red general de colectores en el casco urbano de Benifaió	143
Figura 2-74. Imagen aérea de la EDAR de Albufera Sur en mayo de 2005, fecha de su puesta en servicio	145
Figura 2-75. Esquema de la EDAR de la Albufera Sur. Fuente: EPSAR.	146
Figura 2-76. Imagen de la red supramunicipal proyectada en el ámbito de la EDAR Albufera Sur. Los colectores están representados como líneas discontinuas	147
Figura 2-77. Obras de la EDAR de Algemesí – Albalat, mayo de 2000. Fuente: Castón (2000)	148

Figura 2-78. Emplazamiento de los colectores generales y la EDAR de Algemesí – Albalat.....	150
Figura 2-79. Esquema de la EDAR de Algemesí-Albalat. Fuente: Epsar(2009)	150
Figura 2-80. Concentraciones de nutrientes en el efluente de la EDAR de Algemesí – Albalat. Valores medios de los partes de analítica de 2002. Fuente: Epsar.....	151
Figura 2-81. Esquema de los dos nuevos colectores generales ejecutados en el marco del Plan de Saneamiento de la Albufera de 1993.....	152
Figura 2-82. Esquema de la EDAR de Sueca. Fuente: (EPSAR, 2009).....	153
Figura 2-83. Evolución de la concentración de oxígeno disuelto en el azud de Sueca tras la puesta en servicio de la EDAR de Ribera Alta I. Fuente: Red de alerta CHJ,.....	161
Figura 2-84. Principales vertidos puntuales al Bajo Júcar y sus afluentes y situación de la EDAR Ribera Alta I en relación con el Parque Natural de L'Albufera.....	162
Figura 2-85. Estimación de las entradas totales al lago de L'Albufera.....	163
Figura 2-86. Evolución de los volúmenes de salida al mar desde el Parque Natural de L'Albufera.....	164
Figura 2-87. Evolución reciente de los volúmenes de salida al mar desde el lago de L'Albufera.....	165
Figura 2-88. Evolución de niveles en el piezómetro de Sollana, sector Albufera Sur	165
Figura 2-89. Evolución de la concentración de DQO en acequias.....	166
Figura 2-90. Evolución de la concentración de fósforo total en acequias.....	166
Figura 2-91. Localización de los puntos de muestreo seleccionados en la Campaña de muestreos 2005. Fuente: Acuamed(2006b).....	167
Figura 2-92. DBO en el Sector 1, acequia Major, (izqda.) y en el Sector 2, acequia Dels Arbres, (dcha.). En esta figura y en las que siguen (Figura y Figura), la línea azul corresponde al muestreo de la mañana y el magenta al de la tarde.....	169
Figura 2-93. Concentración de SS en el Sector 1, Acequia Major, (izqda.) y en el Sector 2, Acequia Dels Arbres, (dcha.).....	170
Figura 2-94. Concentración de fósforo total en el Sector 1, Acequia Major, (izqda.) y en el Sector 2, Acequia Dels Arbres, (dcha.).....	170
Figura 2-95. Concentraciones de nitratos, nitritos y amonio, medidas en el sector acequia Mayor de Sueca- Gola del Rei.	171
Figura 2-96. Concentraciones de nitratos, nitritos y amonio, medidas en el sector Acequia Dels Arbres- gola Del Rei.	171
Figura 2-97. Evolución de Coliformes Totales, observada en los muestreos llevados a cabo en los años 2003, 2004 y 2005, en el Sector Acequia Mayor.....	172

Figura 2-98- Evolución de Coliformes Totales, observada en los muestreos llevados a cabo en los años 2003, 2004 y 2005, en el sector acequia dels Arbres.....	173
Figura 2-99. Evolución de las concentraciones de coliformes totales en el Sector de la Acequia Mayor de Sueca, para la campaña de muestreos del 2005.....	174
Figura 2-100. Evolución de las concentraciones de coliformes totales en el Sector de la Acequia Mayor de sueca, para la campaña de muestreos del 2005.	174
Figura 2-101. Imagen aérea (del día 21 de abril de 2004) de la desembocadura de la acequia Mayor de Sueca y de la playa de Motilla situada al norte de la misma. Fuente: Ayuntamiento de Sueca.....	176
Figura 2-102. Imagen aérea (del día 21 de abril de 2004) de la costa de Sueca. Se llega a apreciar cómo la dinámica litoral transporta los vertidos de la acequia Mayor de Sueca (más oscuros) hacia la playa de Motilla. Fuente: Ayuntamiento de Sueca.	176
Figura 2-103. Imágenes de contaminación por sólidos en cabecera del sistema de riego (azud de Sueca, izq.) y en la desembocadura (gola del Rei, dcha.), abril de 2005.	177
Figura 2-104. Evolución de la calidad de aguas a lo largo de la ARJ (mayo de 2006).....	178
Figura 2-105. Evolución de la calidad de aguas tras atravesar las zonas regables y el polígono industrial Cotes de Algemés (mayo de 2006).....	179
Figura 2-106. Evolución de la calidad de aguas en la Partida de la Foia (mayo de 2006).....	179
Figura 2-107. Estaciones de muestreo en la acequia Real del Júcar, primavera 2006. Fuente: (CHJ, 2006)	180
Figura 2-108. Lluvia acumulada, estación Picassent SAIH, 11/9/2006, total 2,7 mm (izqda.); lluvia acumulada, estación Rambla del Poyo SAIH, 23/9/2006, total 20,4 mm (dcha.)	183
Figura 2-109. Relación entre DQO y nitratos (izq.) y entre SS y Pt (dcha.).	184
Figura 2-110. Lluvia acumulada según la estación de Picassent (SAIH), 1/11/2006-6/11/2006 (dcha.); e imagen del equipo automático tomamuestras en la acequia Calvera (izq.).....	186
Figura 2-111. Resultados de DBO5 y DQO5 en diversas en las tres estaciones durante las cinco horas de muestreo (noviembre de 2006).....	187
Figura 2-112. Evolución de la concentración de nitrógeno NKT (arr.) y fósforo total (ab.) en las tres estaciones durante las cinco horas de muestreo (noviembre de 2006).....	189
Figura 2-113. Valores observados en la acequia de Calvera en el episodio de lluvias del 8/5/2008 para nitrógeno NKT (arriba), fósforo total (centro) y DQO (abajo), frente a las concentraciones patrón propuestas	192
Figura 2-114. Efecto en el lago de las lluvias de octubre de 2007. Fuente: Ayuntamiento de Valencia, Oficina Técnica Devesa-Albufera (niveles), CHJ SAIH (precipitación), Red de control hidromorfológico Albufera de la CHJ (caudales) y red piloto de control físico-químico de la CHJ (clorofila-a y conductividad).	195

Figura 2-115. Evolución temporal de los valores medios de fitoplancton entre los años 1972 y 2007.....	197
Figura 2-116. Evolución temporal de la conductividad entre los años 1972 y 2007.	198
Figura 2-117. Macrófitos en L'Albufera (fotografías del 9 de junio de 2007)	199
Figura 2-118. Fases 1 y 2 de las obras de reutilización de aguas depuradas de la EDAR de Pinedo previstas por la Generalitat Valenciana.....	203
Figura 2-119. Esquema conceptual de las actuaciones de Acuamed: (1) Ordenación y terminación de la reutilización de aguas residuales de la planta de Pinedo, (2) Reutilización de aguas residuales de la E.D.A.R. de Sueca y ampliación de la capacidad de depuración de agua en Sueca, (3) Reutilización de las aguas residuales depuradas de Albufera Sur, (4) Reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y red de saneamiento del área metropolitana de Valencia	207
Figura 2-120. Planta general del proyecto de Ampliación de la capacidad de depuración de agua en Sueca y reutilización de aguas residuales de la EDAR de Sueca. (1), (2) y (3) Mejoras de colectores; (4) Impulsión El Mareny – EDAR de Sueca; (5) Ampliación de la EDAR; (6) Conducción de reutilización agrícola EDAR – Acequia Major; (7) Conducción de reutilización ecológica EDAR – Filtro Verde; (8) Filtro verde	208
Figura 2-121. Figuración del filtro verde previsto en Sueca junto al Estany de la Plana.....	210
Figura 2-122. Planta general del proyecto de Reutilización de aguas depuradas de Albufera Sur. (1) Mejoras en la EDAR y tratamiento terciario; (2) Conducción de reutilización ecológica EDAR – Filtro Verde; (3) Filtro verde; (4) Impulsión de reutilización agrícola EDAR – Balsa de regulación; (5) Balsa de regulación Molí Vell	211
Figura 2-123. Esquema del proyecto de filtro verde de Albufera Sur: [I] humedal artificial de flujo subsuperficial (4,5 ha), [II] humedal artificial de flujo superficial (18 ha), [III] lagunas con caráceas (10 ha)	212
Figura 2-124. Planta general del proyecto de Reordenación de la infraestructura hidráulica de la huerta y red de saneamiento del área metropolitana de Valencia. Tanques de tormenta: (1) Silla Sur, (2) Silla Norte, (3) Beniparrell, (4) Albal, (5) Catarroja, (6) Alfafar, (7) Sedaví. Otras infraestructuras: (In) Interceptores-Colectores, (Tn) Tramos del desvío de la acequia de Favara.....	214
Figura 2-125. Planta general del proyecto de Ordenación y terminación de la reutilización de aguas residuales de la planta de Pinedo. Infraestructuras existentes: (2) y (3) CJT, (4) ARJ, (7) EDAR de Pinedo. Tramos en servicio o ejecución por parte de la GV: (6) Conducción de reutilización Pinedo-Ravisanzo-Port de Catarroja. Nueva infraestructura: (1) Estación de bombeo ARJ e impulsión ARJ-CJT, (5) Estación de bombeo Catarroja y conducción de reutilización Port de Catarroja-Benifaió	215
Figura 2-126. Estimación de la evolución de las concentraciones medias de fósforo total de los aportes hídricos (dcha.) y la concentración media de clorofila a en el lago de	

L'Albufera (izqda.) [1] Situación actual (estimada para el año 2000-2001), [2] el escenario intermedio tras las actuaciones en curso por Acuamed, [3] y [4] Dos posibles escenarios objetivo que incluyen la derivación de caudales ecológicos desde los ríos Júcar y Turia	216
Figura 2-127. Efecto de los tanques de tormenta proyectados para el colector Oeste. Balance volumétrico para el año medio.	217
Figura 2-128. Efecto de los tanques de tormenta proyectados para el colector Oeste. Balance del fósforo total vertido y retenido en el año medio.....	218
Figura 2-129. Seguimiento de las áreas inundadas por teledetección. Convenio CEDEX-CHJ.....	221
Figura 4-1. Módulos del modelo Cabhal de seguimiento del sistema hídrico de L'Albufera.....	243
Figura 4-2. Formato de salida de los resultados del modelo lluvia-escorrentia SIMPA.....	246
Figura 4-3. Plano de las cuencas del modelo de lluvia escorrentia SIMPA que inciden en L'Albufera.....	247
Figura 4-4 Mapa de sectores de riego del Júcar y del Turia incluidos en el modelo.....	248
Figura 4-5. Esquema del modelo de retornos de los sistemas de regadío del Júcar y del Turia. Se representan en margen izquierda los regadíos de la margen derecha del Júcar incluidos en el modelo (acequias de Escalona y Carcaixent)	249
Figura 4-6. Derivaciones anuales del bajo Júcar a partir del año hidrológico 1970/71. Los valores correspondientes a los años de grandes crecidas en el río (1982/83 y 1987/88) son estimados	256
Figura 4-7. Principales municipios y polígonos industriales que afectan al lago de l'Albufera	260
Figura 4-8. Calibración de los vertidos en las acequias del sur: acequia Overa el 15 de octubre de 2003	261
Figura 4-9. Perímetro de control de la campaña de 2008.....	264
Figura 4-10. Esquema conceptual del modelo de los cinco embalses.....	266
Figura 4-11. Conceptualización de la relación arrozal-lago en el modelo	268
Figura 4-12. Estaciones de medida en las golas de la red de control hidrodinámico de la CHJ (en amarillo).....	270
Figura 4-13. Comparación entre valores observados y calculados de las salidas procedentes del regadío de Sueca. Serie calculada procedente del modelo Cabhal prolongada hasta el año hidrológico 2008/09. El valor observado corresponde al 45% de las salidas de El Perelló más el 100% de las salidas por la gola del Rei.....	271
Figura 4-14. Los trece principales puntos de entrada al lago	272

Figura 4-15. Esquematización del lago de la Albufera. Explicación de los símbolos: los cuadrados rosa son las condiciones de contorno, los triángulos rojos son las estaciones de vigilancia de calidad del agua	286
Figura 4-16. Nivel de agua medido y simulado en el lago en 2000. Las mediciones del nivel del agua se refieren al primer día del mes	288
Figura 4-17. Temperatura media del agua cada mes	289
Figura 4-18. Modelo del oxígeno	291
Figura 4-19. Ciclo del fósforo en el modelo del lago	293
Figura 4-20. Ciclo del nitrógeno en el modelo del lago	293
Figura 4-21. Intercambio de fósforo orgánico y de ortofosfato entre el sedimento y la columna de agua.....	295
Figura 4-22. Intercambio de fósforo inorgánico adsorbido y de ortofosfato entre el sedimento y la columna de agua	295
Figura 4-23. Modelo para la profundidad de Secchi y el ambiente lumínico bajo el agua. ...	296
Figura 4-24. Representación de los flujos existentes entre sedimento-columna de agua, y dentro tanto del sedimento como de la columna de agua, empleando como ejemplo el ciclo del fósforo.....	298
Figura 4-25. Modelo para sólidos en suspensión y sedimento	299
Figura 4-26. Sedimentación y resuspensión como función de la velocidad del flujo	299
Figura 4-27. Modelo para el cobre en agua y sedimento.....	300
Figura 4-28. El pH y la adsorción de metales pesados en sólidos en suspensión y sedimentos.....	301
Figura 4-29. Disponibilidad de datos en el proceso de calibración y validación del modelo Sobek Albufera. Verde: series temporales disponibles; amarillo: algunos datos disponibles; rojo: no hay datos disponibles; X: algunas faltas de información referentes a la concentración de clorofila-a.....	303
Figura 5-1. Valores observados y calculados en Huerto de Mulet tras la calibración	309
Figura 5-2. Comparación entre valores observados y calculados en el perímetro de control tras la calibración de los coeficientes de infiltración para el arrozal y la huerta en el ámbito de la acequia Real del Júcar	310
Figura 5-3. Comparación entre valores observados y calculados en el perímetro de control tras la calibración de los coeficientes de infiltración para el arrozal y la huerta en el ámbito de las acequias de la vega del Turia mar. der.....	310
Figura 5-4. Comparación entre valores observados y calculados en el perímetro de control tras la calibración del coeficiente K^{ALB} para el regadío de Sueca.....	311
Figura 5-5. Comparación de los resultados del modelo aforo resultado del modelo en 1988 (Fuente: MMA, 2004i)	311

Figura 5-6. Comparación de los resultados del modelo Cabhal con los caudales calculados por acequias a partir de los aforos realizados por la UV en el perímetro de control entre enero y septiembre de 2008	312
Figura 5-7. Comparación entre valores mensuales (izq.) y anuales (dcha.) observados (naranja) y calculados (azul) para las salidas desde el lago al mar a través de las golas tras la calibración del modelo, según las hipótesis H1 (arr.), H2 (cen.) y H3 (ab.)	313
Figura 5-8. Comparación entre valores observados y calculados de las salidas procedentes del regadío de Sueca. Serie calculada procedente del modelo Cabhal prolongada hasta el año hidrológico 2008/09. El valor observado corresponde al 45% de las salidas de El Perelló más el 100% de las salidas por la gola del Rei	314
Figura 5-9. Comparación entre valores observados y calculados de las salidas procedentes del regadío de Cullera. (El valor observado corresponde a las salidas por la gola de Sant Llorenç)	314
Figura 5-10. Comparación entre valores observados y calculados de las salidas procedentes del regadío de Sueca y Cullera. (El valor observado corresponde al 45% de las salidas por El Perelló más el 100% de las salidas por las golas del Rei y Sant Llorenç)	314
Figura 5-11. Comparación entre valores mensuales observados y calculados de salidas desde el Parque Natural al mar a través de las golas tras la calibración del modelo	315
Figura 5-12. Comparación entre valores anuales observados y calculados de salidas desde el parque Natural al mar a través de las golas tras la calibración del modelo	315
Figura 5-13. DQO. Comparación entre valores calculados (líneas) y medidos (puntos) de concentraciones (mg O ₂ /l, izq.) y cargas mensuales (t O ₂ /mes, dcha.) para las acequias Dreta (arr.), Alqueressia (cen.) y Ravisanxo (ab.)	318
Figura 5-14. Nitratos. Comparación entre valores calculados (líneas) y medidos (puntos) de concentraciones (mg NO ₃ /l, izq.) y cargas mensuales (t NO ₃ /mes, dcha.) para las acequias Dreta (arr.), Alqueressia (cen.) y Ravisanxo (ab.)	319
Figura 5-15. Amonio. Comparación entre valores calculados (líneas) y medidos (puntos) de concentraciones (mg NH ₄ /l, izq.) y cargas mensuales (t NH ₄ /mes, dcha.) para las acequias Dreta (arr.), Alqueressia (cen.) y Ravisanxo (ab.)	320
Figura 5-16. Fósforo total. Comparación entre valores calculados (líneas) y medidos (puntos) de concentraciones (mg P/l, izq.) y cargas mensuales (t P/mes, dcha.) para las acequias Dreta (arr.), Alqueressia (cen.) y Ravisanxo (ab.)	321
Figura 5-17. Sólidos suspendidos. Comparación entre valores calculados (líneas) y medidos (puntos) de concentraciones (mg /l, izq.) y cargas mensuales (t/mes, dcha.) para las acequias Dreta (arr.), Alqueressia (cen.) y Ravisanxo (ab.)	322

Figura 5-18. Salinidad. Comparación entre valores calculados (líneas) y medidos (puntos) de valores de conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$, izq.) y cargas mensuales de sales ($\mu\text{S cm}^{-1} \text{ hm}^3 \text{ mes}^{-1}$, dcha.) para las acequias Dreta (arr.), Alqueressia (cen.) y Ravisanxo (ab.)	323
Figura 5-19. Altura de las olas (m) en el 29 de Diciembre de 1996.....	325
Figura 5-20. Tensión tangencial al fondo debido al flujo y a las olas (N/m^2) en el 29 de Diciembre de 1996	326
Figura 5-21. Flujo de resuspensión ($\text{g}/\text{m}^2, \text{d}$) en el 29 de Diciembre de 1996	326
Figura 5-22. Concentración de sólidos suspendidos simulada y medida, en la estación B1, durante 1995-2000.....	327
Figura 5-23. Concentraciones medias y simuladas de oxígeno disuelto en la estación B1, durante el período 1995-2000. Se muestra las concentraciones de saturación de oxígeno (línea naranja).....	328
Figura 5-24. Evolución del oxígeno disuelto, concentración de saturación y temperatura en el lago entre el 7 de septiembre (semana 1) y el 8 de noviembre de 2004 (fin semana 8). Fuente: (Martín Moneris (dir.), 2004)	329
Figura 5-25. Concentración de materia orgánica (DetC en $\text{g C}/\text{m}^2$) en el sedimento, en la estación B1, durante 1995-2000.....	330
Figura 5-26. Concentración medida y simulada de amonio ($\text{mg N}/\text{l}$) en la estación B1, durante 1995-2000.....	331
Figura 5-27. Composición de fracciones de nitrógeno total ($\text{mg N}/\text{l}$) en la estación B1, durante 1995-2000.....	331
Figura 5-28. Concentración de fósforo total medido y simulado en la estación B1, durante el período 1995-2000	332
Figura 5-29. Concentración de fósforo inorgánico adsorbido en la capa profunda del sedimento. Se compara la línea verde que representa el valor obtenido por Martín Moneris (1998).....	333
Figura 5-30. Concentraciones de clorofila-a medidas y simuladas ($\mu\text{g}/\text{l}$) en la estación B1, durante el período 1995-2000	334
Figura 5-31. Concentración simulada de clorofila-a ($\mu\text{g}/\text{l}$) en el lago de la Albufera a las 12:00 el 17 de octubre de 1995	335
Figura 5-32. Concentración simulada de ortofosfato en el 16 Abril de 1997. Las flechas amarillas indican las celdas secas, con concentraciones irreales de ortofosfato. Se trata de un artificio del modelo de calidad de aguas	335
Figura 5-33. Concentración simulada del coeficiente de limitación del fósforo en el crecimiento de las algas, en el 16 de Abril de 1997	336
Figura 5-34. Composición simulada de especies de algas ($\text{mg C}/\text{l}$) en la estación B1, durante el período 1995-2000	336

Figura 5-35. Funciones de limitación para el crecimiento de las algas verdes, durante el período 1995-2000	337
Figura 5-36. Funciones de limitación para el crecimiento de las diatomeas, durante el período 1995-2000	338
Figura 5-37. Concentración de silicio en el agua (mg Si/l), en la estación B1 (centro del lago), durante 1995-2000	338
Figura 5-38. Profundidad de Secchi durante 1995-2000, para todas las estaciones.....	340
Figura 5-39. Extinción lumínica, explicada como coeficiente de extinción de fondo, sólidos suspendidos, algas y detritos.....	340
Figura 5-40. Resultados del modelo Cabhal. Entradas anuales al lago en los tres últimos años hidrológicos, desagregadas por origen de los aportes. Valores en hm ³ /año.	341
Figura 5-41. Serie de entradas anuales al lago de L'Albufera estimadas con el modelo Cabhal, desde 1970/71 a 2008/09 (arr.) y relación entre los retornos procedentes del sistema Júcar al lago y las derivaciones de las principales acequias (ab.). Valores en hm ³ /año.....	343
Figura 5-42. Evolución temporal del volumen anual de los vertidos directos que llegan a L'Albufera. El modelo contempla la laminación de los aportes en los arrozales	344
Figura 5-43. Resultados del modelo Cabhal. Entradas anuales al parque natural en los tres últimos años hidrológicos, desagregadas por origen de los aportes. Valores en hm ³ /año.....	345
Figura 5-44. Serie de entradas estimadas al parque natural procedentes del ciclo natural y del régimen alterado de los regadíos de los sistemas Turia y Júcar según la metodología del modelo Cabhal, desde 1980/81 a 2007/08 (arr.) y relación de los retornos procedentes del sistema Júcar con las derivaciones de las principales acequias (ab.). Datos en hm ³ /año.	347
Figura 5-45. Esquema del sistema modelado en Patrical (Pérez Martín, 2005) con los puntos de entrada y salida establecidos en el recinto de la masa subterránea 8806.....	348
Figura 5-46. Series de entradas anuales al recinto por aportaciones del ciclo natural según el modelo Patrical y según el modelo Simpa en el periodo 1963-2007	350
Figura 5-47. Series de entradas anuales al recinto a través de l Barranco del Poyo en el periodo 1980-2000 según el modelo Tetis (Francés, Vélez & Vélez, 2007), según Patrical (Pérez Martín, 2005) y según el modelo Cabhal (basado en Simpa para la cuenca 128).	350
Figura 5-48. Series de entradas laterales anuales desde otros acuíferos a la masa subterránea 8806 según el modelo Patrical y serie de escorrentía subterránea según el modelo Cabhal, basdo en Simpa, para las cuencas 127, 128 y 129 durante el período 1963-2007.....	351

Figura 5-49. Serie acumuladas de escorrentía superficial y subterránea en el periodo 1963-2007 según Cabhal (con datos del modelo Simpa) y una posible modificación sustituyendo las series Simpa por resultados del modelo Patrical	352
Figura 5-50. Serie de entradas o transferencias laterales de otras masas subterráneas de Patrical en el período 1963-2007. Reparto de dichas entradas laterales según la hipótesis establecida en este texto: entradas a L'Albufera (40%) y descargas al mar (el 60% restante).....	352
Figura 5-51. Gráfica paramétrica extraída de un avance del estudio Uso conjunto de recursos superficiales y subterráneos en época de sequía. Aplicación al tramo bajo del Júcar (IGME, en curso)	356
Figura 5-52. Evolución de la DQO ₅ media en los aportes hídricos al lago	358
Figura 5-53. Materia orgánica (DQO ₅). Importancia relativa de las cargas asociadas a los distintos tipos de aportes hídricos	359
Figura 5-54. Porcentajes de materia orgánica recibida por los distintos sectores del lago	359
Figura 5-55. Cargas anuales de materia orgánica evaluada como DQO ₅	360
Figura 5-56. Evolución temporal de las cargas mensuales de nitratos	361
Figura 5-57. Nitratos. Importancia relativa de las cargas asociadas a los distintos tipos de aportes hídricos	361
Figura 5-58. Importancia relativa de la entrada de nitratos a través de los distintos sectores del lago	362
Figura 5-59. Evolución temporal de las cargas mensuales de amonio	363
Figura 5-60. Importancia relativa de la entrada de amonio a través de los distintos sectores del lago	363
Figura 5-61. Amonio. Distribución porcentual de las cargas procedentes de aguas residuales urbanas e industriales (ARU, izq.) y de efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR, dcha.)	364
Figura 5-62. Evolución de las cargas anuales de nitrógeno total	365
Figura 5-63. Porcentajes de las distintas formas del nitrógeno en las cargas de entrada al lago	366
Figura 5-64. Concentraciones medias anuales de nitrógeno total y ratio Nt:Pt	366
Figura 5-65. Evolución de las cargas anuales de fósforo	367
Figura 5-66. Cargas mensuales de fósforo total	368
Figura 5-67. Porcentajes de las cargas de fósforo recibidas por los distintos sectores del lago	369
Figura 5-68. Concentraciones medias anuales de fósforo total y ratio Nt:Pt	369

Figura 5-69. Fósforo total. Distribución porcentual de las cargas procedentes de aguas residuales urbanas e industriales (ARU, izq.) y de efluentes de estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR, dcha.)	370
Figura 5-70. Escala temporal de la simulación del Escenario 1	371
Figura 5-71. Escenario 1. Valores simulados (línea roja) y medidos (puntos) en la estación B1 (centro del lago) de Clorofila a en $\mu\text{g/l}$. Periodo de enero-1995 a diciembre-2015. En enero 2005 se sustituyen el patrón de aportes actual (con vertidos) por el aporte de agua limpia desde Tous.....	371
Figura 5-72. Escenario 1. Valores simulados en la estación B1 (centro del lago) de disco de Secchi (transparencia) en m. Periodo de enero-1995 a diciembre-2015. En enero 2005 se sustituyen el patrón de aportes actual (con vertidos) por el aporte de agua limpia desde Tous.....	372
Figura 5-73. Escala temporal de la simulación del denominado Escenario 2	372
Figura 5-74. Escenario 2. Valores simulados (línea roja) y medidos (puntos) en la estación B1 (centro del lago) de Clorofila a en $\mu\text{g/l}$. Periodo de enero-1995 a diciembre-2015. En enero 2005 se adiciona al patrón de aportes actual (con vertidos) el aporte de agua limpia desde Tous	373
Figura 5-75. Ábaco de concentración media de clorofila a en el lago de L'Albufera en función de la concentración media de fósforo en los aportes y del volumen anual de los aportes hídricos.....	374

ÍNDICE DETALLADO

Resumen. Resúm. Abstract

Índice general

Abreviaturas, siglas, acrónimos y signos

Agradecimientos

1. Introducción	13
1.1. Antecedentes de la investigación	13
1.2. Objeto.....	14
1.3. El problema de investigación.....	18
1.4. Acotaciones al alcance	19
1.5. Metodología	21
1.5.1. Principales fuentes de información.....	21
1.5.2. Construcción del modelo	21
1.6. Estructura del documento	24
1.7. Conclusión	25
2. La realidad observada	27
2.1. Precisiones sobre las fuentes de información sobre calidad de aguas	27
2.2. L'Albufera de los sesenta: la situación anterior a la crisis de contaminación	30
2.2.1. Precarias redes de saneamiento y fuerte crecimiento demográfico.....	30
2.2.2. El Plan Sur de Valencia y sus consecuencias	33
2.2.3. Calidad de las aguas	35
2.3. La crisis de contaminación de principios de los setenta	38
2.3.1. Fuerte desarrollo sin infraestructuras de depuración.....	38
2.3.1.1. Antecedentes del colector Oeste	43
2.3.2. El <i>forward switch</i> en el lago	45
2.3.2.1. Funcionamiento ecológico de lagos someros.....	45
2.3.2.2. Las aguas de las acequias en los años setenta	46

2.3.2.3.	El cambio brusco de estado en el lago de L'Albufera.....	47
2.4.	Los ochenta: industrialización e hipereutrofización	50
2.4.1.	Infraestructuras hidráulicas en los ochenta.....	50
2.4.2.	Calidad de aguas en acequias y cauces.....	53
2.4.2.1.	Calidad de las aguas en acequias y barrancos	53
2.4.2.2.	Calidad biológica en el lago	53
2.4.2.3.	El efecto de las lluvias.....	55
2.5.	Los noventa: primeros efectos de los planes de saneamiento	58
2.5.1.	Infraestructuras	58
2.5.1.1.	Planes para el saneamiento de L'Albufera y obras clave.....	58
2.5.1.2.	Deficiencias evidentes en las cuencas norte y oeste	59
2.5.1.3.	El colector Oeste y sus problemas específicos.....	62
2.5.1.4.	Sin depuración en la cuencas del Sur	65
2.5.1.5.	Deficiencias en las poblaciones costeras y en el marjal sur.....	68
2.5.1.6.	Nuevos proyectos: el Plan POMAL	70
2.5.1.7.	El plan de reutilización del 1998.....	71
2.5.2.	Estado ecológico de L'Albufera	76
2.5.2.1.	Calidad de las acequias	76
2.5.2.2.	Calidad físico-química y biológica en el lago.....	76
2.5.2.3.	Las fases claras.....	82
2.6.	Los inicios del siglo XXI: bases para la rehabilitación.....	84
2.6.1.	Infraestructuras. Puesta en servicio de nuevas infraestructuras clave	84
2.6.1.1.	Las depuradoras Paterna-Fuente del Jarro y Ribera Alta I.....	84
2.6.1.2.	Mejoras sustanciales en la depuradora de Pinedo: tercera fase.....	88
2.6.1.3.	Sector Norte. Síntesis del estado de las redes municipales de saneamiento y drenaje.....	91
2.6.1.3.1	Pedanías de la ciudad de Valencia	95
2.6.1.3.2	Sedaví	96
2.6.1.3.3	Benetusser	100
2.6.1.3.4	Alfajar y Lloc Nou de la Corona.....	101
2.6.1.3.5	Massanassa	104
2.6.1.3.6	Picanya	105

2.6.1.3.7	Paiporta.....	107
2.6.1.3.8	Catarroja	108
2.6.1.3.9	Albal	114
2.6.1.3.10	Beniparrell.....	116
2.6.1.3.11	Alcàsser	117
2.6.1.3.12	Picassent	119
2.6.1.3.13	Silla.....	120
2.6.1.4.	Sector Norte. Descripción de las infraestructuras principales del sistema colector Oeste.....	125
2.6.1.4.1	Tramo E. B. Silla –E. B. Beniparrell.....	125
2.6.1.4.2	Tramo E. B. Beniparrell –E. B. Catarroja	127
2.6.1.4.3	Tramo E. B. Catarroja –E. B. Sedaví	128
2.6.1.4.4	Tramo E. B. Sedaví – EB Turia	130
2.6.1.4.5	Tramo E. B. Turia – EDAR Pinedo	130
2.6.1.4.6	Los alivios directos del colector Oeste.....	131
2.6.1.4.7	Problemática: conclusiones	134
2.6.1.5.	Sector suroeste. Redes locales y su conexión a la depuradora de Albufera Sur.....	136
2.6.1.5.1	Alginet.....	136
2.6.1.5.2	Almussafes	139
2.6.1.5.3	Benifaió	143
2.6.1.5.4	Sollana.....	144
2.6.1.5.5	EDAR de Albufera Sur y la red de saneamiento supramunicipal.....	144
2.6.1.6.	Puesta en servicio de los colectores generales y la depuradora de Algemesí - Albalat	148
2.6.1.7.	Sector Sur. Cambios sustanciales en los sistemas de saneamiento	152
2.6.2.	Evolución reciente: indicios de recuperación.....	160
2.6.2.1.	Mejoras de calidad en los ríos Júcar y Turia. Los efectos de las depuradoras de Ribera Alta I y Paterna	160
2.6.2.2.	Volumen de entradas.....	162
2.6.2.3.	Calidad de los aportes hídricos.....	166
2.6.2.4.	Vertidos urbanos e industriales a acequias. El caso de Sueca.....	167
2.6.2.5.	Recorrido por la acequia Real del Júcar.....	177

2.6.2.6.	Las descargas de los sistemas unitarios. El caso del colector Oeste.....	183
2.6.2.6.1	Muestreos puntuales durante lluvias poco intensas.....	183
2.6.2.6.2	Muestreos automáticos durante lluvias intensas	185
2.6.2.6.3	Tipificación de las escorrentías de lluvia a través de la red de acequias	189
2.6.2.7.	Los efectos de las lluvias en el lago	193
2.6.2.8.	El estado ecológico del lago.....	196
2.6.2.9.	Fases claras.....	198
2.6.3.	Nuevas actuaciones en marcha	199
2.6.3.1.	El Plan Rector de Uso y Gestión del Parque Natural.....	200
2.6.3.2.	Actuaciones de la Generalitat Valenciana.....	200
2.6.3.3.	Las conclusiones del Estudio para el desarrollo sostenible de L'Albufera.....	203
2.6.3.4.	El Programa AGUA Albufera.....	206
2.6.3.5.	Otras actuaciones de la administración central	218
2.7.	Conclusión	221
3.	Estado del arte.....	223
3.1.	Introducción	223
3.2.	El proceso de eutrofización de L'Albufera.....	223
3.2.1.	Los cambios ecológicos en lagos someros	223
3.2.1.1.	La teoría de los estados alternativos.....	223
3.2.1.2.	La restauración de lagos someros enriquecidos por nutrientes	225
3.2.2.	La degradación del lago de L'Albufera	227
3.2.3.	La evolución posterior del estado trófico de L'Albufera	228
3.3.	El conocimiento sobre el balance hídrico de L'Albufera	231
3.3.1.	El balance completo del lago y del humedal	231
3.3.2.	La relación de los acuíferos de la Plana de Valencia con los ríos Júcar y Turia y L'Albufera	232
3.3.3.	Las aportaciones superficiales procedentes del ciclo natural	234
3.3.4.	La relación con los sistemas de regadío de los ríos Júcar y Turia.....	235
3.3.5.	Las aguas residuales urbanas y los efluentes de estaciones depuradoras	238
4.	El modelo Cabhal.....	241
4.1.	Antecedentes y características generales	241

4.2.	Modelo del régimen natural	245
4.2.1.	Descripción general	245
4.2.2.	Datos de partida	245
4.3.	Modelo del régimen alterado	247
4.3.1.	Descripción general	247
4.3.2.	Modelos pseudo-distribuidos del regadío.....	248
4.3.2.1.1	Zona superior de la Ribera Alta (aguas arriba del sifón de Guadassuar en el río Magro)	251
4.3.2.1.2	Zona media de la ARJ	252
4.3.2.1.3	Arrozales de la ARJ.....	252
4.3.2.2.	Riegos de Sueca	253
4.3.2.2.1	Zona superior (Huerta de Sueca).....	253
4.3.2.2.2	Arrozales de Sueca	253
4.3.2.3.	Riegos de Cullera M.I.	254
4.3.2.3.1	Zona superior (Huerta de Cullera)	254
4.3.2.3.2	Arrozales de Cullera, margen izquierda.....	254
4.3.2.4.	Regadíos de la vega del Turia	254
4.3.2.4.1	Zona superior (Riegos de la huerta de Quart, Mislata y Favara)	254
4.3.2.4.2	Arrozales de Favara.....	255
4.3.2.4.3	Arrozales de la acequia del Oro	255
4.3.2.5.	Extrapolación de las series de datos de derivaciones fluviales	256
4.3.3.	Modelo del acuífero.....	257
4.3.4.	Efluentes de las estaciones depuradoras de aguas residuales	257
4.3.5.	Vertidos de aguas residuales.....	258
4.3.5.1.	Incorporación de vertidos de ARU al modelo del régimen alterado.....	258
4.3.5.2.	Correcciones tras el proceso de calibración	260
4.3.6.	Calibración conjunta de los modelos del régimen natural y alterado.....	262
4.3.6.1.	Calibración por comparación de la serie de caudales en Huerto de Mulet.....	262
4.3.6.2.	Calibración por comparación con los valores medidos en el perímetro de control	263
4.4.	Modelo del balance hídrico de L'Albufera	265
4.4.1.	Consideraciones previas sobre la gola de El Perelló	269

4.4.2.	Validación del modelo a partir de los datos de los equipos de medida de las golas	271
4.5.	Modelo de distribución espacial en el lago	271
4.5.1.	El modelo de los trece puntos	271
4.5.2.	Contraste y ajuste con datos aforados	275
4.6.	Modelo de calidad de las aguas influentes al lago	276
4.6.1.	Metodología	276
4.6.2.	Calibración del modelo	277
4.7.	Modelo de calidad de las aguas en el lago	285
4.7.1.	Antecedentes. El modelo Sobek WQ 2D Albufera	285
4.7.2.	Construcción del modelo hidrodinámico	285
4.7.3.	Construcción del modelo de calidad del agua	289
4.7.3.1.	Generalidades	289
4.7.3.2.	El ciclo del oxígeno	291
4.7.3.3.	Algas y nutrientes	291
4.7.3.4.	Intercambio del fósforo entre el sedimento y el agua	294
4.7.3.5.	Ambiente lumínico y profundidad de Secchi	296
4.7.3.6.	Sólidos en suspensión y sedimento	296
4.7.3.7.	Metales pesados	299
4.7.3.8.	pH	300
4.7.3.9.	Condiciones iniciales	301
4.7.4.	Calibración y validación del modelo de calidad del agua	303
4.7.4.1.	Información utilizada y períodos de estudio	303
4.7.4.2.	Procedimiento y objetivos	303
5.	Resultados y discusión	309
5.1.	Sobre la respuesta del modelo Cabhal frente a la realidad observada	309
5.1.1.	Resultados de los módulos relativos al balance hídrico	309
5.1.1.1.	Caudales en el río Júcar	309
5.1.1.2.	Caudales en el perímetro de control	310
5.1.1.3.	Caudales superficiales de salida desde el lago a través de las golas	312
5.1.1.4.	Caudales totales de salidas superficiales desde el parque natural a través de las golas	313

5.1.2.	Resultados del modelo de calidad de las aguas influentes	316
5.1.3.	Resultados del modelo de calidad de agua en el lago.....	324
5.1.3.1.	Introducción	324
5.1.3.2.	Sedimentos, sólidos en suspensión y pH.....	324
5.1.3.3.	Oxígeno y materia orgánica	327
5.1.3.4.	El ciclo del nitrógeno	330
5.1.3.5.	El ciclo del fósforo	331
5.1.3.6.	El crecimiento de algas y la transparencia	333
5.2.	Sobre la evolución del balance hídrico en L'Albufera	341
5.2.1.	Resultados del balance en el lago	341
5.2.2.	Resultados del balance en el parque natural	345
5.2.3.	Comparación con otros trabajos en curso	348
5.2.3.1.	Modelo Patrical	348
5.2.3.2.	Estudios para la estimación de demandas agrícolas con datos de seguimiento del Plan hidrológico del Júcar	352
5.2.3.3.	Trabajos del IGME en curso	355
5.3.	Sobre la evolución de las cargas contaminantes en el lago	357
5.3.1.	Materia orgánica	357
5.3.2.	Nitrógeno	360
5.3.2.1.	Nitratos	360
5.3.2.2.	Amonio.....	363
5.3.2.3.	Nitrógeno total.....	364
5.3.3.	Fósforo total.....	366
5.4.	Sobre la aplicación a la simulación de escenarios	370
6.	Conclusiones	377
6.1.	Introducción	377
6.2.	Conclusiones sobre los problemas planteados en la investigación.....	377
6.2.1.	Conclusiones previas sobre la realidad observada	377
6.2.2.	Conclusiones respecto a la aptitud del modelo Cabhal para reproducir la realidad observada	378
6.2.2.1.	El balance hídrico.....	378
6.2.2.2.	Las cargas contaminantes.....	380

6.2.2.3.	La calidad de las aguas en el lago	381
6.2.3.	Conclusiones respecto a los resultados finales del modelo Cabhal.....	382
6.2.3.1.	Conclusiones respecto a la evolución del balance hídrico	383
6.2.3.2.	Conclusiones respecto a la evolución de las cargas contaminantes	384
6.2.3.3.	Conclusiones sobre la aplicación del modelo a la simulación de escenarios.....	387
6.3.	Implicaciones prácticas y limitaciones	388
6.4.	Propuesta de investigaciones futuras	391
Referencias bibliográficas		393
Lista de tablas		407
Lista de figuras		411
Índice detallado.....		425