



## TESIS DOCTORAL

**MODELO DISTRIBUIDO DE SIMULACIÓN DEL  
CICLO HIDROLÓGICO Y CALIDAD DEL AGUA,  
INTEGRADO EN SISTEMAS DE INFORMACIÓN  
GEOGRÁFICA, PARA GRANDES CUENCAS.  
APORTACIÓN AL ANÁLISIS DE PRESIONES E  
IMPACTOS DE LA DIRECTIVA MARCO DEL  
AGUA.**

Doctorando: Miguel Ángel Pérez Martín

Directores: Teodoro Estrela Monreal

Joaquín Andreu Álvarez

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA

Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos

Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Junio de 2005



A Patricia y mi familia





## AGRADECIMIENTOS

A mis tutores D. Joaquín Andreu Álvarez y D. Teodoro Estrela Monreal por su dedicación y trabajo que han posibilitado el desarrollo de esta tesis doctoral. Me gustaría mostrar un especial agradecimiento a D. Joaquín Andreu Álvarez por todo el esfuerzo, medios y ánimo que ha depositado, en los últimos años, en mi formación y desarrollo como profesional.

A la Comisión de las Comunidades Europeas por su financiación a través del proyecto "Water resources Management Under Drought Conditions, WAM-ME", contrato ICA3.1999.00014 (Directorate General XII Science, Research & Development); y del proyecto "SEDEMED - Sécheresse et Desertification dans les bassins méditerranéens", ref. 2002-02-4.4-1084 (INTERREG III B-Mediterranée Occidentale).

Al Ministerio de Educación y Cultura de España por su financiación a través de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología, CICYT mediante el proyecto "Desarrollo de Elementos de un Sistema Soporte de Decisión para la Gestión de Recursos Hídricos", contrato HID1999-0656 y el proyecto "Sistema de apoyo a la decisión para la gestión cuantitativa, cualitativa y ambiental de cuencas hidrográficas", referencia REN2002/03192.

A mis compañeros del Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos del Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia por la colaboración prestada.

A todo el personal técnico de la Confederación Hidrográfica del Júcar por la información y los datos proporcionados que han hecho posible la elaboración de esta tesis doctoral. Al Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX por la colaboración prestada.

Por último, agradecer a mi familia, a mis padres y hermanos, la comprensión que han mostrado frente a mi trabajo y dedicación.



## RESUMEN

El agua como recurso natural en condiciones adecuadas para los ecosistemas terrestres y las actividades humanas es cada vez más escasa, lo cual es origen de tensiones crecientes entre los diferentes grupos sociales. A esta escasez se suma la capacidad actual del ser humano de modificar significativamente el ciclo hidrológico, tanto cuantitativa como cualitativamente, por lo que el recurso natural puede verse mermado, una vez más, de forma importante por las actividades humanas.

La calidad del agua en las masas de agua superficiales y subterráneas depende de las características naturales de la cuenca así como de las afecciones antrópicas que se producen en la misma, y es un aspecto determinante de la salud de los ecosistemas acuáticos y de las actividades humanas que se puedan desarrollar en un territorio.

Actualmente, un paso crucial para poder determinar la situación de las masas de agua y su previsible evolución futura, consiste en conocer adecuadamente el ciclo hidrológico en su etapa terrestre y como le afectan las actividades humanas. Debido a que la degradación de la calidad del agua genera externalidades negativas en el medio ambiente, y finalmente en todas las actividades humanas que pueden tener un impacto muy elevado, la sociedad europea, consciente de esta situación, establece mediante la Directiva 60/2000/CE Marco del Agua (DMA) (EC, 2000) el desarrollo de un proceso de análisis y de actuaciones para mejorar el estado de todas las masas de agua europeas en el año 2015. Uno de los pasos de este proceso es el "Análisis de Presiones e Impactos", en el cual se trata de identificar las presiones que ejercen las actividades humanas y al mismo tiempo relacionarlas con los impactos que se producen en las masas de agua, de forma que se puedan establecer las medidas necesarias que mayor efectividad tengan en la mitigación de los impactos de las actividades humanas.

En la presente tesis doctoral se ha desarrollado un módulo o herramienta para la modelación matemática del ciclo hidrológico y calidad del agua en grandes cuencas hidrográficas, dedicando especial atención a la componente subterránea y a las relaciones río-acuífero. El objeto de este módulo consiste en poder construir modelos de simulación que permitan conocer los flujos de agua, con sus características químicas, que se producen en una cuenca hidrográfica. El módulo PATRICAL (Precipitación Aportación en Tramos de Red Integrados con Calidad del Agua) permite construir modelos espacialmente distribuidos del ciclo hidrológico, obteniendo los flujos de agua que se producen en los diferentes puntos de la cuenca y los niveles piezométricos medios en los acuíferos. Además, incluye la simulación del contenido de nitrato y de la conductividad eléctrica del agua en el suelo, en el medio no saturado, en los acuíferos y en las aguas superficiales.

Se ha definido también, en esta tesis, una metodología de aplicación gradual para la realización del análisis de presiones e impactos establecido en la DMA, de forma que los modelos de simulación que se construyen con esta herramienta permiten realizar la fase más compleja del análisis de presiones e impactos y también se podrá, con los mismos, cuantificar el efecto de las medidas que se definan en el futuro.

La utilidad práctica de la herramienta y metodología desarrollada se demuestra con la aplicación que se ha realizado, la construcción de un modelo de simulación de una cuenca de gran tamaño como es el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar, con más de 42.000 km<sup>2</sup>, obteniéndose los flujos de agua que se producen en la misma y los valores de concentración de nitrato y de conductividad eléctrica en las masas de agua superficiales y subterráneas. Estos resultados permiten identificar los agentes causantes de las modificaciones de las condiciones químicas en los diferentes puntos de la cuenca y, además, conocer la evolución histórica y la tendencia hacia el futuro.



## SÍNTESI

L'aigua com a recurs natural en condicions adequades per als ecosistemes terrestres i les activitats humanes és cada vegada més escàs, la qual cosa és origen de tensions creixents entre els diferents grups socials. A esta escassetat es suma la capacitat actual del ser humà de modificar significativament el cicle hidrològic, tant quantitativa com qualitativament, motiu pel qual el recurs natural pot veure's minvat, una vegada més, de forma important per les activitats humanes.

La qualitat de l'aigua en les masses d'aigua superficials i subterrànies depèn de les característiques naturals de la conca així com de les afeccions antròpiques que es produeixen en la mateixa, i és un aspecte determinant de la salut dels ecosistemes aquàtics i de les activitats humanes que es puguin desenvolupar a un territori.

Un pas crucial, actualment, per a poder determinar la situació de les masses d'aigua i la seua previsible evolució futura, consisteix a conèixer adequadament el cicle hidrològic en la seua etapa terrestre i com li afecten les activitats humanes. Pel fet que la degradació de la qualitat de l'aigua genera externalitats negatives en el medi ambient i, finalment, en totes les activitats humanes que poden tindre un impacte molt elevat, la societat europea conscient d'esta situació estableix, per mitjà de la Directiva 60/2000/CE Marc de les Aigües (DMA) (EC, 2000) el desenvolupament d'un procés d'anàlisi i d'actuacions per a millorar l'estat de totes les masses d'aigua europees l'any 2015. Un dels passos d'aquest procés és el "Anàlisi de Pressions e Impactes", en el qual es tracta d'identificar les pressions que exerceixen les activitats humanes i, al mateix temps, relacionar-les amb els impactes que es produeixen en les masses d'aigua, de manera que es puguin establir les mesures necessàries en les activitats humanes que major efectivitat tinguen en la mitigació dels impactes que es produeixen.

En la present tesi doctoral s'ha desenvolupat un mòdul o ferramenta per a realitzar la modelació matemàtica del cicle hidrològic i de la qualitat de les aigües en conques hidrogràfiques de gran tamany, dedicant especial atenció a la component subterrània i a les relacions riu-aqüífer. L'objecte d'aquest mòdul consisteix a poder construir models de simulació que permeten conèixer els fluxos d'aigua, amb les seues característiques químiques, que es produeixen a una conca hidrogràfica. El mòdul PATRICAL (Precipitació Aportació en Trams de Xarxa Integrats amb Qualitat de les Aigües) permet construir models espacialment distribuïts del cicle hidrològic, obtenint els fluxos d'aigua que es produeixen a diferents punts de la conca i els nivells piezomètrics en els aqüífers, a més inclou la simulació del contingut de nitrat i de la conductivitat elèctrica de l'aigua en el sòl, en el medi no saturat, en els aqüífers i en les aigües superficials.

S'ha definit, en aquesta tesi doctoral, una metodologia d'aplicació gradual per a la realització de l'anàlisi de pressions e impactes establert en la DMA, de forma que els models de simulació que es construeixen amb aquesta ferramenta permeten realitzar la fase més complexa de l'anàlisi de pressions e impactes, i també es podrà, amb els mateixos, quantificar l'efecte de les mesures que es definisquen en el futur.

La utilitat pràctica de la ferramenta i metodologia desenvolupada es demostra amb l'aplicació que s'ha realitzat, la construcció d'un model de simulació d'una conca de gran tamany, com és l'àmbit de la Confederació Hidrogràfica del Xúquer de més de 42.000 km<sup>2</sup>, obtenint-se els fluxos d'aigua que es produeixen en la mateixa i els valors de concentració de nitrat i de conductivitat elèctrica en les masses d'aigua superficials i subterrànies. Aquests resultats permeten identificar els agents causants de les modificacions de les condicions químiques als diferents punts de la conca, i a més, conèixer l'evolució històrica i la tendència cap al futur.



## ABSTRACT

Water as natural resource in conditions adapted for the terrestrial ecosystems and the human activities is more and more scarce, which is origin of increasing tensions between the different social groups. The present-day capability of the human to modify the hydrologic cycle significantly adds to this scarcity, as much of quantitative form as of qualitative form, reason why the natural resource can be seen decreased, once again, of important form by the human activities

Water quality in the superficial and groundwater bodies depends on the natural characteristics of the river basin and human affections that take place in the same one, and it is a determinant aspect of the health of the aquatic ecosystems and the human activities that can be developed in a territory.

At the moment, a crucial step to be able to determine the situation of water bodies and its foreseeable future evolution consists of suitably knowing the hydrologic cycle in its terrestrial stage and as it affect human activities to it. Because the degradation of the quality of water generates negative external effects in the environment and finally, in all the human activities that they can have a very high impact, the European society, conscious of this situation, establishes by means of the Directive 60/2000/CE Frame of Waters (WFD) (EC, 2000) the development of a analysis process and performances to improve the state of all the European water bodies in 2015. One of the steps of this process is the "Analysis of Pressures and Impacts", in which one tries to identify the pressures that exercise the human activities and at the same time to relate them to the impacts that take place in the water bodies, so that the necessary measures can be established that greater effectiveness must to reduce the impacts of the human activities

In this doctoral thesis it has developed a module or tool for the mathematical modeling of the hydrologic cycle and the quality of water to large basins, dedicating especial attention to the underground component and relations river-aquifer. The object of this module consist of being able to do simulation models that allow to know water flows, with their chemical characteristics, that take place in a hydrographic river basin. The module PATRICAL allows to construct spacely distributed models of the hydrologic cycle, getting the water flows that are produced in the different points from the river basin and piezometric levels in the aquifers, in addition includes the simulation of the nitrate contents and of the electrical conductivity of water in the soil, in means non saturated, in the aquifers and in surface waters bodies.

Besides, in this doctoral thesis has been defined a methodology of gradual application for the accomplishment pressures and impacts analysis established in the WFD, in order to simulation models that they are constructed with this tool they allow to make the most complex phase of pressures and impacts analysis, and also it will be able with them to quantify the effect of the measures that are defined in the future.

The practical utility of the tool and developed methodology is demonstrated with the application that have been made, the construction of a simulation model of a large basin, the Júcar River District of over 42,000 km<sup>2</sup>, obtaining water flows that are produced in the same one and concentration values of nitrate and electrical conductivity in the superficial and underground water bodies. These results allow to identify the agents that cause chemical conditions modifications in the different points from the river basin, and in addition to know the historical evolution and the tendency towards the future.





## ÍNDICE GENERAL

1	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....	1
1.1	Objetivos .....	4
1.2	Estructura de la tesis doctoral.....	7
2	ESTADO DEL ARTE .....	9
2.1	Modelos de evaluación de recursos hídricos.....	14
2.2	El ciclo del nitrógeno.....	49
2.3	Modelos de simulación de la calidad del agua .....	59
2.4	Estudios sobre la calidad físico-química de las aguas naturales .....	63
3	METODOLOGÍA .....	75
3.1	Justificación del análisis.....	77
3.2	Análisis de presiones e impactos en la Directiva Marco del Agua .....	81
3.3	Metodología propuesta.....	84
3.4	Módulo de simulación del ciclo hidrológico y calidad del agua "Patrical" .....	91
3.5	Integración con la modelación de la calidad en una cuenca hidrográfica .....	94
4	MODELOS PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA .....	97
4.1	Software desarrollado .....	99
4.2	Modelo para el análisis en estado estacionario .....	100
4.3	Modelo de simulación hidrológica y calidad del agua .....	102
5	CASO DE ESTUDIO: CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL JÚCAR.....	145
6	APLICACIÓN AL CASO DE ESTUDIO .....	163
6.1	Presiones e impactos en estado estacionario .....	166
6.2	Aplicación del modelo hidrológico y de calidad del agua .....	205

7	RESUMEN, CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS.....	349
7.1	Resumen.....	351
7.2	Conclusiones .....	357
7.3	Líneas futuras.....	368
8	REFERENCIAS.....	371

## ÍNDICE DETALLADO

1	INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS.....	1
1.1	Objetivos .....	4
1.2	Estructura de la tesis doctoral.....	7
2	ESTADO DEL ARTE .....	9
2.1	Modelos de evaluación de recursos hídricos.....	14
2.1.1	Modelos empíricos .....	18
2.1.2	Modelos conceptuales .....	18
2.1.2.1	Modelo Thornthwaite y sus evoluciones .....	19
2.1.2.2	Modelo PALMER y el modelo ABCD .....	23
2.1.2.3	Modelo Stanford y sus evoluciones .....	24
2.1.2.4	Modelo Sacramento.....	28
2.1.2.5	Modelo del Número de Curva y sus evoluciones.....	28
2.1.2.6	Modelo de Témez y sus evoluciones .....	34
2.1.2.7	Otros modelos .....	34
2.1.3	Modelos físicamente basados .....	36
2.1.3.1	Modelo SWAT y su evolución .....	38
2.1.3.2	Modelo SMDR y su evolución .....	41
2.1.3.3	Modelo ANSWERS y su evolución.....	43
2.1.3.4	Modelo TOPMODEL.....	44
2.1.3.5	Modelo SHE.....	45
2.1.3.6	Otros modelos .....	46
2.2	El ciclo del nitrógeno.....	49
2.2.1	Nitrato lixiviado.....	55
2.3	Modelos de simulación de la calidad del agua .....	59

2.4	Estudios sobre la calidad físico-química de las aguas naturales .....	63
3	METODOLOGÍA .....	75
3.1	Justificación del análisis .....	77
3.2	Análisis de presiones e impactos en la Directiva Marco del Agua .....	81
3.3	Metodología propuesta.....	84
3.3.1	Análisis en estado estacionario.....	86
3.3.2	Análisis detallado. Modelo de calidad del agua .....	88
3.4	Módulo de simulación del ciclo hidrológico y calidad del agua "Patrical" .....	91
3.5	Integración con la modelación de la calidad en una cuenca hidrográfica .....	94
4	MODELOS PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA .....	97
4.1	Software desarrollado .....	99
4.2	Modelo para el análisis en estado estacionario .....	100
4.3	Modelo de simulación hidrológica y calidad del agua .....	102
4.3.1	Revisión del modelo hidrológico .....	103
4.3.2	Modelación de la calidad del agua.....	125
4.3.2.1	Modelación de los nitratos .....	129
4.3.2.1.1	Formulación del modelo.....	130
4.3.2.2	Modelación de la conductividad eléctrica del agua .....	137
4.3.2.2.1	Formulación del modelo.....	137
5	CASO DE ESTUDIO: CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL JÚCAR.....	145
5.1.1	Identificación de las Fuerzas Motrices .....	159
6	APLICACIÓN AL CASO DE ESTUDIO .....	163
6.1	Presiones e impactos en estado estacionario .....	166
6.1.1	Análisis de presiones en las masas de agua.....	169

6.1.1.1	Efectos de las abstracciones de agua en los caudales naturales	169
6.1.1.2	Presiones por contaminación puntual y difusa.....	179
6.1.2	Impactos en las masas de agua superficiales.....	189
6.1.2.1	Impacto comprobado .....	192
6.1.2.2	Impacto probable.....	194
6.1.2.3	Combinación de indicadores .....	198
6.1.3	Masas de agua superficiales en riesgo.....	200
6.1.4	Conclusiones del análisis en estado estacionario.....	203
6.2	Aplicación del modelo hidrológico y de calidad del agua.....	205
6.2.1	Modelo hidrológico .....	206
6.2.1.1	Parámetros del modelo .....	206
6.2.1.2	Simulaciones hidrológicas.....	228
6.2.1.2.1	Modelación de aportaciones en régimen natural.....	231
6.2.1.2.2	Modelación de aportaciones con las abstracciones y retornos	241
6.2.2	Simulación de la calidad del agua.....	260
6.2.2.1	Simulación del transporte del nitrato .....	262
6.2.2.1.1	Datos de entrada al modelo .....	262
6.2.2.1.2	Valores medios de concentración de nitrato muestreados en ríos y acuíferos .....	269
6.2.2.1.3	Parámetros del modelo .....	271
6.2.2.1.4	Resultados obtenidos .....	274
6.2.2.1.5	Escenarios planteados.....	297
6.2.2.2	Simulación de la conductividad eléctrica del agua .....	314
6.2.2.2.1	Datos de entrada al modelo .....	314

6.2.2.2.2	Valores medios de conductividad eléctrica del agua muestreados en ríos y acuíferos .....	319
6.2.2.2.3	Parámetros del modelo .....	323
6.2.2.2.4	Resultados obtenidos .....	324
7	RESUMEN, CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS.....	349
7.1	Resumen.....	351
7.2	Conclusiones .....	357
7.3	Líneas futuras.....	368
8	REFERENCIAS.....	371

## ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Características químicas del agua de nieve y de la lluvia, concentraciones en mg/l (USGS, 1985).....	63
Tabla 2. Características químicas principales de las aguas marinas (USGS, 1985).....	64
Tabla 3. Conductividad eléctrica del agua según el tipo de roca (USGS, 1985).....	73
Tabla 4. Valores numéricos que definen de las direcciones de drenaje en cada celda.....	101
Tabla 5 Valores medios de las principales variables hidrológicas y evolución en los últimos años en la CHJ (OPH, 2004).....	153
Tabla 6. Principales fuentes de contaminación puntual.....	180
Tabla 7. Criterios de asignación del riesgo de no alcanzar el buen estado ecológico en función de la presión y el impacto. ....	201
Tabla 8. Reclasificación del mapa de usos del suelo para la obtención del mapa de $H_{max}$ . ....	210
Tabla 9. Reclasificación del mapa de geología para la obtención del mapa correspondiente al parámetro $I_{max}$ . ....	214
Tabla 10. Coeficientes de descarga, coeficientes de almacenamiento, umbral de descarga y umbral de colgamiento de los acuíferos.....	226
Tabla 11. Aportes, extracciones y excedente de nitrógeno (kg de N) para la CHJ en el año 2002. ....	265
Tabla 12. Valores de los parámetros para la simulación del transporte de nitratos.....	271
Tabla 13. Reclasificación de las distintas formaciones geológicas en conductividades eléctricas del agua (microS/cm). ....	315
Tabla 14. Reclasificación de los usos de suelo en conductividades eléctricas del agua (microS/cm). ....	317
Tabla 15. Valores de los parámetros para la simulación de la conductividad eléctrica.....	323





## ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema de modelo subagregado (tomado de USACE, 1998).....	17
Figura 2. Ejemplo de modelo distribuido. Sistema Hidrológico Europeo (tomado de Ruiz, 1999). .....	17
Figura 3. Modelo conceptual de reducido número de parámetros (adaptado de Estrela, 1992b). .....	20
Figura 4. Modelo de THORNTHWAITE T de simulación mensual (Thornthwaite and Mather, 1955).....	21
Figura 5. Modelo de THORNTHWAITE T de simulación diaria (Thornthwaite and Mather, 1957) .....	22
Figura 6. Modelo SMR (adaptado de Frankenberger et al., 1999).....	22
Figura 7. Modelo de balance de agua abcd (Thomas, 1981). .....	24
Figura 8. Diagrama de flujo del modelo STANFORD IV (tomado de Estrela, 1992b) .....	24
Figura 9. Sistema de información y aplicación del modelo HSPF por las Agencia EPA y USGS.26	
Figura 10. Sistema integrado de modelación BASINS, aplicación subagregada, agregada por subcuencas.....	27
Figura 11. Generación de escorrentía con el paso del tiempo. ....	30
Figura 12. Modelo subagregado HEC-GeoHMS (tomado de USACE, 2003). .....	32
Figura 13. Esquema subagregado del modelo AnnAGNPS (tomada de Cronshey and Theurer, 1998).....	33
Figura 14. Modelo conceptual distribuido SIMPA aplicado a España (MIMAM, 2000). .....	34
Figura 15. Balance de humedad del suelo.....	38
Figura 16. Versión del modelo SWAT conectada con el SIG ArcView (Di Luzio et al., 2002). .....	39
Figura 17. Modelo SMDR y discretización en celdas y capas (tomado de Cornell U., 2003). .....	43
Figura 18. Procesos hidrológicos y distribución espacial del modelo ANSWERS-2000 (tomado de ANSWERS, 2000).....	44
Figura 19. Modelo MIKE-SHE (tomado de DHI, 2004). .....	46
Figura 20. Modelo GSSHA dentro del sistema WMS. ....	47
Figura 21. Ciclo del nitrógeno (Miljøstyrelsen, 1984). .....	50
Figura 22. Procesos del ciclo del nitrógeno en el suelo, (modificado de Havlin et al., 1999). .....	50
Figura 23. Lixiviado y producción según la dosis de fertilizante en una zona agrícola con maíz (adaptado de EEA, 2000). .....	57
Figura 24. Lixiviación frente abonado y drenaje. Izquierda Nielsen et al. (1979), derecha Pratt (1984). .....	57
Figura 25. Esquema y relaciones de los módulos de simulación del modelo AnnAGNPS (AnnAGNPS, 2003).....	62

Figura 26. Fisiografía distribuida de una cuenca hidrológica con usos de suelo (lado izquierdo) y agrupación en subcuencas para el modelo subagregado del modelo SWAT (tomado de Di Luzio et al., 2002).	62
Figura 27. Relación entre la concentración de cloruro de potasio (mg/l) y la conductividad eléctrica (microS/cm) (USGS, 1985).	65
Figura 28. Relación en los caudales diarios entre sólidos disueltos (mg/l) y conductividad eléctrica (microS/cm). Río Gila en Bylas, Arizona (USGS, 1985).	66
Figura 29. Relación en los caudales diarios entre la conductividad eléctrica (microS/cm), los cloruros (mg/l), los sulfatos (mg/l) y la dureza del agua (calcio y magnesio) (mg/l) y. Río Gila en Bylas, Arizona (USGS, 1985).	66
Figura 30. Milimoles por litro de iones y cationes de aguas procedentes de acuíferos formados por rocas ígneas (tomado de USGS, 1985).	68
Figura 31. Milimoles por litro de iones y cationes de aguas procedentes de acuíferos formados por rocas metamórficas (tomado de USGS, 1985).	69
Figura 32. Milimoles por litro de iones y cationes de aguas procedentes de acuíferos formados por rocas sedimentarias de tipo meteorizadas (tomado de USGS, 1985).	70
Figura 33. Milimoles por litro de iones y cationes de aguas procedentes de acuíferos formados por rocas sedimentarias de tipo aluvial arcilloso (tomado de USGS, 1985).	71
Figura 34. Milimoles por litro de iones y cationes de aguas procedentes de acuíferos formados por rocas sedimentarias formadas por precipitación química (tomado de USGS, 1985).	72
Figura 35. Milimoles por litro de iones y cationes de aguas procedentes de acuíferos formados por rocas sedimentarias de tipo evaporítico (USGS, 1985).	73
Figura 36. Producción global de los ecosistemas (dólares/año/ha) (tomado de Costanza et al., 1997).	80
Figura 37. Contenidos del artículo 5 de la DMA para finales del año 2004 (adaptado de EC, 2002a).	82
Figura 38. Análisis de presiones e impactos y programa de medidas, metodología DPSIR. (adaptado de EC, 2002a).	84
Figura 39. Metodología de análisis de presiones e impactos y evaluación de la efectividad del programa de medidas.	85
Figura 40. Análisis estacionario de combinación de presiones e impactos para obtener el riesgo (elaboración propia y publicado en CHJ, 2004).	87
Figura 41. Simulación del ciclo hidrológico con el modelo Patrical.	89
Figura 42. Simulación del transporte de sustancias químicas con el modelo Patrical.	90
Figura 43. Régimen natural y régimen alterado en la componente subterránea y evaluación de afecciones.	92
Figura 44. Metodología para la simulación de la calidad del agua, resultados y aplicaciones.	93
Figura 45. Modelo SIMGES de simulación de la gestión del sistema Júcar.	95
Figura 46. Integración entre el modelo Patrical y el modelo SIMGES-GESCAL para la simulación de la calidad en una cuenca hidrográfica.	96

Figura 47. Funcionamiento del modelo Patricial en el SIG GRASS en el entorno de Windows..	100
Figura 48. Modelo de direcciones de drenaje 500 m x 500 m (los valores numéricos indican la dirección en que se produce el drenaje de cada celda).....	101
Figura 49. Modelación del ciclo en dos capas, zona superficial y zona profunda o acuífero. ....	104
Figura 50. Esquema de flujo del modelo conceptual del ciclo hidrológico Patricial. ....	105
Figura 51. Ley regional de Budyko .....	107
Figura 52. Transformación de la precipitación líquida en excedente y balance en el suelo.....	108
Figura 53. Ley de generación de excedentes.....	109
Figura 54. Ley de excedentes junto a la evapotranspiración real, la humedad del suelo y las pérdidas totales obtenidas mediante el modelo de Témez.....	111
Figura 55. Función de distribución de la humedad del suelo obtenida para la cuenca del embalse de Amadorio en la Marina Baja, según la formulación de Témez.....	112
Figura 56. Evapotranspiración y salidas de la superficie del terreno (infiltración y escorrentía superficial) en función del contenido de humedad del suelo. ....	113
Figura 57. Relaciones entre el ratio ET/ETP y la humedad disponible en el suelo. Adaptado de Estrela (1992).....	114
Figura 58. Evapotranspiración real de la vegetación frente al contenido de humedad del suelo del modelo de Témez (1977) con la modificación propuesta. ....	114
Figura 59. Ley de excedentes junto a la evapotranspiración real, la humedad del suelo y las pérdidas totales obtenidas mediante la formulación propuesta.....	115
Figura 60. Función de distribución de la humedad del suelo obtenida para la cuenca del embalse de Amadorio en la Marina Baja, según la formulación de Témez y la modificada. ....	116
Figura 61. Función de distribución de la humedad del suelo obtenida para la cuenca del embalse de Alarcón en el río Júcar, según la formulación de Témez y la modificada.....	116
Figura 62. Conexión del acuífero con el río.....	120
Figura 63. Transferencias laterales entre acuíferos. ....	121
Figura 64. Transmisividad equivalente de dos acuíferos conectados en serie.....	121
Figura 65. Acuífero rectangular homogéneo conectado a un río totalmente penetrante. ....	122
Figura 66. Obtención aproximada del ancho del acuífero para la aplicación de la formulación. ....	123
Figura 67. Zonas vulnerables a la contaminación por nitratos. D 91/676/EEC (tomado de OPH, 2004).....	127
Figura 68. División del terreno para la simulación de la calidad química del agua. ....	128
Figura 69. Ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar y Comunidades Autónomas (tomado de OPH, 2004). ....	147
Figura 70. Modelo digital del terreno de la CHJ (tomado de OPH, 2004). ....	148
Figura 71. Sistemas de explotación de la CHJ (tomado de OPH, 2004). ....	149
Figura 72 Precipitación anual (mm) para el ámbito de la CHJ (OPH, 2004). ....	151
Figura 73 Distribución espacial de la lluvia media anual en el ámbito de la CHJ (OPH, 2004). ....	151

Figura 74. Principales componentes del ciclo hidrológico en la CHJ del periodo 1940/41 a 2002/03 (OPH, 2004).	152
Figura 75 Aportación total (hm <sup>3</sup> ) en régimen natural para el ámbito de la CHJ (OPH, 2004).	152
Figura 76. Principales embalses en el ámbito de CHJ (OPH, 2004).	154
Figura 77 Unidades Hidrogeológicas de la Confederación Hidrográfica del Júcar y unidades compartidas con otras Confederaciones (tomado de OPH, 2004)	155
Figura 78. Unidades hidrogeológicas en el ámbito de la CHJ (OPH, 2004).	156
Figura 79. Conectividad entre las unidades hidrogeológicas del ámbito de la CHJ (MIMAM, 2001).	157
Figura 80. Balance y transferencias laterales de las UHG del Turia, Palencia, Mijares y Cénia (MIMAM, 2001).	157
Figura 81. Unidades Hidrogeológicas del río Turia y esquema de transferencias (OPH, 2002).	158
Figura 82. Población total (residente e incremento del turismo) en la CHJ comparadas con las previsiones de población del PHJ (OPH, 2004).	160
Figura 83. Evolución de la superficie regada en el ámbito de CHJ (OPH, 2004).	160
Figura 84. Tipos de cultivos de regadío en la cuenca (OPH, 2004).	161
Figura 85. Estaciones hidroeléctricas en la cuenca (OPH, 2004).	161
Figura 86. Producción hidroeléctrica y coeficiente medio energético de centrales fluyentes y de pie de presa de la CHJ (OPH, 2004).	162
Figura 87. Depósito superior de la central reversible de Cortes-La Muela (CHJ, 2004).	162
Figura 88. Proceso de análisis de presiones e impactos de la Guía IMPRESS (tomado de EC, 2002a).	169
Figura 89. Demandas totales en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar (estimación año 2002) (OPH, 2004).	170
Figura 90. Dotaciones (l/hab./día) utilizadas para estimar la demanda urbana (OPH, 2004).	171
Figura 91. Evolución de la demanda urbana estimada en el ámbito territorial de la CHJ (OPH, 2004).	171
Figura 92. Dotaciones brutas (m <sup>3</sup> /ha/año) de las UDAs definidas en el ámbito de la CHJ (OPH, 2004).	172
Figura 93. Pívor de riego por aspersión en la llanura Manchega (OPH, 2004).	173
Figura 94. Riego por goteo en la CHJ (OPH, 2004).	173
Figura 95. Evolución de la demanda de agua (hm <sup>3</sup> ) para uso agrícola en el ámbito de CHJ (OPH, 2004).	173
Figura 96. Evolución de las abstracciones por usos en la CHJ (OPH, 2004).	175
Figura 97. Volumen de agua turbinado por las centrales hidroeléctricas de pie de presa, de caudales fluyentes y total (OPH, 2004).	175
Figura 98. Volumen de agua bombeado-turbinado en Cortes-La Muela (OPH, 2004).	176
Figura 99. Presión por abstracciones de los usos urbanos e industriales sobre las masas de agua (detalle del área metropolitana de Valencia) (CHJ, 2004).	177

Figura 100. Zonas agrícolas y superficies regadas acumuladas sobre las masas de agua (CHJ, 2004).....	177
Figura 101. Dotaciones brutas en las zonas agrícolas (m <sup>3</sup> /ha/año) y presión por abstracciones de los usos agrícolas sobre las masas de agua (CHJ, 2004).....	178
Figura 102. Vertidos urbanos con (color azul) y sin (color rojo) grandes plantas de tratamiento de aguas residuales (CHJ, 2004). ....	181
Figura 103. Volumen acumulado de vertidos urbanos con y sin grandes plantas de tratamiento de aguas residuales (CHJ, 2004). ....	182
Figura 104. Vertidos industriales clasificados por el volumen y por el grado de peligrosidad de la actividad (CHJ, 2004). ....	182
Figura 105. Vertidos industriales en una pequeña área próxima a la ciudad de Valencia (CHJ, 2004).....	183
Figura 106. Localización de piscifactorías e información asociada en base de datos (CHJ, 2004). ....	184
Figura 107. Decaimiento del efecto del vertido en función de la distancia (CHJ, 2004). ....	185
Figura 108. Presión producida por las piscifactorías en masas de agua superficiales, no considerando la autodepuración (lado izquierdo, en hm <sup>3</sup> ) y considerando la autodepuración (lado derecho) (CHJ, 2004). ....	185
Figura 109. Presión producida por los vertidos urbanos en las masas de agua (CHJ, 2004). ....	186
Figura 110. Presión producida por los vertidos industriales en las masas de agua (CHJ, 2004). ....	186
Figura 111. Presión producida por los retornos de riego en las masas de agua de la CHJ (CHJ, 2004).....	187
Figura 112. Mapas necesarios para la obtención del indicador de presión (elaboración propia). ....	188
Figura 113. Indicador global de presión por contaminación en las masas de agua superficiales de la CHJ (CHJ, 2004).....	189
Figura 114. Puntos de medida con y sin impacto comprobado. En la izquierda aptitud o no aptitud de las aguas superficiales para la producción de agua potable y en la derecha aptitud o no aptitud del agua para la vida piscícola. (Color rojo impacto comprobado, color verde no impacto) (CHJ, 2004). ....	193
Figura 115. Puntos de medida con y sin impacto comprobado. En la derecha puntos de medida y lugares donde se han detectado sustancias de la Lista I, y en la izquierda puntos de medida y lugares donde se han detectado sustancias de la Lista II. (Color rojo impacto comprobado, color verde no impacto) (CHJ, 2004).....	193
Figura 116. Indicadores químicos, contenido de oxígeno disuelto para la vida ciprinícola en el lado izquierdo y concentración de cloruros según los criterios de la EPA en lado derecho. (Verde buen estado, rojo no buen estado) (CHJ, 2004).....	195
Figura 117. Evolución del oxígeno disuelto en la estación de "Los Frailes" en el río Júcar (CHJ, 2004).....	195

Figura 118. Indicadores químicos, de contenido de fósforo (lado izquierdo) y de presencia de eutrofia (lado derecho) (CHJ, 2004).....	196
Figura 119. Índices biológicos en la CHJ (CHJ, 2004). .....	197
Figura 120. IBMWP registrado en la estación de “Los Frailes” en el río Júcar (CHJ, 2004). .....	197
Figura 121. IBMWP (lado izquierdo) y combinación mediante el pésimo valor de los 4 indicadores biológicos (lado derecho) (CHJ, 2004). .....	198
Figura 122. Combinación de indicadores para obtener el estado ecológico (CHJ, 2004). .....	199
Figura 123. Estado biológico (izquierdo superior) y químico (lado derecho superior) y combinación mínima obteniendo los impactos de las masas de agua (elaboración propia y publicado en CHJ, 2004). .....	199
Figura 124. Niveles de presión en las masas de agua (tramos coloreados) comparado con el indicador biológico IBMWP (puntos coloreados) (CHJ, 2004). .....	200
Figura 125. Combinación de presiones e impactos para obtener el riesgo de no alcanzar el buen estado ecológico en las masas de agua (elaboración propia y publicado en CHJ, 2004). .....	202
Figura 126. Masas de agua con riesgo de no alcanzar los objetivos ambientales (elaboración propia).....	202
Figura 127. Influencia del coeficiente C en la curva de excedentes.....	208
Figura 128. Mapa de usos de suelo programa CORINE LAND COVER (CCE, 1993).....	209
Figura 129. Mapa de pendientes del terreno (porcentaje).....	211
Figura 130. Modificación del parámetro $H_{max'ij}$ en función de la pendiente del terreno. ....	211
Figura 131. Mapa del parámetro $H_{maxij}$ (mm) obtenido a partir de los usos de suelo, tras aplicar la reclasificación y la modificación por la pendiente del terreno.....	212
Figura 132. Mapa de geología en el ámbito de CHJ.....	213
Figura 133. Mapa del parámetro $I_{max'ij}$ (mm) obtenido a partir de la geología, tras aplicar la reclasificación y la corrección por la pendiente del terreno.....	215
Figura 134. Río Júcar y niveles piezométricos del acuífero de la Mancha Oriental (Font, E. et al., 2004).....	216
Figura 135. Esquema de conexión y desconexión del acuífero de la Mancha Oriental con el río Júcar (Font, E. et al., 2004).....	217
Figura 136. Perfil longitudinal del río Júcar y de los niveles piezométricos del acuífero de la Mancha Oriental en régimen natural y alterado (Font, E.; et al., 2004). .....	217
Figura 137. Esquema de avance de la desconexión del acuífero de la Mancha Oriental con el río Júcar (Font, E. et al., 2004). .....	217
Figura 138. Subdivisión de la unidad hidrogeológica de la Mancha Oriental en tres modelos agregados.....	218
Figura 139. Unidades hidrogeológicas de la CHJ definidas en el PHJ (CHJ, 2004). .....	218
Figura 140. Subdivisión de la unidad hidrogeológica 08.06 de Mosqueruela, y acuíferos dentro de la unidad.....	219
Figura 141. Ubicación geográfica de los piezómetros de la unidad hidrogeológica de la Plana de Castellón. ....	219

Figura 142. Niveles piezométricos en distintos puntos de la unidad de la Plana de Castellón en dirección perpendicular a la costa.....	220
Figura 143. Subdivisión de la unidad hidrogeológica 08.12 Plana de Castellón, y acuíferos dentro de la unidad.....	220
Figura 144. Subdivisión de la unidad hidrogeológica 08.18 Las Serranías, y acuíferos dentro de la unidad.....	221
Figura 145. Subdivisión de la unidad hidrogeológica 08.17 La Serranía de Cuenca, y acuíferos dentro de la unidad.....	222
Figura 146. Subdivisión de la unidad hidrogeológica 08.30 Jardín-Lezuza, y acuíferos dentro de la unidad.....	223
Figura 147. Estaciones de aforo en los ríos Jardín, Balazote y sus afluentes (Mirón).....	223
Figura 148. Acuíferos considerados para la modelación.....	226
Figura 149. Mapa de zonas de descarga de los acuíferos (lado izquierdo), compuesto por las zonas de descarga por menor altura topográfica (lado derecho superior) y por las zonas con menor pendiente del terreno (lado derecho inferior).....	227
Figura 150. Precipitación temperatura y aportación en la red fluvial en octubre de 2000. ....	230
Figura 151. Caudales mensuales en régimen natural al embalse de Alarcón (m <sup>3</sup> /s). Contraste entre el modelo y los datos históricos.....	231
Figura 152. Caudales mensuales en régimen natural al embalse de Contreras (m <sup>3</sup> /s). Contraste entre el modelo y los datos históricos.....	232
Figura 153. Caudales mensuales en régimen natural al embalse de Arenós (m <sup>3</sup> /s). Contraste entre el modelo de simulación desarrollado, los datos históricos y el modelo SIMPA. ....	232
Figura 154. Aportaciones anuales al embalse de Arenós en el río Mijares. Contraste entre los datos históricos, el modelo de simulación desarrollado y el modelo SIMPA. ....	233
Figura 155. Caudales mensuales en régimen natural en la estación de aforos de Cuenca (m <sup>3</sup> /s). Contraste entre el modelo y los datos históricos.....	233
Figura 156. Aportaciones anuales del río Júcar hasta la ciudad de Cuenca. Contraste entre los datos históricos, el modelo de simulación desarrollado y el modelo SIMPA. ....	234
Figura 157. Niveles piezométricos en el acuífero del Caroch Norte modelo vs. histórico. ....	234
Figura 158. Niveles piezométricos en el acuífero de la Plana de Castellón interior y costa modelo vs. histórico.....	235
Figura 159. Puntos de control para la obtención de series temporales de resultados.....	236
Figura 160. Caudales mensuales en régimen natural en embalse de la Toba (m <sup>3</sup> /s), cabecera del Júcar. Contraste entre el modelo y los datos históricos.....	237
Figura 161. Caudales medios mensuales en régimen natural en la cabecera del río Júcar (m <sup>3</sup> /s) obtenidos con el modelo de simulación. ....	237
Figura 162. Caudales mensuales en régimen natural en embalse de Molinar (m <sup>3</sup> /s), en el tramo medio del Júcar. Contraste entre el modelo y los datos históricos. ....	238
Figura 163. Caudales medios mensuales en régimen natural de los principales puntos del río Júcar (m <sup>3</sup> /s).....	238

Figura 164. Caudales mensuales en régimen natural del río Turia en Teruel (m <sup>3</sup> /s). Contraste entre el modelo y los datos históricos.....	239
Figura 165. Caudales mensuales en régimen natural del río Turia en Teruel (m <sup>3</sup> /s). Contraste entre el modelo y los datos históricos.....	239
Figura 166. Caudales medios mensuales en régimen natural de los principales puntos del río Júcar (m <sup>3</sup> /s).....	240
Figura 167. Caudales mensuales en régimen natural al embalse de Ulldecona (m <sup>3</sup> /s), contraste entre el modelo y los datos históricos.....	240
Figura 168. Evolución de las extracciones de agua subterráneas para uso urbano.....	242
Figura 169. Evolución de las extracciones de agua subterráneas para uso agrícola.....	243
Figura 170. Evolución de las recargas subterráneas de agua por retornos agrícolas.....	244
Figura 171. Niveles piezométricos de la Plana de Sagunto 08.21 en régimen natural y alterado.....	245
Figura 172. Niveles piezométricos en el Medio Palancia 08.20 en régimen natural y alterado.....	246
Figura 173. Niveles piezométricos la Mancha Oriental (Centro) en régimen natural y alterado.....	247
Figura 174. Niveles piezométricos la Mancha Oriental (Norte) en régimen natural y alterado.....	247
Figura 175. Niveles piezométricos la Mancha Oriental (Este) en régimen natural y alterado.....	248
Figura 176. Niveles piezométricos en Jumilla-Villena en régimen natural y alterado.....	248
Figura 177. Niveles piezométricos en la Plana de Valencia Norte 08.25 en régimen natural y alterado.....	249
Figura 178. Niveles piezométricos en la Plana de Valencia Sur 08.26 en régimen natural y alterado.....	249
Figura 179. Niveles piezométricos en la Plana de Gandia-Dénia en régimen natural y alterado.....	250
Figura 180. Aportaciones intermedias mensuales en régimen natural y alterado entre el embalse de Alarcón y el embalse de Molinar (hm <sup>3</sup> /mes).....	251
Figura 181. Aportaciones intermedias anuales en el tramo Alarcón-Molinar en régimen natural y alterado, junto con las afecciones producidas y los resultados de otros estudios.....	251
Figura 182. Aportaciones anuales totales al Alto Vinalopó en régimen natural y alterado, junto con las afecciones producidas.....	252
Figura 183. Aportaciones anuales del tramo medio y bajo del río Turia, tramo Benagéber-Manises, junto con las afecciones producidas.....	253
Figura 184. Esquema de las celdas (y número de celda) correspondientes a los acuíferos de la cuenca baja del Turia (OPH, 2002).....	254
Figura 185. Disminución en los caudales de salida al río Turia (m <sup>3</sup> /s) y detracción anual (hm <sup>3</sup> /año) debidos a los efectos de las extracciones de agua existentes.....	254
Figura 186. Salidas al mar de la Plana de Oropesa-Torreblanca en régimen natural y en régimen alterado.....	255



Figura 187. Salidas al mar de la Plana de Castellón en régimen natural y en régimen alterado. ....	256
Figura 188. Salidas al mar de la Plana de Sagunto en régimen natural y en régimen alterado. .	256
Figura 189. Salidas al mar de la Plana de Valencia Norte en régimen natural y en régimen alterado. ....	257
Figura 190. Salidas al mar (y al lago de la Albufera de Valencia) de la Plana de Valencia Sur en régimen natural y en régimen alterado. ....	257
Figura 191. Salidas al mar de la unidad 08.47 "Peñón-Montgó-Berniá" en régimen natural y en régimen alterado.....	258
Figura 192. Salidas al mar de la unidad 08.07 "Maestrazgo" en régimen natural y en régimen alterado. ....	259
Figura 193. Salidas al mar de la unidad 08.10 "Plana de Vinaróz-Peñíscola" en régimen natural y en régimen alterado.....	259
Figura 194. Excedente de nitrógeno (izquierda) y fertilización inorgánica (derecha) por término municipal, (Kg de N/ha del término municipal) (elaboración propia a partir de CHJ, 2005)....	265
Figura 195. Relación entre dosis de fertilizante y los aportes totales de nitrógeno, con el excedente de nitrógeno total generado.....	266
Figura 196. Evolución del consumo de fertilizantes en España (IFA, 2005).....	266
Figura 197. Concentraciones de nitrato ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ) frente al volumen total de agua de salida de la depuradora ( $\text{hm}^3/\text{año}$ ). ....	268
Figura 198. Concentraciones de nitrato ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ) de los efluentes de las depuradoras. Año 2002.....	268
Figura 199. Concentración media de nitrato ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ) registrada en el periodo histórico, en las estaciones de medida de aguas superficiales.....	269
Figura 200. Concentración media de nitrato ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ) en los acuíferos registrada en el periodo histórico.....	270
Figura 201. Reducción del contenido de nitrato en el suelo debido a la desnitrificación por larga estancia del nitrato en el suelo ( $k_{desn}=0,02$ ). ....	271
Figura 202. Porcentaje de nitrato del suelo arrastrado por el agua, en función de la cantidad de agua (excedente hidrológico en mm) y de la capacidad de retención de agua en el suelo ( $H_{max}$ en mm) ( $k_{ss}=2$ ). ....	272
Figura 203. Porcentaje de nitrato del suelo arrastrado por el agua, en función del agua que se infiltra (mm) y de la capacidad de infiltración del agua en el terreno ( $I_{max}$ en mm) ( $k_{ns}=0,06$ y espesor del medio no saturado = 1 m).....	272
Figura 204. Porcentaje de nitrato del suelo arrastrado por el agua, en función del agua que se infiltra (mm) y de la capacidad de infiltración del agua en el terreno ( $I_{max}$ en mm) ( $k_{ns}=0,06$ y espesor del medio no saturado = 10 m).....	273

Figura 205. Evolución del tiempo de paso del nitrato por el medio no saturado para diferentes espesores, 1, 5, 10, 50 y 100 m ( $k_{ns}=0,06$ , carga 100 unidades, $I_{max}=100$ mm, Infiltración=50 mm). .....	273
Figura 206. Concentración de nitrato en el Embalse de la Toba en la cabecera del río Júcar ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	275
Figura 207. Concentración de nitrato en la cabecera del río Júcar a su paso por la ciudad de Cuenca ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	276
Figura 208. Concentración de nitrato en el Embalse de Alarcón en la cabecera del río Júcar ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	277
Figura 209. Concentración de nitrato en el Embalse de Contreras en la cabecera del río Cabriel ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	278
Figura 210. Concentración de nitrato en los embalses de Molinar y Tous en el río Júcar ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	279
Figura 211. Concentración de nitrato en el tramo final del río Júcar entre Sueca y Cullera ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	281
Figura 212. Concentración de nitrato en la cabecera del río Turia en las proximidades del embalse de Arquillo de San Blas en el río Guadalaviar ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	282
Figura 213. Concentración de nitrato en el tramo final del Turia en Manises ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	283
Figura 214. Concentración de nitrato en el embalse de Arenós en el río Mijares ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	284
Figura 215. Concentración de nitrato en el embalse de Sichar en el río Mijares ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	285
Figura 216. Concentración de nitrato en el embalse de Forata en el río Magro ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	286
Figura 217. Concentración de nitrato en el embalse de Bellús en el río Albaida ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	287
Figura 218. Concentración de nitrato en el embalse de Beniarrés en el río Serpis ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	288
Figura 219. Concentración de nitrato en la Plana de Castellón-Costa ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	290
Figura 220. Concentración de nitrato en la Plana de Sagunto ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	290
Figura 221. Concentración de nitrato en las Serranías Este ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	291
Figura 222. Concentración de nitrato en la Plana de Valencia Norte ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	292
Figura 223. Concentración de nitrato en la Plana de Valencia Sur ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	293
Figura 224. Concentración de nitrato en la Mancha Oriental Norte ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	293
Figura 225. Concentración de nitrato en la Mancha Oriental Centro ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	294
Figura 226. Concentración de nitrato en la Plana de Gandia-Dénia ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	294
Figura 227. Concentración de nitrato en la Plana de Vinaróz-Peñíscola ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	295
Figura 228. Concentración de nitrato en la Plana de Oropesa-Torreblanca ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ). .....	296

Figura 229. Concentración de nitrato en Liria-Casinos (mg $NO_3^-$ /l).....	296
Figura 230. Concentración de nitrato en el río Júcar en el embalse de Alarcón para el escenario tendencial y de eliminación del nitrato de origen urbano (mg $NO_3^-$ /l).....	299
Figura 231. Concentración de nitrato en el río Júcar en el embalse de Tous para el escenario tendencial y de eliminación del nitrato de origen urbano (mg $NO_3^-$ /l).....	299
Figura 232. Concentración de nitrato en el río Júcar a su paso por la estación de aforos de Huerto Mulet, escenario tendencial y de eliminación del nitrato de origen urbano (mg $NO_3^-$ /l). .....	300
Figura 233. Concentración de nitrato en el embalse de Beniarrés situado en el río Serpis para el escenario tendencial y de eliminación del nitrato de origen urbano (mg $NO_3^-$ /l). ....	301
Figura 234. Concentración de nitrato en el río Júcar en el embalse de Alarcón para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l). ....	301
Figura 235. Concentración de nitrato en el río Júcar en el embalse de Tous para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l). ....	302
Figura 236. Concentración de nitrato en el río Júcar a su paso por la estación de aforos de Huerto Mulet para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l). .....	303
Figura 237. Concentración de nitrato en el río Turia en el paraje denominado “La Presa” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l).....	303
Figura 238. Concentración de nitrato en el embalse de Sichar en el río Mijares para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l). ....	304
Figura 239. Concentración de nitrato en el embalse de Forata en el río Magro para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l). ....	305
Figura 240. Concentración de nitrato en el embalse de Bellús en el río Albaida para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l).....	305
Figura 241. Concentración de nitrato en la zona costera de la UHG 08.12 “Plana de Castellón” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l).....	306
Figura 242. Reducción en la concentración de nitrato en la zona costera de la UHG 08.12 “Plana de Castellón” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l). .....	307
Figura 243. Concentración de nitrato en la UHG 08.10 “Plana de Vinaróz-Peñíscola” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l).....	308
Figura 244. Concentración de nitrato en la UHG 08.11 “Plana de Oropesa-Torreblanca” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l).....	308
Figura 245. Concentración de nitrato en la UHG 08.21 “Plana de Sagunto” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l). ....	309

Figura 246. Concentración de nitrato en la UHG 08.21 “Plana de Valencia Norte” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l).....	310
Figura 247. Concentración de nitrato en la UHG 08.26 “Plana de Valencia Sur” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l).....	310
Figura 248. Concentración de nitrato en la UHG 08.38 “Plana de Gandia-Dénia” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l).....	311
Figura 249. Concentración de nitrato en la UHG 08.22 “Liria-Casinos” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l). ....	311
Figura 250. Concentración de nitrato en la UHG 08.18 “Las Serranías” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l). ....	312
Figura 251. Reducción en la concentración de nitrato en la UHG 08.18 “Las Serranías” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l).....	312
Figura 252. Concentración de nitrato en la UHG 08.29 “Mancha Oriental norte” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l).....	313
Figura 253. Concentración de nitrato en la UHG 08.29 “Mancha Oriental centro” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg $NO_3^-$ /l).....	313
Figura 254. Conductividad eléctrica del agua debida a la geología (microS/cm).....	316
Figura 255. Conductividad eléctrica del agua generada por los usos de suelo (microS/cm).....	317
Figura 256. Conductividad eléctrica a 25 °C (microS/cm) frente al volumen total de agua de salida de la depuradora (hm <sup>3</sup> /año).....	318
Figura 257. Conductividad eléctrica a 25 °C (microS/cm) de los efluentes de las estaciones depuradoras. Año 2002.....	318
Figura 258. Conductividad eléctrica de una solución de cloruro de potasio de 745 mg/l entre 0 y 35 °C (Tomado de USGS, 1985).....	320
Figura 259. Relación entre la conductividad a 20 y 25 °C (microS/cm) de los valores medios muestreados. ....	320
Figura 260. Conductividad eléctrica media muestreada en las aguas superficiales (microS/cm a 25 °C). ....	321
Figura 261. Conductividad eléctrica en los acuíferos costeros (microS/cm) (OPH, 2001). ....	322
Figura 262. Conductividad eléctrica en los acuíferos (microS/cm).....	323
Figura 263. Conductividad eléctrica en el Embalse de la Toba en la cabecera del río Júcar (microS/cm). ....	325
Figura 264. Conductividad eléctrica en la zona de la Ciudad de Cuenca en la cabecera del río Júcar (microS/cm). ....	326
Figura 265. Conductividad eléctrica en el Embalse de Alarcón en la cabecera del río Júcar (microS/cm). ....	327
Figura 266. Conductividad eléctrica del agua del trasvase Tajo-Segura (microS/cm). ....	328

Figura 267. Conductividad eléctrica en el Embalse de Molinar en el tramo medio del río Júcar (microS/cm). .....	328
Figura 268. Detalle de la conductividad eléctrica en el Embalse de Molinar en el tramo medio del río Júcar (microS/cm). .....	329
Figura 269. Conductividad eléctrica en la cabecera del río Cabriel (microS/cm) y formaciones ricas en yesos. ....	330
Figura 270. Conductividad eléctrica en el embalse de Contreras en la cabecera del río Júcar (microS/cm). .....	331
Figura 271. Conductividad eléctrica en el Embalse de Molinar en el tramo medio del río Júcar (microS/cm). .....	332
Figura 272. Conductividad eléctrica en el tramo final del río Júcar (microS/cm). .....	333
Figura 273. Conductividad eléctrica en el río Albaida en el embalse de Bellús (microS/cm). ...	334
Figura 274. Conductividad eléctrica en el río Alfambra en la confluencia con el Guadalavir (microS/cm). .....	335
Figura 275. Tramo Alto y Medio del río Turia y formaciones geológicas (microS/cm). .....	336
Figura 276. Conductividad eléctrica en el río Ebrón afluente del río Turia (microS/cm). .....	336
Figura 277. Conductividad eléctrica en el río Turia en el embalse de Benagéber (microS/cm). .....	337
Figura 278. Conductividad eléctrica en el tramo final del río Turia, entorno de Manises (microS/cm). .....	338
Figura 279. Conductividad eléctrica del río Albentosa afluente del Mijares (microS/cm). .....	339
Figura 280. Conductividad eléctrica en el embalse de Arenós en el río Mijares (microS/cm). ...	340
Figura 281. Conductividad eléctrica en el embalse de Sichar en el río Mijares (microS/cm). ....	341
Figura 282. Conductividad eléctrica en el embalse de Amadorio en la Marina Baja (microS/cm). .....	342
Figura 283. Conductividad eléctrica media en la Plana de Oropesa-Torreblanca (microS/cm). .....	343
Figura 284. Conductividad eléctrica en la Plana de Oropesa-Torreblanca (microS/cm). .....	344
Figura 285. Conductividad eléctrica en la Plana de Castellón-Costa (microS/cm). .....	344
Figura 286. Conductividad eléctrica en la Plana de Sagunto (microS/cm). .....	345
Figura 287. Conductividad eléctrica en la Plana de Valencia Norte (microS/cm). .....	346
Figura 288. Conductividad eléctrica en la Plana de Valencia Sur (microS/cm). .....	346
Figura 289. Conductividad eléctrica en el acuífero de Liria-Casinos (microS/cm). .....	347
Figura 290. Conductividad eléctrica en el acuífero Caroch Norte (microS/cm). .....	347
Figura 291. Conductividad eléctrica en el acuífero Caroch Sur (microS/cm). .....	348
Figura 292. Conductividad eléctrica en el acuífero de Sierra Grosa (microS/cm). .....	348



# **1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS**





El agua es un elemento de la naturaleza que ocupa tres cuartas partes de la superficie del planeta y es el componente mayoritario de los seres vivos, ya que entre el 65 y el 95% del peso de la mayor parte de las formas vivas es agua. Además, el agua es el líquido que más sustancias disuelve y que puede transportar, lo que produce que sus características físico-químicas sean muy diferentes en función del tipo y de la cantidad de sustancias que tenga disueltas. De hecho, gran parte del agua de nuestro planeta, alrededor del 98%, corresponde a agua con altas concentraciones de sustancias químicas que se encuentra en mares y océanos, la denominada agua salada.

Un gran número de los seres vivos terrestres están adaptados a la utilización del agua con unas concentraciones muy concretas de sustancias químicas, por lo que únicamente el agua con estas características, el agua dulce, es directamente aprovechable, lo cual reduce de forma muy considerable la cantidad disponible y hace que el agua en condiciones químicas adecuadas se convierta en un recurso natural limitado.

En la actualidad, el agua en condiciones químicas adecuadas es un bien cada vez más valioso, escaso y de una gran importancia para los seres vivos, tal y como ya se reflejó en la Carta Europea del Agua, del Consejo de Europa (Estrasburgo, 6 de mayo de 1968) *“Sin agua no hay vida posible. Es un bienpreciado, indispensable a toda actividad humana”*.

A la limitada disponibilidad, en condiciones naturales, de agua dulce se une la gran capacidad actual del hombre de alterar de forma significativa el medio natural y, a su vez, las condiciones físico-químicas del agua terrestre, por lo que la cantidad de agua, en condiciones adecuadas para los ecosistemas terrestres o las actividades humanas, puede una vez más reducirse considerablemente.

Estas circunstancias hacen que, cada vez más, sea necesario un mayor conocimiento del ciclo hidrológico terrestre en condiciones naturales y de los efectos, cuantitativos y cualitativos, que las actividades humanas pueden producir en este ciclo. Las modificaciones realizadas por el hombre al ciclo hidrológico natural a lo largo de la historia, y especialmente en los últimos 50 años, han generado ya, algunos efectos negativos que pueden aumentar en el futuro. Debe evaluarse y cuantificarse cómo afectan las actividades humanas al

ciclo natural del agua, de forma que puedan definirse las medidas necesarias para reducir o corregir los efectos que sean negativos.

La Directiva 60/2000/CE Marco del Agua (también DMA) (CE, 2000), traspuesta al derecho interno español en diciembre de 2003, consciente de esta necesidad, establece la identificación de las presiones e impactos producidos en las cuencas hidrográficas de la Unión Europea, con el posterior fin de establecer el programa de medidas más adecuado para alcanzar los objetivos de esta Directiva, “el mejor estado posible para todas las masas de agua: aguas continentales, aguas de transición y aguas costeras”.

Dada la alta complejidad de los sistemas naturales, el mejor método de análisis en la actualidad es el empleo de los modelos de simulación del ciclo hidrológico, donde se incorporan los procesos naturales y las afecciones humanas. Los modelos de simulación permiten adquirir el conocimiento del funcionamiento del sistema y de las interrelaciones e interdependencias que existen entre los diferentes elementos del mismo; permiten reproducir el ciclo hidrológico natural y los efectos humanos en ese ciclo; y además, permiten evaluar, mediante la comparación de diferentes escenarios, los efectos de las diferentes medidas que puedan aplicarse para corregir situaciones no deseadas.

## ***1.1 Objetivos***

El objetivo principal de esta tesis es el desarrollo de una herramienta para la modelación distribuida del ciclo hidrológico terrestre y de la calidad del agua para grandes cuencas hidrográficas integrada en un sistema de información geográfica. El modelo del ciclo hidrológico y de calidad del agua construido con esta herramienta permite desarrollar otro de los objetivos de esta tesis, la propuesta y aplicación de una metodología que facilite algunos aspectos del análisis de presiones e impactos de las masas de agua establecido en la DMA.

El desarrollo y la correcta aplicación del modelo de calidad del agua hace que sea necesario una reproducción de los flujos de agua obtenidos con el modelo hidrológico, lo más parecida posible a los flujos de agua reales. Por este motivo ha sido necesario introducir cambios en los modelos hidrológicos que ya

existían en la bibliografía, como la incorporación de las transferencias laterales entre acuíferos; los niveles medios piezométricos de cada acuífero, los cuales se contrastan con los datos reales; la mejora de las relaciones río-acuífero tanto en el drenaje del acuífero como en las pérdidas producidas en cauces; y la utilización de la topografía del terreno para obtener los flujos de agua a través de la cuenca y para la determinación de los parámetros del modelo.

La herramienta desarrollada es el módulo "Patrical" (Precipitación Aportación en Tramos de Red Integrados con Calidad del Agua), que realiza la simulación del ciclo hidrológico a escala mensual, aplicando la formulación de Témez (1977) de forma distribuida en todos los puntos en que se discretiza la cuenca hidrográfica, y reproduciendo el comportamiento de los acuíferos mediante modelos unicelulares de donde se obtienen los niveles piezométricos en los mismos, las transferencias laterales y las relaciones río-acuífero de forma integrada. Las escorrentías superficiales se unen a las salidas de los acuíferos y utilizando la topografía del terreno se obtienen las pérdidas en cauces y las aportaciones totales en la red fluvial. También realiza la simulación de la calidad del agua de dos parámetros químicos representativos de las condiciones naturales y de las afecciones antrópicas, de origen puntual o difuso, la conductividad eléctrica y el nitrato.

La concentración de nitrato en cuencas mediterráneas, con alto grado de utilización del agua y con una actividad agrícola importante, es uno de los principales problemas de calidad del agua en la actualidad, ya que altas concentraciones impiden su utilización para el consumo humano y es uno de los causantes de los procesos de eutrofización en el agua. En los últimos años ha aumentado la concentración de nitrato en muchos puntos de las cuencas hidrográficas, superándose en bastantes de ellos los  $50 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ , límite máximo legal para el agua destinada al consumo humano (RD, 1994), lo que genera la necesidad de localizar nuevos puntos para captaciones de agua. La concentración de nitrato en el agua es un claro indicador de afección de origen antrópico, procedente de las prácticas agrícolas (contaminación difusa) o de los vertidos, depurados o no, de áreas urbanas (contaminación puntual).

La conductividad eléctrica del agua es un indicador del contenido de sales o de sólidos en suspensión en el agua. Tiene un origen fundamentalmente natural,

pero también las actividades humanas aumentan la cantidad de sales y de sólidos suspendidos en el agua.

El segundo objetivo principal de esta tesis es la definición y aplicación a una cuenca hidrográfica de gran tamaño, el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) de más de 42.000 km<sup>2</sup> de superficie, de una metodología que permita el esclarecimiento de las relaciones entre presiones e impactos, y que supone un aporte al análisis de presiones e impactos definido en la Directiva Marco del Agua. Este análisis permite relacionar las acciones antrópicas sobre el medio natural (presiones) con los efectos que éstas producen en las masas de agua (impactos). Se realiza de forma gradual en dos fases de menor a mayor complejidad, de manera que se consigue conocer las principales afecciones que existen en el ciclo hidrológico. Este es el paso previo a la definición del programa de medidas a realizar para mejorar el estado de las masas de agua.

La primera fase del análisis de presiones e impactos consiste en la evaluación de la situación de las masas de agua superficiales en las condiciones hidrológicas medias de la cuenca hidrográfica. Permite identificar las principales presiones que se producen en la cuenca y conocer los efectos que producen en condiciones medias. De esta forma se mejora el conocimiento de la cuenca hidrográfica y se pueden seleccionar las variables químicas o las zonas de la cuenca que requieren análisis de mayor grado de detalle.

La segunda fase denominada análisis detallado, emplea el modelo de simulación de calidad del agua desarrollado y permite conocer la evolución temporal de la concentración de nitrato y de la conductividad eléctrica del agua en las masas de agua de la cuenca: ríos y acuíferos, de forma que es posible cuantificar el efecto de cada acción antrópica y, a su vez, cuantificar los efectos de las medidas correctivas que se consideren.

## *1.2 Estructura de la tesis doctoral*

La tesis doctoral esta estructurada en ocho apartados, empezando en el apartado primero con una introducción y finalizando en el apartado octavo dedicado a las referencias bibliográficas.

En el apartado segundo se realiza la revisión del estado del arte de los distintos aspectos relacionados con esta tesis: los modelos de simulación del ciclo hidrológico y su evolución histórica; las componentes del ciclo del nitrógeno en el suelo y la incorporación del nitrato al agua; los modelos de simulación de la calidad del agua a escala de parcela o en cuencas hidrográficas; y las condiciones físico-químicas del agua en condiciones naturales.

El apartado tercero está dedicado a la descripción de la metodología que se va a aplicar en esta tesis doctoral para realizar el análisis de presiones e impactos, indicando también las posibles utilizaciones de los resultados que se obtengan en este trabajo.

En el apartado cuarto se describen los modelos desarrollados para aplicar la metodología propuesta. La revisión del modelo de simulación hidrológica; la descripción de la formulación empleada para realizar la simulación de la calidad del agua para el nitrato y la conductividad eléctrica en las diferentes componentes del ciclo hidrológico: la zona superficial del suelo, el medio no saturado, los acuíferos y los ríos.

El apartado quinto está dedicado a la descripción del ámbito territorial de la cuenca hidrográfica donde se aplica el modelo desarrollado en esta tesis y la metodología propuesta, la Confederación Hidrográfica del Júcar. Una gran cuenca hidrográfica de más de 42.000 km<sup>2</sup>, formada por nueve sistemas de explotación correspondientes a los principales ríos de la cuenca.

En el apartado sexto se realiza la aplicación de la metodología propuesta al caso de estudio, dividida en dos fases, empleando los modelos desarrollados en esta tesis doctoral. La primera fase del análisis de presiones e impactos, el análisis en estado estacionario, donde se obtienen las principales presiones que se ejercen en el medio ambiente y las masas de agua con mayores niveles de impacto de la CHJ. Para la segunda fase del análisis se realiza la simulación hidrológica en

régimen natural y en régimen alterado por la actividad antrópica, para posteriormente realizar la simulación de la calidad del agua para el nitrato y la conductividad eléctrica del agua, en el conjunto de la CHJ, contrastando los resultados con las muestras recogidas, tanto en ríos como en acuíferos, por las redes de medida.

Y, en el apartado séptimo se describen las conclusiones obtenidas a lo largo de la elaboración de este trabajo y las líneas futuras de investigación que se abren tras la elaboración de esta tesis doctoral.

# **2 ESTADO DEL ARTE**





Los modelos de simulación matemática son cada vez más empleados al reproducir los procesos naturales y los efectos que producen las actividades humanas en los mismos, como por ejemplo el ciclo hidrológico y los fenómenos físico-químicos y biológicos asociados. Permiten abordar con objetividad problemas de gran complejidad y con alta interdependencia de unos procesos con otros. Especialmente, son útiles para reproducir fenómenos naturales y las interdependencias de la actividad humana con la naturaleza, debido a la gran cantidad de elementos y procesos que constituyen las relaciones entre las actividades humanas y la naturaleza.

La utilización de los modelos de simulación, cada vez más complejos y con mayor cantidad de procesos, obliga al análisis pormenorizado de los fenómenos naturales y de las actividades humanas, aclarando y aportando luz sobre como se ha llegado a la situación actual en la que se encuentran las masas de agua y permitiendo, de esta forma, evaluar las tendencias futuras y los efectos que producirán alteraciones en las actuales actividades humanas.

Los modelos de simulación son, en la actualidad, la mejor herramienta para el análisis de las cuencas hidrográficas, incluyendo las aguas superficiales y las aguas subterráneas, ya sea desde el punto cuantitativo, como cualitativo (físico-químico, biológico, ecológico, etc...), como de los fenómenos extremos que suceden en la naturaleza, inundaciones y sequías. Prueba de esto es la gran profusión actual de modelos que existe a nivel mundial, el aumento en el número de modelos a lo largo del tiempo y la evolución en mayor nivel de complejidad y de fenómenos interrelacionados que simulan.

Los modelos han ido evolucionando desde sus orígenes ampliando la cantidad de procesos que se consideran e introduciendo, a partir de los ya existentes, nuevas componentes en la simulación, como la calidad del agua, el transporte de sedimentos o la simulación de ecosistemas.

La evolución histórica que han tenido los modelos de simulación es una muestra de la utilidad que han tenido para entender mejor los procesos relacionados con los recursos naturales y de su importancia en la actualidad. Los primeros modelos de simulación matemática surgieron entre los inicios y la mitad del siglo XX, y permitieron simular de forma sencilla (agregada por cuenca hidrográfica) las componentes fundamentales del ciclo hidrológico, lo

que permitió mejorar el conocimiento del mismo. Con el transcurso de los años, y lejos de desaparecer, estos primeros modelos han ido incorporando nuevas componentes de mayor grado de detalle y que afectan al ciclo hidrológico, como son: las relaciones del subsistema superficial con el subsistema subterráneo, la variabilidad temporal, la variabilidad espacial, etc., de manera que hacia finales del siglo XX ha sido posible conocer de forma muy detallada todas las componentes del ciclo hidrológico y las interdependencias con la actividad humana, como por ejemplo: los fenómenos extremos de sequías e inundaciones, o la evaluación de los recursos hídricos existentes en las cuencas hidrográficas para, de esta forma, realizar una gestión más eficiente.

Una vez más, y lejos de ser esta situación el fin de estos modelos de simulación, los modelos han evolucionado para clarificar otros fenómenos que se producen en la naturaleza, ya sean, procesos propiamente naturales o procesos derivados de la intervención humana. Esta evolución, acaecida hacia finales del siglo XX y principios del siglo XXI, ha consistido en la incorporación a los modelos de la simulación de sustancias químicas, el transporte de sedimentos, el transporte de contaminantes, y de otros procesos que afectan a las condiciones del agua, de las actividades humanas y de los ecosistemas naturales. De forma que los modelos de simulación actuales se han convertido en plataformas (sistemas integrados de apoyo, sistemas soporte a la decisión), donde se reproducen de forma secuencial o interrelacionada: el ciclo hidrológico, la calidad química del agua, las pérdidas de suelos y, en ocasiones, las repercusiones económicas de todos estos procesos.

Una vez más, esta evolución sufrida, es consecuencia de las repercusiones económicas que las modificaciones en el ciclo hidrológico ocasionan a las propias actividades humanas.

Existe una gran cantidad de modelos de simulación del ciclo hidrológico, de la gestión de cuencas, de las componentes químicas del agua, y de los efectos sobre el resto de elementos naturales o antrópicos, que responde a diferentes formas de abordar el análisis del ciclo hidrológico y sus interrelaciones, a lo largo de la historia y en la actualidad. Esta diversidad se debe a la gran variabilidad que existe entre los problemas de unas cuencas hidrográficas y otras, a los problemas que se plantean en unas sociedades y otras, y también a

los importantes cambios tecnológicos experimentados durante este tiempo. En ocasiones, un modelo que cubre perfectamente las necesidades de un lugar en concreto no cubre las necesidades de otro, por lo que se hace necesario introducir cambios en el mismo, lo que a veces no es posible y genera el desarrollo de nuevos modelos. Además, la evolución tecnológica, y concretamente la mayor capacidad computacional, hace que se recuperen muchos años después formulaciones o métodos matemáticos abandonados por la dificultad de aplicación o de cálculo.

A todos estos factores se suma la irrupción a finales del siglo XX de los Sistemas de Información Geográfica (SIG) y la forma que tienen los mismos de trabajar con grandes volúmenes de información. Estos sistemas han permitido considerar en su totalidad la variabilidad espacial de las variables que afectan al ciclo hidrológico (precipitación, temperaturas, usos de suelos, altura topográfica, etc...), por lo que se han constituido en las mejores plataformas para realizar estos análisis a gran escala.

Como consecuencia de todos estos factores existe, en la actualidad, una cantidad difícilmente numerable de modelos de simulación del ciclo hidrológico y del resto de aspectos relacionados con él. Su evolución futura es que siga aumentando su número y los procesos que en ellos se simulen, lo cual genera una base científica muy importante que permitirá en el futuro, gracias a la facilidad en el intercambio de información, mejorar de forma significativa el conocimiento de los fenómenos naturales y las interdependencias con las actividades humanas.

La revisión del estado del arte, que se realiza en este apartado, pretende dar una visión detallada de cual es la situación actual de los principales modelos de simulación matemática del ciclo hidrológico y de otros aspectos relacionados con esta tesis doctoral. Este apartado se ha estructurado en cinco subapartados: el primero, está dedicado a la revisión de los principales modelos de simulación del ciclo hidrológico y su evolución histórica; el segundo, está dedicado al conocimiento de las principales componentes del ciclo del nitrógeno en el suelo y de las interrelaciones entre las distintas formas que tiene el nitrógeno en el suelo; el tercero, está dedicado a la revisión de los modelos hidrológicos que incorporan en la actualidad la simulación de sustancias químicas (fertilizantes,

pesticidas, etc.), el transporte de sedimentos, etc...; el cuarto, está dedicado a una breve revisión de la información existente de las características químicas del agua en condiciones naturales; y el quinto, está dedicado a la revisión de los últimos estudios globales sobre aguas subterráneas desarrollados en el ámbito de aplicación de esta tesis doctoral, la Confederación Hidrográfica del Júcar.

## 2.1 Modelos de evaluación de recursos hídricos

Existen diferentes clasificaciones de los modelos de simulación y de evaluación de recursos hídricos utilizados en la actualidad, según sean las características que se analicen. Estrela (1992b) los clasifica en:

- Determinísticos, pudiendo ser:
  - Agregados con elevado número de parámetros, agregados con reducido número de parámetros y distribuidos.
- Estocásticos, pudiendo ser:
  - Autorregresivos, autorregresivos de media móvil y de correlación múltiple.

Y Ambroise (1998) los clasifica en:

- Determinísticos y estocásticos.
- Empíricos, conceptuales o físicamente basados.
- Agregados, semidistribuidos o distribuidos.
- Cinemáticos o dinámicos.

El tipo de relación que se introduce entre la precipitación y la generación de escorrentía, y la forma de aplicar esta relación, define la clase de modelo. Esta relación puede estar basada: en leyes físicas, como es el caso de los modelos determinísticos, ya sean conceptuales o físicamente basados; o en estructuras de tipo caja negra "*black-box*", donde únicamente se busca encontrar la relación matemática entre la variable de entrada y la de salida, teniendo menor o nula

influencia las leyes físicas que gobiernan ese proceso, como es el caso de los modelos estocásticos y estadísticos respectivamente.

Los modelos determinísticos son aquellos en los que las variables están determinadas por leyes físicas (empíricas, conceptuales o teóricas) consideradas como exactas y que explican toda su variabilidad, mientras que en los modelos estocásticos las variables son regidas, en todo o en parte, por las leyes del azar, y por lo tanto caracterizadas en términos de probabilidad (Estrela, 1992b).

Ejemplos de modelos estocásticos son: el ARMAX (Box and Jenkins, 1976), la ecuación de Tsykin (1985), o la metodología de Pinault et al (1997).

Dentro de los modelos determinísticos existen distintas clasificaciones, que en algún caso también son válidas para modelos estocásticos, según la forma de operar con las variables temporales o la forma de aplicación espacial de la formulación.

También, y atendiendo a la forma con que trabaja el modelo con las variables de estado, que son el volumen de agua almacenado en el acuífero, la humedad del suelo o la cantidad de agua retenida por intercepción, se distinguen entre modelos de eventos y de balance continuo. La forma en que se utilizan las variables de estado es diferente según la finalidad del modelo, ya sea para conocer los caudales máximos de avenida o ya sea para la evaluación de recursos hídricos. De esta forma se tiene la siguiente clasificación:

- a) Modelos de eventos. Reproducen situaciones de avenidas que suelen tener un paso de tiempo de simulación muy pequeño, (segundos, minutos, horas o a lo sumo el día), y periodos de tiempo relativamente cortos (horas, días, semanas o algunos meses). Debido a la corta duración de los periodos de simulación, a lo sumo varias semanas o meses, es difícil que se reproduzcan varios fenómenos de eventos en una única simulación, por lo que estos modelos no suelen almacenar las variables de estado de la cuenca durante la simulación, como la humedad del suelo. Además, en la mayoría de ellos la infiltración y humedad del suelo se consideran pérdidas de agua, desde el punto de vista de generación de avenidas, por lo que estos volúmenes no se emplean para evaluar todos los flujos de agua existentes.

- b) Modelos de balance continuo. Se utilizan fundamentalmente para la evaluación de recursos hídricos de una cuenca hidrográfica, realizando la simulación de largos periodos de tiempo, de 50 a 100 años, con lapsos de tiempo mayores que los modelos de eventos (el día, el mes o el año). Estos modelos utilizan las variables de estado para el cálculo de la nueva situación de la cuenca, por lo que realizan de forma continua el balance de agua en la cuenca hidrográfica.

Atendiendo a la información espacial que emplean o la forma de aplicación de las ecuaciones en las distintas ubicaciones geográficas, se definen:

- a) Modelos agregados. Aquellos en los que las características fisiográficas o climáticas de la cuenca se consideran con un único valor para todos los puntos de la cuenca. La práctica totalidad de los modelos con estas características surgieron, con diferentes versiones, entre las décadas de los años 40 y 70, como: el Número de Curva del Servicio de Conservación de Suelos de Estados Unidos (Soil Conservation Service) (SCS, 1954), o el modelo de Témez (1997). Estos modelos permiten reproducir con muy diferentes grados de detalle los procesos hidrológicos que en ellos se desarrollan.
- b) Modelos semidistribuidos o subagregados. Dada la existencia de importantes variabilidades espaciales en las cuencas hidrográficas, el primer paso para mejorar los resultados de los modelos consistió en la división de la cuenca hidrográfica en subcuencas, de forma que se aplicaba un modelo agregado a cada una de estas subcuencas. Esta ha sido la primera de las formas de incluir la variabilidad espacial de características fisiográficas y climáticas de la cuenca. Existen varios modelos con esta filosofía como: el modelo HEC-1 (Figura 1) o el HEC-HMS del Hydrological Engineering Center del US Army Corps of Engineers; o el modelo HSPF de la Agencia Ambiental de los Estados Unidos (EPA) (Johanson et al., 1980).

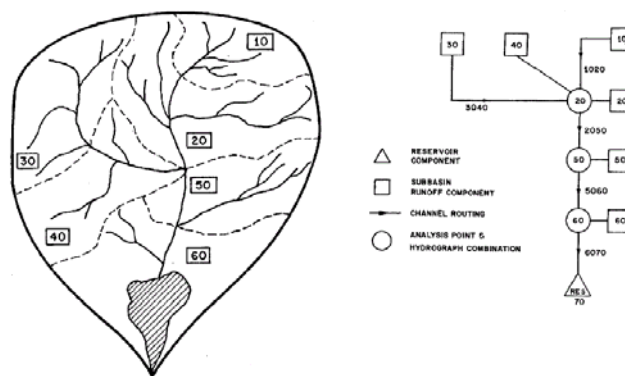


Figura 1. Esquema de modelo subagregado (tomado de USACE, 1998)

- c) Modelos distribuidos. En los últimos años, y gracias al empleo de los sistemas de información geográficos, han surgido variantes de los modelos anteriores que se aplican repetidamente en cada punto del espacio, con sus características fisiográficas y climáticas concretas, de forma que se introduce la variabilidad espacial en el análisis. Esta forma de trabajo puede realizarse aplicando modelos conceptuales, como por ejemplo el modelo SIMPA (Ruiz, 1998), o aplicando modelos físicamente basados, como el modelo SHE (DHI, 1985) (Figura 2).

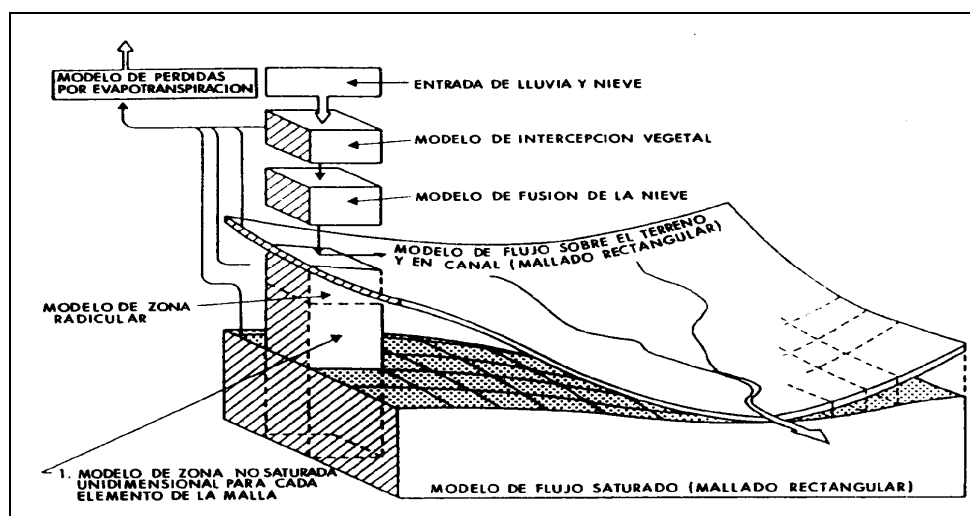


Figura 2. Ejemplo de modelo distribuido. Sistema Hidrológico Europeo (tomado de Ruiz, 1999).

Los modelos determinísticos se dividen, dependiendo del tipo de formulación matemática utilizada para reproducir los procesos del ciclo hidrológico, en: empíricos, como la ley de Budyko (1961); conceptuales, muy empleados, como el modelo THORNTHWAITE T (Thornthwaite and Mather, 1955), el modelo SWM-IV (Stanford Watershed Model IV) (Crawford and Linsley, 1966), el

modelo del Número de Curva del Soil Conservation Service (SCS, 1954), el modelo de Témez (1977); o físicamente basados, como el Sistema Hidrológico Europeo SHE (Abbot et al., 1987). Estos modelos se describen más detalladamente a continuación.

### ***2.1.1 Modelos empíricos***

Los modelos empíricos y regionales fueron utilizados al comienzo de la hidrología, como indica Ruiz (1998). Consisten en una serie de fórmulas con mayor o menor grado de complejidad que, en función de pocos datos medios representativos de la cuenca, permiten obtener el recurso hídrico medio generado en un período de tiempo largo. El interés de estos modelos radica en que ofrecen una primera aproximación sencilla y fácil a la evaluación de recursos hídricos. Dado que no realizan simulación temporal del ciclo hidrológico tienen fuertes limitaciones, por lo que su utilización se reduce a ser un complemento de trabajos más precisos desarrollados con una escala temporal más reducida. Algunos de los modelos más utilizados podrían ser los siguientes (Vallarino, 1980): la fórmula de Coutagne (1935), de Turc (1963), de Keller, de Becerril, de Budyko (1961), de Seyhan (1976), el modelo GR3J, etc. Algunos de estos modelos se describen en la "Guía para la elaboración de estudios del medio físico" (MIMAM, 2000b).

Como también indica Ruiz (1998), estas formulaciones se obtuvieron gracias a la realización de estudios estadísticos en los que se buscaban fórmulas de correlación, en diferentes regiones, entre las precipitaciones, y en ocasiones algún otro dato (temperatura media, etc.), y las aportaciones. En la actualidad estas fórmulas se emplean para obtener un valor muy aproximado de las aportaciones medias en un período muy largo de tiempo, pero para estudios más detallados suelen ser sustituidos por modelos conceptuales o teóricos.

### ***2.1.2 Modelos conceptuales***

Los modelos conceptuales o de balance de humedad del suelo, tratan de reproducir el ciclo hidrológico mediante ecuaciones de balance de agua y



transferencia entre distintos compartimentos, cuya mayor o menor complejidad dependerá de la escala temporal empleada y del fenómeno hidrológico a modelizar (Ruiz, 1998). Algunos de ellos o sus variantes son los más utilizados en la actualidad debido a su operatividad y sencillez. Pueden dividirse en dos tipologías en función del grado de detalle con que simulen el ciclo hidrológico, y por lo tanto del número de parámetros que empleen: modelos simplificados de reducido número de parámetros, cuyos precursores son el modelo THORNTHWAITE T (Thornthwaite and Mather, 1955) y el modelo del Número de Curva del Soil Conservation Service (SCS, 1954), y modelos de mayor detalle con gran número de parámetros, cuyo precursor fue el modelo SWM-IV (Stanford Watershed Model IV) (Crawford and Linsley, 1966).

Actualmente existe una nueva generación de modelos incorporados en los sistemas de información geográficos que se aplican de forma distribuida espacialmente, teniendo en cuenta la variabilidad espacial de datos y de parámetros, pero sus formulaciones de cálculo se basan en los modelos desarrollados a mediados del siglo XX.

### **2.1.2.1 Modelo Thornthwaite y sus evoluciones**

Existe un elevado número de modelos de simulación del ciclo hidrológico con una muy amplia experiencia en su aplicación a cuencas hidrográficas. Uno de los primeros, y que es representativo de los modelos sencillos de reducido número de parámetros (únicamente dos parámetros) y balance mensual, fue el modelo de Thornthwaite (1948) y su posterior revisión THORNTHWAITE T (Thornthwaite and Mather, 1955, 1957). Estrela (1992b) y Ruiz (1998) indican que es un modelo de reducido número de parámetros, siendo de los más sencillos de los existentes, que considera el suelo como un único embalse en el que se produce excedente únicamente cuando está lleno, y este excedente se reparte entre agua superficial e infiltración al acuífero que retorna posteriormente (véase en la Figura 3 el esquema de flujo de un modelo conceptual genérico de reducido número de parámetros). Ha sido ampliamente utilizado en diversos problemas de la hidrología (ej. Gabos and Gasparri, 1983; Alley, 1984, 1985; Xu and Vandewiele, 1995) y recientemente también para el

análisis del efecto del cambio climático (ej. Schaake and Liu, 1989; Arnell, 1992; Xu and Halldin, 1996).

El modelo permite la simulación mensual o diaria introduciendo pequeñas modificaciones en su formulación y no considera ningún tipo de fenómeno de propagación, ni en ladera ni en cauces (Alley, 1984).

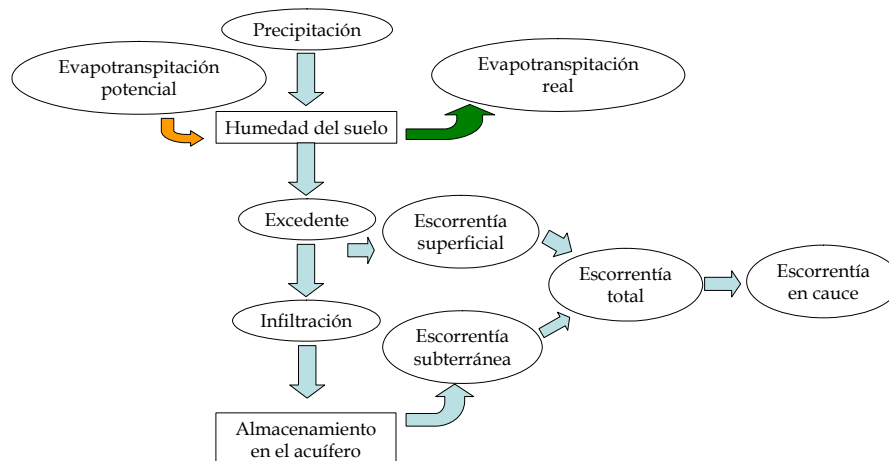


Figura 3. Modelo conceptual de reducido número de parámetros (adaptado de Estrela, 1992b).

Según Ruiz (1998), resulta especialmente adecuado para simular con una periodicidad temporal mensual o semanal y se emplea en cuencas en las que la variabilidad fisiográfica no es muy acusada, ya que originalmente es un modelo agregado. Su desarrollo conceptual es similar al de los modelos que le sucedieron en el tiempo, por lo que es un punto de referencia obligada de los modelos conceptuales.

La base de este modelo es el cálculo del excedente de agua generado en el suelo que posteriormente formará la aportación en ríos o embalses. En el caso de simulación mensual la formulación se reduce a tres situaciones en función de la precipitación caída en ese mes “t”, siendo:  $APWL$ , la acumulación potencial de pérdidas de agua;  $AW$ , la humedad del suelo;  $AWC$ , la máxima capacidad de almacenamiento de agua en el suelo; y  $Exc$ , el exceso de agua generado en la superficie del terreno:

Si la precipitación es nula, se produce el secado del suelo:

$$\Delta P < 0 \quad APWL_t = APWL_{t-1} + \Delta P \quad AW_t = AWC \exp\left(\frac{APWL_t}{AWC}\right) \quad Exc = 0 \quad (\text{Ec. 1})$$

Si hay bajas precipitaciones, no se inicia la generación de excedente:

$$\begin{aligned} \Delta P > 0 \\ AW_{t-1} + \Delta P \leq AWC \end{aligned} \quad \begin{aligned} AW_t = AW_{t-1} + \Delta P \\ APWL_t = AWC \ln\left(\frac{AW_t}{AWC}\right) \end{aligned} \quad Exc = 0 \quad (\text{Ec. 2})$$

Si hay altas precipitaciones, se produce la saturación y se inicia la generación de excedente:

$$\begin{aligned} \Delta P > 0 \\ AW_{t-1} + \Delta P > AWC \end{aligned} \quad \begin{aligned} AW_t = AWC \\ APWL_t = 0 \end{aligned} \quad Exc = AW_{t-1} + \Delta P - AWC \quad (\text{Ec. 3})$$

Únicamente se genera excedente de agua cuando el suelo está totalmente saturado de agua, el cual se suma al almacenamiento de agua natural existente en la cuenca en el mes anterior,  $S_{t-1}$ , y que posteriormente, tal y como se muestra en la Figura 4, genera la escorrentía o aportes al río  $Q_o$ , aplicando para ello el coeficiente  $f$ .

$$S_t = S_{t-1} + Exc \quad (\text{Ec. 4})$$

$$Q_o = f \cdot S_t \quad (\text{Ec. 5})$$

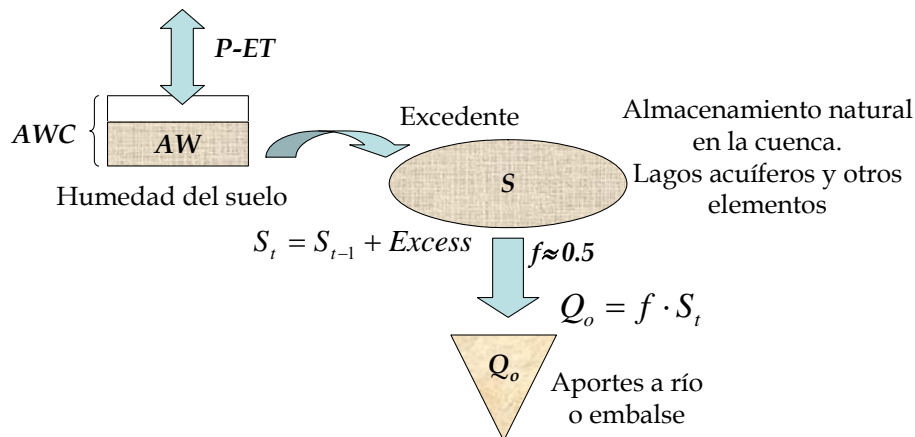


Figura 4. Modelo de THORNTHWAITE T de simulación mensual (Thornthwaite and Mather, 1955).

El modelo de THORNTHWAITE T ha sido adaptado para simulación diaria, incluyendo la existencia de escorrentía superficial de respuesta rápida y sustituyendo el almacenamiento natural de la cuenca por almacenamiento en el acuífero (Figura 5). Esta versión del modelo se utiliza en el modelo SMR (Soil Mixture Routing) (Frankenberger et al., 1999).

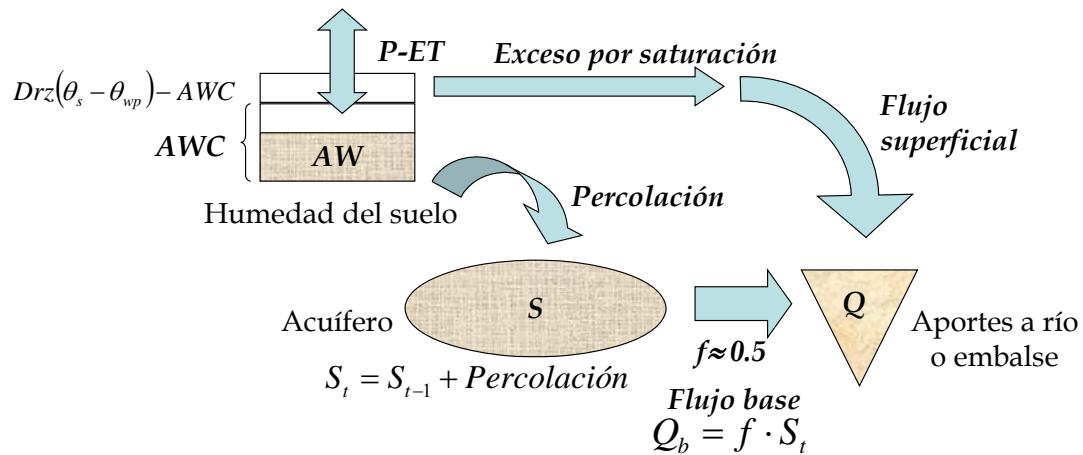


Figura 5. Modelo de THORNTHWAITE T de simulación diaria (Thornthwaite and Mather, 1957)

Al ser uno de los modelos más sencillos actualmente, constituye la base de modelos más complejos (Frankenberger et al. 1999): como el modelo distribuido SMR (Soil Mixture Routing) desarrollado por Frankenberger et al. (1999) y referido en Boll et al. (1998), que funciona integrado en el sistema de información geográfica GRASS (Geographic Resources Analysis Support System) desarrollado por el USA-CERL (US Army Construction Engineering Research Laboratories) (véase la Figura 6); y su variante, de forma distribuida y de formulación físicamente basada, el SMDR (Soil Mixture and Distributed and Routing model) (Cornell U., 2003) que será descrito en el apartado de modelos físicamente basados.

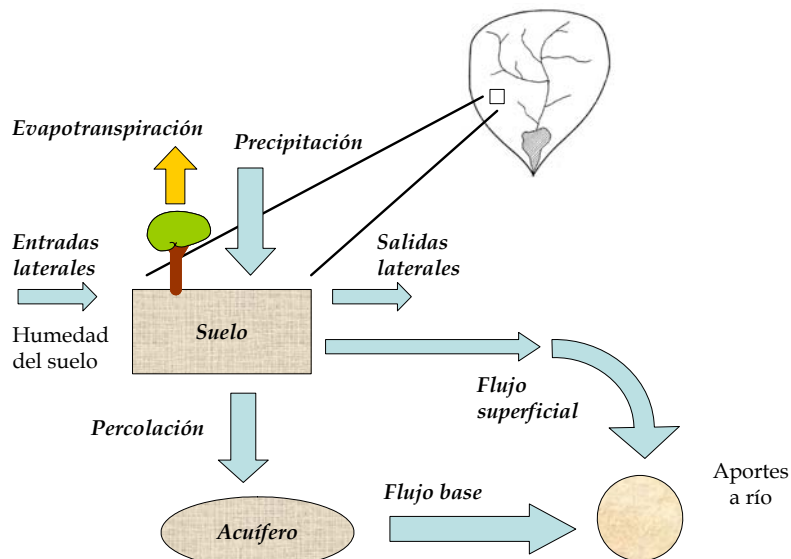


Figura 6. Modelo SMR (adaptado de Frankenberger et al., 1999).

## 2.1.2.2 Modelo PALMER y el modelo ABCD

Otro de los primeros modelos que surgieron fue el modelo PALMER (Palmer, 1965), que es un modelo conceptual agregado que reproduce de forma simplificada el ciclo hidrológico utilizando pocos parámetros. Este modelo en el que se determina la humedad del suelo es ampliamente utilizado como indicador de sequías, concretamente sequía agrícola o edafológica, y en él se considera que únicamente se genera escorrentía cuando las dos capas superiores del suelo están completamente saturadas.

También el modelo ABCD (Thomas, 1981) es un modelo mensual simplificado de únicamente cuatro parámetros “abcd”, similar al modelo de THORNYHWAITE T pero que genera excedente aún cuando el suelo no está totalmente saturado. Es una variante del modelo ABC (Fiering, 1967). Este modelo, dada su gran sencillez, es muy apropiado para análisis a gran escala. Actualmente ha sido modificado por Vogel (1994) para incluir la nieve y analizar el efecto del cambio climático en grandes cuencas, y se emplea para evaluaciones generales de ámbito nacional.

La formulación que el modelo emplea (Figura 7) se basa, en calcular el agua disponible  $W_t = P_t + S_{t-1}$ , siendo:  $P_t$  la lluvia mensual y  $S_{t-1}$  la humedad del suelo en el mes anterior. Con el agua disponible se obtiene la posibilidad de evapotranspiración potencial  $Y_t(W_t) = \left[ \frac{W_t + b}{2a} - \sqrt{\left[ \frac{(W_t + b)}{2a} \right]^2 - bW_t/a} \right]$ , de donde se deduce la humedad del suelo en el mes,  $S_t = Y_t \cdot \exp(-PE_t/b)$ , siendo  $PE_t$  la evapotranspiración potencial. La evapotranspiración real producida en el mes se calcula mediante:  $E_t = Y_t - S_t$ .

El agua almacenada en el acuífero se obtiene mediante:  $G_t = \frac{c(W_t - Y_t) + G_{t-1}}{1 + d}$  y los caudales en el río son  $Q_t = [(1 - c) \cdot (W_t - Y_t) + d \cdot G_t]$

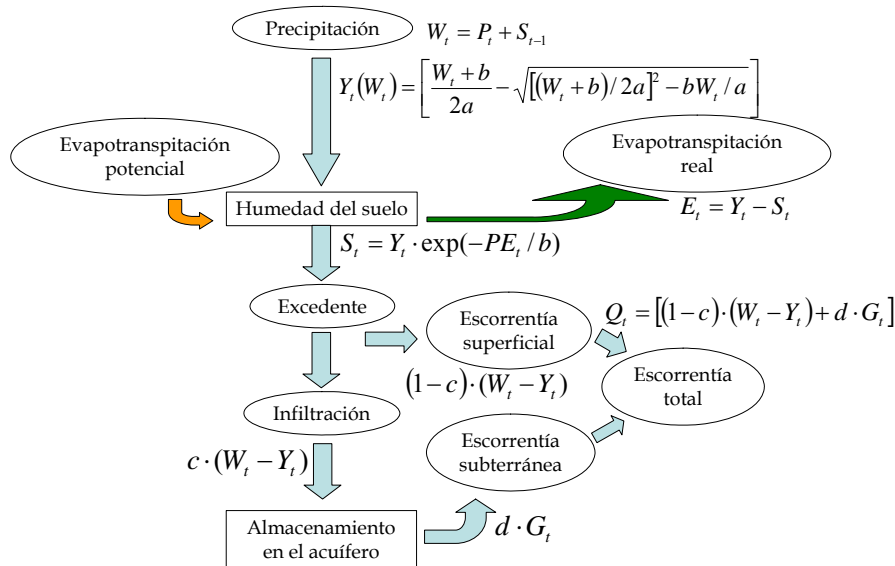


Figura 7. Modelo de balance de agua abcd (Thomas, 1981).

### 2.1.2.3 Modelo Stanford y sus evoluciones

Otro importante modelo de simulación detallada del ciclo hidrológico de gran número de parámetros, es el SWM-IV (Stanford Watershed Model IV) de la universidad de Stanford (Crawford and Linsley, 1966), evolución del Stanford Watershed Model (Crawford and Linsley, 1963). Consiste en un conjunto de almacenamientos de agua, tal y como se muestra en la Figura 8, con hasta 19 parámetros a calibrar que permiten simular hidrogramas horarios o diarios que se producen en una cuenca.

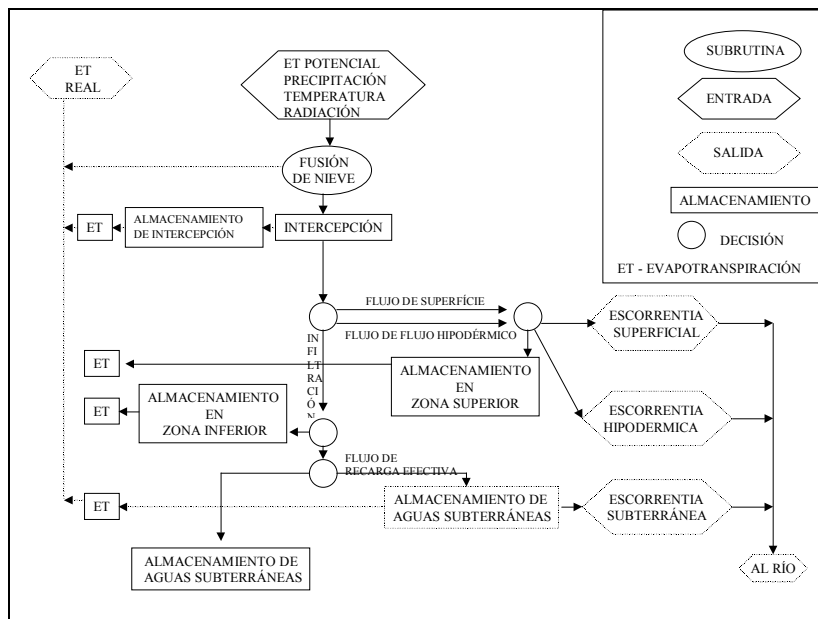


Figura 8. Diagrama de flujo del modelo STANFORD IV (tomado de Estrela, 1992b)

En la década de 1970 este modelo evolucionó hasta el modelo agregado HSP (Hydrocomp Simulation Program), donde se incluía la contaminación difusa y la simulación de componentes químicos realizada por Lombardo (1973). En los años siguientes, la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA) inició el desarrollo de modelos y herramientas para la simulación de la contaminación agrícola en las cuencas hidrográficas, fruto de lo cual se llegó al modelo subagregado HSPF (Hydrological Simulation Program-Fortran) (Donigian et al., 1984).

La EPA durante estos años desarrolló, por medio de Crawford y Donigan (1973), el modelo agregado PTR (Pesticide Transport and Runoff) de simulación de transporte de sedimentos y de pesticidas, que utilizaba los resultados hidrológicos del modelo HSP. La evolución y mejoras del modelo PTR finalizaron la creación del modelo ARM (Agricultural Runoff Management) (Donigian and Crawford, 1976a), que realiza la simulación de la generación de escorrentía, la caída y fusión de nieve, las pérdidas por erosión, las interacciones entre el suelo y los pesticidas, y el transporte de nutrientes en el suelo. Al citado modelo se le incorporó la simulación de la humedad del suelo y la temperatura y otros procesos de detalle de pesticidas y nutrientes en el suelo por Donigian et al., (1977).

Durante el desarrollo y aplicación del modelo ARM, en el cual el módulo hidrológico está basado en los modelos SWM (Stanford) y HSP, se observó la necesidad de disponer de un modelo sencillo para su aplicación a múltiples situaciones, por lo que Donigian and Crawford (1976b) desarrollaron el modelo NPS (Nonpoint Source Model).

Finalmente, y como ya se ha indicado, la EPA reunió los modelos desarrollados creando el HSPF (Hydrological Simulation Program-Fortran) (Johanson et al., 1980), el cual está en continua actualización como en el año 2001 por Bicnell et al. (2001). La evolución histórica del modelo aparece descrita detalladamente en Donigan et al. (2002).

El modelo HSPF actualmente es un modelo subagregado, es decir, agregado por subcuencas, que está formado por un conjunto de módulos sucesivos con un modelo hidrológico de cuenca, basado en el modelo hidrológico Stanford SWM, que incorpora la simulación química de elementos convencionales y elementos

tóxicos, con el módulo ARM y el modelo NPS, para la generación y transporte de contaminantes agrícolas en la cuenca hidrográfica y su propagación en cauces y embalses.

Por su parte el US Geological Survey, desde 1981, ha estado desarrollando herramientas para facilitar el análisis de las cuencas hidrográficas, fruto de los cuales crearon los módulos: ANNIE (base de datos hidrológicos de las cuencas hidrográficas) (Lumb and Kittle, 1984), WDM (herramienta para la generación de series temporales de datos), HSPEXP (módulo para calibración y análisis de resultados del modelo HSPF) (Lumb and Kittle, 1993), y GenScn (generador del número de curva en una cuenca hidrográfica) (Kittle et al., 1998), los cuales facilitan la aplicación de modelos a las cuencas hidrológicas como por ejemplo el HSPF u otros modelos.

De esta forma, la EPA y el USGS unieron sus esfuerzos para crear el sistema que se muestra en la Figura 9, formado por la base de datos hidrológicos ANNIE de la cual se extraen series temporales (IOWDM) y los datos necesarios para el funcionamiento del modelo HSPF, que mediante la herramienta HSPEXP facilita su calibración y ajuste de resultados. Finalmente los resultados del modelo son de nuevo incorporados a ANNIE. Esta estructura de trabajo es el germen del actual sistema integrado BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and NonPoint Sources).

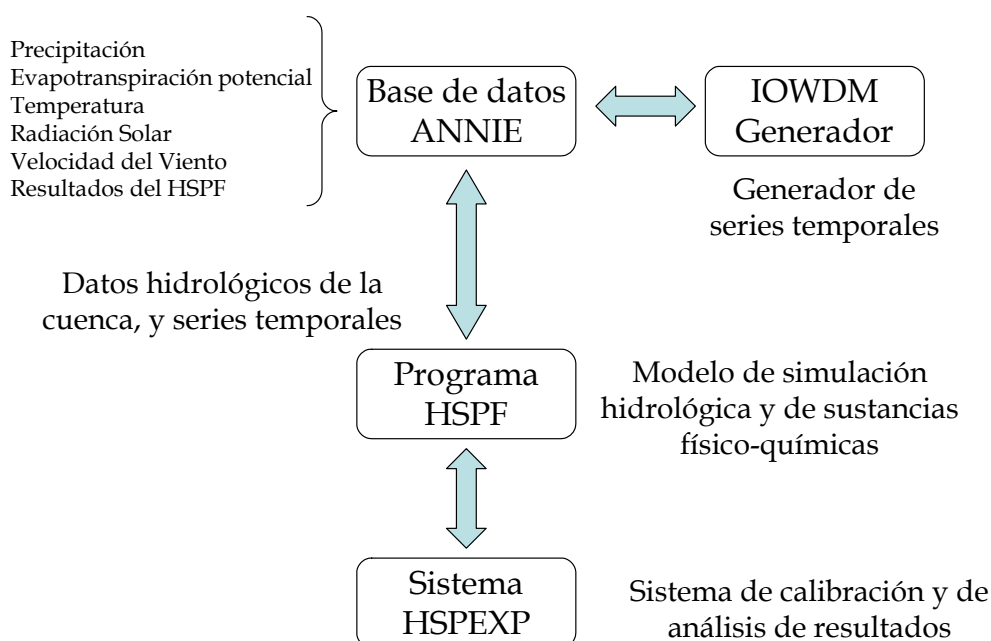


Figura 9. Sistema de información y aplicación del modelo HSPF por las Agencia EPA y USGS.



En 1994 la EPA y el USGS iniciaron el desarrollo del sistema integrado BASINS (Better Assessment Science Integrating Point and NonPoint Sources) (Lahlou et al., 1998), que combina un conjunto de bases de datos, módulos y herramientas para el análisis cuantitativo y de calidad del agua de las cuencas hidrográficas, integrado en el sistema de información geográfico (GIS) de Arcview (Figura 10). Este sistema incorpora el modelo HSPF como modelo de simulación hidrológica.

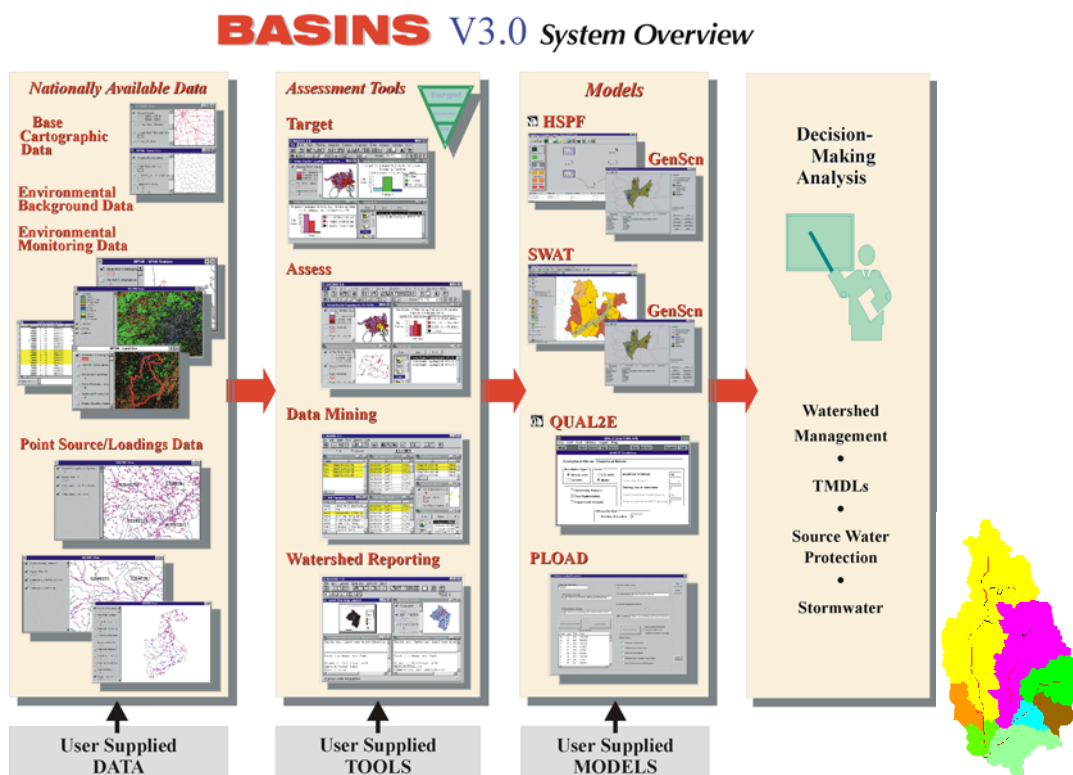


Figura 10. Sistema integrado de modelación BASINS, aplicación subagregada, agregada por subcuencas.

En la última versión del sistema BASINS se ha incorporado el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool), que es un modelo subagregado y físicamente basado a escala de cuenca que permite simular el ciclo hidrológico incorporando la propagación en cauces, el crecimiento vegetal, la erosión, el transporte de sedimentos, el ciclo de los nutrientes (nitrógeno y fósforo), el transporte de pesticidas, etc., desarrollado por el Servicio de Investigación agrícola de Estados Unidos ARS (Agricultural Research Service) (Arnold et al., 1990) y que será descrito en el apartado de modelos físicamente basados.

Finalmente, el módulo HSPF fue también integrado en el sistema WMS (Watershed Modeling System) del US Army Corps, con lo cual, la mayor parte

de las agencias americanas utilizan como módulo base de cálculo hidrológico el módulo HSPF.

#### **2.1.2.4 Modelo Sacramento**

El modelo SACRAMENTO (Burnash, 1973) es utilizado por el Servicio Nacional del Tiempo y el Departamento de Recursos Hídricos de California, y conceptualmente deriva del modelo STANFORD IV, pero a diferencia de éste, en las zonas de almacenamiento se produce la evapotranspiración potencial pero también es posible la descarga de agua a otras zonas o a la red fluvial, en la zona inferior el almacenamiento es limitado y se permiten varias leyes de descarga, y la laminación en cuenca y en cauce están considerados en menor detalle que en el anterior. La versión utilizada actualmente se conoce como Sacramento Soil Moisture Accounting model (SAC-SMA).

El SAC-SMA se utiliza como módulo hidrológico junto con el Snow-17 como módulo de fusión de nieve, en el Modelo NWSRFS “*National Weather Service River Forecast System*” (Hydrologic Research Laboratory, 1972) por el Servicio Nacional del Tiempo de Estados Unidos, para predecir caudales y niveles de agua en grandes cuencas.

#### **2.1.2.5 Modelo del Número de Curva y sus evoluciones**

Otro de los modelos más conocidos es el modelo del Número de Curva (SCS-CN) del Soil Conservation Service (SCS, 1954), Servicio de Conservación de Suelos de Estados Unidos (actualmente Natural Resources Conservation Service - NRCS). Tal y como indica Ferrer (Ferrer, 2002), es un modelo conceptual agregado y de pocos parámetros, de los más antiguos y más empleados en todo el mundo dada su gran sencillez y facilidad en la aplicación (SCS, 1972). Su objetivo original era estimar la escorrentía en pequeñas cuencas agrícolas con unas condiciones de cobertura y tipo de suelo determinados, y así analizar la influencia de los tratamientos agrícolas y cambios de uso del suelo (Hawkins, 1978); pretendía establecer un método que resumiese la mejor relación entre

precipitación y escorrentía a largo plazo en cada cuenca (Ponce y Hawkins, 1996).

La determinación del parámetro del número de curva se estableció a partir de una relación tabular entre los usos del suelo, los grupos hidrológicos del suelo, las prácticas de cultivo, las condiciones hidrológicas y el estado de humedad antecedente del suelo (AMC), a partir de miles de tests realizados con infiltrómetros durante finales de los años 30 y principios de los 40 al oeste de EE.UU. En un principio el análisis buscaba contrastar únicamente datos de precipitación versus datos de escorrentía y fue Mockus (1949) quien aportó la idea de relacionar estos datos con características de suelos para poder estimar la escorrentía en cuencas sin aforos. Posteriormente, Andrews (1954) (en Ponce y Hawkins, 1996) introdujo las variables de uso del suelo y práctica de cultivo, lo que dio origen al denominado complejo suelo-cobertura.

Según indica Ferrer (2002), posteriormente se desarrolló su aplicación también para áreas urbanas (SCS, 1986). En ambos casos se modelizó la pérdida de infiltración considerando únicamente los procesos de superficie, sin tener en cuenta los procesos de vertiente que controlan el flujo subsuperficial (Smith, 1997), y se hizo de forma agregada, obteniendo las pérdidas totales por infiltración de un evento.

Como ya se ha indicado, para desarrollar este modelo, el SCS se basó en datos empíricos de precipitación, escorrentía e infiltración con los que estimó la capacidad máxima de retención de agua de los suelos. Estos datos se obtuvieron bajo unas condiciones determinadas (White, 1988): el área de estudio estaba formada por cuencas con una extensión menor de 2,6 km<sup>2</sup> situadas en el medio oeste del país, por lo que la generalización de su uso debe hacerse con precaución (Ponce y Hawkins, 1996); se utilizaron datos de caudales máximos anuales; las cuencas presentaban uniformidad de usos y tipos de suelo.

Posteriormente, su uso se extendió por muchos países, con nuevas condiciones y aplicaciones, incluido el cálculo del caudal punta desarrollado por el propio SCS en el modelo TR-55. Esta expansión fue y es debida principalmente a tres características: su simplicidad (únicamente depende de un parámetro); estar avalado por una institución reconocida internacionalmente como el SCS (Ponce y Hawkins, 1996); y los datos que necesita son pocos y fáciles de conseguir.

Así pues, el método del Número de Curva se ha incluido tanto en modelos hidrológicos como de erosión o calidad del agua, como por ejemplo el SWAT (Arnold et al., 1993). Todo esto ha llevado a que al utilizarlo en situaciones bastante diferentes de las iniciales, en ocasiones se ponga en duda su efectividad (Chong y Teng, 1986).

El SCS-CN plantea la hipótesis de que la relación entre la infiltración total y el almacenamiento potencial de agua en el suelo es igual a la relación existente entre la escorrentía y la precipitación cuando se ha iniciado la escorrentía (NRCS, 2001) (National Resources Conservation Service), véase la Figura 11.

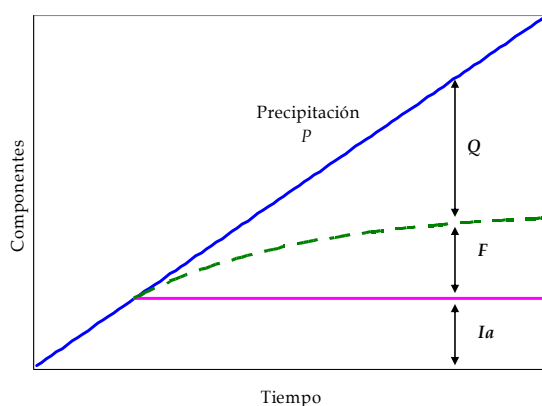


Figura 11. Generación de escorrentía con el paso del tiempo.

Matemáticamente se representa mediante la expresión:

$$\frac{F}{S} = \frac{Q}{P - I_a} \quad P > I_a \quad (\text{Ec. 6})$$

$$Q = 0 \quad P < I_a$$

Donde:

- $Q$ , es la cantidad de escorrentía generada (mm)
- $P$ , es la precipitación (mm)
- $S$ , es la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo (mm)
- $I_a$ , es la abstracción inicial (mm), almacenamiento en depresiones infiltración y evaporación.
- $F$ , es el volumen de agua infiltrado (mm) y que por continuidad es

$$F = P - I_a - Q$$

Aplicando dicha hipótesis y sustituyendo  $F$  por la expresión anterior, se obtiene la siguiente formulación:

$$Q = \frac{(P - I_a)^2}{P - I_a + S} \text{ con } P > I_a \quad (\text{Ec. 7})$$

Si se asume en la expresión anterior que  $I_a = 0,2 S$ , se obtiene la conocida expresión del número de curva que únicamente depende de un parámetro, la máxima capacidad de almacenamiento de agua en el suelo ( $S$ ).

$$Q = \frac{(P - 0,2 \cdot S)^2}{P + 0,8 \cdot S} \quad (\text{Ec. 8})$$

Esta formulación recibe su nombre de la posibilidad de expresar el parámetro  $S$  en función de un parámetro adimensional denominado número de curva (CN).

$$S = \frac{100}{CN} - 10 \quad (\text{Ec. 9})$$

Los fundamentos del método SCS-CN (SCS, 1972) pueden ser descritos de forma consistente tanto por el concepto de exceso de infiltración o exceso de saturación, de forma agregada o distribuida (Hjelmfelt, 1980), como con el método hidrológico de las zonas de generación VSA (Variable Source Area) distribuido (Steenhuis et al., 1995), que consiste en predecir la porción de cuenca que se satura, y que por tanto genera la escorrentía, y donde se ubican estas zonas. Según Steve et al. (2003) al permitir la predicción de las áreas de generación de escorrentía, y al ser estas zonas las que producen el transporte de las fuentes difusas de contaminación, hacen que este modelo sea adecuado para su incorporación a los modelos de calidad del agua de cuenca hidrográfica.

El método del Número de Curva SCS-CN es el empleado en el modelo HEC-1 (Hydrologic Engineering Center) (USACE, 1998) del cuerpo de ingenieros del ejército americano (US Army Corps of Engineers), cuya primera versión se desarrolló en el año 1967 y fue publicada en octubre de 1968. El modelo HEC-1 es un modelo conceptual subagregado orientado a eventos de lluvia desarrollado en lenguaje FORTAN 77, pero en sus versiones originales no se simulan los flujos de agua en el suelo ni en el acuífero por lo que no era adecuado para la evaluación de recursos. Emplea en cada una de las

subcuencas en que divide la cuenca hidrográfica el método del Número de Curva para la generación de escorrentía, e incluye en sus últimas versiones, en el caso de utilizarlo para evaluación de recursos, el método de Holtan (Holtan et al., 1975) para evaluar las filtraciones que se producen en el suelo, o la función de Green y Ampt para la evaluación de la infiltración (Mein and Larson, 1973). Aplica el hidrograma sintético de Clark (Clark, 1945) para la generación del hidrograma en la cuenca o el método de la onda cinemática aplicado en ladera, junto con el método de la onda cinemática o el método de Muskingum-Cunge para el movimiento de los caudales a través de los cauces principales.

Actualmente el modelo HEC-1 ha evolucionado mediante nuevas interfaces gráficas y la introducción de los sistemas de información geográficos al modelo HEC-HMS (USACE, 2000), el cual, al igual que el HEC-1, puede funcionar: orientado a eventos, donde se omiten en la formulación los flujos de agua en el suelo y en el acuífero para lo que utiliza el método del número de curva; o para la simulación de largos periodos de tiempo en evaluaciones de recursos. Además se ha desarrollado el módulo HEC-GeoHMS (USACE, 2003), que permite la interconexión entre el SIG ArcView y el modelo HEC-HMS (Figura 12).

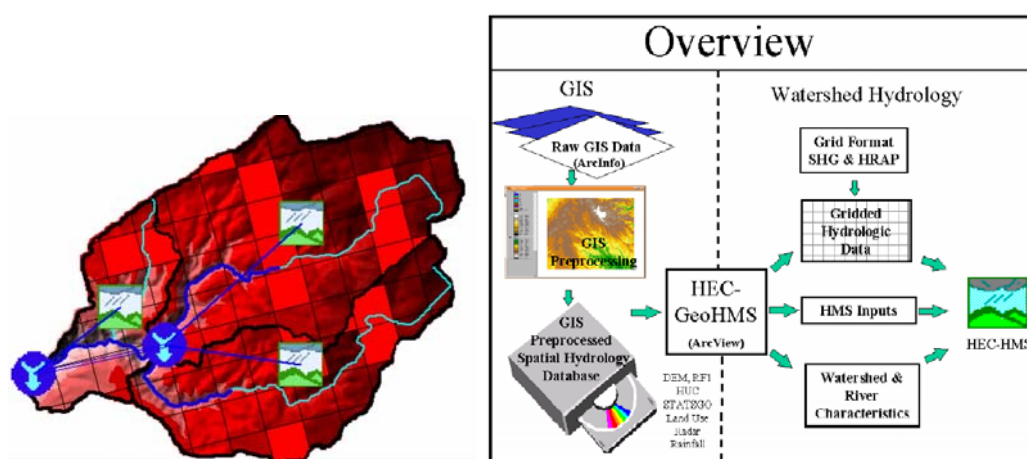


Figura 12. Modelo subagregado HEC-GeoHMS (tomado de USACE, 2003).

Otro de los modelos que emplea el método del Número de Curva es el AnnAGNPS (Cronshey and Theurer, 1998) (Annualized Agricultural Non-Point Source Pollution computer model) desarrollado por la USDA ARS (Agricultural Research Service), junto con el NRCS (Natural Resources Conservation Service), de simulación continua, y evolución del modelo de simulación de eventos AGNPS (Young et al, 1989). Es un modelo subagregado de simulación diaria y

desarrollado en FORTRAN que se utiliza para el análisis coste/beneficio de las diferentes prácticas agrícolas, y que incluye: el transporte de sedimentos, el ciclo del fósforo, el ciclo del nitrógeno, el transporte de pesticidas, etc... Actualmente existen algunas versiones más simplificadas que operan de forma distribuida en el SIG GRASS.

El modelo AnnAGNPS (Figura 13) también se encuentra integrado con otros modelos con el objeto de formar plataformas o sistemas integrados de gestión de recursos hídricos. Uno de estos sistemas está formado por los siguientes módulos: en primer lugar, el modelo AnnAGNPS que proporciona los resultados hidrológicos y de transporte de contaminantes en el suelo y a escala de cuenca; en segundo lugar, el modelo CCHE1D (Wu and Vieira, 2000) (Center for Computational Hydroscience and Engineering - One Dimensional channel model), para la simulación hidráulica a través de elementos unidimensionales; en tercer lugar, CONCEPTS (Langendoen et al, 2000, and Langendoen, 2001) (Conservational Channel Evolution and Pollutant Transport System) modelo para la simulación del transporte de sedimentos, transporte de contaminantes, relaciones químicas con el lecho del río, relaciones con la vegetación riparia, etc...; en cuarto lugar, el modelo SNTMP (Theurer et al, 1984) (Stream Network TEMPerature model), para el cálculo a escala de cuenca de las temperaturas máxima, mínima y media diaria; en quinto lugar, el modelo SIDO (Alonso et al, 1996) (Sediment Intrusion & Dissolved Oxygen), para la simulación del ciclo de los salmónidos y los efectos que los contaminantes tienen sobre huevos y sobre los hábitats; y finalmente, en sexto lugar un modelo económico que determina el valor de la cantidad de salmónidos existentes tanto desde el punto de vista comercial como recreacional.

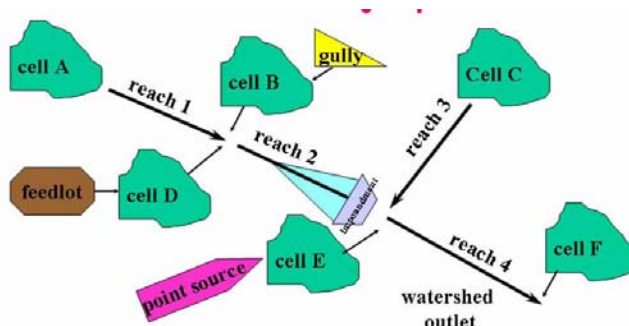


Figura 13. Esquema subagregado del modelo AnnAGNPS (tomada de Cronshey and Theurer, 1998).

### 2.1.2.6 Modelo de Témez y sus evoluciones

El modelo más utilizado en España es el modelo de Témez (1977) que deriva del modelo de THORNTHWAITE-T y es similar al método planteado por el “Número de Curva” del Soil Conservation Service (SCS, 1972, o MCCuen, 1982), ya que es un modelo conceptual de pocos parámetros que simula de forma sencilla el ciclo hidrológico y, a su vez, la ley que gobierna la generación de excedente, es decir, el agua que no es interceptada por el suelo. Es similar a la ley planteada en el método del Número de Curva (SCS-CN).

La aplicación del modelo de Témez de forma distribuida dio lugar el modelo SIMPA (Sistema Integrado Precipitación Aportación) (Ruiz, 1998), que es un modelo hidrológico conceptual distribuido de simulación continua mensual integrado con un sistema de información geográfica GRASS (Estrela, 1996b). Este modelo ha sido aplicado en la evaluación de los recursos hídricos en España, con una resolución de 1km x 1km, realizada durante la elaboración del “Libro Blanco del Agua en España” (MIMAM, 2000) (Figura 14).

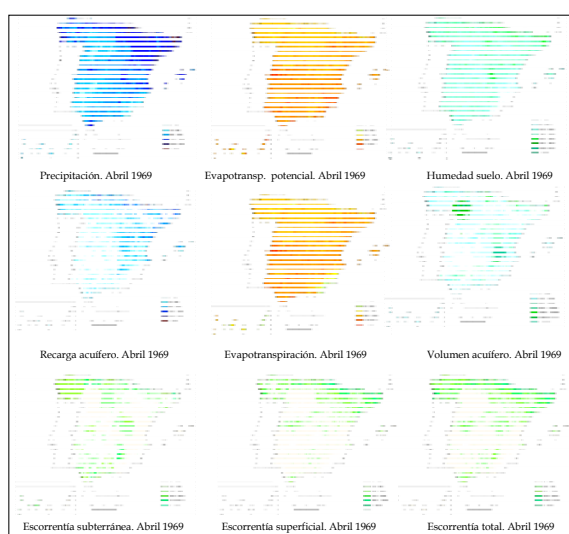


Figura 14. Modelo conceptual distribuido SIMPA aplicado a España (MIMAM, 2000).

### 2.1.2.7 Otros modelos

A lo largo de los últimos 50 años se han desarrollado por distintos países, agencias o centros de investigación, múltiples modelos de simulación con diferentes grados de complejidad y donde algunos de ellos incluyen también transporte de sedimentos o de contaminantes, como: el modelo subagregado



TANK (Sugawara, 1979) en Japón, modelo compuesto por cuatro embalses lineales sucesivos y de elevado número de parámetros, que está descrito en Sugawara (1995); el modelo distribuido TETIS (Vélez et al., 2002) en España, formado por cinco depósitos lineales; el modelo subagregado XINANJIANG (Zhao and Liu, 1995) de China; el modelo CEQUEAU (Girard et al., 1972) en Francia; el modelo ARNO (Todini, 1996) en Italia; el modelo RHINEFLOW (Van Deursen y Kwadijk, 1993) en Alemania, modelo conceptual distribuido integrado en GRASS, con transferencia hídrica entre compartimentos que agrega celdas a partir del modelo digital de elevaciones (MDT) y que se utiliza para cambios en las componentes del balance hídrico a escala mensual en el río Rhine; el modelo PELMO (Pesticide Leaching Model) del “Fraunhofer Institut” de Alemania (Klein, 1994); el modelo RORB (Hydrograph Synthesis by Runoff Routing) de Australia; el modelo WAVE (Water and Agrochemicals in soils, crop and Vadose Environment) del “Institute for Land and Water Management” de Bélgica (Vanclooster M., 1995) formado por cinco módulos interrelacionados y que permite modelar el crecimiento de la vegetación junto con el ciclo hidrológico, el ciclo energético, el ciclo del nitrógeno y el balance de sales en la zona superficial del suelo y que está en desarrollo la modelación de pesticidas; el modelo EUROSEM (European Soil Erosion Model) (Morgan and Quinton, 1997); los modelos ANIMO (Agricultural Nitrogen Model), PESTLA (Pesticide Leaching and Accumulation) y TRANSOL (Transport of a Solute) de Holanda del DLO Winand Staring Centre SC-DLO; o el modelo GEOTOP (Rigon, R. et al., 2004), modelo distribuido desarrollado por la Universidad de Trento en Italia.

También se pueden citar otros modelos como: el SSARR (Schermerhorn and Kuehl, 1968); el HBV (Bergström, 1995) de Noruega; el MACRO (Water and Solute Transport in Macroporous Soil) de Suecia; el MODHYDROLOG (Chiew and McMahon, 1994) que es un modelo conceptual formado por cinco almacenamientos de simulación diaria; el modelo de Catpro de Kuczera et al. (1993); el IHACRES (Identification of unit Hydrographs and Component flows from Rainfalls, Evaporation and Streamflow data) modelo conceptual para avenidas formado por múltiples tanques conectados entre sí y que es utilizado en el Reino Unido (Jakeman et al., 1990; Littlewood et al., 1994; Littlewood et al., 1997); el Medbasin (Tigkas, D. and Tsakiris, 2004) del Laboratorio de Gestión de

Recursos Hídricos de la Universidad Técnica de Atenas que se basa en el modelo conceptual MERO desarrollado y aplicado por la FAO en diversos estudios para cuencas mediterráneas (Underhill et al., 1970, Schenkeveld, 1971); y otros referidos por Alley (1984).

### ***2.1.3 Modelos físicamente basados***

Los modelos físicamente basados, también denominados teóricos, plantean las funciones teóricas que gobiernan cada proceso y resuelven dichas ecuaciones diferenciales de flujo y de conservación de masa, como la ecuación de Richards para el movimiento en la zona no saturada o la ecuación de Saint Venant en la simulación de los caudales máximos. Ejemplos de este tipo de modelos son: el SMDR (Soil Mixture and Distributed and Routing model) (Cornell U., 2003) del Laboratorio de Agua y Suelos del Departamento de Ingeniería Biológica y Ambiental de la Universidad de Cornell, USA; el SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1993) del ARS, EPA y NRCS; el modelo TOPMODEL (Beven and Kirkby, 1979); el Sistema Hidrológico Europeo SHE (Abbot et.al., 1987) del Instituto de Hidrología Danés DHI (Danish Hydrological Institute); el modelo ANSWERS-2000 (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation) (Bouraoui and Dillaha, 1996); el IHDM (Beven et al., 1987), el WATCH (Morel-Seytoux and Al Hassoun, 1989) y el IHC (Ragab and Cain, 1997; basado en el modelo FRLM de Ragab et al. 1997).

En algunas ocasiones, y dada la complejidad de las ecuaciones, se resuelve el problema simplificado como es el caso de la onda cinemática. Estos modelos requieren una gran cantidad de datos para su aplicación lo que hace que en la actualidad, para grandes cuencas, sean poco utilizados en casos reales. Concretamente se han centrado en una serie de estudios experimentales en pequeñas cuencas en las que se poseía una elevada cantidad de información fisiográfica, meteorológica y de caudales aforados (Ruiz, 1998).

Existen dos procesos principales y complementarios por los que se produce la escorrentía superficial, como son: el flujo por exceso de infiltración o Hortoniano (Horton, 1933, 1940), IER (Infiltration Runoff Excess), que se produce cuando la tasa de precipitación supera a la tasa de infiltración del

suelo, este proceso es la principal componente de la escorrentía en zonas áridas y semiáridas; y el flujo de saturación del suelo o de Dunne, SER (Saturation Exceso Runoff), que aparece cuando el agua no puede infiltrarse porque el suelo se encuentra totalmente saturado y depende en menor medida de la intensidad de lluvia que de la topografía y propiedades hidráulicas del suelo. Ambos procesos pueden aparecer en diferentes instantes de tiempo y en diferentes puntos de una cuenca hidrográfica, lo que se refiere al concepto de áreas parcialmente contributivas de una cuenca hidrográfica (Betson, 1964). Estas áreas contributivas son variables con el tiempo, expandiéndose durante la tormenta y reduciéndose al paso de la misma, denominándose áreas variables de generación de recursos VSA (variable source area) (Hewlett and Hibbert, 1967; Dune and Black, 1970).

Los modelos físicamente basados se denominan así porque se fundamentan en plantear la ecuación de balance de humedad del suelo (Figura 15), véase la ecuación siguiente, y hacer depender el resto de componentes del ciclo hidrológico del contenido de humedad que tiene el suelo en cada instante, por lo que son capaces de reproducir las dos componentes de generación de escorrentía descritas anteriormente.

$$S_t = S_{t-1} + (P_t + DH_t) - ET_t - Per_t - Q_{sup_t} + (Q_{e_t} - Q_{s_t}) \quad (\text{Ec. 10})$$

Donde:

$S_t$ , es el contenido de agua en el suelo;  $P_t$ , es la lluvia líquida caída;  $DH_t$ , es el deshielo producido;  $ET_t$ , es la evapotranspiración;  $Per_t$ , es la percolación;  $Q_{sup_t}$ , es la escorrentía superficial;  $Q_{e_t}$ , es el flujo de agua lateral que entra al suelo; y  $Q_{s_t}$ , es el flujo de agua lateral que sale del suelo.

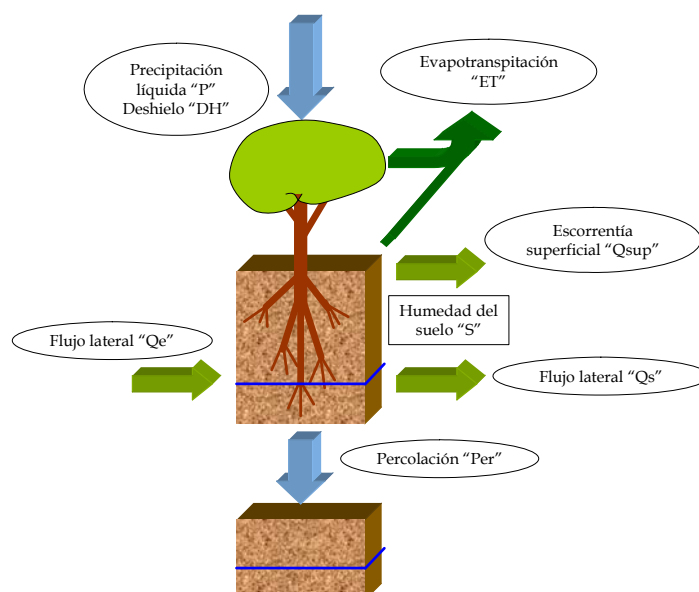


Figura 15. Balance de humedad del suelo.

### 2.1.3.1 Modelo SWAT y su evolución

Uno de estos modelos es el SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1993) desarrollado por el Servicio de Investigación agrícola de Estados Unidos, ARS (Agricultural Research Service), que se utiliza para predecir los impactos que produce el uso de la tierra en una cuenca hidrográfica, incorporando la simulación de compuestos químicos, erosión de suelos, transporte de pesticidas, etc... SWAT (Neitsch et al., 2002) es un modelo subagregado desarrollado en el entorno de Windows (VisualBasic), del GIS GRASS (Arnold et al., 1998) y del GIS ArcView (Di Luzio et al., 2002) (Figura 16).

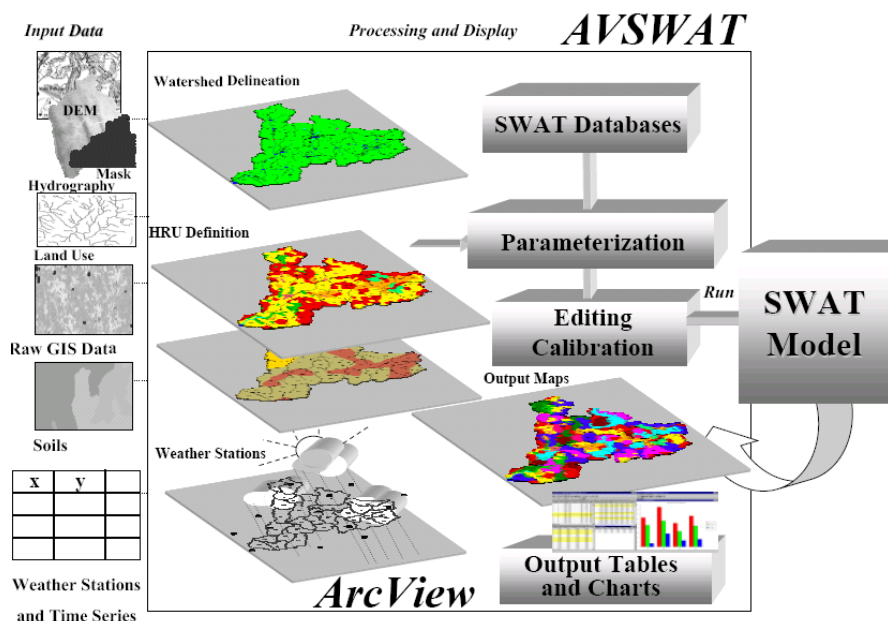


Figura 16. Versión del modelo SWAT conectada con el SIG ArcView (Di Luzio et al., 2002).

El modelo SWAT incorpora diversos aspectos de anteriores modelos del ARS, y fundamentalmente es la evolución del modelo SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) (Williams et al., 1985; Arnold et al., 1990) desarrollado para la simulación continua de las fuentes difusas de contaminación, que estaba basado a su vez en otros modelos como el CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems) (Knisel, 1980), el GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems) (Leonard et al., 1987), y el EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator) (Williams et al., 1984), los cuales han contribuido de forma notable al desarrollo del mismo.

El modelo CREAMS (Knisel, 1980) es un modelo físicamente basado cuyo objetivo es simular el impacto de los usos de la tierra en el agua, en los sedimentos, en los nutrientes y en los pesticidas. Mientras que el modelo GLEAMS (Leonard et al., 1987) es un modelo de contaminación difusa que se centra en el lixiviado de nutrientes y pesticidas al acuífero.

El modelo EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator) (Williams et al., 1984), se desarrolló originalmente para simular el impacto de la erosión en el desarrollo vegetativo de los cultivos y actualmente se utiliza como un factor más en las prácticas agrícolas de los cultivos.

El modelo SWRRB (Williams et al., 1985; Arnold et al., 1990) es una mejora del modelo de escala diaria CREAMS, del cual se diferencia fundamentalmente en los siguientes aspectos: su aplicación se extiende a varias subcuencas de forma simultánea lo que permite obtener los resultados globales de la cuenca; incorpora los aportes de aguas subterráneas; incorpora el efecto de regulación de los embalses para simular los efectos de las balsas agrícolas y embalses en el agua y en el transporte de sedimentos; incorpora mayor cantidad de variables climáticas con el objeto de realizar simulaciones para largos periodos de tiempo; incorpora el crecimiento de cultivos mensual utilizado en el modelo EPIC; y en la simulación se considera el movimiento del agua y el transporte de sedimentos a través de la cuenca hidrográfica, incluyendo las pérdidas por transporte.

Posteriormente se le incorporaron el modelo de pesticidas del modelo GLEAMS y la posibilidad de cálculo del ciclo hidrológico con el método del SCS.

Como ya se ha indicado, el modelo SWRRB es un modelo subagregado por lo que su aplicación a grandes cuencas hidrográficas requiere de la división de la misma en un elevado número de subcuencas. Los resultados que se obtienen por subcuencas deben combinarse y transmitirse a través de la cuenca hidrográfica, para lo cual se desarrolló el modelo ROTO (Routing Outputs to Outlet) (Arnold, 1990) que toma los resultados del modelo SWRRB y simula el transporte de agua y del resto de sustancias a través de conducciones y embalses, con los cuales se alimenta de nuevo al modelo SWRRB, operando ambos modelos de forma independiente. Dado que esta forma de aplicación de ambos modelos permitía su aplicación a grandes cuencas hidrográficas, la fusión de los mismos dio lugar al actual modelo SWAT (Arnold et al., 1995).

El actual modelo SWAT (Neitsch et al., 2002) realiza el balance de humedad diaria del suelo, pudiendo utilizar para ello dos métodos para la generación de escorrentía: el método del Número de Curva del SCS (SCS, 1972) o considerando la ecuación de Green & Ampt (Green & Ampt, 1911) para el cálculo de la filtración en el suelo; además emplea el método de la onda cinemática para el cálculo del flujo en ladera (Sloan et al., 1983) y el método de Muskingum para el transporte del agua a través de la cuenca. El balance de humedad que utiliza es el siguiente:

$$SW_t = SW_{t-1} + R_t - ET_t - Per_t - Q_{surf_t} + Q_{gw_t} \quad (\text{Ec. 11})$$

Donde:

$SW_t$ , es el contenido de agua en el suelo;  $R_t$ , es la lluvia líquida caída;  $ET_t$ , es la evapotranspiración;  $Per_t$ , es la percolación;  $Q_{surf_t}$ , es la escorrentía superficial;  $Q_{gw_t}$ , es el flujo en ladera.

El modelo SWAT aplica la ecuación universal modificada MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation) (Williams, 1975) para la generación de sedimentos en la cuenca, debido a que en la fórmula USLE (Universal Soil Loss Equation) (Wischmeier and Smith, 1965, 1978), la lluvia se emplea como indicador de la energía erosiva, mientras que en la ecuación MUSLE, la cantidad de lluvia permite simular la generación y transporte de sedimentos. Además realiza la simulación del movimiento de nutrientes, fundamentalmente nitrógeno y fósforo; de pesticidas; y permite introducir diferentes tipos de prácticas agrícolas en el terreno. Ha sido aplicado por múltiples autores (Arnold et al 1998; Arnold et al. 2000; Harmel et al. 2000; Saleh et al. 2000; Sophocleous, M., and S. P. Perkins. 2000; Spruill et al. 2000; Srinivasan et al. 1998a; y Srinivasan et al. 1998b)

### **2.1.3.2 Modelo SMDR y su evolución**

El modelo SMDR (Soil Mixture and Distributed and Routing model) (Cornell U., 2003) del Laboratorio de Agua y Suelos del Departamento de Ingeniería Biológica y Ambiental de la Universidad de Cornell, USA, es un modelo distribuido de simulación diaria que se ha desarrollado para conocer la evolución espaciotemporal de las áreas de generación de escorrentía VSAs en zonas de clima húmedo, con una buena cobertura vegetal, pendientes suaves y una alta capacidad de infiltración del terreno. Este modelo funciona integrado en el sistema de información geográfica GRASS y sus principales características son (Cornell U., 2003): la fuerza de la gravedad es la principal fuerza que gobierna el movimiento del agua; el gradiente hidráulico del flujo lateral del agua o en ladera se aproxima por la pendiente del terreno; y el contenido de humedad del suelo es uniforme en cada elemento en que se discretiza el

terreno. Estas tres hipótesis hacen que el movimiento del agua por capilaridad no se haya considerado en el modelo (Figura 17).

El modelo plantea el balance diario de agua en el suelo para cada una de las celdas en las que se discretiza la cuenca, y considerando que el suelo se divide en diversas capas, se utiliza la siguiente expresión:

$$Sw_t = Sw_{t-1} + (RF_t + SM_t) - ET_t - P_t - SE_t + (Qin_t - Qout_t) \quad (\text{Ec. 12})$$

Donde:  $Sw_t$ , es la humedad del suelo;  $RF_t$ , es la lluvia líquida caída;  $SM_t$ , es el deshielo producido;  $ET_t$ , es la evapotranspiración producida;  $P_t$ , es la percolación;  $SE_t$ , es la generación de escorrentía superficial por exceso de saturación; y  $Qin_t$ ,  $Qout_t$ , son las entradas y salidas laterales de agua en la celda, flujo lateral.

Para el cálculo de la infiltración aplica la ecuación de Richards simplificada:

$$\frac{dS_{wk}(t)}{dt} = W^2 K(S_{wk}) \quad (\text{Ec. 13})$$

Donde:  $S_{wk}$ , es la humedad del suelo en la capa  $k$  del suelo;  $W$  es el volumen de la celda ( $m^3$ ); y  $K(S_{wk})$  es la conductividad hidráulica del suelo en la capa  $k$  del suelo.

El flujo lateral o flujo en ladera se obtiene considerando el gradiente hidráulico de la celda con las de su entorno y con la hipótesis de que este gradiente es igual a la pendiente del terreno. La evapotranspiración del cultivo de referencia se puede calcular mediante dos métodos alternativos que únicamente requieren conocer la temperatura para su aplicación: el método de Hargreaves (Hargreaves and Samani, 1985) a partir de los datos de temperatura máxima y mínima diaria; o método de Hamon (Hamon, 1961) a partir de la temperatura media diaria. Posteriormente existe un modelo de desarrollo vegetativo mediante el cual se obtiene la evolución temporal de la evapotranspiración y el ajuste a la vegetación real existente en la cuenca.



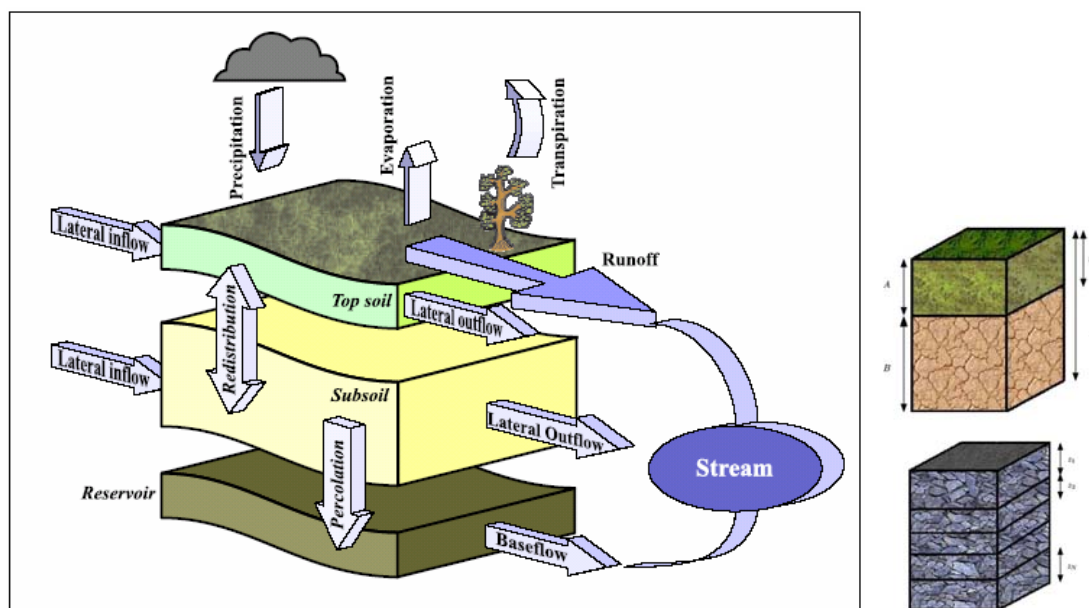


Figura 17. Modelo SMDR y discretización en celdas y capas (tomado de Cornell U., 2003).

### 2.1.3.3 Modelo ANSWERS y su evolución

El modelo ANSWERS-2000 (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation) (Bouraoui and Dillaha, 1996) es un modelo de parámetros distribuidos, físicamente basado y de simulación continua, a escala de parcela y de cuenca hidrográfica, que se emplea para evaluar la efectividad de las buenas prácticas agrícolas en la reducción de la erosión y del lixiviado y transporte de nitratos y otros nutrientes a través de la zona superior del suelo.

El modelo ANSWERS fue desarrollado originalmente por Beasley and Huggins (1980) y estaba basado en uno de los primeros modelos de parámetros distribuidos (Huggins and Monke, 1966), y originalmente se orientaba a la simulación de eventos y el análisis de los efectos de buenas prácticas agrícolas en la generación y transporte de sedimentos y en la generación de escorrentía.

Actualmente el modelo ANSWERS-2000 está desarrollado en FORTRAN 77 utilizando como interfaz el SIG GRASS para versión destinada a simulación de eventos (Rewerts et al., 1991; Bouraoui et al., 2002), y el SIG ArcInfo en la versión de simulación continua con el nombre ANSWERS-2000 NPS (Wolfe et al. 1995). Discretiza la cuenca hidrográfica en celdas de pequeño tamaño (Figura 18), de 0,4 a 1 ha, donde el modelo simula la interceptación; la infiltración, con la ecuación de Green and Ampt; la percolación; la generación de sedimentos y su

transporte; el crecimiento vegetativo; la incorporación de nutrientes a las plantas; la variación de nitrógeno y fósforo en el suelo; el lixiviado y las pérdidas de nitratos y otras formas de nitrógeno, y el arrastre del fósforo por la escorrentía superficial. Simula de forma continua con un lapso de tiempo de 30 segundos durante los eventos de lluvia y simulación diaria en los periodos sin lluvia, por lo que no puede aplicarse a largos periodos de simulación. El modelo ha sido utilizado en las cuencas de pequeño y mediano tamaño como Watkinsville en Georgia, y en la cuenca hidrográfica de Owl Run, de 1153 ha., también en Georgia.

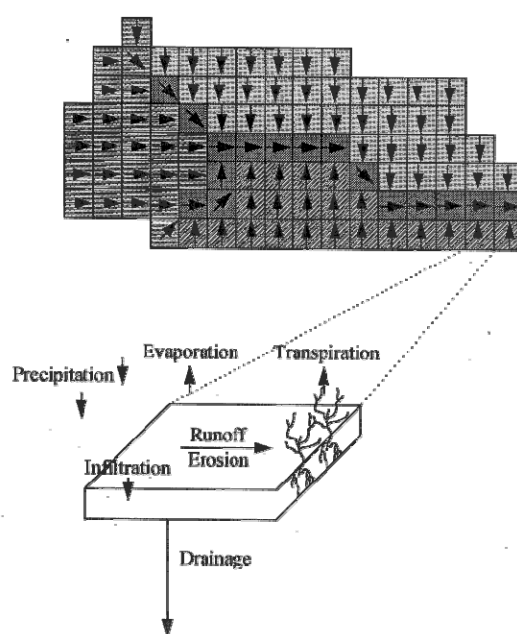


Figura 18. Procesos hidrológicos y distribución espacial del modelo ANSWERS-2000 (tomado de ANSWERS, 2000).

### 2.1.3.4 Modelo TOPMODEL

El modelo TOPMODEL (Topography Based Runoff Prediction Model) del Departamento de Ciencias Medioambientales del Instituto Medioambiental y de Ciencias Naturales de la Universidad de Lancaster del Reino Unido, es un modelo físicamente basado subagregado desarrollado en FORTRAN 77 que emplea el modelo digital del terreno (Beven and Kirkby, 1979). Este modelo basa la formulación en las áreas contribuyentes variables, donde se plantea el balance de agua en el suelo considerando que el gradiente del agua en el suelo

es similar a la pendiente local del terreno, de forma que todos aquellos puntos con igual índice topográfico,  $a/\tan\beta$ , tienen igual respuesta, siendo  $a$  el área drenante por unidad de contorno, y  $\tan\beta$  la pendiente del terreno. Este índice topográfico se basa en el índice hidrológico de Mike Kirkby (Kirkby, 1975). La infiltración la resuelve planteando el modelo exponencial Green and Ampt de Beven (1984), y la escorrentía generada es transmitida a lo largo de la cuenca. Actualmente este modelo también funciona integrado en el SIG GRASS (Beven, 1995).

### 2.1.3.5 Modelo SHE

El modelo SHE, Sistema Hidrológico Europeo SHE (Abbot et al., 1986a, 1986b y 1987; Bathurst et al., 1995), es un modelo distribuido físicamente basado, desarrollado por el Instituto de Hidrología Danés DHI, y que ha evolucionado al integrar los módulos hidráulicos del modelo MIKE 11 en el modelo MIKE-SHE (Generalized River Modeling Package-SHE) (Refsgaard and Stom, 1995). El modelo plantea el movimiento del agua sobre la superficie de la cuenca, flujo en ladera, mediante las ecuaciones diferenciales de Saint-Venant en dos dimensiones, pero dada la complejidad de las mismas se simplifican los términos de reducción del momento por aceleración local y convectiva, y las entradas laterales perpendiculares a la dirección del flujo, de forma que se obtiene la aproximación de la onda difusiva. Además, si se asume que la pendiente de fricción del flujo de agua es igual a la pendiente del terreno en cada punto, hipótesis conocida como aproximación de la onda cinemática, se obtiene que el calado es independiente del nivel de agua en las celdas contiguas. Esta hipótesis es válida para caudales elevados o para pendientes del terreno grandes y puede introducir errores para pendientes del terreno pequeñas y velocidades del agua bajas, por lo que MIKE-SHE también incluye la posibilidad de obtener las pendientes de fricción mediante la ley de Strickler/Manning con la utilización de los coeficientes de Strickler (DHI, 2004). La percolación de agua en el medio no saturado está gobernada por la ecuación de Richards y el movimiento de agua en el acuífero se rige por la ecuación del flujo de agua en medio poroso y saturado en tres dimensiones (Figura 19).

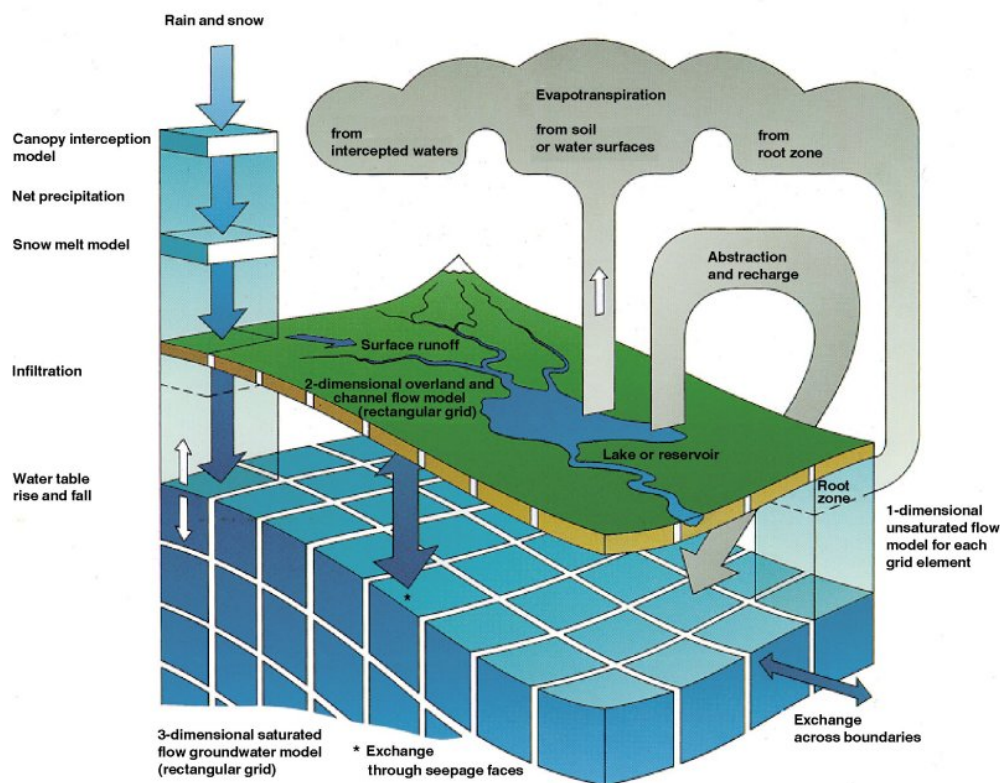


Figura 19. Modelo MIKE-SHE (tomado de DHI, 2004).

### 2.1.3.6 Otros modelos

Otros modelos físicamente basados son: el modelo KINEROS (Kinematic Runoff and Erosion Model) (Woolhiser et al., 1990) desarrollado por la USDA, es un modelo subagregado físicamente basado para cuencas semiáridas desarrollado en el entorno del SIG GRASS, que emplea la ecuación de la onda cinemática y que está destinado a la simulación de eventos de avenida, la evaluación del transporte de sedimentos que se produce en una cuenca hidrográfica, y el movimiento del agua y sedimentos a través de la cuenca; el modelo KINEROS 2 (Smith et al., 1995a) es la evolución del modelo anterior, y permite dividir el terreno en diversas capas en dirección vertical, permitiendo reproducir con mayor detalle los flujos de agua y la escorrentía subsuperficial.

También, el modelo distribuido y físicamente basado CASC2D desarrollado inicialmente en FORTRAN 77 y posteriormente dentro del SIG GRASS por la Oficina de Investigación del ejército americano (Army Research Office) junto con la Universidad de Colorado (Julien, Saghalian and Ogden, 1995), para eventos de lluvia o de simulación continua, resuelve la ecuación de la onda

difusiva en dos dimensiones, al igual que el modelo SHE, empleando la ecuación de Green and Ampt (1911) para la determinación de la infiltración que se produce en el suelo.

Actualmente el modelo CASC2D ha evolucionado modificando su formulación al modelo GSSHA (Gridded Surface Subsurface Hydrologic Analysis) desarrollado por el USACE ERDC (US Army Corps of Engineers Engineering Research and Development Center) (Downer and Ogden, 2002). Este modelo incluye la generación de flujo no Hortoniano, la simulación del ciclo subterráneo del agua y el movimiento del agua a través de cauces, estructuras hidráulicas, lagos y humedales. El modelo GSSHA puede utilizarse dentro del sistema WMS (Watershed Modeling System) del US Army Corps (Figura 20).

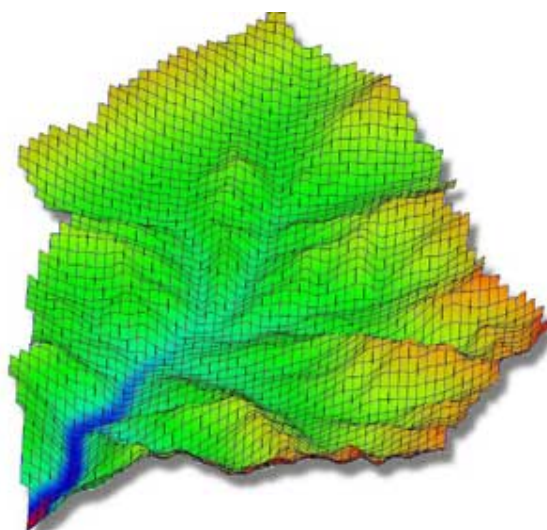


Figura 20. Modelo GSSHA dentro del sistema WMS.

El WMS del US Army Corps es un sistema soporte de análisis hidrológico de cuencas hidrográficas, formado por un conjunto de módulos de simulación, subagregados o distribuidos, de amplia difusión, que permiten obtener caudales máximos, hidrogramas y condiciones químicas de los caudales. El sistema permite la llamada a cada uno de estos módulos de forma integrada totalmente con el usuario, y está formado por los módulos:

- El módulo HEC-1 (HMS) del Hydrologic Engineering Center; modelo conceptual subagregado para la simulación hidrológica de cuencas hidrográficas.
- El módulo HEC-RAS del Hydrologic Engineering Center; modelo de simulación hidráulica unidimensional.

- El módulo TR-20; desarrollado por NRCS y que se utiliza para estimar la escorrentía procedente de lluvias reales o sintéticas.
- El módulo TR-55; desarrollado por NRCS y que se utiliza para estimar la escorrentía en pequeñas cuencas con alto desarrollo urbanístico.
- El módulo MODRAT (Modified Rational Method); utilizado por el Condado de los Ángeles para estimar la escorrentía superficial.
- El módulo de cálculo de la escorrentía por el método racional.
- El módulo HSPF (Hydrological Simulation Program - FORTRAN); modelo conceptual subagregado para la simulación hidrológica de cuencas hidrográficas.
- El módulo NFF (National Flood Frequency program); desarrollado por el USGS en colaboración con el FHWA (Federal Highway Administration) y el FEMA (Federal Emergency Management Agency), para la estimación de los caudales punta de avenida a escala regional.
- El módulo StormDrain; para el análisis de los caudales en redes de colectores de aguas pluviales.
- El módulo CE QUAL W2; modelo en dos dimensiones para el análisis de la calidad química del agua en ríos, embalses, lagos y estuarios.
- El módulo GSSHA (Gridded Surface Subsurface Hydrologic Analysis); modelo físicamente basado de simulación hidrológica bidimensional.

Más información sobre modelos hidrológicos puede obtenerse en diferentes documentos y artículos, como: en el inventario de los 64 modelos hidrológicos más utilizados que realizó el Bureau Reclamation de Estados Unidos (Bureau, 1991) y que se va actualizando y ampliando periódicamente; en XU and Singh (1996) o en Singh and Woolhiser (2002). Además, y dado el gran número de modelos existentes en los últimos años, se están realizando revisiones y comparaciones en diversos estudios y documentos donde se analizan sus formulaciones, aplicaciones y se contrastan sus resultados, como por ejemplo:

En "Agricultural non-point source water quality models: their use and application" (Parsons et al., 2001), editado por "Southern Cooperative Series Bulletin" donde se analizan y revisan modelos de simulación hidrológica y

algunos con simulación de compuestos físico-químicos existentes en todo el mundo, concretamente 75 modelos de forma general, y 12 de forma detallada.

En *“Computer Models of Watershed Hydrology”* (Vijay P. Singh, 1995), donde se analizan 25 modelos de simulación hidrológica, hidráulica y en algunos casos con simulación de componentes físico-químicos.

O en *“Survey of Modelling Approaches suitable for AIMWATER (Analysis, Investigation and Monitoring of Water Resources)”* (Ragab R., 1999) realizado por el Instituto de Hidrología de Wallingford (Oxfordshire, UK), y el Cemagref (Anthony Research Centre, Paris, France), donde se realiza la revisión detallada de 35 modelos, pero únicamente los procesos de simulación hidrológica.

## ***2.2 El ciclo del nitrógeno***

El nitrógeno y el fósforo son los principales aportes de nutrientes que se producen por las actividades humanas, fundamentalmente en las actividades agrícolas y ganaderas, por lo que representan las más importantes fuentes de contaminación difusa que existen en las cuencas hidrográficas.

El ciclo del nitrógeno en el medioambiente, que se muestra en la Figura 21, está caracterizado por importantes procesos de transformación de paso de nitrógeno orgánico a inorgánico y a la inversa, junto con aportes externos (abonados o deposición de estiércoles), e insumos del mismo en los procesos biológicos. La forma habitual de evaluar el exceso de nitrógeno, es decir los aportes de nutrientes en forma de nitrógeno que se producirán al medioambiente, consiste en plantear el balance de entradas y salidas de nitrógeno que se produce en una porción de suelo, de forma que una de las salidas del nitrógeno son los aportes al medio ambiente.



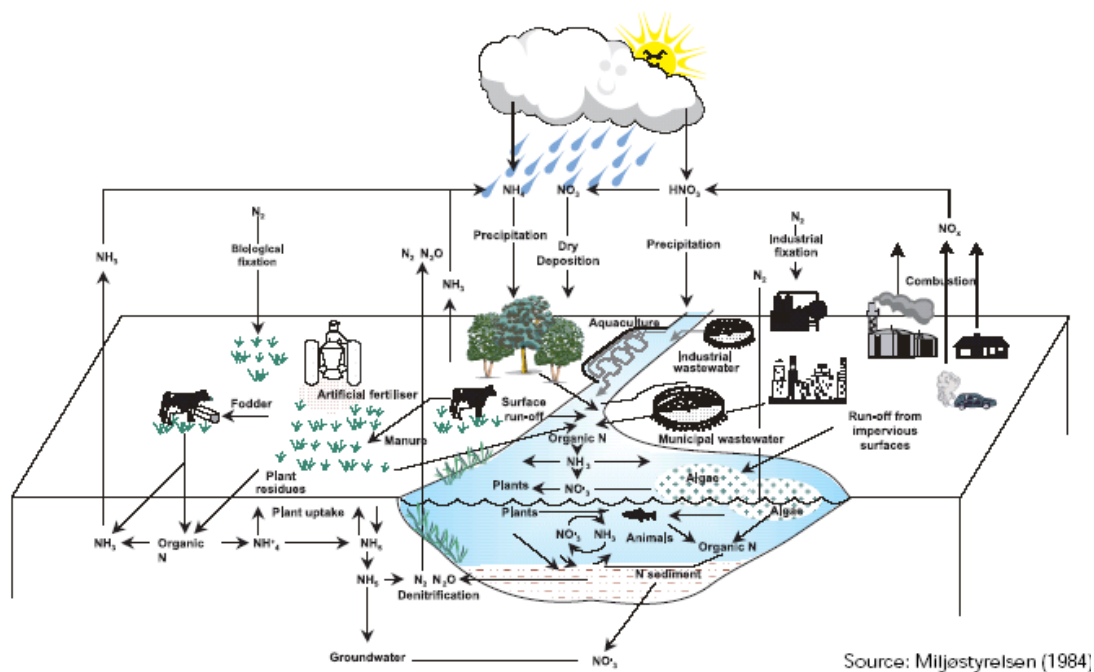


Figura 21. Ciclo del nitrógeno (Miljøstyrelsen, 1984).

El ciclo del nitrógeno en el suelo consta fundamentalmente de nueve procesos interrelacionados entre sí (Havlin et al., 1999): extracción biológica por las plantas, nitrificación, desnitrificación, volatilización, mineralización, inmovilización, fijación de nitrógeno atmosférico, lixiviado y deposición de los residuos orgánicos. Pasando de nitrógeno orgánico a nitrógeno inorgánico y viceversa (Figura 22).

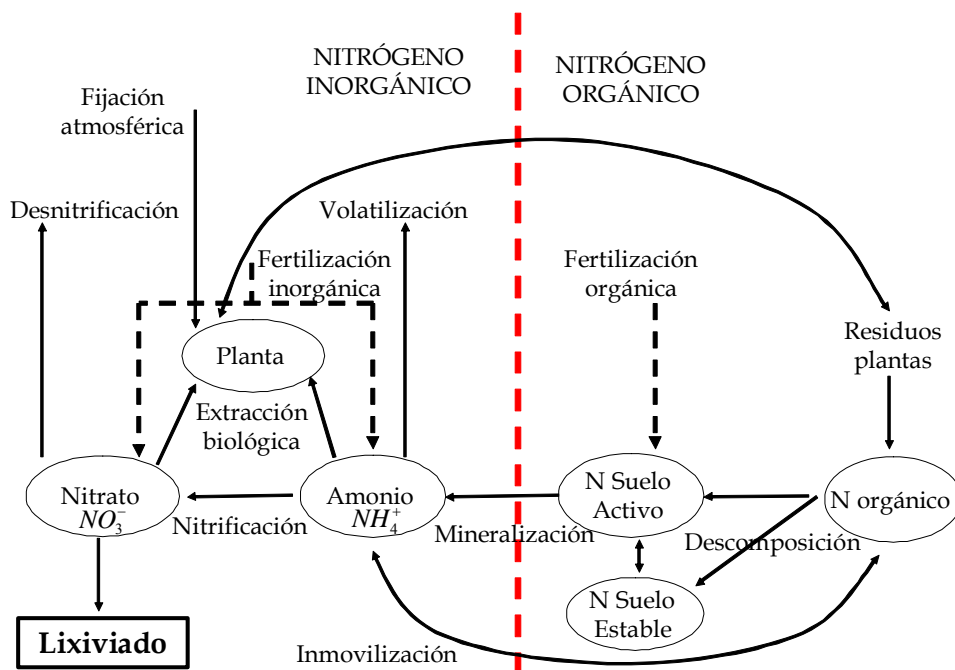


Figura 22. Procesos del ciclo del nitrógeno en el suelo, (modificado de Havlin et al., 1999).



El contenido de nitrógeno en el suelo en condiciones naturales, hasta donde alcanzan las raíces de las plantas (zona radicular), oscila entre el 0,03% y el 0,4% (Tisdale et al., 1985), lo que puede representar un contenido inicial de nitrógeno para un suelo con aplicación de fertilizantes de unos 500 mg de N orgánico/kg de suelo y unos 5 mg de N inorgánico/kg de suelo.

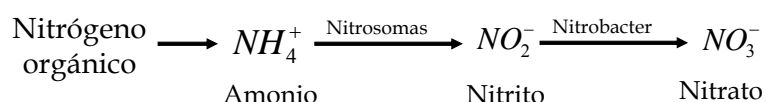
Según Novontny and Olem (1994) las principales fuentes de nitrógeno en el suelo proceden de la aplicación de fertilizantes (46%), de la aplicación de residuos orgánicos (7%), de la fijación del nitrógeno atmosférico por bacterias simbióticas y no-simbióticas (20%), de los residuos procedentes de las plantas (17%) y de la precipitación (10%). La mayor parte del nitrógeno en el suelo se encuentra en forma de nitrógeno orgánico, procedente de materiales biológicos como raíces, microflora, fauna y procesos de descomposición (Stevenson, 1982). El nitrógeno orgánico y el amonio están inmovilizados en el suelo, pudiendo ser utilizado únicamente el amonio por las plantas. Sin embargo, cuando el amonio se transforma en nitrato, pasa a ser altamente movilizable y es asimilado por las plantas o transportado por el agua (superficialmente o infiltrándose). Esto quiere decir que únicamente el nitrógeno inorgánico en forma de nitrato,  $NO_3^-$ , puede ser arrastrado por el agua, lo que se denomina lixiviación del nitrato del suelo.

La mineralización del nitrógeno consiste en el paso de formas de nitrógeno orgánico a inorgánico y concretamente a iones de amonio  $NH_4^+$ , realizada por los microorganismos del suelo con la generación de dióxido de carbono  $CO_2$  en ese proceso (Vinten and Smith, 1993). El proceso inverso y simultáneo es la inmovilización del nitrógeno, mediante el cual el amonio se transforma en formas orgánicas de nitrógeno, y consiste en la asimilación del amonio por parte de la biomasa del suelo (Jansson y Persson, 1982). El resultado global entre mineralización e inmovilización, se conoce como mineralización neta y se rige fundamentalmente por la relación Carbono:Nitrógeno (C:N) de los materiales que descomponen el suelo. Neeteson et al. (1986) indican que se han llegado a obtener inmovilizaciones de hasta el 85% del nitrógeno aportado. Los residuos vegetales, la humedad, la temperatura del suelo y el pH son los principales factores que afectan a la mineralización e inmovilización en el suelo (Stanford and Epstein, 1974; Haynes, 1986). La inmovilización se facilita con

altos ratios de C:N (superiores a 30:1), la humedad y la aireación, mientras que la aplicación de fertilizantes estimula el proceso de mineralización (Haynes, 1986), ya que al favorecer este proceso se incrementa la cantidad de nitrógeno utilizado por las plantas (Stevenson, 1982).

La liberación de nitrógeno orgánico realizada durante la mineralización, supone un punto de importancia crucial en el ciclo del nitrógeno, y especialmente en el lixiviado del nitrato. Así, por ejemplo, Vinten y Smith (1993) indican que puede representar hasta 71 kg/ha/año en un suelo sin fertilización orgánica.

La mineralización inicia el proceso de nitrificación que consiste en el paso de nitrógeno orgánico hasta nitrógeno inorgánico en forma de nitrato, el cual se produce mediante microorganismos que necesitan altos contenidos de oxígeno en el suelo, las bacterias que intervienen son autótrofas, de los géneros Nitrosomas y Nitrobacter (Haynes, 1986), y se encuentran en condiciones favorables para su desarrollo en suelos con temperaturas entre 10 °C y 45 °C y con un pH entre 6,6 y 10 estando el óptimo a 22 °C (Stanford and Smith, 1972) y el pH en 8,5 (Adams and Martin, 1984). Por otra parte la nitrificación depende del contenido de humedad del suelo y se reduce a medida que la humedad del suelo es menor (Novotny and Olem, 1994). En condiciones de crecimiento vegetal normal la biomasa del suelo convierte el amonio en nitrato en pocas semanas.

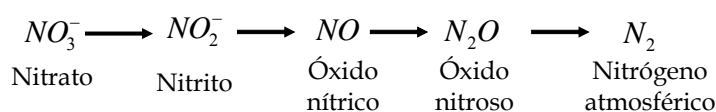


(Novotny and Olem, 1994)

El paso de nitrito  $\text{NO}_2^-$  a nitrato  $\text{NO}_3^-$  es mucho más rápido que de amonio  $\text{NH}_4^+$  a nitrito  $\text{NO}_2^-$ , por lo que los contenidos de nitrito en el suelo son muy reducidos, estando la mayor parte en forma de nitrato que es muy soluble y puede ser arrastrado con facilidad por el agua del suelo.

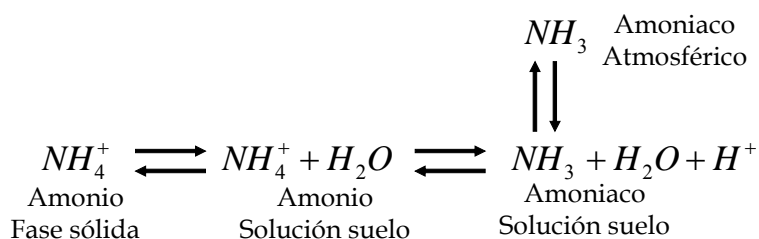
Por otra parte, si el suelo se encuentra saturado durante largos periodos de tiempo, el contenido de oxígeno es menor que la demanda existente de oxígeno y el contenido de carbono orgánico es elevado, se produce el proceso de desnitrificación, provocado por las bacterias desnitrificantes del suelo que utilizan el nitrato  $\text{NO}_3^-$  en lugar del oxígeno  $\text{O}_2$  comoceptor final de los

electrones provenientes de la respiración (Aulakh et al 1992; Knowles, 1981) y generan formas gaseosas de nitrógeno.



La desnitrificación se favorece con el aporte de fertilizantes orgánicos, de residuos agrícolas y altos contenidos de humedad, y es la única forma natural de reducción del nitrato del suelo, pudiendo alcanzar valores del 70% del fertilizante aplicado (Firestone, 1982; Vinten y Smith, 1993). Este proceso ocurre habitualmente en subsuelos con baja permeabilidad y suelos altamente saturados como humedales (Carter and Allison, 1960; Havinlin et al., 1999). Un aspecto adicional consiste, en que si la reducción del nitrato no se produce en su totalidad a  $N_2$  y se emite óxido nitroso  $N_2O$  produce otros problemas medioambientales, ya que el  $N_2O$  es uno de los factores causantes de la reducción de la capa de Ozono y contribuye al calentamiento global del planeta (Vinten y Smith, 1993).

Otro de los procesos relacionados con la atmósfera es la volatilización, que consiste en las pérdidas del amonio del suelo a la atmósfera, ya que el amonio  $NH_4^+$  se convierte más fácilmente en amoniaco  $NH_3$  cuanto mayor es el pH y el contenido de amonio en el suelo. Valores elevados de pH desplazan el equilibrio existente en la solución del suelo entre el ión amonio y el amoniaco hacia la producción de amoniaco que se volatiliza a la atmósfera (Fenn and Hossner, 1985; Schepers and Fox, 1989). También el viento y la temperatura favorecen la volatilización (Havlin et al., 1999), mientras que la incorporación de abonos en el suelo, justo antes de las épocas de lluvias que introduzcan el amonio a las capas profundas del suelo, reducen drásticamente este proceso (Reddy et al., 1979; Jones and Jacobson, 2002).



Mientras que la nitrificación puede tardar desde horas a semanas, la volatilización sucede en un periodo muy corto de tiempo tras la aplicación de amonio como fertilizante, sin embargo una vez convertido el nitrógeno en nitrato finaliza el proceso de volatilización.

La fijación del nitrógeno atmosférico es un proceso por el que las bacterias nitrificadoras (*Rhizobium*), que habitan simbióticamente con plantaciones de leguminosas, fijan el nitrógeno atmosférico pudiendo llegar a grandes cantidades (Haynes, 1986; Schepers y Fox, 1989; Havelka et al., 1982). La fijación depende de varios factores como: el contenido de nitrógeno, el pH, la humedad del suelo y las condiciones de la vegetación. Según Havlin et al. (1999) en los Estados Unidos de América, la fijación es el tercer factor más importante de aportación de nitrógeno en el suelo.

La descomposición consiste en la degradación de los residuos orgánicos vegetales en nitrógeno orgánico en el suelo que permitirá la posterior mineralización del mismo.

Todos estos procesos que son interdependientes entre sí, afectan al balance del nitrógeno en el suelo, contenido y forma iónica con que queda en el suelo, y a su vez el balance afecta al desarrollo de los propios procesos, como por ejemplo: el lixiviado o la volatilización del nitrógeno.

La única forma movilizable del nitrógeno por el agua es el nitrato, por lo que la salida de nitrógeno del suelo mediante lixiviación que se produzca dependerá del contenido de nitrato que tenga el suelo, el cual, como ya se ha indicado, depende del resto de componentes del ciclo del nitrógeno en el suelo. Todas estas circunstancias hacen que la determinación de los flujos del nitrógeno en el suelo sea un proceso de cálculo iterativo.

Finalmente, una vez conocidos los aportes de nitrógeno en el suelo y las salidas que se producen en el mismo, se realiza el balance de nitrógeno en la zona superior del suelo (concretamente en la zona radicular), ya que este balance permite conocer la cantidad de nitrógeno disponible para que se produzca el lixiviado o la desnitrificación.

Las formulaciones del balance de nitrógeno contabilizan las entradas y las salidas de nitrógeno que se producen, obteniendo como resultado el nitrato disponible en el suelo. De esta forma el ciclo del nitrógeno, y concretamente el

contenido de nitrógeno en el suelo en el instante de tiempo “ $t$ ”,  $Nits_t$ , puede descomponerse atendiendo a Polson (Polson, 1993) y a Vintem y Smith (Vintem y Smith, 1993) en:

- Aportes
- Transformaciones
- Salidas

$$Nits_t = Nits_{t-1} + \sum AportesNit - \sum SalidasNit + \sum Tranformaciones \quad (\text{Ec. 14})$$

## 2.2.1 Nitrato lixiviado

Como ya se ha mencionado, únicamente el nitrógeno inorgánico en forma de nitrato es soluble y puede ser movilizado por el agua en grandes cantidades a través del perfil del suelo (Vintem y Smith, 1993), por lo que para conocer el nitrato que puede ser lixiviado en el suelo (ya sea infiltrándose o escurriéndose superficialmente) debe obtenerse el contenido de nitrato disponible en el suelo en cada instante, para lo cual se realiza el balance del nitrógeno existente en el suelo en cada instante de tiempo.

Las principales formas de aplicación de nitrógeno como fertilizante son en forma inorgánica: nitrato, amonio, la urea; y en forma orgánica. El nitrato tiene gran facilidad de lixiviación, mientras que el amonio es absorbido fuertemente por las arcillas y la materia orgánica del suelo (Cameron and Haynes, 1986). La urea por su parte tiene un comportamiento similar al nitrato pero se transforma rápidamente en amonio. Por otra parte, el nitrógeno en forma orgánica está inmovilizado en el suelo, no pudiendo ser asimilable por las plantas, y tras la mineralización se convierte en nitrato aumentando la posibilidad de lixiviación.

El movimiento del nitrato en el suelo es un proceso complejo que depende del tipo de suelo y de la cantidad de agua que circula por él, a lo que se suma, cuando hay altos contenidos de humedad, el movimiento dispersivo del nitrato si existen variaciones importantes de concentración en el suelo. Existen diferentes modelos de transporte de nitratos en el perfil del suelo (Barraclough, 1989a; Barraclough, 1989b; Addiscott and Whitmore, 1991) con paso de tiempo

de una hora o menores, para los cuales no se suele disponer de datos medidos para el contraste.

Existen muchos otros factores que afectan a la cantidad de nitratos que pueden lixiviar como: la cantidad y el tipo de fertilización, la textura del suelo, el uso del suelo, la rotación de cultivos, el instante en que se realiza la fertilización, etc... Juergens-Geschwind (1989) indican que los tres factores principales son: la dosis, el tipo de abono y la época en que se aplica.

Existen diferentes estudios que relacionan la cantidad de fertilizante aplicado y la lixiviación de nitrato que se produce, así Bergstrom and Brink (1986), tras 10 años de investigación en suelos de Suecia, indican que la lixiviación de nitrato con fertilizaciones menores de 100 kgN/ha/año es moderada, incrementándose rápidamente a medida que aumenta la cantidad de fertilizante, de forma que se obtienen lixiviaciones de 91 kgN/ha/año con fertilizaciones de 200 kgN/ha/año y una lluvia media de 638 mm.

En el informe europeo "*Calculation of nutrient surpluses from agricultural sources*" de la Agencia Europea de Medioambiente (EEA, 2000), se indica que en la estación experimental de Ascov en Dinamarca, para el cultivo de maíz con una extracción de 1,5kgN/quintal de producción agrícola (quintal métrico: muy difundido actualmente para pesar las cosechas y equivale a 100 kilogramos), se han analizado diferentes dosificaciones de nitrógeno contrastando tanto la productividad del cultivo como las pérdidas por lixiviado que se producen en el cultivo, obteniéndose que el óptimo de producción se sitúa con fertilizaciones entorno a 150 kgN/ha y que las pérdidas por lixiviado se inician con fertilizaciones superiores a 120 kgN/ha (Figura 23).

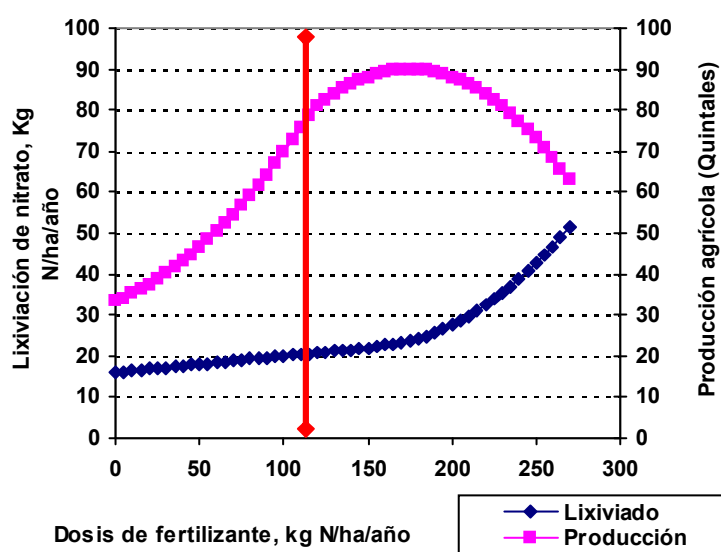


Figura 23. Lixiviado y producción según la dosis de fertilizante en una zona agrícola con maíz (adaptado de EEA, 2000).

Nielsen et al. (Nielsen et al., 1979) y en Pratt (Pratt, 1984) se indica, que la lixiviación aumenta fuertemente con la dosis de fertilizante aplicada, variando con la capacidad de drenaje del terreno (Figura 24).

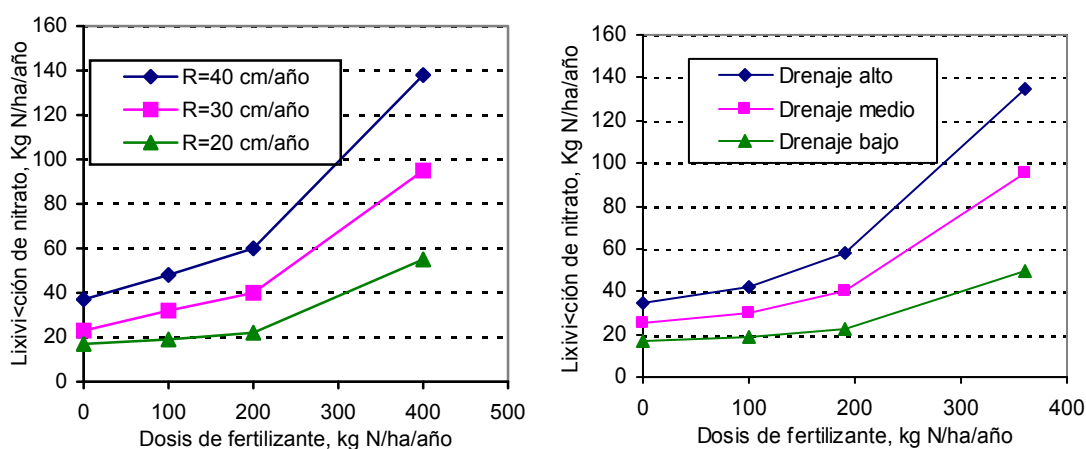


Figura 24. Lixiviación frente abonado y drenaje. Izquierda Nielsen et al. (1979), derecha Pratt (1984).

Randall et al. (1993a) obtuvieron aplicando dosis de amonio entre 0 y 225 kg/ha en suelos de Minnesota, que la concentración de nitrato en el agua del suelo aumentaba con la cantidad de fertilizante aplicado, de forma que si la dosis era de 84 kg/ha, la concentración de  $NO_3^- - N$  era de 10 mg/l, que la dosis óptima para el maíz era de 168 kg/ha, y que la aplicación de este fertilizante en invierno producía mayores lixiviaciones que su aplicación en primavera.

Harris et al. (1984) analizaron en que época realizar la fertilización y obtuvieron que en la mitad de las dosis de fertilización realizadas en otoño se perdía por lixiviación, frente a un 15% de pérdidas si la fertilización se realizaba en primavera.

Kanwar and Baker (1993) analizaron la forma de aplicar la fertilización, en una sola vez o en varias aplicaciones, y obtuvieron que realizando varias aplicaciones se reducía la cantidad de nitrato lixiviado.

En suelos con drenaje natural, el nitrato lixiviado puede ser estimado multiplicando el flujo de agua por la concentración media existente en el suelo. Kolenbrander (1981) descubrió que en zonas cultivables el nitrógeno lixiviado depende de la textura del suelo, en suelos arcillosos el lixiviado se reduce a cerca de la mitad del nitrato que en los suelos arenosos siempre que el ratio de aplicación no exceda los 100-200 kgN/ha. Cuando el ratio de aplicación excede este rango, el lixiviado se incrementa rápidamente y es menos dependiente de la textura del suelo. Sin embargo, en suelos drenados artificialmente el lixiviado es mucho más extenso que el de los suelos drenados de forma natural dependiendo de los sistemas de drenaje, siendo el nitrógeno lixiviado proporcional al flujo drenado.

Muchos estudios muestran que las tierras cultivables eran más propensas a lixiviar que las zonas de pastos (Kolenbrander, 1981; Barraclough et al., 1983).

Los distintos tipos de cultivo requieren diferentes dosis de nitrógeno y, por lo tanto, diferentes cantidades de nitrato disponible para lixiviado. Randall et al. (1993b) investigaron los efectos de los sistemas de cultivo en el nitrato lixiviado en suelos arcillosos de Minnesota, y obtuvieron que las pérdidas por lixiviado de nitrógeno en los sistemas de trigo continuos son mucho mayores que en los sistemas de rotación de soja con el tratamiento de abono recomendado para optimizar la cosecha. Kanwar and Baker (1993) llevaron a cabo una investigación similar en un suelo arcilloso de Iowa, donde también descubrieron que las pérdidas de nitrógeno de los sistemas de trigo continuos eran mucho mayores que en sistemas de rotación maíz-soja. A su vez, Melvin et al. (1993) señalaron que los sistemas de rotación trigo-soja requerían menos aplicaciones de fertilizantes que un sistema de trigo continuo; por lo que el



efecto en el nitrógeno de lixiviado depende de la cantidad aplicada de fertilizante, y no del cultivo.

Respecto al movimiento del nitrato a través del medio no saturado, Sanchis (1991) menciona que existen numerosas referencias (Sanchis, 1981; Barragán, 1981; Aldwell, 1982; ECETOC, 1988, etc...) donde se indica que las lluvias inciden en el contenido de nitratos de los acuíferos, pero que en las mismas se hacen referencias de tipo general y poco concreto. Según Lehocky (Lehocky, 1986) después de intensas lluvias otoñales comienza a moverse el soluto desde el suelo a capas profundas, y además se indica que cuando estas lluvias se producen en primavera se produce mayor movilización.

## *2.3 Modelos de simulación de la calidad del agua*

Gran parte de los modelos de simulación hidrológica revisados anteriormente constituyen el núcleo de cálculo de modelos de simulación de generación y transporte de sedimentos, del ciclo de los nutrientes generados por las actividades agrícolas, fundamentalmente nitrógeno y fósforo, del movimiento de pesticidas, etc.

Los principales modelos existentes que reproducen el ciclo del nitrato y otras sustancias químicas son: el modelo GLEAMS (Knisel, 1994); CREAMS (Knisel, 1980; Thomas et al., 1989); el modelo NLEAP (Shaffer et al., 1991); el modelo AnnAGNPS (Annualized Agricultural Non-Point Source Pollution computer model) de simulación continua y diaria, que incluye el efecto de la vegetación riparia (Thomas et al., 1989); el modelo SWAT (Arnold et al., 1993); el modelo ANSWERS 2000 (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation 2000) (Bouraoui et al., 1994); el modelo MIKE SHE (DHI, 2004); el modelo RZWQM (Root Zone Water Quality Model) (Hanson et al., 1998; Hanson, 1999); el modelo WAVE (Water and Agrochemicals in soil, crop and Vadose Environment) (Vancloster M., 1995); y el modelo OPUS (Integrated Simulation Model for Transport of Non- Point Source Pollut.) (Smith, 1992; Ferreira and Smith, 1992).

El modelo GLEAMS (Knisel, 1993) (Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems), es un modelo para la evaluación a nivel de parcela de los efectos de las prácticas agrícolas que producen el movimiento de nutrientes, pesticidas, agua y sedimentos en la zonas radicular del suelo. Constituye la evolución del modelo CREAMS (Knisel, 1980) al incorporar la posibilidad de existencia de flujo vertical de pesticidas y nutrientes.

El modelo NLEAP (Shaffer et al., 1991) (Nitrate Leaching and Economic Package), es un modelo sencillo para la determinación rápida, a escala de parcela, de la cantidad de nitrato que puede lixiviar en suelos agrícolas. Este modelo puede utilizarse con tres escalas temporales diferentes: análisis anual, análisis mensual y análisis de eventos. Actualmente puede utilizarse de forma subagregada con los SIG.

El modelo ANSWERS 2000 (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation 2000) (Bouraoui et al., 1994), es la evolución del modelo distribuido en celdas ANSWERS (Beasley and Huggins, 1980) desarrollado a finales de los 70 para la evaluación del efecto de las mejores prácticas agrícolas en los flujos de agua y en las pérdidas de sedimentos, durante eventos de precipitación en pequeñas cuencas hidrográficas. Estaba basado en uno de los primeros modelos hidrológicos distribuidos (Huggins and Monke, 1966) utilizando para la infiltración el método de Holtan (Holtan, 1961). Posteriormente se le incluyó el transporte de nitrógeno (Dillaha et. al., 1988) y de fósforo (Storm et al., 1988).

Actualmente, el modelo ANSWERS 2000 (Bouraoui et al., 1994; Bouraoui and Dillaha, 1996), es un modelo de simulación continua que utiliza la formulación de Green and Ampt para la determinación de filtraciones, realiza la evaluación de la humedad del suelo y el crecimiento de la vegetación. Realiza la simulación del nitrógeno incluyendo los aportes y extracciones de nitrógeno y las interacciones entre las cuatro formas de nitrógeno: el orgánico estable, el orgánico activo, el nitrato y el amonio. La simulación del fósforo la realiza considerando también los aportes y extracciones de fósforo y el equilibrio entre cuatro formas de fósforo: el mineral estable, el mineral activo, el orgánico en el suelo y el disponible. La simulación se realiza con lapso de tiempo de 30

segundos durante eventos de lluvia, y lapsos de tiempo de 1 día entre los diferentes eventos de lluvia.

El modelo ha sido probado con éxito en diversas cuencas de Estados Unidos: en dos de Watkinsville (Georgia), en Owl Run (Virginia) de 1.153 ha., y durante más de diez años en Nomini Creek (Virginia) de 225 ha.

El modelo llamado "ANSWERS-2000 NPS decision support system" fue desarrollado en 1995 como un sistema soporte a la decisión (Wolfe et al. 1995), incluido en el SIG arcInfo en un primer momento y actualmente en el SIG ArcView o GRASS, que facilita la definición de parámetros y el manejo de bases de datos con información climatológica etc... Actualmente el modelo se está evolucionando para incluir la simulación de las aguas subterráneas (Bouraoui et al., 1997), y en el futuro, el transporte de nutrientes a lo largo de la cuenca hidrográfica. (Puede consultarse "<http://dillaha.bse.vt.edu/answers/>")

El actual modelo subagregado AnnAGNPS (Annualized Agricultural Non-Point Source Pollution computer model) de simulación continua y diaria, y que incluye el efecto de la vegetación riparia (Cronshey and Theurer, 1998), permite la simulación de los ciclos de fertilizantes en el suelo, de la erosión de suelos, del transporte de pesticidas, del crecimiento vegetativo y eliminación de nutrientes, etc... (Figura 25).

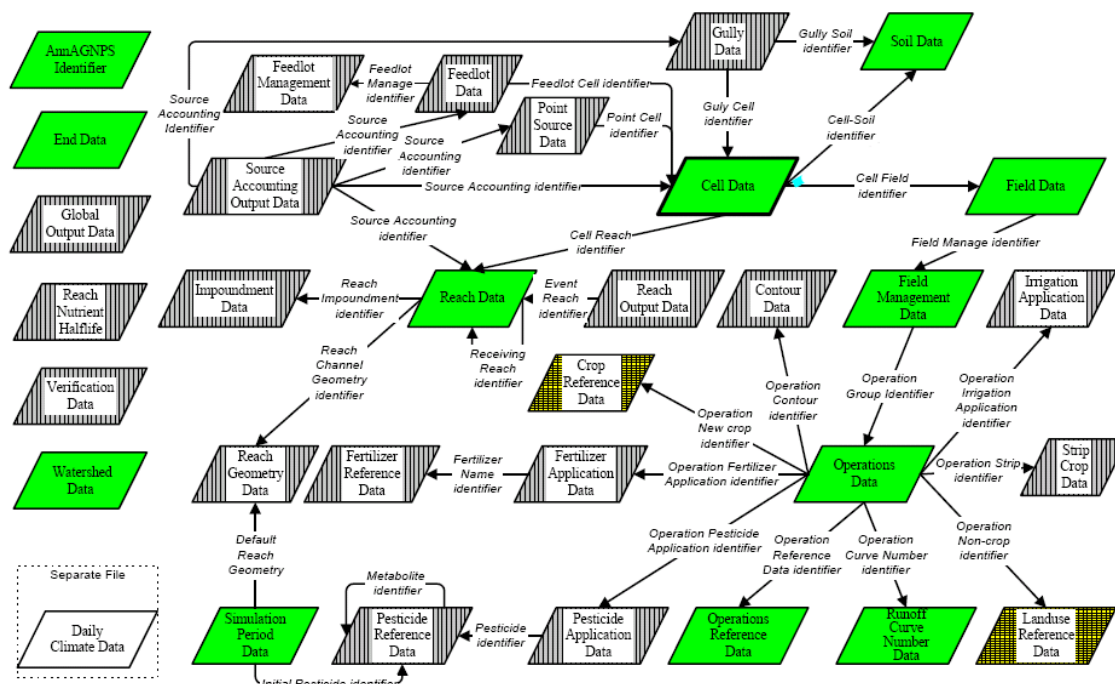


Figura 25. Esquema y relaciones de los módulos de simulación del modelo AnnAGNPS (AnnAGNPS, 2003).

Otro de los modelos más conocidos es el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1993), modelo subagregado (Figura 26) que incluye la simulación del ciclo del nitrógeno y del fósforo en el suelo, considerando el equilibrio entre las distintas formas de estos compuestos, el transporte de pesticidas y de sedimentos, y el crecimiento vegetativo en la cuenca hidrográfica. Además incluye el transporte de contaminantes a través de la red fluvial, considerándolos como elementos unidimensionales, y en lagos y embalses, considerándolos como depósitos.

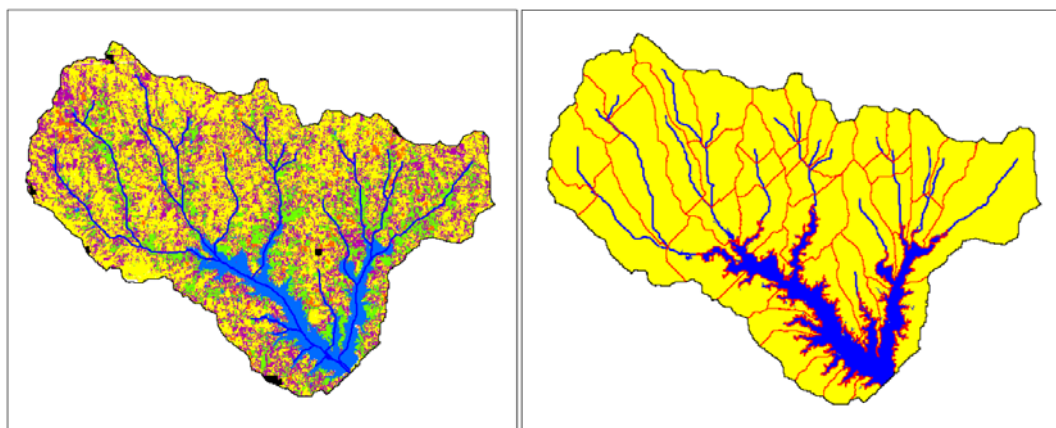


Figura 26. Fisiografía distribuida de una cuenca hidrográfica con usos de suelo (lado izquierdo) y agrupación en subcuencas para el modelo subagregado del modelo SWAT (tomado de Di Luzio et al., 2002).

## 2.4 Estudios sobre la calidad físico-química de las aguas naturales

Las características físico químicas de las aguas naturales dependen fuertemente del recorrido que tengan las mismas a lo largo de la cuenca hidrográfica, ya que a través de ese recorrido van disolviendo sustancias y modificando su composición química.

El servicio geológico de los Estados Unidos, USGS (United Estate Geological Survey), editó en 1985 el documento "Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water" (USGS, 1985), donde se realiza una revisión de las condiciones químicas del agua en la cuencas hidrológicas y su relación con el ciclo hidrológico.

Las características químicas del agua de lluvia y la nieve han sido estudiadas ampliamente a lo largo de los años, observándose concentraciones muy bajas de la mayor parte de compuestos químicos, como aparece en la Tabla 1 del USGS (USGS, 1985) para diferentes series de datos analizadas. De esa tabla destacan los valores entre 0,1 y 0,6 de contenidos de nitratos.

Constituyente	1	2	3	4	5	6
	Nieve	Lluvia	Lluvia	Lluvia	Lluvia	Lluvia
$SiO_2$	0,0		1,2	0,3		0,6
$Al$	0,01					0,015
$Fe$	0,00					0,075
$Ca$	0,0	0,65	1,2	0,8	1,42	0,027
$Mg$	0,2	0,14	0,7	1,2		0,220
$Na$	0,6	0,56	0,0	9,4	0,42	0,072
$K$	0,6	0,11	0,0	0,0		
$NH_4$	0,0					
$HCO_3$	3		7	4		
$SO_4$	1,6	2,18	0,7			1,1
$Cl$	0,2	0,57	0,8			
$NO_2$	0,02		0,00			
$NO_3$	0,1	0,62	0,2			
Sólidos disueltos totales	4,8		8,2	38		
$pH$	5,6		6,4	5,5		4,9

Tabla 1. Características químicas del agua de nieve y de la lluvia, concentraciones en mg/l (USGS, 1985).

El agua marina, por el contrario, contiene altas concentraciones de sales y especialmente de cloruros, por lo que éste es un claro indicador de presencia de intrusión marina en acuíferos costeros. Las principales características químicas de las aguas marinas se muestran en la Tabla 2.

Constituyente	Nombre	Concentración (mg/l)	Formas principales
Cl	Cloro	19.000	$Cl^-$
Na	Sodio	10.500	$Na^+$
SO <sub>4</sub>	Sulfato	2.700	$SO_4^{2-}$
Mg	Magnesio	1.350	$Mg^{2+}$
Ca	Calcio	410	$Ca^{2+}$
K	Potasio	390	$K^+$
HCO <sub>3</sub>	Carbono inorgánico	142	$HCO_3^-, H_2CO_3, CO_3^{2-}$
Br	Boro	67	$Br^-$
....			

Tabla 2. Características químicas principales de las aguas marinas (USGS, 1985).

La conductividad eléctrica del agua mide la facilidad con que la electricidad puede atravesar este medio. Es el inverso de la resistencia eléctrica que ejerce un centímetro cúbico de solución a una determinada temperatura. La conductividad eléctrica o inverso de la resistividad se mide actualmente, según el sistema internacional (SI), en "siemens", por lo que la forma estandarizada de expresar la conductividad eléctrica del agua es en "microsiemens/cm a t °C" (microS/cm), y preferentemente a una temperatura de 25 °C. (Antiguamente la conductividad eléctrica se medía en la unidad "mho", como inverso de la resistividad eléctrica que se medía en "ohm", por lo que algunas de las siguientes figuras están expresadas en micromhos/cm, que es equivalente numéricamente al microsiemens/cm).

La relación entre la concentración de iones en el agua y la conductividad eléctrica, es una relación compleja que depende del tipo de sales, de la temperatura del agua y de la cantidad de sólidos disueltos en el agua. En la Figura 27 se muestra la relación entre la conductividad eléctrica y una solución con diferentes concentraciones de cloruro de potasio a 25 °C, de la cual se deduce una relación claramente lineal en este tramo. Sin embargo, a medida que la concentración aumenta, el aumento de conductividad eléctrica es menor, así por ejemplo concentraciones de 7.460 mg/l dan lugar a conductividades de

12.880 microS/cm en lugar de los 14.000 microS/cm que se obtendrían con la extrapolación de esta relación lineal. Esta variación en la relación entre la conductividad y la concentración se produce con todos los tipos de sustancias, sin embargo la pendiente con que varía la curva es diferente según sea el tipo de sal disuelta (USGS, 1985).

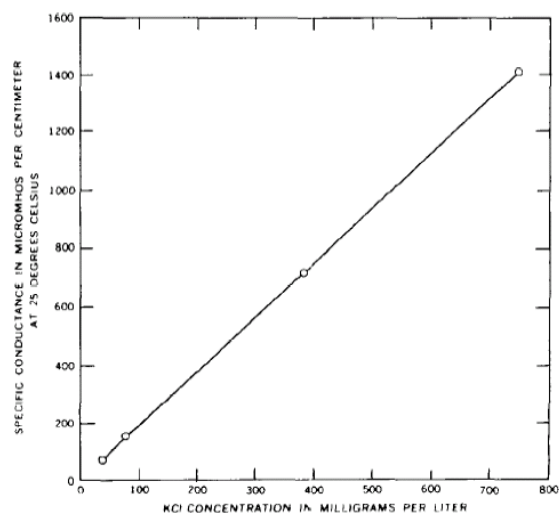


Figura 27. Relación entre la concentración de cloruro de potasio (mg/l) y la conductividad eléctrica (microS/cm) (USGS, 1985).

La cantidad de sólidos disueltos en el agua también modifica la conductividad eléctrica de la misma, como se aprecia en la Figura 28, donde la relación puede expresarse mediante la ecuación  $K \cdot A = S$ , con  $A$  igual a 0,59. Siendo:  $K$  la conductividad eléctrica en microS/cm, y  $S$  la concentración de sólidos disueltos en el agua en mg/l; de forma que la estimación de los sólidos disueltos a partir de mediciones de la conductividad eléctrica del agua tiene una incertidumbre de  $\pm 100$  mg/l de concentración de sólidos disueltos.

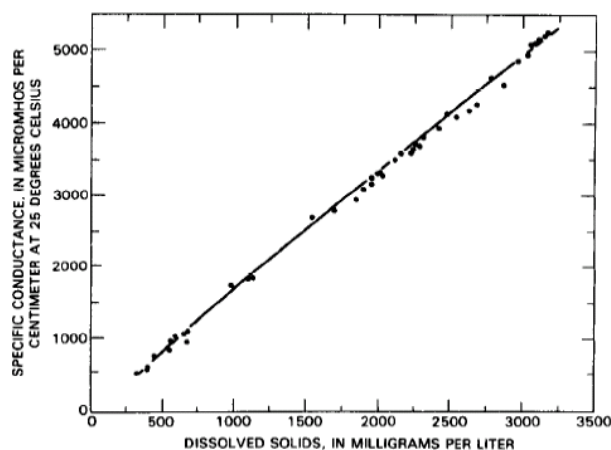


Figura 28. Relación en los caudales diarios entre sólidos disueltos (mg/l) y conductividad eléctrica (microS/cm). Río Gila en Bylas, Arizona (USGS, 1985).

Los principales iones que influyen en la conductividad eléctrica del agua son: los cloruros, los sulfatos y la dureza de agua (representados por la suma de iones de calcio y de magnesio), tal y como se observa en la Figura 29. Las concentraciones de bicarbonatos son mucho menos determinantes en la conductividad eléctrica (USGS, 1985).

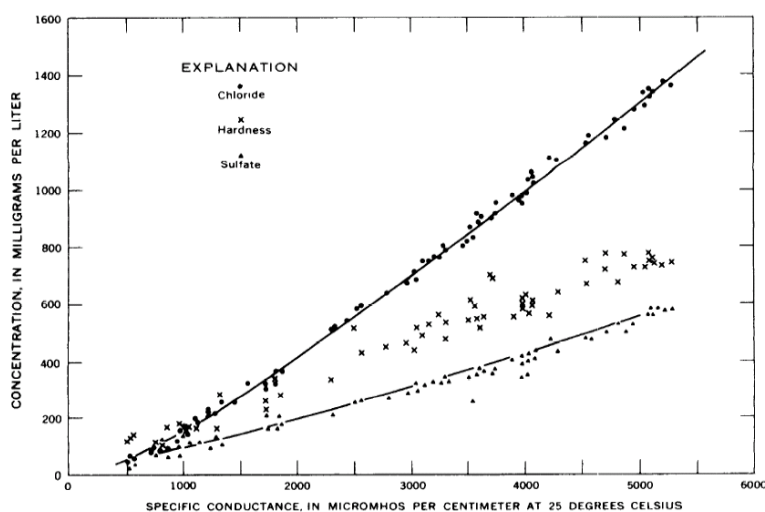


Figura 29. Relación en los caudales diarios entre la conductividad eléctrica (microS/cm), los cloruros (mg/l), los sulfatos (mg/l) y la dureza del agua (calcio y magnesio) (mg/l) y. Río Gila en Bylas, Arizona (USGS, 1985).

La conductividad eléctrica del agua pura puede aproximarse a 0,05 microS/cm, pero el agua destilada común o desionizada tiene conductividades de al menos 1,0 microS/cm. El agua de lluvia antes de alcanzar la superficie de la tierra puede disolver gases atmosféricos, como el dióxido de carbono y otras partículas arrastradas por el aire, por lo que la conductividad eléctrica del agua



de lluvia puede ser bastante superior a la del agua destilada, especialmente cerca de zonas costeras o de zonas con alta contaminación atmosférica. Existen mediciones de la conductividad eléctrica de muestras de nieve derretida con valores entre 2 y 42 microS/cm, y de mediciones de agua de lluvia con valores superiores a 100 microS/cm. La conductividad eléctrica del agua del mar ronda los 50.000 a 53.000 microS/cm.

Las características químicas de las aguas subterráneas dependen en gran medida de las formaciones litológicas que atraviesa el agua en su recorrido por el medio no saturado y por los acuíferos. Sin embargo, no todos los compuestos químicos del agua subterránea proceden de la disolución de sustancias químicas de las rocas o suelos. Los bicarbonatos presentes en la mayor parte del agua proceden, en la mayoría de los casos, de la disolución del dióxido de carbonato atmosférico y éste es liberado en el suelo a través de la actividad biológica. Algunas rocas son fuentes de cloruros y sulfuros por disolución. La circulación de sulfuros puede estar fuertemente influenciada por los procesos biológicos de oxidación-reducción, y la circulación atmosférica de cloruros y otros iones es un factor significativo de la concentración de aniones en las aguas naturales. Los aniones presentes en el agua se compensan con cationes, a parte del  $H^+$ , por lo que una parte de los cationes presentes en las aguas naturales no tienen origen litológico. La presencia de cationes en el agua de origen no litológico, es habitualmente pequeña respecto a la de origen litológico (USGS, 1985).

Las diferentes formaciones litológicas generan fuertes diferencias en los iones y cationes presentes en el agua. Las litologías ígneas y metamórficas son las que contienen menor presencia de iones y cationes, frente a las litologías sedimentarias y fundamentalmente, dentro de éstas, las de tipo evaporítico. En los siguientes párrafos se muestra un resumen de la composición química y la cantidad de moléculas (moles) presentes en el agua procedente de diferentes formaciones litológicas (USGS, 1985).

La mayor presencia de moléculas en el agua y especialmente los sulfatos y cloruros aumentan fuertemente la conductividad eléctrica del agua, por lo que, a partir de las figuras siguientes se puede obtener el orden de magnitud de la conductividad eléctrica del agua debido a las diferentes litologías. Teniendo en

cuenta que el paso de milimol/l de  $SO_4^{-2}$  a mg/l se obtiene multiplicando por 96,06, se puede estimar la concentración de sulfatos del agua, y con esta concentración una aproximación a la conductividad eléctrica.

El primer grupo, las rocas ígneas (o litologías ígneas), son las formadas a partir del enfriamiento de rocas fundidas (magmas), que dependiendo donde se produzca este enfriamiento se dividen en: plutónicas, si el enfriamiento se realiza lentamente en el interior dando tiempo a la cristalización y a la formación de grandes masas de roca (p.e.: granitos, doritas y gabros); volcánicas, si el enfriamiento se produce de forma rápida en la superficie del terreno, produciéndose pequeños cristales o no llegando a cristalizar (p.e.: riolitas, andesitas y basaltos); y filonianas, si el enfriamiento se produce en grietas de la superficie terrestre.

Todas estas rocas incorporan al agua que pasa a través de ellas una cantidad muy reducida de compuestos químicos (Figura 30), y especialmente de sulfatos y cloruros, por lo que los valores de conductividad pueden variar entre los 200 y 600 microS/cm.

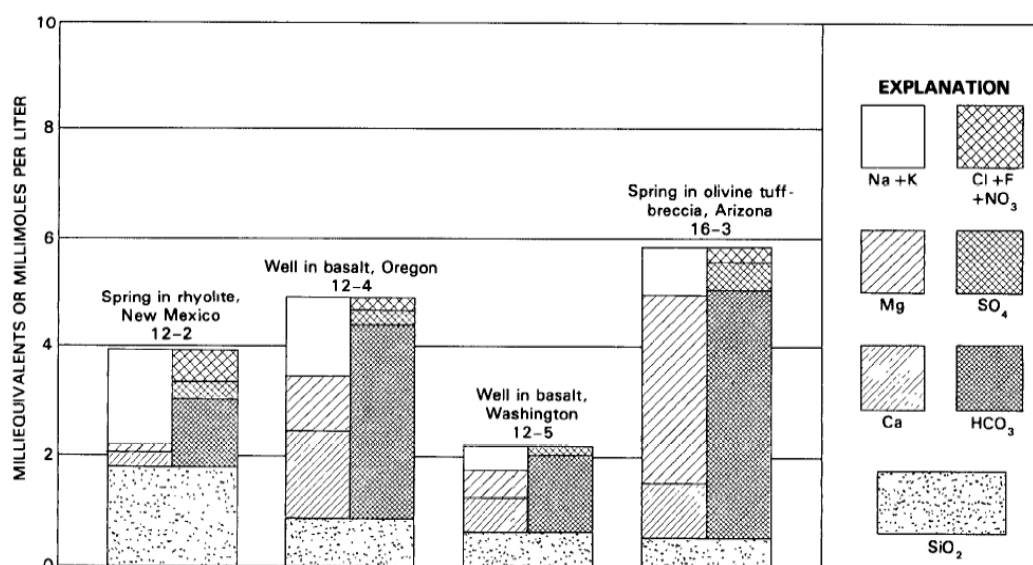


Figura 30. Milimoles por litro de iones y cationes de aguas procedentes de acuíferos formados por rocas ígneas (tomado de USGS, 1985).

El segundo grupo, las rocas metamórficas (o litologías metamórficas), se forman a partir de cualquier material al estar sometido a altas temperaturas (superiores a 200 °C) y altas presiones (p.e.: mármoles, gneis, esquistos, pizarras, cuarcita, etc...). Suelen ser rocas con bajo nivel de porosidad e incorporan también

cantidades reducidas de sustancias químicas (Figura 31), pudiendo alcanzar el agua que circula a través de ellas valores de conductividad eléctrica inferiores a las rocas ígneas, con valores entre 200 y 500 microS/cm.

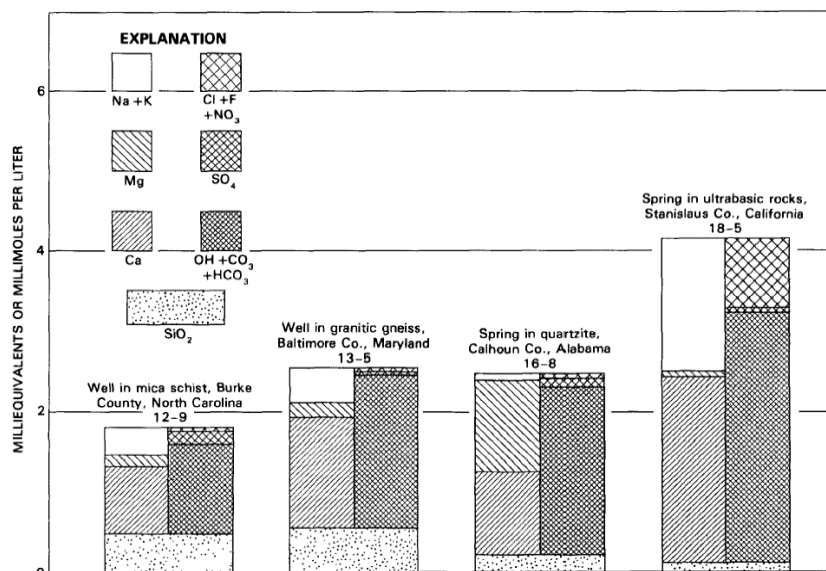


Figura 31. Milimoles por litro de iones y cationes de aguas procedentes de acuíferos formados por rocas metamórficas (tomado de USGS, 1985).

El tercer gran grupo, las litologías sedimentarias, son aquellas formadas en la superficie de la corteza terrestre por la deposición de sedimentos en forma de capas o estratos. Son detríticas si se originan a partir de trozos de otras rocas, o químicas y orgánicas si se forman a partir de precipitación de compuestos químicos o acumulación de restos de seres vivos. También pueden dividirse en cuatro grandes grupos bien diferenciados: sedimentarias meteorizadas de tamaño grueso, sedimentarias meteorizadas de tamaño pequeño o fino, sedimentarias por precipitación química y orgánica, y sedimentarias de tipo evaporítico.

Litologías sedimentarias meteorizadas de tamaño grueso, corresponden a fragmentos no alterados de la roca madre (p.e.: conglomerados) (Figura 32), por lo que el agua que las atraviesa ronda conductividades entre los 500 y 1500 microS/cm, aunque también, y en función del tipo de materiales, puede tener valores muy superiores.

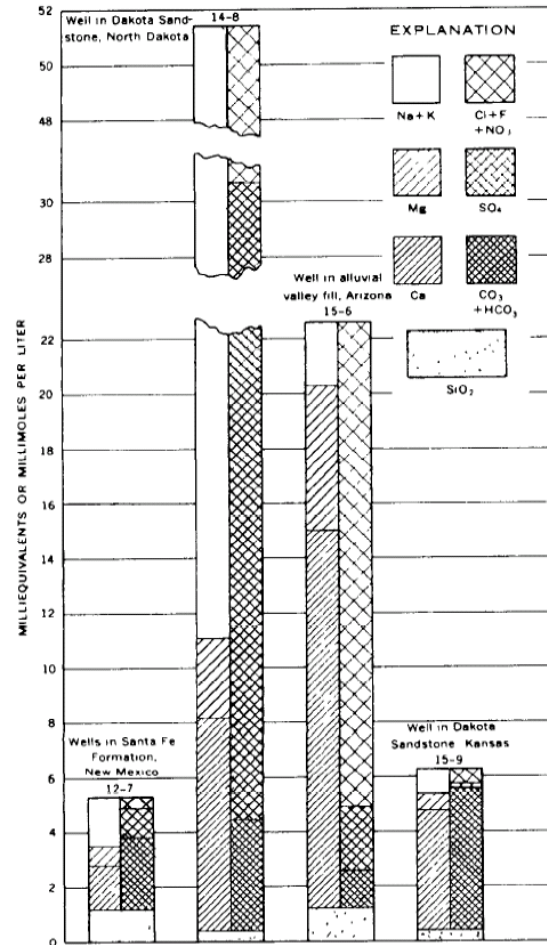


Figura 32. Milimoles por litro de iones y cationes de aguas procedentes de acuíferos formados por rocas sedimentarias de tipo meteorizadas (tomado de USGS, 1985).

Litologías sedimentarias meteorizadas de tamaño pequeño o fino, corresponden a la deposición de sedimentos muy meteorizados de grano fino (p.e.: areniscas, limos, arcillas) (Figura 33), por lo que las conductividades son más elevadas, entre 600 y 6000 microS/cm.

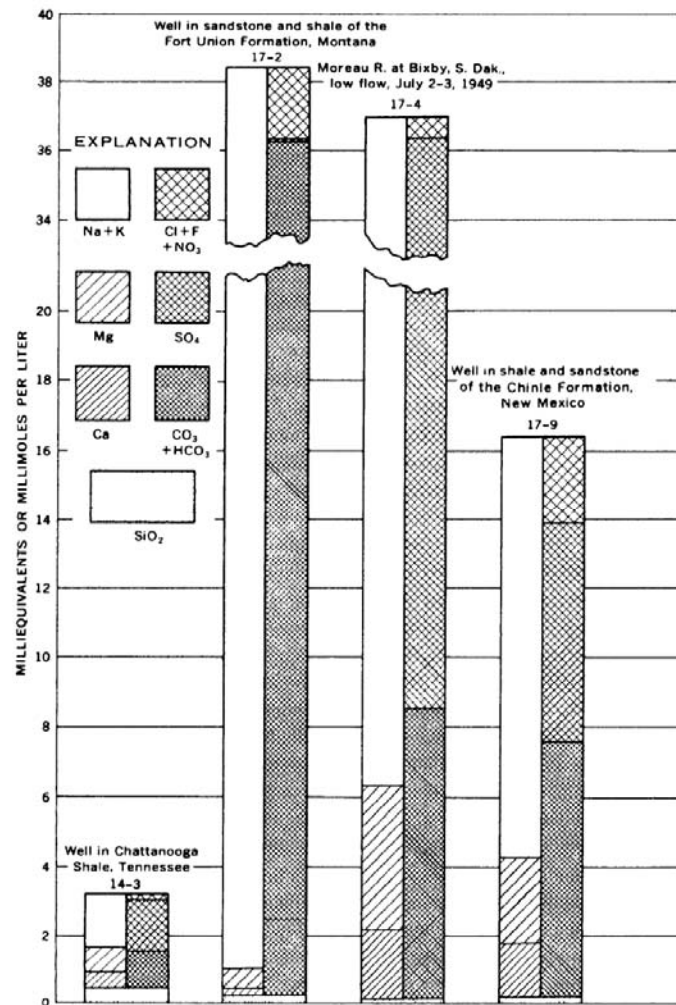


Figura 33. Milimoles por litro de iones y cationes de aguas procedentes de acuíferos formados por rocas sedimentarias de tipo aluvial arcilloso (tomado de USGS, 1985).

Litologías sedimentarias originadas por la precipitación química y orgánica, (p.e.: calizas, carbonatos, tobas calcáreas, carbones y petróleos), son formaciones donde el agua al pasar por la misma sale con bajos niveles de sustancias disueltas (Figura 34), por lo que la conductividad puede oscilar entre los 500 y 1500 microS/cm.

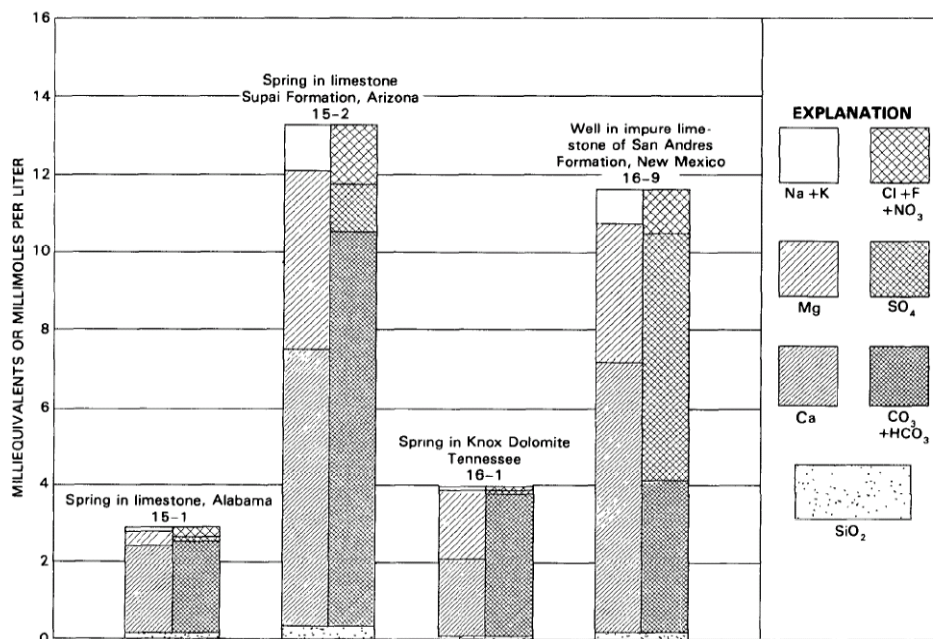


Figura 34. Milimoles por litro de iones y cationes de aguas procedentes de acuíferos formados por rocas sedimentarias formadas por precipitación química (tomado de USGS, 1985).

Y finalmente, las litologías sedimentarias de tipo evaporítico, que es el término general que designa los depósitos ricos en cloruros y sulfatos alcalinos con los iones  $K^+$ ,  $Na^+$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Cl^-$  y  $SO_4^{2-}$ . La precipitación de estas sales es el resultado de la concentración, por intensa evaporación, generalmente en las marismas poco o nada comunicadas con el mar. En estas formaciones las aguas se saturan en sustancias químicas (Figura 35) y se producen conductividades muy elevadas que superan ampliamente los 3.000 microS/cm.

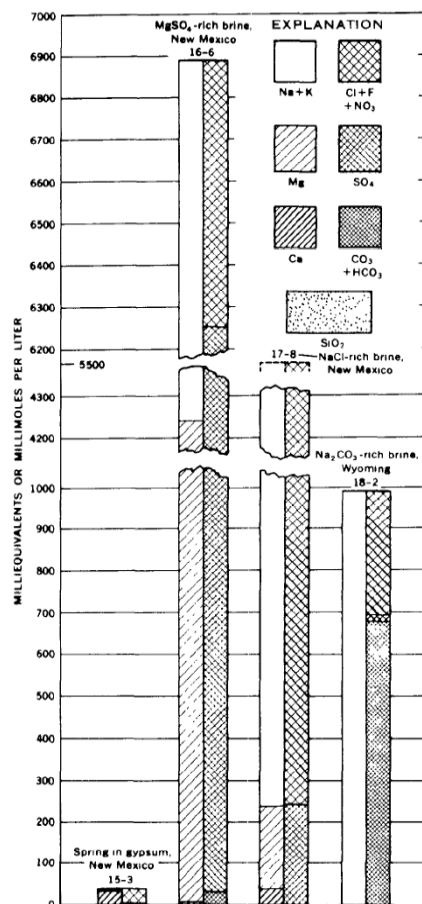


Figura 35. Milimoles por litro de iones y cationes de aguas procedentes de acuíferos formados por rocas sedimentarias de tipo evaporítico (USGS, 1985).

En la Tabla 3 aparecen los valores de conductividad eléctrica que adquiere el agua en contacto con cada tipo de rocas.

Tipo de rocas	Subtipo	Ejemplos	Conductividad eléctrica del agua (microS/cm)
Ígneas		Granitos, doritas, gabros, basaltos, ...	200-600
Metamórficas		Mármoles, pizarras, cuarcita, etc...	200-500
Sedimentarias	Meteorizadas de grano grueso	Conglomerados, etc...	500-1.500
	Meteorizadas de tamaño pequeño o fino	Areniscas, limos, arcillas, etc...	600-6.000
	Precipitación química	Calizas, carbonatos, carbones, etc...	500-1.500
	Evaporítico	Evaporizas, yesos, etc...	>3.000

Tabla 3. Conductividad eléctrica del agua según el tipo de roca (USGS, 1985).





# 3 METODOLOGÍA



Uno de los objetivos de la tesis desarrollada consiste en definir y aplicar una metodología para realizar el análisis de las presiones e impactos que se producen en las masas de agua continentales en las cuencas hidrográficas y, de esta forma, una vez establecidas las relaciones entre presiones e impactos, poder cuantificar los efectos que producen en las masas de agua modificaciones en la presión ejercida por la actividad humana.

El análisis de presiones e impactos es un problema sumamente complejo ya que las afecciones de origen antrópico son muy diversas y con efectos diferentes sobre las masas de agua. Por este motivo, la metodología que se propone consiste en abordar el problema de forma gradual de menor a mayor complejidad, dividiendo el análisis en dos fases que se describen en este apartado.

Dado que las actividades humanas se producen en cualquier parte del territorio de una cuenca hidrográfica, es necesario utilizar en los análisis que se realizan herramientas que permitan manejar toda la variabilidad espacial que existe en la cuenca. Para lo cual, la metodología está basada en el empleo de los Sistemas de Información Geográfica (SIG), ya que estos sistemas permiten trabajar con la información y con su georeferenciación espacial.

Además, la utilización del modelo digital del terreno (MDT) y el mapa de direcciones de drenaje que se deriva de él, permite relacionar de forma continua cualquier ubicación espacial en la cuenca hidrográfica con la masa de agua a la que se produce el drenaje.

### ***3.1 Justificación del análisis***

El agua es un recurso natural necesario para el mantenimiento de los ecosistemas naturales y para el desarrollo de las actividades humanas, para lo que se requiere tanto un volumen suficiente como unas características físico-químicas adecuadas. El agua tiene una importante capacidad de transporte de diferentes sustancias disueltas o flotantes y puede modificar sus características físico-químicas con gran facilidad, incrementando su salinidad o arrastrando sustancias de muy diversa índole, incluidas las tóxicas y peligrosas. Esta

situación produce que la mayor parte del agua, agua marina, no sea adecuada directamente para las actividades humanas ni para la mayor parte de los ecosistemas naturales superficiales.

La mayor parte de los ecosistemas naturales terrestres y de los usos de las actividades humanas están adaptados para la utilización del agua con unas características físico-químicas muy concretas, lo que comúnmente se denomina agua dulce, recogidas algunas de ellas en diferentes normativas y recomendaciones de calidad ambiental europeas o estatales, como por ejemplo: la *Directiva 78/659/CEE del Consejo, de 18 de julio de 1978 relativa a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces*; la *Directiva 75/440/CEE del Consejo, de 16 de junio de 1975, relativa a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable en los Estados Miembros*; las recomendaciones de la FAO para el agua de riego, "*Water quality for agriculture*", *Irrigation and Drainage Paper N°29, Rev. 1, U.N. Food and Agriculture Organization (F.A.O.), Roma 1984*.

En la actualidad el agua que se utiliza en las actividades humanas o que circula o alimenta a los ecosistemas naturales procede de cauces naturales, ríos, o de acuíferos y sus características físico-químicas son consecuencia del recorrido que realiza la misma a través del ciclo hidrológico en su etapa terrestre, concretamente las cuencas hidrográficas y los acuíferos, donde incorpora sustancias y modifica sus características. De esta forma, las características físico-químicas del agua dependen del recorrido que haya realizado y de los distintos materiales que se ha encontrado en su camino. Conocer adecuadamente cuál es el recorrido del agua a través de las cuencas hidrográficas implica poder conocer cuáles son sus características físico-químicas.

A las modificaciones físico-químicas que sufre el agua de forma natural en su recorrido a través de las cuencas naturales y de los acuíferos, hay que sumar las modificaciones de origen antrópico, cuantitativas y cualitativas, cada vez más importantes, y que se producen en diferentes instantes de tiempo y lugares espaciales. Estas actividades humanas, denominadas presiones, están provocando en la actualidad importantes cambios en el agua, que en algunos casos, ocasiona la degradación de los ecosistemas naturales o impide que el agua sea apta para las actividades humanas, como para su uso en la agricultura, la industria, etc... Esta degradación produce una pérdida de la producción

biológica de los ecosistemas naturales, de su biodiversidad, del paisaje, del entorno en su conjunto, y de la aptitud del agua para los usos humanos, por lo que inutiliza el recurso (se reduce el recurso de agua disponible) o hace necesaria la puesta en funcionamiento de sistemas de tratamiento o potabilización del agua, con el incremento de costes económicos que ello conlleva.

Se estima que el valor económico de la producción en bienes y servicios, con todas las incertidumbres asociadas a un análisis de este tipo, que generan los ecosistemas naturales, podría situarse entre 16 y 54 billones ( $\times 10^{12}$ ) de dólares al año, con un valor medio representativo de 33 billones de dólares anuales del año 1994, mientras que la producción económica global de las naciones se estima en 18 billones de dólares anuales (Costanza et al. 1997), lo que representa la mitad de lo que generan los ecosistemas naturales. Aproximadamente una tercera parte del total, 12 de los 33 billones de dólares, corresponden a la producción de los ecosistemas naturales terrestres, de los cuales cerca de la mitad, 7 billones, corresponden a zonas húmedas (5 billones de dólares, fundamentalmente en ahorros de tratamiento y depuración de aguas, en regulación del agua y en disponibilidad de agua para los diferentes usos) y al conjunto formado por lagos y ríos (2 billones de dólares, fundamentalmente en regulación del agua, disponibilidad de agua para los diferentes usos y depuración), mientras que de los 21 billones restantes, 11 se producen en la zona costera, por lo que también existe una clara dependencia de las aguas continentales.

Una parte muy importante de la producción de los ecosistemas naturales es la eliminación de nutrientes, la cual se estima en unos 17 billones de dólares, por lo que queda claro la gran importancia de los nutrientes en el ciclo hidrológico y especialmente en la parte terrestre. La producción ambiental varía mucho en función del ecosistema, con una fuerte relevancia de la producción marina de 252 dólares/año/ha (Costanza et al., 1997) (Figura 36).

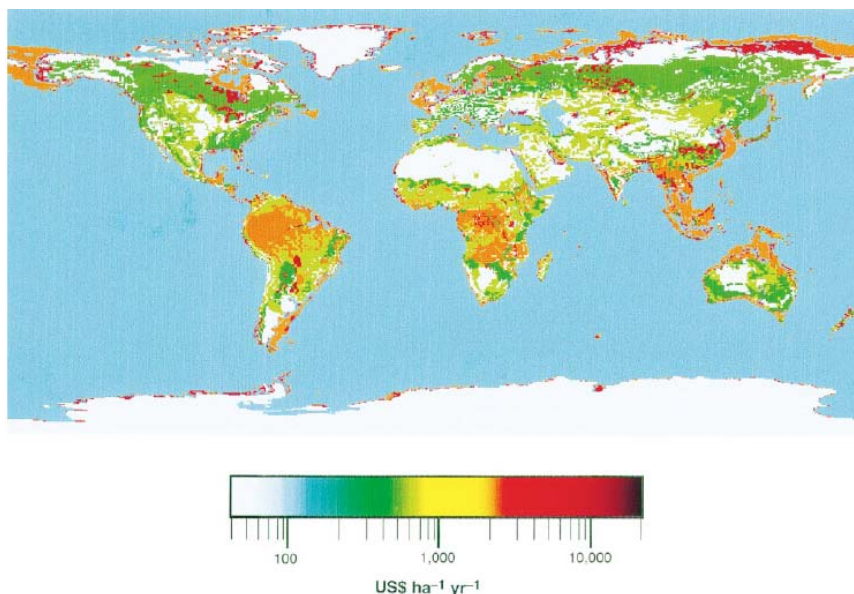


Figura 36. Producción global de los ecosistemas (dólares/año/ha) (tomado de Costanza et al., 1997).

De esta forma, en los últimos años se aprecia una sensibilización acerca de la importancia que representa para la sociedad las pérdidas de los ecosistemas naturales, incluso desde el punto de vista económico, ya que los ecosistemas realizan una importante producción de biomasa, de oxígeno, etc..., y además la degradación del agua aumenta los costes económicos del tratamiento de la misma. Las pérdidas económicas y sobrecostes pueden llegar a ser tan elevados que no hagan rentables algunas actividades humanas, o que comparativamente los costes asociados a la depuración de aguas residuales o a la reducción de la contaminación en sus lugares de emisión sean mucho menores. Como ejemplo extremo sería un vertido de mercurio sobre un río, donde el coste de evitar el vertido y llevarlo a una planta de tratamiento es conocido y acotado, sin embargo, el coste de reparar el daño una vez provocado es cuantitativamente mucho mayor ya que inutiliza todo el recurso para los usos situados aguas abajo, e introduce una importante contaminación en la cadena trófica de alta peligrosidad y muy difícil cuantificación económica de los efectos que origina.

Esta es la filosofía que actualmente recogen los trabajos de investigación, la normativa mundial y europea, y los planes ambientales y de depuración en desarrollo o realizados en los últimos años. La identificación y caracterización de los focos de contaminación (presiones) es el paso previo para conocer los efectos que éstos producen (impactos), y ambos son necesarios para la

identificación de las medidas a realizar con el objetivo de reducir los impactos producidos (programas de medidas).

## ***3.2 Análisis de presiones e impactos en la Directiva Marco del Agua***

La Directiva 60/2000/CE Marco del Agua (DMA) (CE, 2000), traspuesta al derecho interno español en diciembre de 2003, recoge plenamente esta filosofía, “la prevención”. Establece un periodo de tiempo para la identificación de las presiones e impactos producidos en las cuencas hidrográficas de la Unión Europea, con el posterior fin de establecer el programa de medidas más adecuado para alcanzar el objetivo de esta Directiva, “el mejor estado posible para todas las masas de agua: aguas continentales, aguas de transición y aguas costeras”. Este objetivo se traduce en alcanzar: el buen estado ecológico de las masas de agua superficiales; el buen estado de las masas de agua subterráneas y el estado potencial de las masas de agua artificiales o muy modificadas.

Concretamente la DMA (CE, 2000) establece en su artículo 5 titulado “*Características de la demarcación hidrográfica, estudio del impacto ambiental de la actividad humana y análisis económico del uso del agua*”, que deberá realizarse “*un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y de las aguas subterráneas*”.

Aparecen nuevos retos de investigación y de desarrollo de metodologías, generados por la voluntad de la sociedad, para analizar el estado actual del agua en las cuencas hidrográficas y los efectos que las diferentes posibles medidas puedan producir en las masas de agua.

La DMA (CE, 2000) establece que las Demarcaciones Hidrográficas serán los organismos responsables del control, la protección y la gestión de las masas de agua continentales (superficiales y subterráneas), de transición y costeras.

Por otra parte, la Comisión Europea con el objetivo de facilitar la implementación de la Directiva Marco del Agua en los países miembros, creó diferentes grupos de trabajo formados por expertos de organizaciones

gubernamentales y no-gubernamentales, que han desarrollado diversas guías metodológicas. El grupo de trabajo encargado del análisis de presiones e impactos se denominó IMPRESS y elaboró la guía *“Analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive”* (EC, 2002a), donde se aclaran definiciones y se proponen de forma conceptual diferentes metodologías de análisis.

Según establece la DMA en su artículo 5 y reitera la guía mencionada, los estados miembros a finales del año 2004 deben cumplir los siguientes objetivos (Figura 37): la caracterización de las masas de agua subterráneas y superficiales, el análisis de las repercusiones de la actividad humana en las masas de agua (presiones e impactos), y el análisis económico del uso del agua.

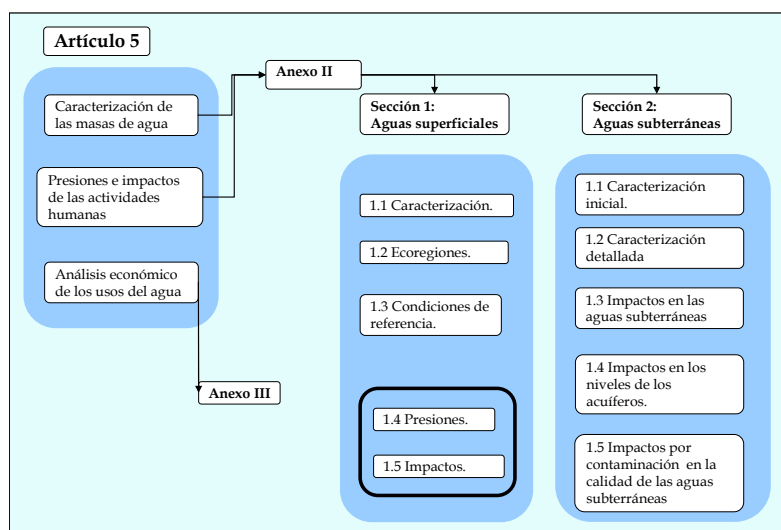


Figura 37. Contenidos del artículo 5 de la DMA para finales del año 2004 (adaptado de EC, 2002a).

Más concretamente, el objetivo fundamental del estudio de presiones e impactos sobre las masas de agua, tanto superficiales como subterráneas, es identificar aquellas masas con riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales definidos en la DMA en el año 2015, y por lo tanto es un paso imprescindible, y determinante, para la definición del programa de medidas cuyo objetivo es reducir el riesgo de no alcanzar los objetivos ambientales que establece la DMA. La elaboración del programa de medidas debe iniciarse a partir de enero de 2004 y es uno de los pilares fundamentales del primer borrador del Plan de cuenca *“River Basin Management Plan”* que debe publicarse en diciembre de 2008.



Profundizando en los fundamentos de la DMA (CE, 2000), esta directiva pretende alcanzar el buen estado de todas las masas de agua de la Demarcación Hidrográfica en el año 2015. Esto se traduce en el buen estado ecológico en las masas de agua continentales superficiales, de transición y marinas, y en el buen estado de las masas de agua subterráneas (estado cuantitativo y químico). Alcanzar el buen estado de las masas de agua en la Demarcación Hidrográfica tendrá diferentes niveles de dificultad y de costes según los distintos puntos de la cuenca y de las actividades humanas que en ella se desarrollen. Por este motivo, simultáneamente al análisis de presiones e impactos, se realiza el análisis económico de los usos del agua, el cual incluye el análisis económico de los servicios del agua y la caracterización económica de los mismos, descritos en la guía desarrollada por el grupo de trabajo Wateco (Wateco, 2002). El análisis de presiones indicará qué zonas tienen riesgo de no alcanzar los objetivos ambientales planteados y, además, cuantificará cuál es la brecha (“*gap*”) que les separa del cumplimiento de los mismos, por su parte el análisis económico valorará qué coste supondrá la reducción o eliminación de esa brecha, indicando si los costes necesarios para alcanzar los objetivos ambientales son proporcionados o desproporcionados. Como se observa ambos estudios tienen una alta interconexión y deben finalizarse en el año 2004 para que permitan iniciar el análisis del programa de medidas que deberá aplicarse en la Demarcación.

La DMA (CE, 2000) y guía IMPRESS (EC, 2002a) para el análisis de presiones e impactos se basan en la metodología análisis-actuación DPSIR (*Driver, Pressure, State, Impact, Response*), la cual está claramente vinculada al programa de medidas a realizar en los próximos años, y donde aparecen los siguientes términos:

- Fuerza motriz (*Driver*): actividad antrópica que puede producir un efecto en el medio natural (ej. Agricultura, industria, residencias, etc..)
- Presión (*Pressure*): efecto directo de la presión en el medio (ej. Retornos de riego cargados de fertilizantes).
- Estado (*State*): condiciones en las que se encuentra una masa de agua debido a factores naturales y antrópicos (ej. concentración de nitrógeno en el agua o conductividad eléctrica).

- Impacto (*Impact*): Efecto ambiental de la presión antrópica (mortalidad de peces, aumento de algas, etc...).
- Respuesta (*Response*): medidas llevadas a cabo para mejorar el estado de la masa de agua (ej. reducción de fertilizantes, etc...)

La Figura 38 muestra a modo de esquema simplificado la relación entre el análisis de presiones e impactos y el programa de medidas, que define la metodología DPSIR.

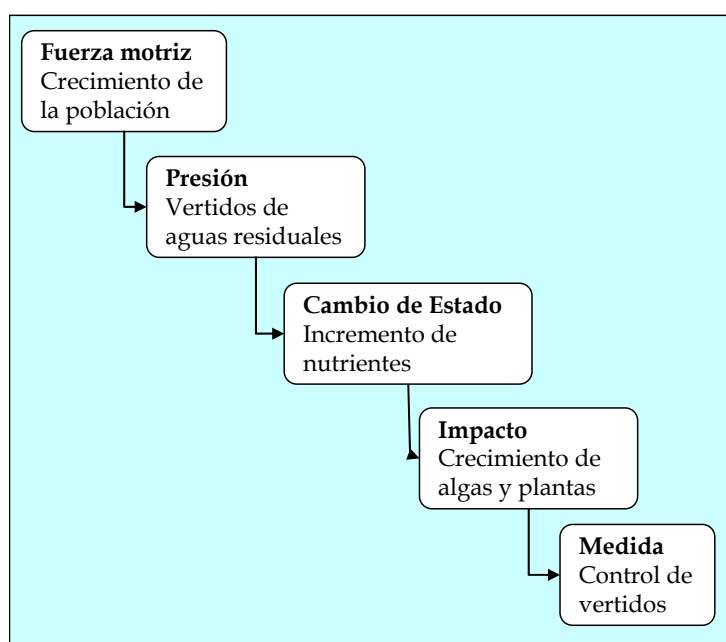


Figura 38. Análisis de presiones e impactos y programa de medidas, metodología DPSIR. (adaptado de EC, 2002a).

### 3.3 Metodología propuesta

La metodología propuesta se basa en realizar el análisis de presiones e impactos de forma integrada en un Sistema de Información Geográfica en dos etapas consecutivas. Una primera etapa donde se analiza un gran número de presiones en condiciones medias sobre las masas de agua superficiales, y de la cual se obtiene cuáles son los principales problemas de la cuenca y los parámetros químicos que deben simularse. Y una segunda etapa donde se realiza la simulación del ciclo hidrológico y de la calidad del agua, de la que se obtiene la evolución temporal de los parámetros químicos seleccionados, tanto en las masas de agua superficiales y como en las subterráneas.

La primera etapa denominada “análisis en estado estacionario” emplea únicamente el escenario hidrológico medio, por lo que permite estudiar una gran cantidad de diferentes tipos de presión. En este análisis se utilizan los valores representativos del estado de la calidad del agua, para lo cual se emplea la información de los parámetros físico-químicos y biológicos de las redes de medida como indicador de impactos. La combinación del nivel de presión y del impacto muestreado da una visión general del riesgo de no alcanzar los objetivos ambientales de todas las masas de agua.

La segunda etapa denominada “análisis detallado” consiste en la simulación temporal con un modelo distribuido de transporte de sustancias químicas en la cuenca hidrográfica (por ejemplo el nitrato y la conductividad eléctrica del agua), de forma que se pasa del escenario hidrológico medio a tener en cuenta la variabilidad temporal y espacial, que tienen los recursos hídricos tanto superficiales como subterráneos, y los aportes de sustancias químicas. También se considera el paso del agua por el medio no saturado y por los acuíferos, y los efectos que ello produce en el estado químico del agua. Finalmente, permite definir las medidas de corrección para el futuro y evaluar cuantitativamente la efectividad de dichas medidas (Figura 39).

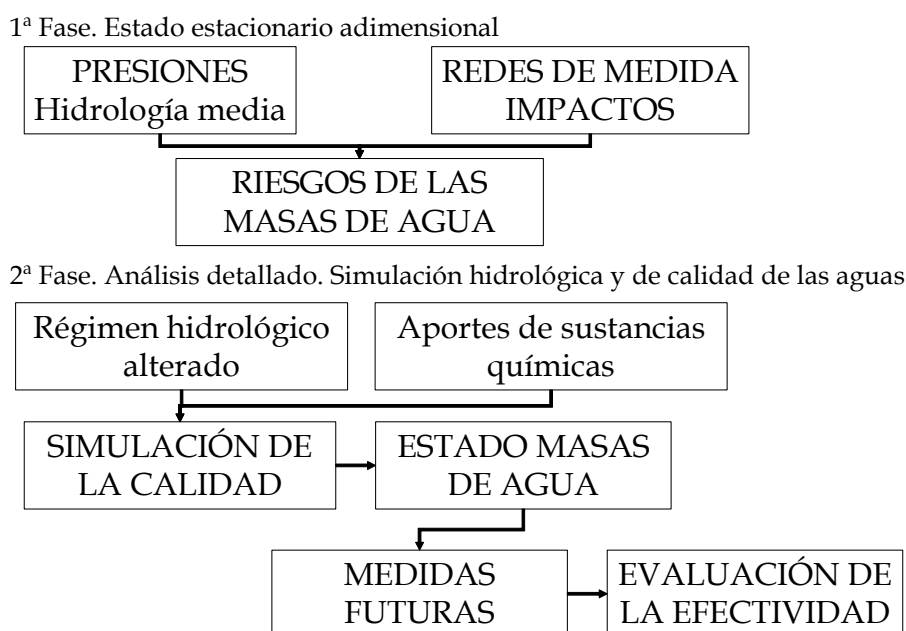


Figura 39. Metodología de análisis de presiones e impactos y evaluación de la efectividad del programa de medidas.

### ***3.3.1 Análisis en estado estacionario***

El “análisis en estado estacionario” consiste en realizar con un Sistema de Información Geográfica un análisis general de las masas de agua de la cuenca hidrográfica del que se obtiene: cuál es el nivel de presión de forma adimensional, es decir, las masas de agua con mayores y menores niveles de presión sin una cuantificación dimensional de este nivel; cuál es el impacto físico-químico y biológico actual de las masas de agua; y por último, mediante la combinación de presiones e impactos, qué riesgos existen de cara al futuro de que una masa de agua pueda no alcanzar los objetivos ambientales definidos para la misma.

Este primer análisis requiere de la identificación cuantitativa y de la ubicación territorial de las presiones que se producen en la cuenca hidrográfica: vertidos urbanos, vertidos industriales, retornos de riego agrícolas, áreas de regadíos, etc... Y una vez identificadas las presiones y con su georeferenciación espacial se determina cuáles son las masas de agua superficiales afectadas por esta presión, para lo cual se realiza la acumulación de las presiones en la red fluvial mediante el modelo digital del terreno.

Pueden analizarse una gran cantidad de tipos de presiones, lo que permite caracterizar las presiones más significativas que existen en la cuenca, las zonas sometidas a mayores niveles de presión, las zonas donde las redes de medida indican que los impactos son más significativos y, además, relacionar las presiones que se producen en el medio con los impactos que se registran en las masas de agua. Gracias a este análisis pueden identificarse las zonas que requieren estudios de calidad del agua más detallados y qué tipo de presión, o qué parámetros químicos, requieren de una modelación más detallada.

Finalmente, las conclusiones obtenidas de esta primera etapa son determinantes para la elección de los parámetros químicos modelados en la segunda etapa de la metodología propuesta.

El análisis en estado estacionario de presiones e impactos puede resumirse en el siguiente procedimiento:

- Definición de las principales presiones ejercidas por la actividad humana, su cuantificación y su ubicación espacial en la cuenca.
- Acumulación en la red de drenaje de cada una de las presiones.
- Combinación ponderada de las diferentes presiones ejercidas y obtención de la presión global que se produce en cada una de las masas de agua.
- Estimación del nivel de presión que se alcanza en las masas de agua considerando el régimen hidrológico medio y las principales afecciones actuales a ese ciclo hidrológico.
- Definición del impacto físico-químico y biológico actual de las masas de agua superficiales, a partir de los datos muestreados en las redes de medida.
- Impacto global sobre una masa de agua mediante la combinación de los diferentes tipos de impacto que aparecen en la misma.
- Finalmente, obtención del riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales en las masas de agua, teniendo en cuenta la presión actual y el impacto sufrido en esa masa de agua (Figura 40).

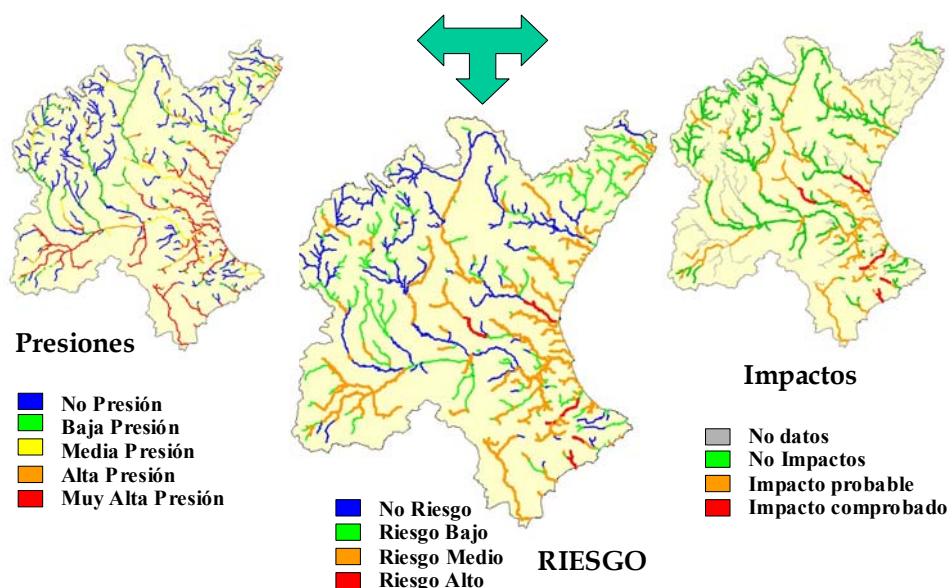


Figura 40. Análisis estacionario de combinación de presiones e impactos para obtener el riesgo (elaboración propia y publicado en CHJ, 2004).

La combinación de presiones e impactos permite identificar las zonas de la cuenca hidrográfica con mayores problemas de calidad, pudiendo centrarse o iniciarse los estudios en estas zonas concretas.

### ***3.3.2 Análisis detallado. Modelo de calidad del agua***

La segunda etapa de la metodología propuesta, el “análisis detallado”, consiste en la simulación matemática del ciclo hidrológico y del transporte de sustancias químicas dentro del mismo de forma integrada en un Sistema de Información Geográfica. La selección de los parámetros químicos a modelar viene determinada por las conclusiones que se obtengan en la etapa anterior.

Para realizar esta segunda etapa de la metodología se ha desarrollado el módulo Patrical (Precipitación Aportación en Tramos de Red Integrados con Calidad del Agua), que permite la construcción de modelos de simulación mensual del ciclo hidrológico con el transporte de sustancias químicas a través de la cuenca hidrográfica.

Para la realización del análisis de presiones e impactos deben tenerse caracterizados adecuadamente, tanto temporal como espacialmente, los usos de agua existentes en la cuenca, agrícolas, urbanos e industriales, así como el resto de presiones existentes en la misma. Por este motivo, es necesario conocer los puntos de toma y retorno de agua de cada una de las unidades de demanda, para lo cual se convierte en herramienta fundamental el empleo de los sistemas de información geográficos (SIG).

El análisis detallado de las presiones e impactos en una cuenca hidrográfica requiere la utilización de modelos de simulación, ya que únicamente mediante estos modelos es posible reproducir los procesos físicos que se producen en la cuenca hidrográfica, como: la infiltración; las transferencias laterales entre acuíferos; el transporte de sustancias químicas a través de la cuenca hidrográfica, ya sea en el suelo, en el medio no saturado, en el acuífero o en la red fluvial. La concentración química de las sustancias en el agua depende

directamente de los flujos que existen por lo que deben reproducirse las alteraciones antrópicas del ciclo hidrológico.

Mediante este análisis se obtiene: la cuantificación numérica de las presiones de origen antrópico; la cuantificación numérica de los impactos que producen estas presiones; la situación actual y tendencia reciente del estado de las masas de agua superficiales y subterráneas; las relaciones existentes entre el estado actual y la presión antrópica en el medio, ya que es posible que el estado actual de la masa de agua no sea consecuencia de una presión antrópica, sino que sea consecuencia de un ciclo natural.

Esta segunda etapa del análisis puede resumirse en:

- Definición de las presiones que afectan significativamente al parámetro químico que se modela.
- Cuantificación dimensional de la presión, es decir, obtención del aporte químico introducido por las actividades humanas.
- Cuantificación de los aportes químicos introducidos de forma natural.
- Simulación matemática del ciclo hidrológico en régimen natural y en régimen alterado por la actividad humana (el régimen actual), que permite cuantificar el impacto producido por las modificaciones en el ciclo hidrológico (Figura 41).

### Simulación hidrológica Ríos y acuíferos

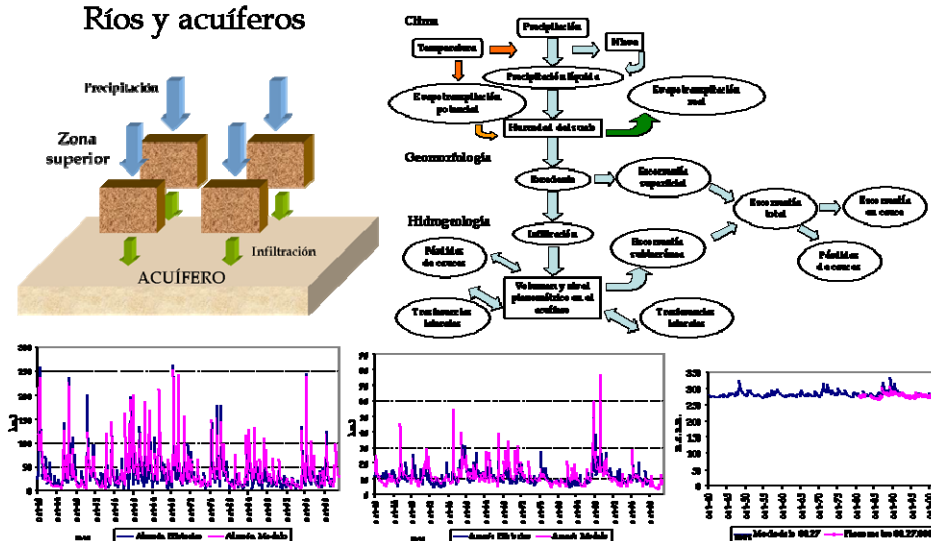


Figura 41. Simulación del ciclo hidrológico con el modelo Patricial.

- Simulación matemática del transporte de sustancias químicas en el ciclo hidrológico actual (el ciclo hidrológico alterado), del que se obtiene el impacto químico producido en las masas de agua, como por ejemplo la concentración de nitrato o la conductividad eléctrica en ríos y acuíferos (Figura 42).

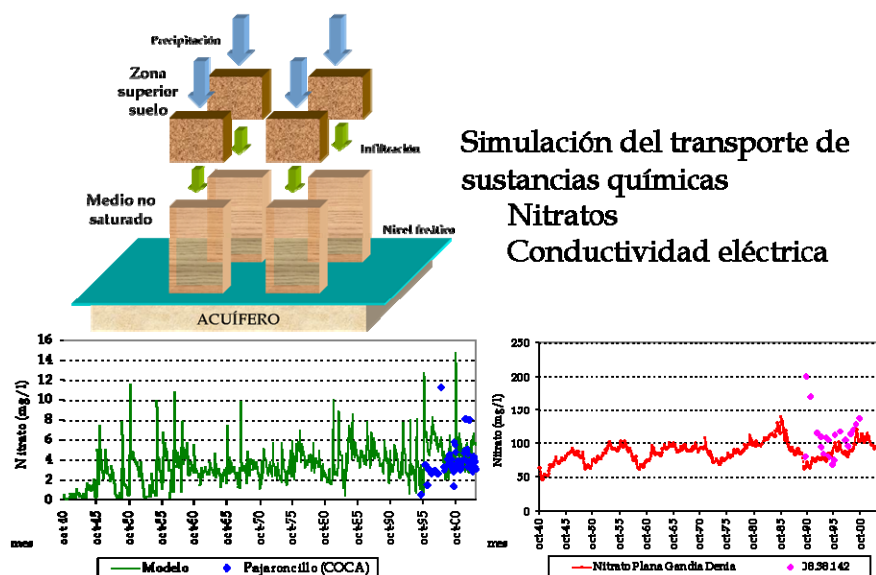


Figura 42. Simulación del transporte de sustancias químicas con el modelo Patricial.

La aplicación de esta segunda etapa de la metodología propuesta permite conocer las concentraciones o contenidos de los parámetros químicos modelados, su evolución temporal, su tendencia futura, y las relaciones que guardan estas variables con diferentes épocas climáticas, periodos húmedos o periodos secos.

Finalmente pueden evaluarse, con el modelo de simulación, diferentes escenarios futuros de presión antrópica sobre la cuenca hidrográfica, como por ejemplo el efecto que tendría una reducción en la aplicación de fertilizantes en la cuenca, o la eliminación total de nutrientes en las estaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas mediante la implantación de sistemas terciarios, etc...



### *3.4 Módulo de simulación del ciclo hidrológico y calidad del agua “Patrical”*

El módulo de simulación desarrollado en esta tesis, “Patrical” (Precipitación Aportación en Tramos de Red Integrados con Calidad del Agua) es un modelo del ciclo hidrológico distribuido espacialmente, con paso de tiempo de simulación mensual, y es la herramienta que se ha utilizado para la segunda fase de la metodología propuesta para el análisis de presiones e impactos.

Este modelo realiza la simulación del ciclo hidrológico, en régimen natural o en régimen alterado, por la actividad antrópica, aplicando la formulación de Téméz (1977) en cada pequeño elemento (p.e. resolución de 1 km x 1 km) en que discretiza la cuenca hidrográfica, incluyendo la menor posibilidad de evapotranspiración de la vegetación con contenidos bajos de humedad en el suelo, las transferencias laterales entre acuíferos, las relaciones río-acuífero (incluyendo la posibilidad de pérdidas en cauces) y la evolución de la piezometría media de los acuíferos.

El modelo “Patrical” puede funcionar, como se ha indicado, en régimen natural o en régimen alterado antrópicamente. En este último caso incluye la evolución temporal y distribución espacial de los retornos de riego que recargan los acuíferos, y las extracciones de aguas subterráneas (agrícolas y urbanas), y adicionalmente, para el caso de simulación de la calidad del agua, también los retornos de riego superficiales y los retornos urbanos superficiales. Debe tenerse en cuenta que el modelo reproduce el ciclo hidrológico natural y parte del ciclo hidrológico alterado, ya que no incluye la gestión de embalses ni las modificaciones que se producen en el régimen de caudales por los mismos.

De la comparación entre los caudales circulantes y niveles piezométricos en régimen natural y en régimen alterado, cuando se consideran los bombeos y las recargas de riego al acuífero, se obtienen las modificaciones que se producen en la parte subterránea del ciclo hidrológico y cómo afectan estas modificaciones a

los caudales superficiales. Estos resultados permiten: mejorar el conocimiento de los flujos de agua que se producen en el ciclo hidrológico, reconstruir el régimen natural de aportaciones, conocer las interconexiones del subsistema subterráneo y superficial, obtener los efectos que se producen en los caudales circulantes en los ríos, etc... Además, los resultados pueden enlazarse con modelos de simulación de la gestión, en el caso de que estos modelos, para mayor sencillez de los mismos, no hayan considerado estas afecciones (Figura 43).

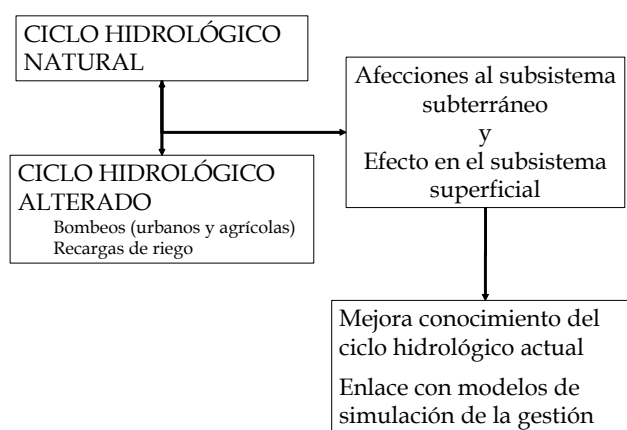


Figura 43. Régimen natural y régimen alterado en la componente subterránea y evaluación de afecciones.

En el caso de la utilización del modelo para la simulación de la calidad del agua y del transporte de sustancias químicas, se incluyen los retornos superficiales urbanos y agrícolas, ya que de esta forma el resultado obtenido se aproxima en mayor medida al régimen de caudales histórico del que se disponen muestreos de los diferentes parámetros de calidad del agua. Los resultados de concentraciones químicas de las sustancias en el agua, permiten conocer el estado químico del agua y cómo los diferentes aportes de sustancias químicas, ya sean de origen antrópico o de origen natural, alcanzan la red fluvial y los acuíferos. El modelo permite conocer a partir de la información de las diferentes fuentes de contaminación o de aportes naturales distribuidos espacialmente en la cuenca hidrográfica, ya sean puntuales o difusos, cómo se transportan las sustancias químicas por la cuenca hidrográfica, y cómo alcanzan las masas de agua superficiales y subterráneas.

Los resultados de calidad del agua obtenidos con el modelo de simulación tienen las siguientes utilidades (Figura 44):

- 1) Conocer el estado químico de los parámetros modelados, nitratos y conductividad eléctrica del agua, de todas las masas de agua de la cuenca hidrográfica, tengan datos históricos muestreados o no, y de esta forma detectar las zonas con valores elevados o normales.
- 2) Esclarecer cuáles son los agentes causantes, o el origen, del estado químico de las masas de agua.
- 3) Conocer la evolución histórica de los diferentes parámetros químicos modelados, detectando zonas con tendencia a tener mayores o menores concentraciones de estas sustancias.
- 4) Plantear medidas correctoras para mejorar el estado químico, y evaluar cuantitativamente la eficacia de esas medidas.
- 5) Obtener series históricas de caudales y de los diferentes parámetros de calidad, que puedan emplearse en modelos de simulación de la gestión con simulación de la calidad integrada, como es el caso del módulo SIMGES del Sistema Soporte a la Decisión (SSD) AQUATOOL, (Andreu et al. 1996), que incluye el módulo GESCAL (Paredes, 2004) de simulación de la calidad del agua.
- 6) Conocer los niveles de fondo, es decir la concentración de sustancias químicas de origen natural, mediante la simulación sin afecciones de tipo antrópico.

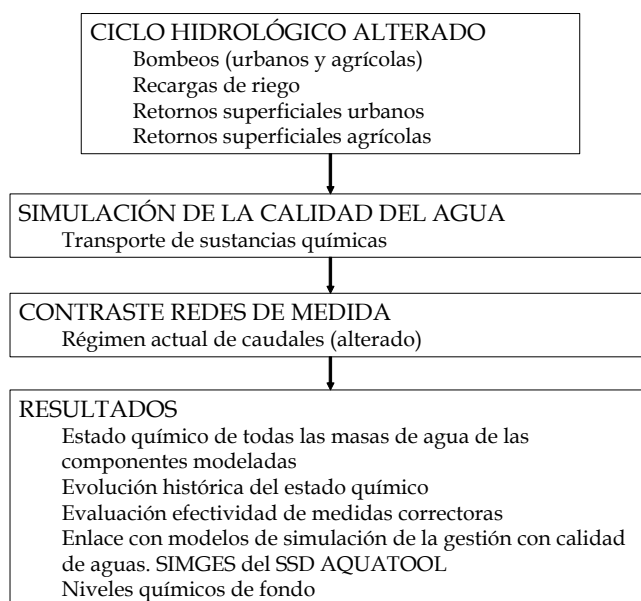


Figura 44. Metodología para la simulación de la calidad del agua, resultados y aplicaciones.

La simulación de la calidad del agua se ha realizado para dos parámetros: uno, de origen mayoritariamente antrópico; y otro, de origen mayoritariamente natural. El nitrógeno, en su forma movilizable “nitrato”; y la conductividad eléctrica del agua a 25 °C. Para ambos parámetros se consideran, tanto los focos de contaminación o generación puntual, como los difusos.

Mediante la modelación de estos dos parámetros se han visto las posibilidades de modelar niveles de calidad química generados por la actividad humana, o de origen natural, lo que permite para desarrollos futuros la modelación de otros parámetros de calidad como: el fósforo, los sulfatos, los cloruros, la materia orgánica, el oxígeno disuelto, etc...

### ***3.5 Integración con la modelación de la calidad en una cuenca hidrográfica***

Respecto a la última aplicación de los resultados, se debe considerar que el modelo desarrollado no simula la gestión superficial del agua, es decir la gestión de los embalses. Sin embargo, los resultados de este modelo permiten el enlace con el modelo de simulación de la gestión SIMGES (Andreu et al. 1996), de forma que los mismos quedan totalmente integrados. También existe la posibilidad de integrar dentro del modelo de simulación hidrológica en régimen alterado, respecto a la componente subterránea, una variante del modelo SIMGES (Figura 45), de forma que se realizaría, de forma totalmente integrada, la simulación global de la gestión de la cuenca y del ciclo hidrológico alterado resultante de la misma.



volúmenes de agua almacenados en los embalses, y la calidad de las agua con el módulo GESCAL que determina las concentraciones de las sustancias químicas del agua en ríos, conducciones y embalses.

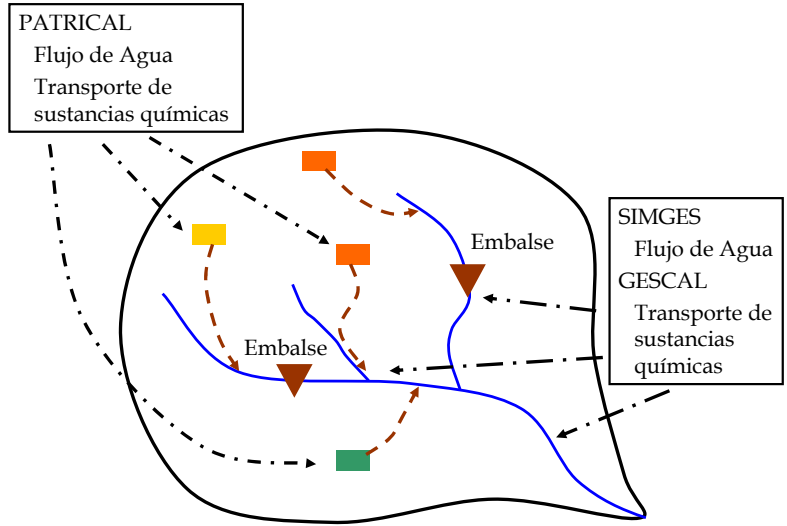


Figura 46. Integración entre el modelo Patrical y el modelo SIMGES-GESCAL para la simulación de la calidad en una cuenca hidrográfica.

# **4 MODELOS PARA LA APLICACIÓN DE LA METODOLOGÍA**





En este apartado se describen la herramienta desarrollada y los modelos utilizados para la aplicación de la metodología propuesta. La herramienta desarrollada consiste fundamentalmente en un simulador mensual del ciclo hidrológico con calidad del agua "Patrical". Mientras que los modelos utilizados son: para el análisis de presiones e impactos en estado estacionario, el modelo digital del terreno y el mapa de direcciones de drenaje; y para el análisis detallado, el modelo de simulación hidrológica con calidad del agua construido con la herramienta Patrical para todo el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar.

## *4.1 Software desarrollado*

El módulo Patrical (Precipitación Aportación en Tramos de Red Integrado Con Calidad del Agua), es un simulador mensual del ciclo hidrológico con calidad del agua, que funciona tanto en el sistema operativo Microsoft Windows 2000, Windows XP o posteriores, como en los sistemas operativos Unix o Linux. Está desarrollado íntegramente en los lenguajes de FORTRAN 77 compatible con FORTRAN 90, en shell scripts de unix y, al estar integrado en el Sistema de Información Geográfica (SIG) GRASS, con el lenguaje de programación de este SIG.

El funcionamiento bajo el entorno de Windows (véase la Figura 47) se realiza mediante el emulador gratuito de Linux para Windows CYGWIN (<http://www.cygwin.com/>). Dentro del emulador CYGWIN se ha utilizado la versión del SIG GRASS 5.0.2 que también es totalmente gratuito (<http://grass.itc.it/>) y que está en constante actualización. A partir de la versión GRASS 5 es posible trabajar directamente con los mapas ráster en números reales en operaciones sencillas.

La estructura de la programación desarrollada combina las potencialidades de cada lenguaje, del SIG y del intercambio de información. Toda la parte de simulación distribuida se realiza en el SIG GRASS, correspondiente al movimiento del agua y al transporte de sustancias químicas en la zona superficial de la cuenca. Por su parte, la simulación del comportamiento hidrogeológico y del transporte de sustancias químicas de los acuíferos se

realiza en el lenguaje FORTRAN (evolución de los niveles piezométricos, drenaje, transferencias laterales, concentraciones químicas,...), al ser los acuíferos modelados como elementos agregados, de forma que se reduce de forma significativa el tiempo de ejecución de la simulación. Dado que existen continuas relaciones entre el subsistema superficial y el subsistema subterráneo, se produce en todo momento intercambio de información entre el SIG y los submódulos de simulación de aguas subterráneas.

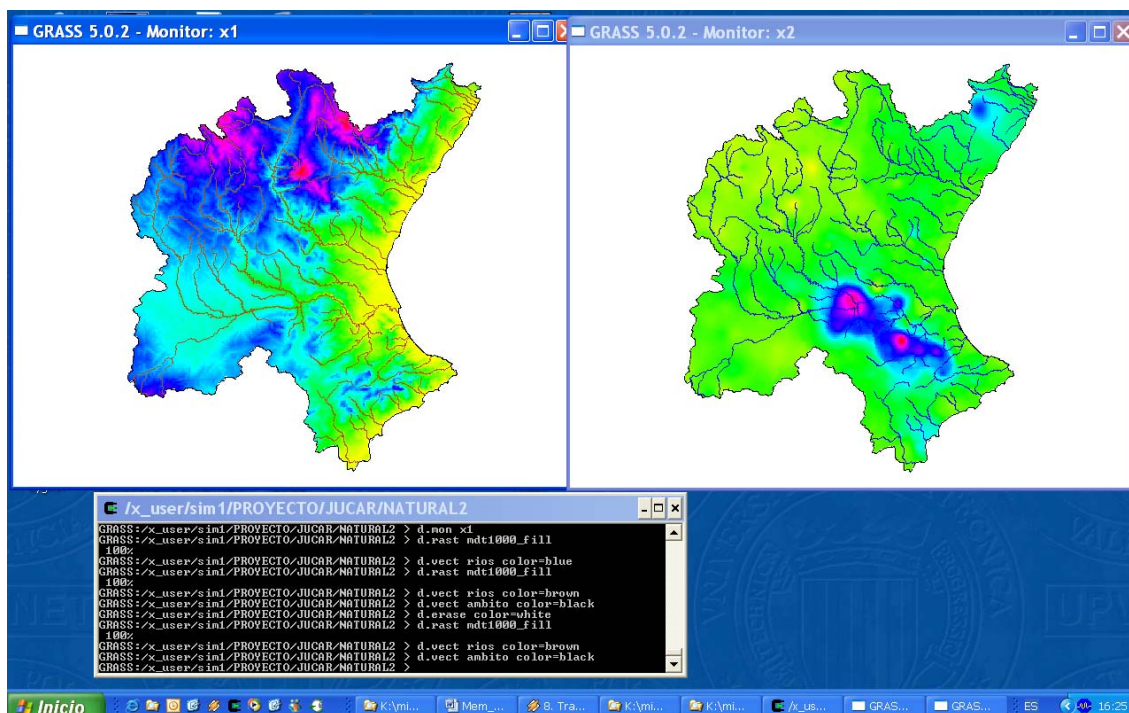


Figura 47. Funcionamiento del modelo Patricial en el SIG GRASS en el entorno de Windows.

## 4.2 Modelo para el análisis en estado estacionario

Una parte del análisis en estado estacionario se realiza mediante la acumulación de las presiones, que se producen distribuidas espacialmente en la cuenca hidrográfica, en la red fluvial.

Para realizar la acumulación de cualquier presión en la red fluvial se utiliza el modelo de direcciones de drenaje, el cual es un mapa ráster que indica la dirección en que se produce el drenaje de cada una de las celdas de la cuenca

hidrográfica, según la codificación de la Tabla 4 (como ejemplo, una celda tendrá como valor numérico el 4 si drena en la dirección sur, y 32 si drena en la dirección noroeste). Únicamente es necesario este mapa, para conocer el recorrido que realizará cualquier gota de agua que caiga en la cuenca hidrográfica hasta su desembocadura en el mar o en un sumidero en el caso de una cuenca endorreica.

32	64	128
16	X	1
8	4	2

Tabla 4. Valores numéricos que definen de las direcciones de drenaje en cada celda.

El modelo de direcciones de drenaje (Figura 48) se ha obtenido a partir del modelo digital del terreno (MDT) de resolución 500 m x 500 m (el cual procede, a su vez, del MDT de resolución 100 m x 100 m del Servicio Geográfico del Ejército) que el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX ha elaborado para la Confederación Hidrográfica del Júcar. En este modelo digital del terreno se incorporó como huella la red fluvial digital del Instituto Geográfico Nacional a escala 1:25.000 y se eliminaron los sumideros, con el objeto de darle continuidad a la red de drenaje resultante.

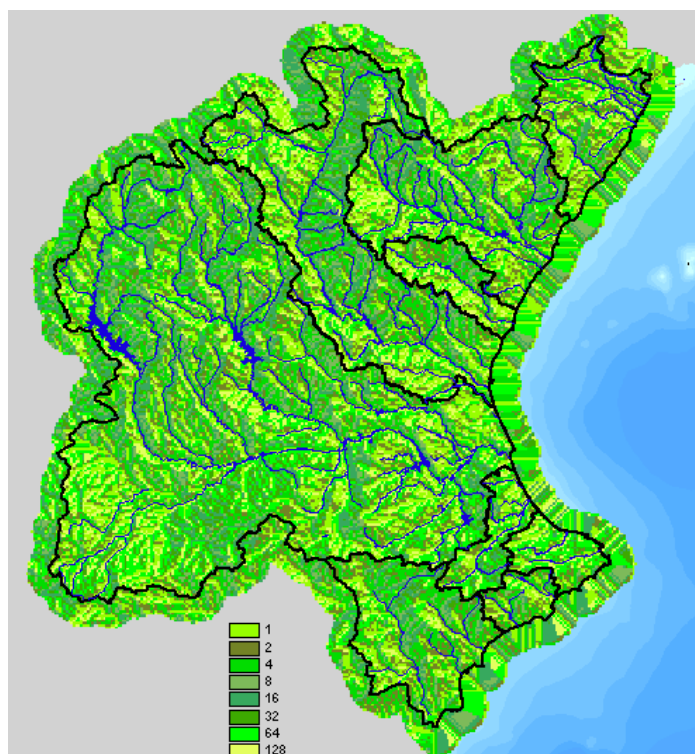


Figura 48. Modelo de direcciones de drenaje 500 m x 500 m (los valores numéricos indican la dirección en que se produce el drenaje de cada celda).

## *4.3 Modelo de simulación hidrológica y calidad del agua*

Un paso clave para la evaluación de recursos hídricos, para el análisis de la evolución temporal de las condiciones de calidad de las masas de agua, y para la evaluación en el tiempo de las presiones a que están sometidas las mismas y los impactos que soportan, es disponer de un modelo capaz de reproducir lo más fiablemente posible el ciclo hidrológico.

Como ya se vio en el apartado de antecedentes, existen múltiples formas de configurar un modelo de evaluación de recursos hídricos, dependiendo de la escala espacial y temporal del análisis, y de los objetivos que se pretendan alcanzar con el mismo. Particularmente en este análisis se requiere de un modelo aplicable a escala de cuenca y capaz de reproducir largos periodos de tiempo, por lo que se recurre a un modelo conceptual de pocos parámetros aplicado de forma distribuida espacialmente.

La experiencia obtenida en los últimos años mediante la aplicación del modelo lluvia escorrentía SIMPA (Sistema Integrado de Precipitación Aportación) (Ruiz, 1998) a toda España durante la elaboración del Libro Blanco del Agua en España (MIMAM, 2000), y en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar (Pérez, 2000), hacen que éste sea el punto de partida para los desarrollos realizados en este trabajo.

Por otra parte, la modelación de la calidad química del agua exige un mejor conocimiento de los flujos de agua que se producen en la cuenca, junto con la aparición de fuentes de información de mayor grado de detalle como los actuales modelos digitales del terreno; el mayor conocimiento adquirido en los últimos años del comportamiento hidrogeológico de muchos acuíferos y en las relaciones río-acuífero; y el empleo de datos de niveles piezométricos en los acuíferos. Permiten la inclusión de nuevas componentes del ciclo hidrológico y la posibilidad de contrastar dichos resultados con mayor cantidad de información experimental, aumentando la fiabilidad con que el modelo reproduce el ciclo hidrológico.

Por estos motivos se ha desarrollado un modelo que se apoya en un sistema de información geográfica (SIG), para reproducir fundamentalmente las componentes superficiales del ciclo hidrológico, mientras que el comportamiento hidrogeológico se reproduce mediante modelos de acuíferos unicelulares conectados entre sí. Este modelo analiza de forma integrada tanto el subsistema superficial como el subsistema subterráneo, presta especial atención a la relaciones entre ambos subsistemas, las relaciones río-acuífero y a las transferencias de agua que se producen entre los diferentes acuíferos. En cuencas hidrográficas donde más del 70% de los recursos naturales han pasado por los acuíferos, tienen especial importancia todas estas interconexiones.

Todas estas modificaciones junto con la utilización del modelo digital del terreno (MDT) para el movimiento del agua a través de la superficie de la cuenca hidrográfica, suponen una mejora significativa respecto a los modelos de simulación a escala de cuenca anteriores.

### ***4.3.1 Revisión del modelo hidrológico***

La aplicación del modelo desarrollado se realiza mediante la discretización de la cuenca hidrográfica en celdas de pequeño tamaño (p.e. 1 km x 1 km, aunque puede variarse esta configuración en función del tamaño de la cuenca, de la capacidad de procesamiento de los equipos informáticos y del tiempo de cálculo de la simulación), donde se ajusta, en función de las características fisiográficas propias de cada una de ellas un modelo conceptual de pocos parámetros, el modelo de Témez (1977), que está basado a su vez en el modelo del Número de Curva del Soil Conservation Service (SCS, 1954). Se ha mantenido el modelo de Témez con el objetivo de conservar la experiencia obtenida en los últimos años con la aplicación del modelo SIMPA a España (MIMAM, 2000) y a la cuenca del Júcar.

La cuenca que se modela se divide en dos capas o zonas en vertical (Figura 49): una zona superior, formada por la superficie del terreno y discretizada en celdas; y una zona inferior, formada por los acuíferos que, de forma agregada, reciben agua de las celdas superiores. Estas zonas se caracterizan porque:

- La zona superior representa la superficie del terreno hasta donde alcanza la capacidad de extracción de agua de la vegetación, y se corresponde con la parte de la zona no saturada, donde en sus poros coexisten el agua y el aire, y su contenido de agua es asimilable a la humedad del suelo.
- La zona inferior, o acuífero, representa los almacenamientos de agua subterránea que se producen en la cuenca, se encuentra saturada y las salidas de agua que se producen de la misma son: el desagüe a la red de drenaje superficial, las salidas directas al mar y las transferencias laterales entre acuíferos.

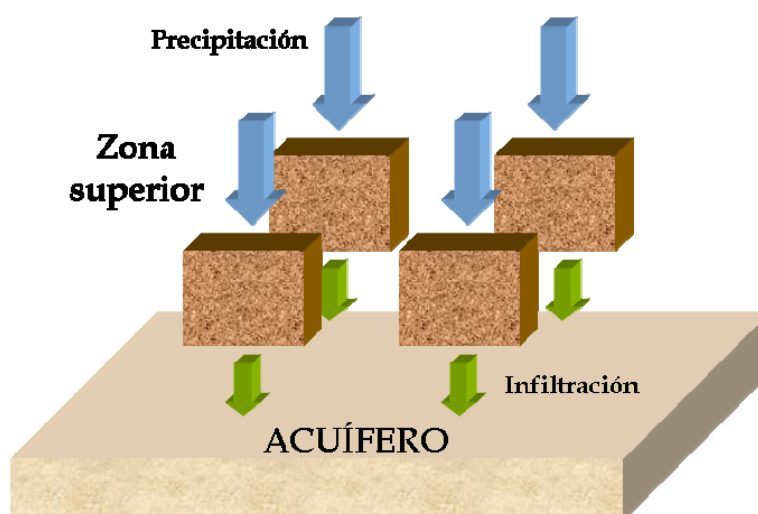


Figura 49. Modelación del ciclo en dos capas, zona superficial y zona profunda o acuífero.

El modelo es de tipo conceptual, de paso de tiempo mensual, y reproduce los principales flujos y almacenamientos de agua del ciclo hidrológico en cada una de las celdas en que se ha discretizado la cuenca, preservando en todo momento el principio de continuidad o de conservación de la masa. La Figura 50 describe las componentes del modelo, donde los rectángulos representan almacenamientos, las elipses flujos de agua, y los rectángulos con bordes suavizados son las variables de entrada al modelo.

Los datos iniciales necesarios para el posterior funcionamiento del modelo de simulación son los valores de lluvia total mensual y de temperatura diaria media mensual, procedentes de las estaciones meteorológicas, con los cuales se calcula por interpolación los mapas mensuales de lluvia y temperatura, del que se derivan los mapas de evapotranspiración potencial mensual. Los mapas mensuales de precipitación y de evapotranspiración potencial son la

información de partida para el modelo de simulación y se calcula: en primer lugar, la porción de lluvia líquida que cae en cada celda, manteniéndose el resto en forma de nieve sobre la superficie de terreno; en segundo lugar, con dicho valor de lluvia líquida y con las características fisiográficas de la cuenca en cada celda mediante la formulación de Témez: el flujo de excedente generado, la evaporación real producida y el volumen en forma de humedad retenido por el terreno. El excedente, a su vez, se descompone en escorrentía superficial directa y en infiltración a los acuíferos, que interactúan entre sí y se transfieren agua en función de las diferencias de altura piezométrica que tengan. Finalmente, los acuíferos generan la escorrentía subterránea que se suma a la escorrentía superficial formando la escorrentía total, que se acumula a través de la red de drenaje de la cuenca y permite conocer el volumen de agua en cada tramo de la red de drenaje, del que se calcula la reinfiltración a los acuíferos y se obtiene la escorrentía en los cauces.

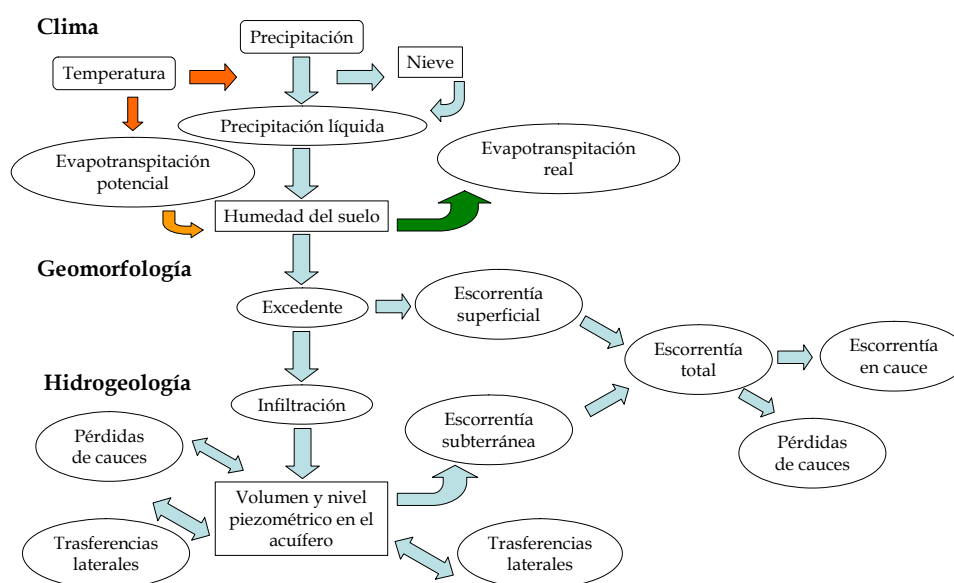


Figura 50. Esquema de flujo del modelo conceptual del ciclo hidrológico Patricial.

La formulación aplicada para obtener cada una de las componentes del ciclo hidrológico se inicia con la obtención del volumen de agua en forma de nieve y el volumen de precipitación líquida en cada celda “*ij*” en el mes “*t*”. Para ello, se utilizan los datos mensuales en cada celda de precipitación y temperatura, a los que se les aplica una ley exponencial que representa el deshielo producido en meses posteriores. La hipótesis establecida consiste en un deshielo lineal cuando la temperatura es superior a 0 °C., con un coeficiente de deshielo rápido de valor  $\alpha=0,6 \text{ mes}^{-1}$ :



$$\text{Si } T > 0 \quad Pl = \alpha \cdot Vn \quad (\text{Ec. 15})$$

Donde ( $Pl$ ) es la precipitación líquida, ( $\alpha$ ) el coeficiente de deshielo, ( $Vn$ ) el volumen de nieve y ( $T$ ) la temperatura.

Aplicando esta formulación de forma discretizada para cada mes “ $t$ ” se obtiene, a partir de los datos de precipitación y temperatura registrada en la celda “ $ij$ ” del mes “ $t$ ”, ( $P_{ij,t}$ ) y ( $T_{ij,t}$ ), la precipitación líquida en la celda “ $ij$ ” del mes “ $t$ ”, ( $Pl_{ij,t}$ ), y el volumen almacenado en forma de hielo en ese mes, ( $Vn_{ij,t}$ ), tal y como se muestra a continuación.

$$\text{Conocido } P_{ij,t} \rightarrow \begin{cases} \text{si } T_{ij,t} \leq 0 & \rightarrow \begin{cases} Vn_{ij,t} = Vn_{ij,t-1} + P_{ij,t} \\ Pl_{ij,t} = 0 \end{cases} \\ \text{ó} \\ \text{si } T_{ij,t} > 0 & \rightarrow \begin{cases} Vn_{ij,t} = Vn_{ij,t-1} \cdot e^{-\alpha} \\ Pl_{ij,t} = (Vn_{ij,t-1} - Vn_{ij,t}) + P_{ij,t} \end{cases} \end{cases} \quad (\text{Ec. 16})$$

Conocido el volumen de agua líquida en cada mes (precipitación líquida), el siguiente paso consiste en aplicar la formulación de Témez, en cada una de las celdas de la cuenca, mediante la cual se reproduce las componentes del ciclo hidrológico relacionadas con la superficie del terreno: humedad del suelo (que incluye la interceptación), infiltración y generación de escorrentía superficial (que incluye la subsuperficial).

La ley de Témez consiste en la aplicación de un modelo conceptual sencillo y de pocos parámetros que permite obtener el volumen de agua neta que genera un fenómeno de precipitación, y que se denomina “excedente”. Dicha ley es matemáticamente muy similar a la del modelo del Número Curva del Soil Conservation Service (SCS, 1954).

$$Q = \frac{(P - I_a)^2}{P - I_a + S} \quad \text{con } P > I_a \quad (\text{Ec. 17})$$

Donde:

- $Q$ , es la cantidad de escorrentía generada (mm).
- $P$ , es la precipitación (mm).
- $S$ , es la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo (mm).



- $I_a$ , es la abstracción inicial (mm), almacenamiento en depresiones, infiltración y evaporación.

En la expresión anterior si se asume que  $I_a = 0,2 S$ , se obtiene la conocida expresión del Número de Curva (CN-SCS) que únicamente depende de un parámetro, la máxima capacidad de almacenamiento de agua en el suelo ( $S$ ).

$$Q = \frac{(P - 0,2 \cdot S)^2}{P + 0,8 \cdot S} \quad (\text{Ec. 18})$$

Esta formulación recibe su nombre de la posibilidad de expresar el parámetro  $S$  en función de un parámetro adimensional denominado Número de Curva (CN).

$$S = \frac{100}{CN} - 10 \quad (\text{Ec. 19})$$

Tanto el modelo de Témez, que se verá a continuación, como el modelo del Número de Curva, son modelos sencillos que, a partir de la información de lluvia, determinan el agua generadora de escorrentía o de recursos utilizando para ello leyes similares a la ley regional de Budyko (1961) (Figura 51) que tiene por expresión:

$$E = P \cdot e^{-\frac{ETP}{P}} \quad (\text{Ec. 20})$$

Donde:

- $P$ , es la precipitación,
- $ETP$ , es la evapotranspiración potencial
- y  $E$ , es la escorrentía

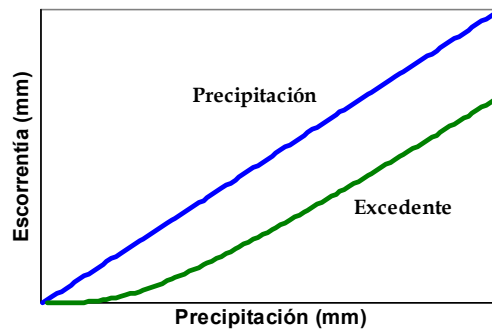


Figura 51. Ley regional de Budyko

En el modelo de Témez la zona más superficial del terreno está formada por la porción del suelo a la que alcanzan las raíces de las plantas y, por lo tanto, se corresponde con la zona donde se produce extracción de agua por evapotranspiración. De esta forma una fracción del agua líquida que precipita sobre cada celda ( $Pl_{ij,t}$ ) es almacenada en la zona superior del suelo en forma de humedad ( $H_{ij,t}$ ), evaporándose otra porción muy importante ( $EV_{ij,t}$ ), y el resto, el

excedente ( $T_{ij,t}$ ), se distribuye entre la aportación de origen superficial ( $A^{sup}_{ij,t}$ ) y la infiltración hacia el acuífero ( $I_{ij,t}$ ) (Figura 52).

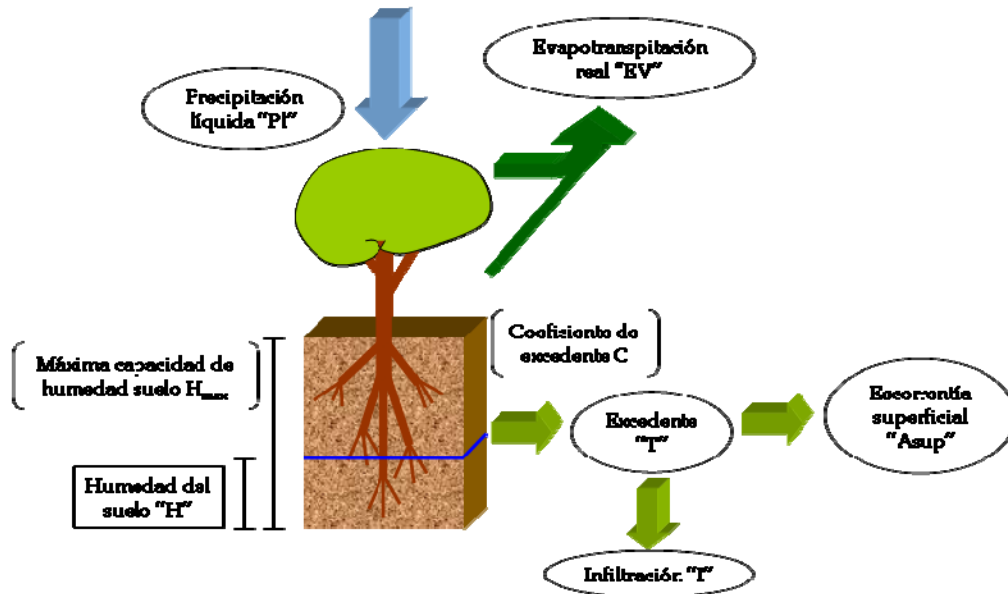


Figura 52. Transformación de la precipitación líquida en excedente y balance en el suelo.

La ley de excedentes (Figura 53), en cada celda sobre la que cae precipitación líquida, adopta la siguiente expresión (estando todas las unidades expresadas en milímetros):

$$1) \quad \text{Si } Pl_{ij,t} \leq P^o_{ij,t} \quad T_{ij,t} = 0 \quad (\text{Ec. 21})$$

$$2) \quad \text{Si } Pl_{ij,t} > P^o_{ij,t} \quad T_{ij,t} = \frac{(Pl_{ij,t} - P^o_{ij,t})^2}{Pl_{ij,t} + \delta_{ij,t} - 2 \cdot P^o_{ij,t}} \quad (\text{Ec. 22})$$

Donde,

$$\delta_{ij,t} = Hmax_{ij} - H_{ij,t-1} + EP_{ij,t} \quad (\text{Ec. 23})$$

$$P^o_{ij,t} = C \cdot (Hmax_{ij} - H_{ij,t-1}) \quad (\text{Ec. 24})$$

Siendo:

- $Pl_{ij,t}$ , la precipitación líquida sobre cada celda "ij" durante el mes "t".
- $T_{ij,t}$ , el excedente en cada celda "ij" durante el mes "t".

- $H_{max_{ij}}$ , el parámetro capacidad máxima de almacenamiento hídrico en el suelo en cada celda "ij".
- $H_{ij,t-1}$ , la humedad en la zona superior del suelo en cada celda "ij" en el mes "t-1".
- $EP_{ij,t}$ , la evapotranspiración potencial en la celda "ij" en el mes "t", es la evapotranspiración que se produciría en condiciones óptimas de suministro de agua en cada una de las celdas.
- $C$ , el coeficiente de excedente. Dada la menor sensibilidad del modelo respecto a este coeficiente se ha considerado constante en diversos trabajos, como por ejemplo en el modelo SIMPA en su aplicación a toda España (MIMAM, 2000)
- $(H_{max_{ij}} - H_{ij,t-1})$ , el hueco libre existente en el suelo en el mes "t".

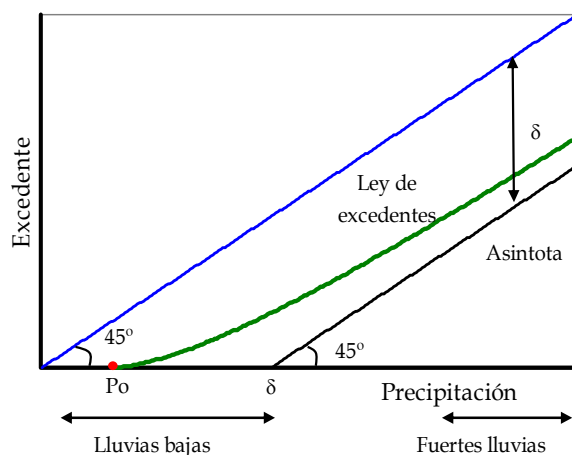


Figura 53. Ley de generación de excedentes.

De esta forma, si la precipitación caída sobre la celda "ij" durante el mes "t" es menor que el umbral  $P_{ij,t}^0$ , no se producirá excedente ( $T_{ij,t}$ ) y por lo tanto, el agua precipitada ese mes se almacenará en el suelo como humedad ( $H_{ij,t}$ ), siendo susceptible de convertirse en evapotranspiración.

Si la precipitación caída sobre la celda "ij" durante el mes "t" supera el umbral  $P_{ij,t}^0$ , se producirá un excedente ( $T_{ij,t}$ ), el cual se convertirá en infiltración al acuífero o en escorrentía superficial.

De las ecuaciones se deduce, que cuanto menor sea la humedad antecedente en una celda del suelo mayor será el umbral  $P_{ij,t}^0$ , lo que significa que mayor será la capacidad del suelo para absorber agua y no producir excedentes. La curva que expresa los excedentes es no lineal para lluvias bajas (cuando superan el umbral  $P_{ij,t}^0$ ) y tiende hacia una línea recta para lluvias altas que se obtiene como " $P_{ij,t} - \delta_{ij,t}$ ", de forma que, a partir de una cantidad de precipitación el agua que no se convierte en excedente se mantiene prácticamente constante para cualquier lluvia. Es decir, para lluvias elevadas la diferencia entre la precipitación y el excedente es la evapotranspiración potencial en ese mes ( $EP_{ij,t}$ ) y el agua que ha rellenado el hueco libre que existía en el suelo, debido a que el suelo en esa celda estará saturado de humedad durante ese mes y no admitirá mayor cantidad de agua.

Asociado a esta ley de generación de excedentes se calcula la humedad en el suelo y la evapotranspiración real producida. La humedad del suelo en cada una de las celdas al final del mes " $t$ ", se calcula mediante la expresión:

$$H_{ij,t} = \max \begin{cases} 0 \\ H_{ij,t-1} + P_{ij,t} - T_{ij,t} - EP_{ij,t} \end{cases} \quad (\text{Ec. 25})$$

Que se obtiene por balance de la siguiente forma: a la humedad existente en la celda " $ij$ " en el mes anterior " $t-1$ " se le añade el flujo entrante (la diferencia entre la precipitación  $P_{ij,t}$  durante ese mes y el excedente  $T_{ij,t}$ ), y se le sustrae la evapotranspiración potencial en el mes " $t$ ", ( $EP_{ij,t}$ ). Si el balance que se establece entre el agua que entra en la celda ( $P_{ij,t}$ ), la que sale ( $EP_{ij,t}$ ) y la existente en el intervalo anterior ( $H_{ij,t-1}$ ), resulta ser negativo, entonces la humedad del suelo al final del periodo será nula, y la evapotranspiración potencial no se habrá podido desarrollar en su totalidad.

La evaporación real que se produce en la celda " $ij$ " durante el mes " $t$ ", ( $E_{ij,t}$ ), se obtiene mediante la expresión:

$$E_{ij,t} = \min \begin{cases} H_{ij,t-1} + P_{ij,t} - T_{ij,t} \\ EP_{ij,t} \end{cases} \quad (\text{Ec. 26})$$

La evapotranspiración se desarrolla hasta alcanzar la evapotranspiración potencial si existe suficiente agua en el suelo, en caso contrario la humedad en el suelo al final de mes será nula.

El modelo planteado reproduce la generación de excedente, la evaporación real y la humedad del suelo almacenada, utilizando para ello únicamente dos parámetros: la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo ( $H_{max_{ij}}$ ), y el coeficiente de excedente ( $C$ ). Estas características le confieren un alto grado de robustez al modelo.

El modelo planteado tiende a agotar el contenido de agua del suelo con la evapotranspiración de la vegetación de toda el agua almacenada en forma de humedad, y únicamente queda humedad en el suelo a partir de lluvias superiores a  $P_0$ , o lo que es lo mismo, a partir del momento en que se inicia la generación de excedente (véase la Figura 54 que muestra la ley de excedentes junto con la humedad del suelo, la evapotranspiración y las pérdidas de agua que se producen, es decir, la cantidad de agua que no se convierte en excedente, para diferentes lluvias). En situaciones de lluvias muy bajas la evapotranspiración real supera a la propia lluvia caída, ya que la vegetación consume la totalidad del agua caída y los contenidos de humedad existentes en el terreno de meses anteriores.

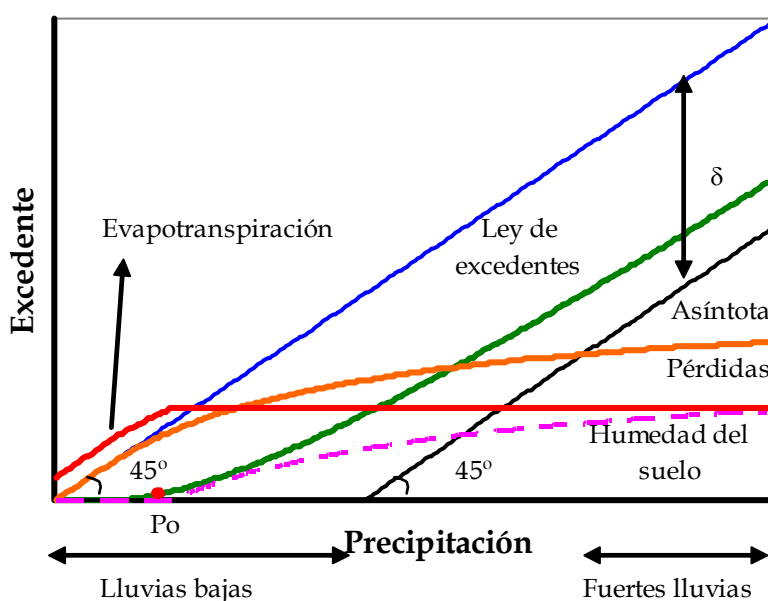


Figura 54. Ley de excedentes junto a la evapotranspiración real, la humedad del suelo y las pérdidas totales obtenidas mediante el modelo de Témez.

Este efecto que en principio no tiene importantes repercusiones en la evaluación de los recursos naturales en una cuenca, empieza a tener importantes repercusiones si el objetivo es conocer el estado de la humedad del suelo y las afecciones que ello produce en la vegetación de la zona, como por ejemplo, conocer situaciones de sequía o tipologías de la vegetación en función de los estados de humedad del suelo.

Si se analiza con mayor detalle los resultados de la humedad del suelo que se obtienen en una zona semiárida, como es la cuenca del embalse de Amadorio en la Marina Baja (véase en la Figura 55 la función de distribución de la humedad del suelo), se observa que en el 60% de los meses del periodo de simulación la humedad del suelo es cero, lo que en principio no parece que refleje las condiciones reales existentes en la cuenca.

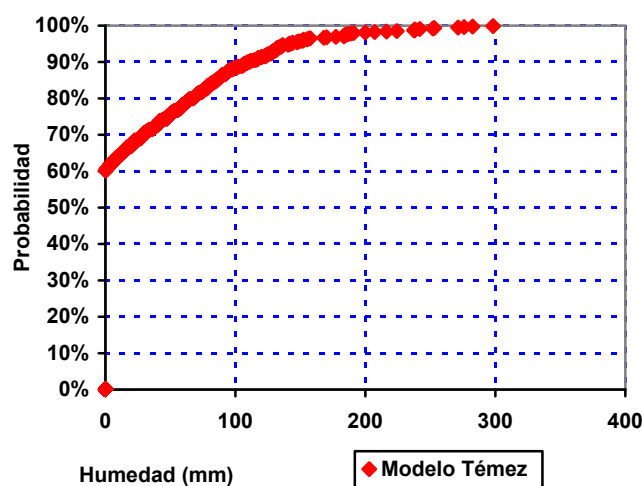


Figura 55. Función de distribución de la humedad del suelo obtenida para la cuenca del embalse de Amadorio en la Marina Baja, según la formulación de Témez.

La humedad del suelo y la evapotranspiración que produce la vegetación están fuertemente relacionadas. El potencial matricial del agua del suelo depende del contenido de humedad del suelo, y este potencial es el que debe superar la vegetación durante la respiración para obtener agua del suelo mediante los procesos de ósmosis, de forma que a mayor contenido de humedad del suelo, menor es la presión que debe superar la vegetación para obtener agua y, por lo tanto, mayor puede ser su desarrollo biológico y la evapotranspiración que produce. Este efecto se sucede de igual forma, pero a la inversa, cuando los contenidos de humedad del suelo son bajos.

En la Figura 56 se muestra la ley que relaciona el contenido de humedad del suelo con la capacidad de evapotranspiración para un tipo de vegetación del suelo, y con la generación de infiltración y escorrentía por exceso de humedad del suelo. Para contenidos muy bajos de humedad del suelo, por debajo del punto de marchitez ( $\theta_m$ ), este tipo de vegetación no es capaz de obtener agua del suelo, por lo que no existe respiración y por lo tanto tampoco evapotranspiración. Por otra parte, para contenidos elevados de humedad del suelo, por encima del punto de estrés hídrico ( $\theta_{ss}$ ), este tipo de vegetación extrae con facilidad el agua necesaria del suelo y, en consecuencia, la evapotranspiración producida es igual a la máxima capacidad de desarrollo biológico que tiene la planta. Finalmente para contenidos de humedad entre el punto de marchitez y el punto de estrés hídrico, la planta encuentra dificultades crecientes a medida que se reduce el contenido de humedad del suelo, por lo que se encuentra sometida a estrés y ve reducida su capacidad de desarrollo biológico y por lo tanto de evapotranspiración.

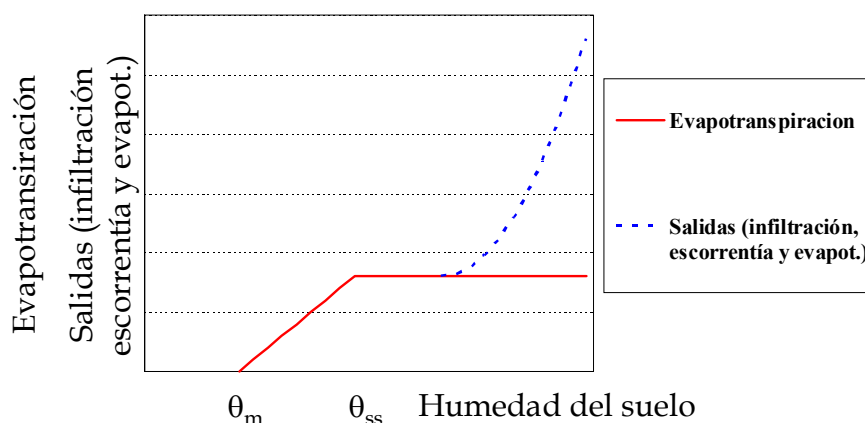


Figura 56. Evapotranspiración y salidas de la superficie del terreno (infiltración y escorrentía superficial) en función del contenido de humedad del suelo.

Esta reducción de la evapotranspiración en función del contenido de humedad ha sido incluida en diferentes modelos de simulación del ciclo hidrológico y sobre todo para el cálculo de la evapotranspiración real en periodos temporales cortos (Estrela 1992). Existen diferentes tipos de curvas que representan la relación entre la evapotranspiración real y la potencial, ratio ET/ETP, en función del porcentaje de humedad disponible en el suelo (Holmes, 1961; Alley, 1984b) (Figura 57). La forma de estas curvas refleja el efecto de las características del suelo, el desarrollo de las raíces, etc... (Estrela, 1992).

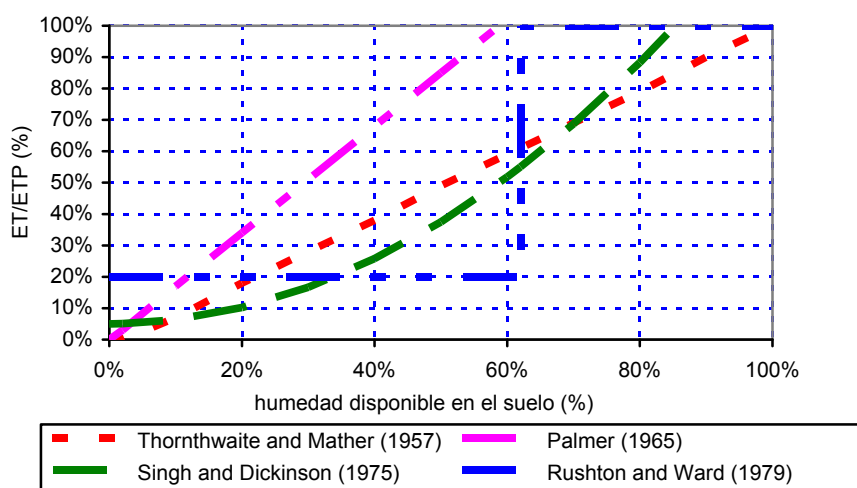


Figura 57. Relaciones entre el ratio ET/ETP y la humedad disponible en el suelo. Adaptado de Estrela (1992).

La inclusión de estos efectos puede realizarse mediante un único parámetro en la formulación del modelo  $V_s$ , denominado coeficiente de estrés vegetativo, el cual interviene con el objetivo de reducir la evapotranspiración producida por la vegetación a medida que la humedad del suelo disminuye y puede variar entre 0 y 100%.

$$V_s = \frac{ETP_i}{ETP_{stress}} ; \text{ con } V_s = 100\% \text{ se obtiene el modelo original de Témez.}$$

(Ec. 27)

La inclusión de este coeficiente de estrés vegetativo implica utilizar una relación de tipo lineal, entre la evapotranspiración real y el contenido de humedad del suelo, similar a la del modelo de Thornthwaite and Mather (1957). Esta ley reduce linealmente la evapotranspiración de la vegetación tal y como aparece en la Figura 58.

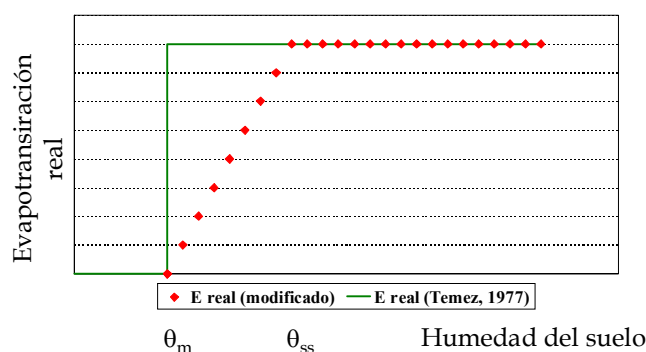


Figura 58. Evapotranspiración real de la vegetación frente al contenido de humedad del suelo del modelo de Témez (1977) con la modificación propuesta.



Este parámetro modifica la formulación definida anteriormente quedando tal y como sigue:

$$EV_{ij,t} = \min \left\{ \begin{array}{l} V_s \cdot (H_{ij,t-1} + P_{ij,t} - T_{ij,t}) \\ ETP_{ij,t} \end{array} \right. \quad (\text{Ec. 28})$$

$$H_{ij,t} = H_{ij,t-1} + P_{ij,t} - T_{ij,t} - EV_{ij,t} \quad (\text{Ec. 29})$$

Esta modificación permite la existencia de mayores estados con contenidos bajos de humedad pese a no haberse iniciado la generación de excedente, tal y como se observa en la Figura 59:

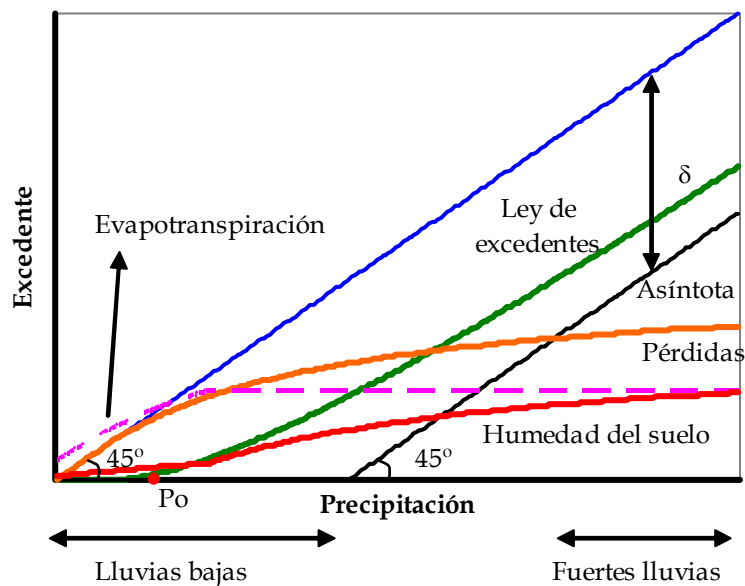


Figura 59. Ley de excedentes junto a la evapotranspiración real, la humedad del suelo y las pérdidas totales obtenidas mediante la formulación propuesta.

Aplicando esta formulación al ejemplo anterior de la cuenca del embalse de Amadorio y mediante calibración se alcanzan mayores estados con contenidos de humedad bajos para  $V_s = 65\%$ , manteniéndose los mismos estados para contenidos de humedad altos (Figura 60).

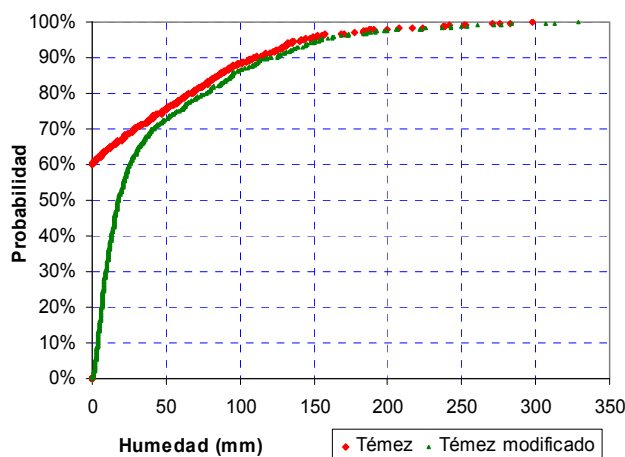


Figura 60. Función de distribución de la humedad del suelo obtenida para la cuenca del embalse de Amadorio en la Marina Baja, según la formulación de Témez y la modificada.

En cuencas hidrológicas menos áridas esta situación aparece de forma menos significativa, como es el ejemplo de la cuenca vertiente al embalse de Alarcón, donde únicamente el 35% de los meses del periodo de simulación el modelo original de Témez obtiene que la humedad del suelo es cero, mientras que el modelo que incluye el efecto del estrés vegetativo mantiene mayores estados de humedad en los periodos secos (Figura 61).

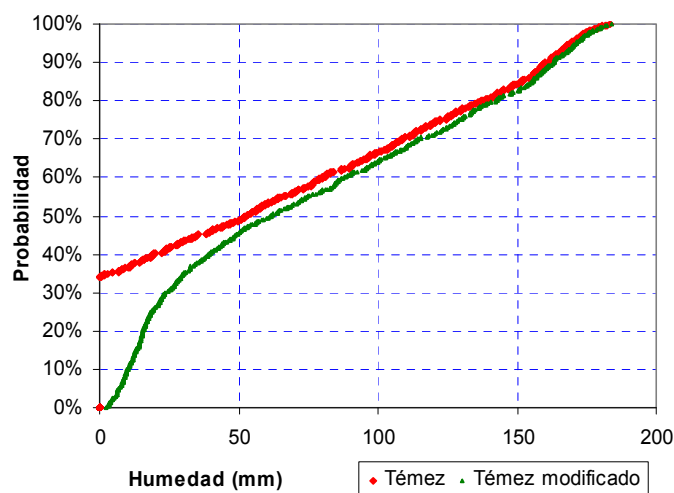


Figura 61. Función de distribución de la humedad del suelo obtenida para la cuenca del embalse de Alarcón en el río Júcar, según la formulación de Témez y la modificada.

Una vez determinado el excedente, el siguiente proceso consiste en conocer cuál es la componente de infiltración profunda y cuál la de escorrentía superficial directa. La infiltración en cada una de las celdas "ij" durante el mes "t", ( $I_{ij,t}$ ) está formada por la fracción de agua que, habiendo penetrado en el suelo, acaba

recargando el acuífero, es decir, es la parte del excedente ( $T_{ij,t}$ ) que no discurre superficialmente.

El modelo toma una ley de infiltración al acuífero que es función del excedente y del parámetro de infiltración máxima del terreno ( $I_{max_{ij}}$ ). Dicho parámetro expresa la máxima infiltración que puede producirse en un mes en la celda considerada. La ley se expresa de la siguiente forma:

$$I_{ij,t} = I_{max_{ij}} \cdot \frac{T_{ij,t}}{T_{ij,t} + I_{max_{ij}}} \quad (\text{Ec. 30})$$

Se considera que la infiltración se convierte en recarga al acuífero en el mismo intervalo de tiempo. Esta hipótesis deriva de suponer que el intervalo de tiempo de simulación (el mes), es superior al tiempo de paso del agua por la zona no saturada. La infiltración sólo se produce en aquellas celdas del territorio donde se hayan definido acuíferos, en el resto de celdas la infiltración es nula y todo el excedente se convierte en escorrentía superficial.

La parte del excedente que no infiltra al acuífero se convierte en escorrentía superficial ( $A^{sup}_{ij,t}$ ) drenando por la red fluvial. En la celda "ij" al final del mes "t", se tiene la siguiente expresión:

$$A^{sup}_{ij,t} = T_{ij,t} - I_{ij,t} \quad (\text{Ec. 31})$$

Con los resultados de infiltración distribuida se obtiene la recarga de lluvia de forma agregada para cada uno de los acuíferos de la cuenca, los cuales se simulan mediante el modelo del acuífero unicelular (López, 1981). El modelo del acuífero unicelular plantea la hipótesis de que el caudal de drenaje es proporcional al volumen almacenado en el acuífero, en función del coeficiente de descarga del acuífero  $\alpha$  ( $\text{mes}^{-1}$ ).

$$Q(t) = \alpha \cdot V(t) \quad (\text{Ec. 32})$$

Con la hipótesis planteada, el volumen del acuífero "k" a final del mes "t" ( $V_{k,t}$ ), se obtiene a partir del volumen almacenado en el mes anterior ( $V_{k,t-1}$ ), de la recarga de lluvia producida en ese mes ( $R_{k,t}$ ) y del coeficiente de descarga del acuífero  $\alpha_i$ .

$$V_{k,t} = (V_{k,t-1} - Vumb_k) \cdot e^{-\alpha_k \cdot \Delta t} + \frac{R_{k,t}}{\alpha_k} (1 - e^{-\alpha_k \cdot \Delta t}) \quad (\text{Ec. 33})$$

Donde:

$R_{i,t} = \sum_{\text{acuifero}_k}^{i,j} I_{ij,t}$ , es la recarga al acuífero  $i$  en el mes  $t$ , obtenida mediante la suma de la infiltración de todas las celdas “ $ij$ ” que se encuentran por encima del acuífero.

$\alpha_k$ , es el coeficiente de descarga del acuífero (mes<sup>-1</sup>).

$\Delta t$ , lapso de tiempo de la simulación discretizada en el tiempo, (es igual a uno si la unidad de tiempo es el mes).

$Vumb_k$ , es el volumen umbral del acuífero de conexión con el río, de forma que por debajo de este volumen no existe conexión río-acuífero.

Mientras que el volumen de agua que se drena a la red fluvial ( $Ssub_{k,t}$ ) se obtiene por balance de masas.

$$Ssub_{k,t} = (V_{k,t-1} - V_{k,t}) + R_{k,t} \quad (\text{Ec. 34})$$

Las salidas de los acuíferos de la cuenca se producen en una zonas muy concretas: manantiales, tramos de río, zonas húmedas, etc... Por este motivo los resultados agregados de salidas de los acuíferos ( $Ssub_{k,t}$ ) se distribuyen espacialmente en la red fluvial atendiendo a las características topográficas del terreno, lo que permite obtener en cada celda “ $ij$ ” la escorrentía subterránea ( $A^{sub}_{ij,t}$ ) que sumada a la superficial proporciona la escorrentía total ( $A^{total}_{ij,t}$ ).

$$A^{total}_{ij,t} = A^{sup}_{ij,t} + A^{sub}_{ij,t} \quad (\text{Ec. 35})$$

Obtenidos los valores de escorrentía total distribuidos en la cuenca, se acumulan estos valores, utilizando el modelo digital del terreno en la red de drenaje, de forma que es posible conocer la aportación provisional en cada punto de la red de drenaje ( $ApoRed'_{ij,t}$ ). La acumulación de las aportaciones en la red fluvial se realiza con el algoritmo “AT Search Algorithm” (Ehlschlaeger, 1989) que se encuentra implementado en el SIG GRASS.

Una vez obtenidas las aportaciones acumuladas en la red fluvial, y dado que algunos tramos de río son claramente perdedores de agua, se ha realizado la estimación de pérdidas potenciales de agua en los cauces que reinfiltrará al acuífero subyacente en función del nivel piezométrico del acuífero.

Este cálculo está basado en los resultados de la aportación en los tramos de red fluvial ( $ApoRed'_{ij,t}$ ), a los que en función de la máxima capacidad de infiltración del terreno ( $I_{ij}^{max}$ ) junto con el parámetro "capacidad de pérdidas en cauces, "b" ( $b=10\%$ ), se obtiene el volumen de agua que se reinfiltra al acuífero.

$$PerdPot_{ij,t} = b \cdot \left( I_{ij}^{max} \cdot \frac{ApoRed'_{ij,t}}{I_{ij}^{max} + ApoRed'_{ij,t}} \right) \quad (Ec. 36)$$

Conocidas las pérdidas potenciales en cauces, y en función de si el nivel piezométrico del acuífero supera el umbral de conexión del mismo con la red fluvial, se determinan las pérdidas reales en el cauce.

El nivel piezométrico del acuífero se determina mediante la expresión:

$$h_{k,t} = h_{o_k} + \frac{V_{k,t}}{s_k} \quad (Ec. 37)$$

Donde:

- $h_{k,t}$  es la altura piezométrica en el acuífero "k" en el mes "t".
- $h_{o_k}$  es la altura del suelo del acuífero, es decir, la cota a la que se encuentra el estrato impermeable del acuífero.
- $V_{k,t}$  es el volumen del acuífero resultado de la simulación en mm.
- $s_k$  es el coeficiente de almacenamiento del acuífero (porción de agua que cabe en un metro cúbico de suelo)

El nivel piezométrico se compara con la altura de desconexión del acuífero "k" con el río,  $h^{k_{conexion}}$ , de forma que si el nivel del acuífero es inferior a esta altura, las pérdidas por infiltración en cauces son iguales a las pérdidas potenciales, tal y como se indica en la figura y expresiones siguientes:

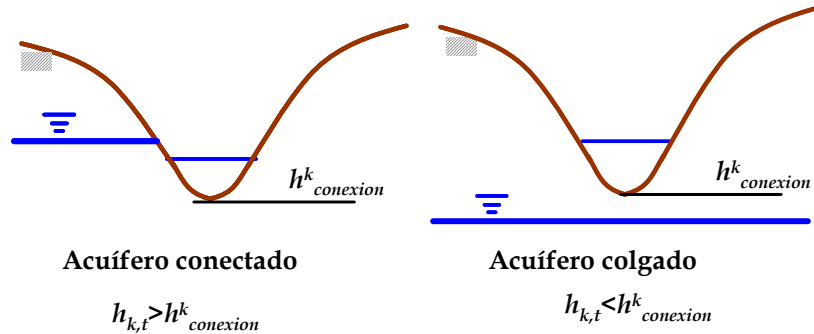


Figura 62. Conexión del acuífero con el río.

$$1) \text{ Si: } h_{i,t} \geq h_{conexion}^i \quad PerdRio_{ij,t} = 0 \quad (\text{Ec. 38})$$

$$2) \text{ Si: } h_{i,t} < h_{conexion}^i \quad PerdRio_{ij,t} = PerdPot_{ij,t} \quad (\text{Ec. 39})$$

Donde:

- $h_{conexion}^k$ , es la altura umbral a partir de la cual el acuífero descarga agua al río.

Descontando a las aportaciones de la red fluvial ( $ApoRed'_{ij,t}$ ) las pérdidas producidas en la misma ( $PerdRio_{ij,t}$ ), se obtiene la aportación en cauces ( $ApoRed_{ij,t}$ ), que se comparará con los datos de aforos registrados históricamente.

$$ApoRed_{ij,t} = ApoRed'_{ij,t} - PerdRio_{ij,t} \quad (\text{Ec. 40})$$

Con la información de infiltración a los acuíferos por pérdidas en cauces se actualizan los volúmenes de agua en los acuíferos obtenidos en las fases previas, y se calculan las transferencias laterales que se producen entre los mismos. Estas transferencias están definidas por las diferencias de alturas piezométricas existentes entre los acuíferos y por las transmisividades entre los mismos, siendo la expresión que gobierna estas transferencias la siguiente:

$$Q_{ij,t} = Te_{ij} \cdot \Delta h_{ij,t} \quad (\text{Ec. 41})$$

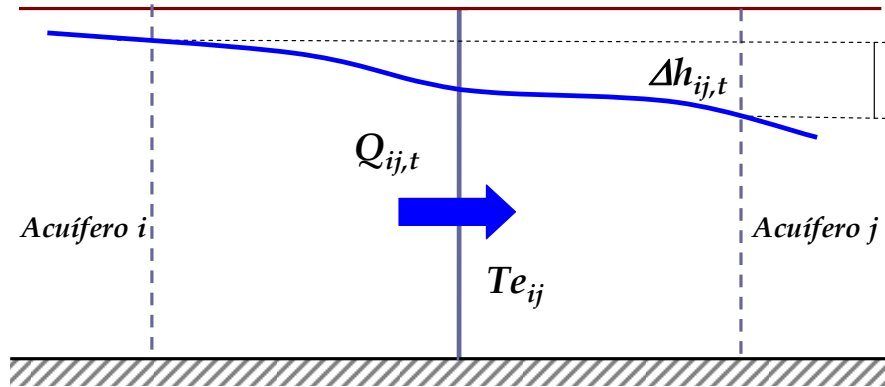


Figura 63. Transferencias laterales entre acuíferos.

Donde:

- $Q_{ij,t}$  es el volumen de agua de transferencia entre los acuíferos.
- $Te_{ij}$  es la transmisividad equivalente entre los dos acuíferos, y que considera el conjunto de las características de cada uno de ellos y de la tipología del contacto entre los dos, superficie de contacto y características hidrogeológicas del mismo.
- $\Delta h_{ij,t}$  es la diferencia de alturas entre los dos acuíferos,  $\Delta h_{ij,t} = h_{i,t} - h_{j,t}$

La transmisividad equivalente ( $Te_{ij}$ ) correspondiente a la transmisividad entre los acuíferos "i" y "j", conectados en serie, tal y como se muestra en la Figura 64, se obtiene mediante la expresión adjunta:

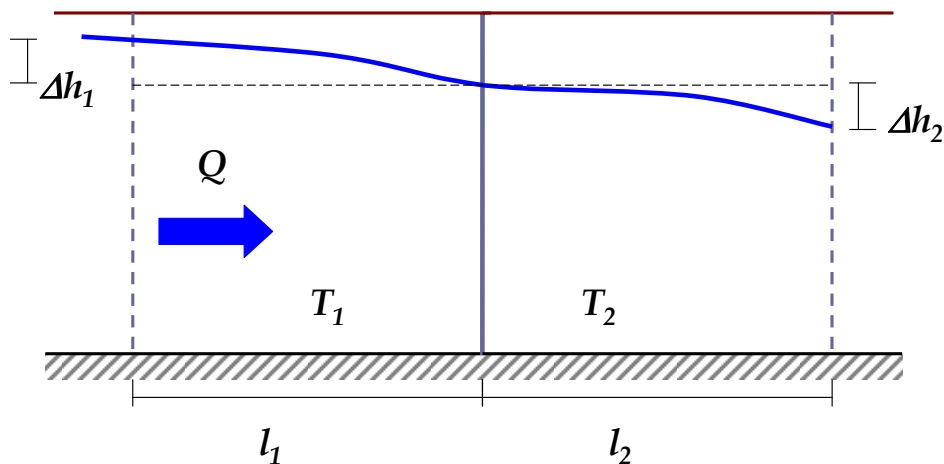


Figura 64. Transmisividad equivalente de dos acuíferos conectados en serie.

Siendo el caudal circulante el que se obtiene con la expresión

$$Q = Te_{12} \cdot \frac{\Delta h}{(l_1 + l_2)} \cdot b \quad (\text{Ec. 42})$$

Donde:

$$\Delta h = \Delta h_1 + \Delta h_2$$

$b$ : longitud de contacto entre los dos acuíferos.

$l_1$  y  $l_2$ : distancias en las que se producen los descensos piezométricos  $\Delta h_1$  y  $\Delta h_2$ .

Y se deduce que:

$$\frac{1}{Te_{12}} = \frac{1}{(l_1 + l_2)} \left( \frac{l_1}{T_1} + \frac{l_2}{T_2} \right) \quad (\text{Ec. 43})$$

La transmisividad de cada acuífero es producto de la conductividad por el espesor saturado:

$$T_k = k_k \cdot h_k \quad (\text{Ec. 44})$$

Dado que los coeficientes de descarga de los acuíferos,  $\alpha_k$ , pueden ser obtenidos por calibración a partir de los datos de aforos de manantiales, utilizando las curvas de recesión de los acuíferos, es posible obtener una aproximación de la transmisividad del acuífero aplicando las expresiones del modelo de acuífero rectangular homogéneo perfectamente conectado a un río totalmente penetrante (Sahuquillo, 1981).

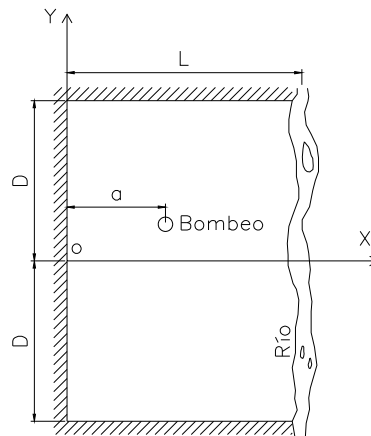


Figura 65. Acuífero rectangular homogéneo conectado a un río totalmente penetrante.

Las expresiones que relacionan el parámetro  $\alpha_k$  con la transmisividad del acuífero son:

- Río pasando por un lateral del acuífero de ancho " $l$ ": 
$$T_k = \frac{\alpha_k 4S_k l_k^2}{\pi^2}$$



- Río pasando por el centro de un acuífero de ancho "l":  $T_k = \frac{\alpha_k 4s_k \left(\frac{l_k}{2}\right)^2}{\pi^2}$

Donde:

$s_k$ : es el coeficiente de almacenamiento del acuífero (adimensional).

$l_k$ : es el ancho del acuífero (m).

$\alpha_k$ : es el coeficiente de descarga del acuífero ( $\text{mes}^{-1}$ ).

La aplicación de estas expresiones requiere conocer el coeficiente de almacenamiento, el ancho del acuífero y la configuración geométrica del acuífero respecto del río. El coeficiente de almacenamiento se obtendrá por calibración mediante el contraste de los resultados del modelo con los datos de piezometría de los acuíferos. Los otros dos datos pueden obtenerse de forma aproximada por la geometría del acuífero.

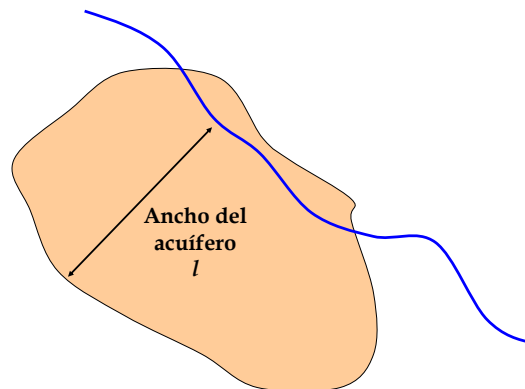


Figura 66. Obtención aproximada del ancho del acuífero para la aplicación de la formulación.

Conocidas las transmisividades de cada acuífero ( $T_k$ ) se obtienen las transmisividades equivalentes ( $Te_{ij}$ ) entre ellos y se construye la matriz de transferencias entre todos los acuíferos del sistema " $Te$ ".

$$\mathbf{Te} = \begin{matrix} & \text{acuifero} & 1 & 2 & \dots & i & \dots & j & \dots & n \\ \text{acuifero} & 1 & \left[ \begin{array}{cccccc} Te_{11} & -Te_{12} & \dots & -Te_{1i} & \dots & -Te_{1j} & \dots & -Te_{1n} \\ -Te_{21} & Te_{22} & & -Te_{2i} & & -Te_{2j} & & -Te_{2n} \\ \dots & & & & & & & \\ i & -Te_{i1} & -Te_{i2} & Te_{ii} & & -Te_{ij} & & -Te_{in} \\ \dots & & & & & & & \\ j & -Te_{j1} & -Te_{j2} & -Te_{ji} & & Te_{jj} & & -Te_{jn} \\ \dots & & & & & & & \\ n & -Te_{n1} & -Te_{n2} & -Te_{ni} & & -Te_{nj} & & Te_{nn} \end{array} \right. \end{matrix}$$

Donde:

$$\frac{1}{Te_{ij}} = \frac{1}{(l_i + l_j)} \left( \frac{l_i}{T_i} + \frac{l_j}{T_j} \right) \quad (\text{Ec. 45})$$

$$Te_{ii} = Te_{i1} + Te_{i2} + \dots + Te_{i,i-1} + Te_{i,i+1} + \dots + Te_{in} + T_{exterior} \quad (\text{Ec. 46})$$

Siendo “ $T_{exterior}$ ” la transmisividad del acuífero con elementos externos del sistema: acuíferos de otras cuencas hidrográficas no modelados o el mar.

Una vez construida la matriz de transmisividad se obtiene, por un proceso iterativo, la variación del volumen de agua en cada acuífero a partir de las alturas piezométricas, mediante la expresión:

$$\underline{\Delta V}_{i,t} = \mathbf{Te} \cdot \underline{h}_{i,t} \quad (\text{Ec. 47})$$

Donde el caudal que se transfiere entre acuíferos es el que se obtiene mediante la expresión:

$$Q_{trans}_{ij,t} = (-Te_{ij} \cdot h_{i,t}) - (-Te_{ji} \cdot h_{j,t}) \quad (\text{Ec. 48})$$

Para finalizar el proceso se actualiza el valor del volumen en los acuíferos. Estos valores serán los datos de partida, volúmenes iniciales, de la simulación del mes siguiente.

### ***4.3.2 Modelación de la calidad del agua***

La variabilidad temporal de los recursos hídricos y la evolución histórica de los usos de agua y de los focos de contaminación, son determinantes para la situación físico-química de las masas de agua, tanto en la actualidad como en su evolución futura, por lo que es necesario utilizar modelos de simulación que incluyan estos efectos. Presiones antrópicas iguales en el medio pueden provocar impactos muy diferentes dependiendo de si la cuenca hidrográfica está en situación de sequía o no.

La metodología desarrollada en el apartado anterior, que está basada en la consideración de un estado hidrológico medio, estado estacionario, permite tener una visión general del estado global de la cuenca hidrográfica, incluyendo en ese análisis una gran cantidad de aspectos diferentes, y conocer zonas donde se presentan los mayores problemas en la cuenca hidrográfica. Sin embargo, cuando es necesario tener una evaluación cuantitativa de los efectos de las presiones ejercidas por la actividad humana en las masas de agua, es necesario utilizar un modelo de simulación que tenga en consideración los caudales circulantes y su variabilidad temporal, ya que la situación físico-química de las masas de agua depende fuertemente de la situación hidrológica de la cuenca y de su evolución histórica reciente.

Esta fase del análisis consiste en el desarrollo y aplicación de un modelo de simulación mensual que permita obtener las concentraciones, en cada periodo de tiempo, de determinadas sustancias químicas en los caudales circulantes y en los acuíferos, y poder contrastar los resultados con las redes de medida existentes.

La obtención de los resultados en todos los puntos de la cuenca hidrográfica y su contraste con las redes de medida permite identificar, con mayor detalle para los compuestos químicos analizados, las zonas de mayor problema en la cuenca, la situación en el resto de masas de agua, la tendencia producida en los últimos años, las interrelaciones existentes entre unos puntos de la cuenca y otros, los principales agentes generadores de ese impacto, y también la calidad de los datos muestreados disponibles.

Una vez conocidos y validados los resultados obtenidos con el modelo de simulación, podrán definirse los escenarios futuros de la presión humana y de los focos de contaminación, y cuantificar los efectos que producirán en el medio. De igual forma, podrán cuantificarse los efectos que producirán las medidas que tengan por objeto la reducción de los focos de contaminación.

Al módulo de simulación hidrológica se le han incorporado dos módulos de simulación del transporte de elementos químicos por las diferentes zonas de la cuenca hidrográfica. Este transporte se produce a través de los flujos de agua obtenidos con la simulación hidrológica. Los módulos desarrollados son: transporte de nitrógeno en su forma movilizable, nitrato, y transporte de sales, utilizando como variable representativa la conductividad eléctrica del agua a 25 °C.

Estas sustancias químicas tienen origen antrópico y origen natural, por lo que su introducción en el modelo de simulación se realiza de diferentes formas.

Los nitratos proceden principalmente del uso de fertilizantes en la agricultura y de los vertidos de las aguas residuales urbanas. Es uno de los problemas más importantes de contaminación que tienen las cuencas mediterráneas. Cuando su origen es agrícola y ganadero, es el principal foco de contaminación difusa, y su modelación se realiza a partir del exceso de nitrógeno que se produce por la fertilización orgánica e inorgánica de las zonas agrícolas, o por el exceso de nitrógeno que se produce en las zonas ganaderas y de pastoreo.

Según la normativa vigente, concentraciones de  $50 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  hacen no apta el agua para el consumo humano, y es por lo tanto un valor de referencia clave en el estudio de las concentraciones de nitrato en ríos y acuíferos. Desgraciadamente, un gran número de los acuíferos costeros de las cuencas mediterráneas están superando esta cifra, o se encuentran cerca de este límite, obligando a muchos abastecimientos urbanos a buscar nuevos lugares de captación de agua para las poblaciones, como en el caso de numerosos núcleos de población situados en la ribera del Júcar, Campo del Turia, etc...

Los crecientes niveles de concentración de nitrato en las masas de agua es uno de los principales problemas de las cuencas mediterráneas y también de otras cuencas. En el año 1991 se aprobó la directiva europea "Directiva 91/676/EEC del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a la protección de las aguas

contra la contaminación producida por nitratos en la agricultura”, la cual ha generado la declaración de “zonas vulnerables” a la contaminación por nitratos, y concretamente en el caso de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), la declaración de los municipios situados sobre acuíferos vulnerables a la contaminación por nitratos (Figura 67).



Figura 67. Zonas vulnerables a la contaminación por nitratos. D 91/676/EEC (tomado de OPH, 2004).

Las zonas vulnerables a nitratos abarcan una gran superficie de la CHJ, afectando fundamentalmente a todo el litoral costero, debido a los retornos de riego cargados de fertilizantes que se infiltran al acuífero y también a la zona del acuífero de la Mancha Oriental, donde se ha producido un gran desarrollo de la agricultura intensiva en los últimos 30 años.

Conocer la situación actual de la concentración de nitrato en ríos y acuíferos, la tendencia previsible en el futuro y los agentes generadores, así como las posibles medidas correctoras y los efectos que produzcan las mismas, resulta un factor clave para muchos de estos núcleos de población.

La conductividad eléctrica es la principal variable representativa del contenido total de sales que tiene el agua: sulfatos, cloruros, carbonatos, etc... Su origen es natural, en su mayor parte, salvo en zonas con altos volúmenes de vertidos urbanos o importantes retornos de riego, o acuíferos costeros con problemas de intrusión marina. La modelación de esta variable se realiza considerando su incorporación por la disolución de sales que realiza el agua de lluvia en la superficie del terreno, la disolución de sales originada por el agua subterránea

al pasar por las diferentes formaciones geológicas, y por la incorporación de origen antrópico debida a los retornos de riego, en forma de retorno superficial o recarga al acuífero, o a los vertidos de las zonas urbanas.

El límite recomendable para que un agua sea apta para el consumo humano se encuentra en conductividades eléctricas a 20 °C de 1.000 microS/cm, mientras conductividades superiores a 5.000 microS/cm hacen que el agua no sea apta para ningún uso. Estos dos límites son los valores de referencia a tener en cuenta en los análisis. Por otra parte, si los valores oscilan entre conductividades de 200 a 400 microS/cm son aguas consideradas minerales.

Para simular el transporte de sustancias químicas en la cuenca hidrográfica se definen tres zonas en la cuenca hidrográfica (Figura 68): la zona superficial del suelo, donde existe agua en forma de humedad del suelo y las sustancias químicas pueden ser arrastradas por la escorrentía superficial o por la infiltración al acuífero; el medio no saturado, formado por la porción de terreno desde el acuífero hasta donde alcanza la zona radicular de la vegetación y que varía a lo largo de la simulación en función del nivel piezométrico que exista en el acuífero; y el acuífero, medio saturado donde se ha considerado que se produce el mezclado total del agua. Esta definición atiende a los diferentes puntos donde se pueden depositar y acumular las sustancias químicas.

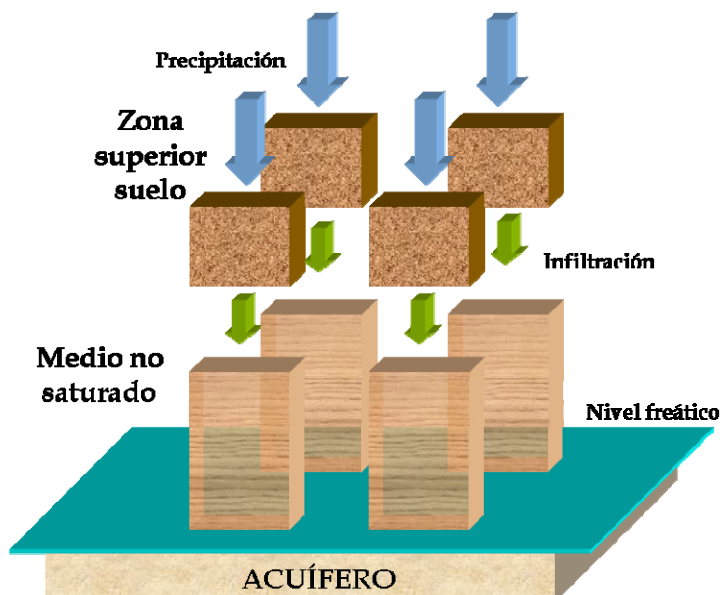


Figura 68. División del terreno para la simulación de la calidad química del agua.

### 4.3.2.1 Modelación de los nitratos

Uno de los problemas más importantes de las cuencas mediterráneas es la contaminación por nitratos, la cual se produce fundamentalmente: por la aplicación de fertilizantes en la agricultura; por la generación de estiércoles en la ganadería; y por los vertidos procedentes de las áreas urbanas. Estas fuentes de contaminación, difusas y puntuales, generan importantes aumentos en el contenido de nitrato en el agua subterránea y en el agua superficial, que en algunos casos impide la utilización del agua para algunos usos concretos.

Los aportes de nitrógeno requieren un tratamiento diferenciado según el origen que tenga el mismo. En el caso de los aportes debidos a los vertidos urbanos, el nitrógeno se encuentra en forma de nitrato y es transportado directamente por la escorrentía superficial de forma que su modelación únicamente requiere de su acumulación en la red fluvial. Diferente tratamiento requieren los aportes de nitrógeno en la agricultura y ganadería, ya que éstos se encuentran depositados en la zona superficial del suelo y es movilizado únicamente en forma de nitrato por los arrastres e infiltraciones generados por la lluvia y por los retornos de riego, ya sean superficiales o en forma de recarga al acuífero. Por este motivo es necesario modelar el balance de nitrato en el suelo y su movimiento a través del medio no saturado, de los acuíferos, de la descarga por manantiales y de su movimiento a través de la red fluvial.

Existen diversos modelos que reproducen el ciclo del nitrógeno en el suelo y que determinan la cantidad de nitrógeno, en forma de nitrato  $NO_3^-$ , que lixivia del suelo. Sin embargo, actualmente no existe ningún modelo para grandes cuencas hidrográficas que reproduzca el transporte del nitrato por las masas de agua y que permita determinar cuál es la concentración de nitrato generada por la agricultura, la ganadería u otras fuentes de contaminación.

Por ese motivo se ha desarrollado un módulo de simulación simplificado que reproduce el transporte de nitrato en el suelo, en el medio no saturado, en los acuíferos y en las masas de agua superficiales. Este módulo se describe en los epígrafes siguientes.

#### 4.3.2.1.1 *Formulación del modelo*

El modelo desarrollado incorpora como aportes antrópicos de nitrógeno, en su forma movilizable (nitrato): los generados por los vertidos urbanos (fuentes de contaminación puntual), y los generados por la agricultura, ganadería, etc... (fuentes de contaminación difusa).

El exceso de nitrógeno que se produce cada año en la zona más superficial del suelo procede fundamentalmente de la agricultura y la ganadería, pero también de la deposición atmosférica o la fijación biológica. El exceso de nitrógeno es la cantidad de nitrógeno que no es aprovechada por la vegetación o que no se volatiliza, etc..., y que por lo tanto es potencialmente movilizable por el agua.

Existen diferentes formas y modelos que permiten determinar el nitrato que es arrastrado por el agua en el suelo, el lixiviado, o que potencialmente puede ser movilizado, como los modelos que plantean el balance del nitrógeno en el suelo y que determinan el exceso de nitrógeno que se produce en el suelo.

El modelo desarrollado realiza la simulación del movimiento del nitrato, por lo que para este modelo la cantidad de nitrato que se genera cada año es un dato de partida para la simulación.

A partir del exceso de nitrógeno (o de nitrato) que se genera cada año, se obtiene el excedente en cada mes  $N_{exec_{ij,t}}$  mediante la aplicación de una distribución mensual. Estos valores son los datos de partida con los que se inicia la simulación del movimiento del nitrato a través de la cuenca hidrográfica.

En primer lugar, el exceso de nitrógeno debe expresarse en forma de nitrato, ya que ésta es la forma movilizable del nitrógeno en el suelo, para lo cual y considerando que el peso molecular del nitrógeno es 14 mg/mol y el peso molecular del oxígeno es 16 mg/mol, se obtiene que cada molécula de nitrato  $NO_3^-$  pesa 4,43 veces más que el nitrógeno. Estas aclaraciones son importantes porque en determinadas ocasiones se producen errores en la interpretación de la información, ya que el nitrato puede expresarse tanto en miligramos del átomo nitrógeno o en miligramos de la molécula nitrato.



El nitrato (denominado N en las ecuaciones) retenido en la zona superficial del suelo se obtiene por balance del existente anteriormente  $Nsuel_{ij,t-1}$ , más el exceso de nitrógeno generado en ese mes  $Nexec_{ij,t}$ , menos el nitrato que sale del suelo en ese mes  $Nsal_{ij,t}$ , ya sea arrastrado por la escorrentía superficial o infiltrándose al acuífero.

$$Nsuel_{ij,t} = (Nsuel_{ij,t-1} + Nexec_{ij,t} - Nsal_{ij,t}) \cdot e^{-k_{desn}} \quad (\text{Ec. 49})$$

Donde:

$Nsuel_{ij,t}$ , es el contenido de nitrato en el suelo ( $\text{kg NO}_3^- / \text{ha}$ ) en la celda "ij" en el mes "t".

$Nexec_{ij,t}$ , es el exceso de nitrato generado en la superficie del terreno en el mes ( $\text{kg NO}_3^- / \text{ha}$ ) en la celda "ij" en el mes "t".

$k_{desn}$ , es la constante de desnitrificación por larga estancia del nitrato en el suelo.

$Nsal_{ij,t}$ , es el nitrato arrastrado por el agua en el mes "t", superficial y subterráneo, y se obtiene mediante la expresión:

$$Nsal_{ij,t} = (Nsuel_{ij,t-1} + Nexec_{ij,t}) \cdot \left( 1 - e^{\left( -k_{ss} \cdot \frac{(Hidro_{ij,t})}{H \max_{ij}} \right)} \right) \quad (\text{Ec. 50})$$

Siendo:

$k_{ss}$ , es el coeficiente de velocidad de paso del nitrato en el suelo o de eficiencia de lavado.

$Hidro_{ij,t}$ , es el excedente hidrológico (mm) en la celda "ij" en el mes "t", correspondiente a la escorrentía superficial y a la infiltración en régimen natural, y en régimen alterado deben sumarse los retornos y recargas de agua producidos por la agricultura, ya que éstos favorecen el lavado del suelo.

$H \max_{ij}$ , es la máxima capacidad de almacenamiento de agua en el suelo (mm)

La formulación definida atiende al mayor lavado del nitrato que se produce cuando el agua que atraviesa el suelo es mayor, y está gobernada por la relación entre el agua circulante  $Hidro_{ij,t}$  y la máxima capacidad de retención de agua en el suelo  $Hmax_{ij}$ , ya que en suelos donde hay más capacidad de retener agua el nitrógeno retenido es mayor. Otros modelos de simulación de mayor grado de detalle utilizan formulaciones similares, como el modelo NLEAP (Nitrate Leaching and Economic Package, Shaffer et al., 1991) o el modelo GLEAMS (Knisel, 1993).

El modelo NLEAP utiliza para obtener el nitrato lixiviado la expresión:

$$NL = NAL \cdot \left( 1 - e^{\left( -k \cdot \frac{LI}{POR} \right)} \right) \quad (\text{Ec. 51})$$

Donde:

$NL$ : es el nitrato lixiviado.

$NAL$ : es el exceso de nitrógeno tras el balance de entradas y salidas.

$K$ : es la eficiencia de lavado del suelo (0 - 1,2).

$LI$ : es el excedente generado por la lluvia (mm).

$POR$ : es la capacidad de retención de agua por el suelo (mm).

Mientras que el modelo GLEAMS utiliza una expresión muy similar:

$$NL = N_{ss} \cdot \left( 1 - e^{\left( \frac{F-ABS}{POR} \right)} \right) \quad (\text{Ec. 52})$$

Donde:

$N_{ss}$ : es el nitrógeno disponible en el suelo (kg/ha).

$F$ : es la parte infiltrada, obtenida como la lluvia más el riego menos la escorrentía.

$ABS$ : es el hueco libre en el suelo, es decir, la capacidad de retención de agua en el suelo menos la humedad existente.

La constante de desnitrificación por larga estancia del nitrógeno en el suelo  $k_{ss}$ , reproduce aquellas situaciones en las que el nitrógeno se encuentra almacenado en el suelo sin que se produzcan lluvias o riegos, por lo que con el transcurso de

los meses el contenido de nitrógeno en el mismo se va reduciendo por desnitrificación. Debe tenerse en cuenta que en el cálculo del exceso de nitrógeno ya se había considerado la desnitrificación a corto plazo, por lo que este concepto se corresponde a estancias de varios meses o años del nitrógeno en el suelo.

Para obtener la concentración de nitratos que tiene el suelo debe dividirse el contenido de nitratos en el suelo ( $\text{kg NO}_3^- / \text{ha}$ ) por el contenido de humedad del suelo (mm), mediante la siguiente expresión:

$$CNSuel_{ij,t} = 100 \cdot \frac{Nsuel_{ij,t}}{H_{ij,t}} \quad (\text{Ec. 53})$$

Donde:

$CNSuel_{ij,t}$ , es la concentración de nitrato en la celda "ij" en el mes "t", (mg/l).

$Nsuel_{ij,t}$ , es el contenido de nitrato en el suelo en la celda "ij" en el mes "t" ( $\text{kg/ha}$ ).

$H_{ij,t}$ , es la humedad del suelo en la celda "ij" en el mes "t" (mm).

El nitrato que es movilizado del suelo es arrastrado por la escorrentía superficial o se infiltra al acuífero con la misma concentración de nitratos en ambos casos, por lo que las expresiones quedan de la siguiente forma:

$$Nesc_{ij,t} = Nsal_{ij,t} \cdot \frac{Hidro\ sup_{ij,t}}{Hidro_{ij,t}} \quad (\text{Ec. 54})$$

$$Ninf_{ij,t} = Nsal_{ij,t} \cdot \frac{Hidro\ inf_{ij,t}}{Hidro_{ij,t}} \quad (\text{Ec. 55})$$

Donde:

$Nesc_{ij,t}$ , es el nitrato arrastrado ( $\text{kg NO}_3^- / \text{ha}$ ) por el agua de escorrentía superficial de la celda "ij" en el mes "t".

$Ninf_{ij,t}$ , es el nitrato arrastrado ( $\text{kg NO}_3^- / \text{ha}$ ) por el agua que percola en la celda "ij" en el mes "t".

$Hidro\ sup_{ij,t}$ , es la escorrentía superficial (mm) de la celda “ij” en el mes “t”, compuesta por la escorrentía de lluvia y los retornos agrícolas superficiales.

$Hidro\ inf_{ij,t}$ , es el agua que percola (mm) en la celda “ij” en el mes “t”, compuesta por la infiltración de lluvia y las infiltraciones de agua por riegos.

$Hidro_{ij,t}$ , es el agua que sale (mm) de la celda “ij” en el mes “t”, compuesta por la infiltración total  $Hidro\ inf_{ij,t}$  y la escorrentía superficial total  $Hidro\ sup_{ij,t}$ .

El nitrato que se infiltra alcanza lo que se ha denominado almacenamiento en medio no saturado, donde parte de él queda retenido y el resto viaja por este medio hasta alcanzar el nivel freático donde se encuentra el acuífero. El balance del nitrato retenido en el medio no saturado atiende a la siguiente expresión:

$$Nns_{ij,t} = Nns_{ij,t-1} + N\ inf_{ij,t} - NsalNs_{ij,t} \quad (\text{Ec. 56})$$

Donde:

$Nns_{ij,t}$ , es el contenido de nitrato ( $\text{kg NO}_3^- / \text{ha}$ ) en medio no saturado en la celda ij en el mes t.

$NsalNs_{ij,t}$ , es el contenido de nitrato ( $\text{kg NO}_3^- / \text{ha}$ ) que sale del medio no saturado en la celda ij en el mes t, y que alcanza el acuífero. Se obtiene mediante la expresión:

$$NsalNs_{ij,t} = (Nns_{ij,t-1} + N\ inf_{ij,t}) \cdot \left( 1 - e^{\left( \frac{-k_{ns} \cdot Hidro\ inf_{ij,t} \cdot Imax_{ij}}{1 + dpiezo_{ij,t}} \right)} \right) \quad (\text{Ec. 57})$$

Donde:

$Imax_{ij}$ , es la máxima capacidad de infiltración (mm) de agua de la celda “ij”.

$dpiezo_{ij,t}$ , es la distancia a la que se encuentra el nivel piezométrico de la superficie (mm) en la celda “ij” en el mes “t”.

$k_{ns}$ , es el coeficiente de facilidad de paso del agua a través del medio no saturado ( $\text{mm}^{-1}$ ).

La expresión anterior atiende a que una mayor capacidad de infiltración del terreno,  $Imax_{ij}$  elevado, favorece el paso del nitrato por el mismo y por otra parte, que la profundidad a la que se encuentre el acuífero, es decir la distancia a recorrer en el medio no saturado, ralentiza la incorporación de nitrato en el acuífero y además incrementa la capacidad de almacenar nitrato en la zona no saturada. Además, subidas del nivel freático provocarán lavados de la zona no saturada, por lo que movilizarán grandes cantidades de nitrato en plazos reducidos de tiempo.

El acuífero se ha considerado como un medio totalmente dispersivo por lo que todo el nitrato que alcanza el acuífero se mezcla con el agua allí almacenada en su totalidad.

$$CNacu_{k,t} = \frac{Nacu_{k,t-1} + Nrec_{k,t} - Nsalacu_{k,t}}{v_{k,t}} \quad (\text{Ec. 58})$$

$CNacu_{k,t}$ , es la concentración de nitrato ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ) en el acuífero "k" en el mes "t".

$Nacu_{k,t-1}$ , es el contenido de nitrato ( $\text{kg NO}_3^-$ ) en el acuífero "k" en el mes anterior.

$Nrec_{k,t} = \sum_{\text{acuífero}_k}^{i,j} NsalNs_{ij,t}$ , es la suma del nitrato infiltrado al acuífero ( $\text{kgNO}_3$ ) por el agua que percola en las celdas "ij" en el mes "t", situadas sobre el acuífero "k".

$Nsalacu_{k,t}$ , son las salidas de nitrato ( $\text{kg NO}_3^-$ ) del acuífero "k" en el mes "t" a la red superficial.

$v_{k,t}$ , volumen de agua almacenado en el acuífero "k" en el mes "t".

El nitrato que sale de los acuíferos va unido a la escorrentía subterránea, de forma que descarga por las zonas de drenaje de cada acuífero. Una vez en la red superficial se une al nitrato arrastrado por la escorrentía superficial y el

procedente de los vertidos superficiales, formando el contenido total de nitrato en la red superficial.

$$Ntotal_{ij,t} = Nsalacu_{ij,t} + Nesc_{ij,t} + Nvert_{ij,t} \quad (\text{Ec. 59})$$

$Nsalacu_{ij,t}$ , nitrato procedente de la descarga de los acuíferos sobre la superficie del terreno ( $\text{kg NO}_3^-$ ) en la celda "ij" en el mes "t".

$Nesc_{ij,t}$ , nitrato arrastrado por la escorrentía superficial ( $\text{kg NO}_3^-$ ) en la celda "ij" en el mes "t".

$Nvert_{ij,t}$ , nitrato procedente del vertido de aguas urbanas ( $\text{kg NO}_3^-$ ) en la celda "ij" en el mes "t".

El nitrato total se acumula en la red de drenaje mediante el modelo digital de elevaciones, de forma que puede obtenerse, al dividir por la aportación, la concentración de nitrato mensual en toda la red fluvial.

$$CNred_{ij,t} = \frac{Ntotal_{ij,t}^{acum}}{ApoRed_{ij,t}} \quad (\text{Ec. 60})$$

$CNred_{ij,t}$ , concentración de nitrato ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ) en la red fluvial "ij" en el mes "t".

$Ntotal_{ij,t}^{acum}$ , nitrato acumulado ( $\text{kg NO}_3^-$ ) en la red fluvial en la celda "ij" en el mes "t".

$ApoRed_{ij,t}$ , aportación en régimen alterado en la red fluvial "ij" en el mes "t".

### **4.3.2.2 Modelación de la conductividad eléctrica del agua**

La conductividad eléctrica es un parámetro indicativo del contenido de sales del agua, que pueden tener: origen natural, como es el caso de formaciones geológicas ricas en sales, o del arrastre de sales de la zona superficial del suelo; u origen antrópico, como son las sales procedentes de los excedentes del regadío, de las áreas urbanas o las sales que arrastra el agua de lluvia en las áreas de cultivo de secano. La modelación realizada de la conductividad eléctrica tiene en consideración estas fuentes de incorporación de sales, como se detalla seguidamente.

El agua de lluvia al pasar por la superficie del suelo aumenta su contenido en sales, aumentando por lo tanto la conductividad eléctrica del agua, escurriendo superficialmente o infiltrándose al acuífero. La cantidad de sales que se disuelvan en el agua depende del tipo de suelo y del tipo de uso del suelo por donde discurre, especialmente en las zonas agrícolas de secano y de regadío.

La incorporación de sales que alteran la conductividad eléctrica del acuífero se realiza mediante la utilización del mapa de geología, donde se asigna una conductividad a capa tipo geológico del mismo. Para cada acuífero se obtienen los distintos tipos geológicos existentes en el mismo, y dado que el acuífero se considera como una celda totalmente mezclada, se calcula el nivel de conductividad de base del acuífero. Las afecciones antrópicas y la infiltración por lluvia pueden aumentar la conductividad del acuífero por encima de su nivel base.

#### **4.3.2.2.1 Formulación del modelo**

El modelo desarrollado incorpora como aportes de sales: los aportes antrópicos, generados por los vertidos urbanos, como fuentes de contaminación puntual, y los generados por la agricultura, como fuentes de contaminación difusa; y los aportes naturales de sales procedentes de la disolución de sales en la superficie terrestre y en las formaciones geológicas al paso del agua por los acuíferos.

Las sales en la zona superficial del suelo se obtienen por balance de masas en la zona superficial. Las componentes del balance son: el agua existente anteriormente en el suelo, la humedad  $H_{ij,t-1}$ , con una conductividad  $Csuel_{ij,t-1}$ ; más la cantidad de sales incorporadas en ese mes por los aportes de agua  $HidroApo_{ij,t}$  con una conductividad  $Cext_{ij,t}$ , que proceden de la cantidad de agua incorporada por la generación de escorrentía, el excedente  $T_{ij,t}$ , con una conductividad dependiente de los usos de suelo  $Cusos_{ij,t}$  y por las recargas agrícolas  $Rec\_Agri_{ij,t}$  con una conductividad  $Crec_{ij,t}$ ; menos las sales que salen del suelo en ese mes correspondientes a las salidas de agua  $HidroSal_{ij,t}$  con una conductividad  $Csal_{ij,t}$ .

$$Csuel_{ij,t} = \frac{(Csuel_{ij,t-1} \cdot H_{ij,t-1} + Cext_{ij,t} \cdot HidroApo_{ij,t} - HidroSal_{ij,t} \cdot Csal_{ij,t}) \cdot e^{-k_{vol}}}{H_{ij,t}} \quad (\text{Ec. 61})$$

Donde:

$H_{ij,t}$ , es la humedad del suelo (mm) en la celda "ij" en el mes "t".

$Csuel_{ij,t}$ , es la conductividad eléctrica del agua en el suelo (microS/cm) en la celda "ij" en el mes "t".

$HidroApo_{ij,t}$ , es el agua incorporada al suelo (mm) en la celda "ij" en el mes "t".

$Cext_{ij,t}$ , es la conductividad eléctrica del agua incorporada al suelo (microS/cm) en la celda "ij" en el mes "t".

Estando formada por:

el aporte de agua de lluvia con la conductividad debida a los usos de suelo,

y el aporte de agua de la recarga de riegos con la conductividad de estas zonas agrícolas:

$$Cext_{ij,t} \cdot HidroApo_{ij,t} = Cusos_{ij,t} \cdot T_{ij,t} + Crec_{ij,t} \cdot Rec\_Agri_{ij,t} \quad (\text{Ec. 62})$$

Donde:



$T_{ij,t}$ , es el excedente generado (mm) en la celda "ij" en el mes "t".

$C_{usos_{ij,t}}$ , es la conductividad eléctrica del agua debida a los diferentes usos del suelo, que se obtiene a partir del mapa de usos de suelo (microS/cm) en la celda "ij" en el mes "t".

$Rec\_Agri_{ij,t}$ , es la recarga del regadío (mm) en la celda "ij" en el mes "t".

$C_{rec_{ij,t}}$ , es la conductividad eléctrica del agua de los retornos de riego en forma de recarga (microS/cm) en la celda "ij" en el mes "t".

$k_{vol}$ , constante de volatilización por larga estancia de las sales en el suelo, que al ser sustancias conservativas, es decir, que no se degradan o volatilizan, su valor es igual a cero.

$C_{sal_{ij,t}}$ , la conductividad del agua que sale del suelo,  $Hidro_{ij,t}$ , en el mes "t", y se obtiene:

$$C_{sal_{ij,t}} = \frac{(C_{suel_{ij,t-1}} \cdot H_{ij,t-1} + C_{ext_{ij,t}} \cdot HidroApo_{ij,t}) \cdot \left( 1 - e^{\left( -k_{ss} \cdot \frac{(Hidro_{ij,t})}{H_{max_{ij}}} \right)} \right)}{Hidro_{ij,t}}$$

(Ec. 63)

Siendo:

$k_{ss}$ , es el coeficiente de velocidad de paso de las sales en el suelo o de eficiencia de lavado.

$Hidro_{ij,t}$ , es el excedente hidrológico (mm) en la celda "ij" en el mes "t", correspondiente a la escorrentía superficial y a la infiltración en régimen natural, y en régimen alterado deben sumarse los retornos y recargas de agua producidos por la agricultura, ya que favorecen el lavado del suelo.

$H_{max_{ij}}$ , es la máxima capacidad de almacenamiento de agua en el suelo (mm).

La formulación definida es similar a la empleada en el caso del nitrato, y atiende al mayor lavado de sales que se produce cuando el agua que atraviesa el suelo es mayor, y está gobernada por la relación entre agua circulante  $Hidro_{ij,t}$  y la máxima capacidad de retención de agua en el suelo  $Hmax_{ij}$ , ya que en suelos donde hay más capacidad de retener agua la cantidad de sales retenidas es mayor.

Las sales que son movilizadas del suelo son arrastradas por la escorrentía superficial o se infiltran al acuífero con la misma conductividad eléctrica, por lo que las expresiones de conductividad del agua que se infiltra o escurre superficialmente quedan de la siguiente forma:

$$Cesc_{ij,t} = Cinf_{ij,t} = Csal_{ij,t} \quad (\text{Ec. 64})$$

Donde:

$Cesc_{ij,t}$ , es la conductividad (microS/cm) del agua de escorrentía superficial de la celda "ij" en el mes "t".

$Cinf_{ij,t}$ , es la conductividad (microS/cm) del agua que percola en la celda "ij" en el mes "t".

Las sales que se infiltran alcanzan lo que se ha denominado almacenamiento en medio no saturado, donde parte de las sales quedan retenidas y el resto viaja por este medio hasta alcanzar el nivel freático donde se encuentra el acuífero. El balance del contenido de sales retenidas en el medio no saturado atiende a la siguiente expresión:

$$CSns_{ij,t} = Cns_{ij,t-1} + Cinf_{ij,t} \cdot Hidroinf_{ij,t} - CsalNs_{ij,t} \cdot Hidroinf_{ij,t} \quad (\text{Ec. 65})$$

Donde:

$CSns_{ij,t}$ , es el contenido de sales (microS\*mm/cm) en medio no saturado en la celda "ij" en el mes "t".

$Hidroinf_{ij,t}$ , es el agua que percola (mm) en la celda "ij" en el mes "t", compuesta por la infiltración de lluvia y las infiltraciones de agua por riegos.

$CsalNs_{ij,t}$ , es la conductividad eléctrica del agua que sale del medio no saturado en la celda "ij" en el mes "t", y que alcanza el acuífero. Se obtiene mediante la expresión:

$$CsalNs_{ij,t} = \frac{(Cns_{ij,t-1} + Cinf_{ij,t} \cdot Hidroinf_{ij,t}) \cdot \left( 1 - e^{\left( \frac{-k_{ns} \cdot Hidroinf_{ij,t} \cdot Imax_{ij}}{1 + dpiezo_{ij,t}} \right)} \right)}{Hidroinf_{ij,t}} \quad (\text{Ec. 66})$$

Donde:

$Imax_{ij}$ , es la máxima capacidad de infiltración (mm) de agua de la celda "ij".

$dpiezo_{ij}$ , es la distancia a la que se encuentra el nivel piezométrico de la superficie (mm) en la celda "ij" en el mes "t".

$k_{ns}$ , es el coeficiente de facilidad de paso del agua a través del medio no saturado ( $\text{mm}^{-1}$ ).

La expresión anterior atiende por una parte, que una mayor capacidad de infiltración del terreno,  $Imax_{ij}$  elevado, favorece el paso de las sales por el mismo, y por otra parte, que la profundidad a la que se encuentre el acuífero, es decir la distancia a recorrer en el medio no saturado, ralentiza la incorporación de las sales al acuífero y además incrementa la capacidad de almacenar sales en la zona no saturada. Además, subidas del nivel freático provocarán lavados de la zona no saturada, por lo que movilizarán grandes cantidades de sales en plazos reducidos de tiempo.

El acuífero se ha considerado como un medio totalmente dispersivo por lo que las sales que alcanzan el acuífero se mezclan con el agua allí almacenada en su totalidad. Además, y dado que las formaciones geológicas que configuran el acuífero modifican el contenido de sales en el mismo, se ha considerado que la conductividad mínima que se produce en el acuífero se corresponde a la combinación de las conductividades que aporta cada formación geológica dentro del acuífero.

$$Cacu_{k,t} = \min \left\{ \begin{array}{l} \frac{Cacu_{k,t-1} \cdot v_{k,t-1} + Crec_{k,t} \cdot Rec_{k,t} - Csalacu_{k,t} \cdot SalAcu_{k,t}}{v_{k,t}} \\ \frac{\sum_{acuífero\_k}^{i,j} Cgeo_{ij}}{Nceldas_k} \end{array} \right. \quad (\text{Ec. 67})$$

$Cacu_{k,t}$ , es la conductividad eléctrica (microS/cm) en el acuífero "k" en el mes "t".

$$Crec_{k,t} = \frac{\sum_{acuífero\_k}^{i,j} CsalNs_{ij,t} \cdot Hidrosal_{ij,t}}{Rec_{k,t}},$$

es la conductividad media del agua

que recarga el acuífero "k" (microS/cm), es decir, del agua que percola en las celdas "ij" en el mes "t" situadas sobre el acuífero "k". Donde

$$Rec_{k,t} = \sum_{acuífero\_k}^{i,j} Hidrosal_{ij,t}$$

es la recarga total del acuífero.

$Csalacu_{k,t}$ , es la conductividad del agua de salida del acuífero a la red superficial  $SalAcu_{k,t}$ .

$v_{k,t}$ , es el volumen de agua almacenado en el acuífero "k" en el mes "t"

$Cgeo_{ij}$ , es la conductividad de los diferentes materiales geológicos en las celdas "ij" del acuífero del "k".

$Nceldas_k$ , es el número de celdas del acuífero del "k".

Las sales que salen del acuífero van disueltas a la escorrentía subterránea, de forma que la descarga se produce por las zonas de drenaje de cada acuífero con la misma conductividad del agua de salida del acuífero  $Cdrenacu_{ij,t} = Csalacu_{k,t}$ .

Una vez en la superficie, se unen las sales arrastradas por la escorrentía superficial (que incluía los retornos agrícolas superficiales) y las procedentes de los vertidos superficiales, obteniéndose la conductividad total del agua en la superficie del terreno.

$$CStotal_{ij,t} = Cdrenacu_{ij,t} \cdot Drenacu_{ij,t} + Cesc_{ij,t} \cdot Hidrosup_{ij,t} + Cvert_{ij,t} \cdot Vver_{ij,t} \quad (\text{Ec. 68})$$

$CStotal_{ij,t}$ , es el contenido total de sales en la superficie del terreno (microS\*mm/cm).

$Cdrenacu_{ij,t}$ , es la conductividad del agua procedente de la descarga de los acuíferos sobre la superficie del terreno.

$Cesc_{ij,t}$ , es la conductividad del agua por la escorrentía superficial (microS/cm).

$Cvert_{ij,t}$ , es la conductividad del agua procedente de los vertidos de aguas urbanas (microS/cm).

El contenido en sales se acumula en la red de drenaje mediante el modelo digital de elevaciones, de forma que puede obtenerse, al dividir por la aportación, la conductividad eléctrica (microS/cm) mensual en toda la red fluvial.

$$Cred_{ij,t} = \frac{CStotal_{ij,t}^{acum}}{ApoRed_{ij,t}} \quad (\text{Ec. 69})$$

$Cred_{ij,t}$ , es la conductividad eléctrica (microS/cm) en la red fluvial "ij" en el mes "t".

$Ntotal_{ij,t}^{acum}$ , es el contenido de sales acumuladas (microS\*mm/cm) en la red fluvial en la celda "ij" en el mes "t".

$ApoRed_{ij,t}$ , es la aportación en régimen alterado en la red fluvial "ij" en el mes "t".



# **5 CASO DE ESTUDIO: CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL JÚCAR**





El ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), se localiza en la parte este de la Península Ibérica y esta formado por la agregación de cuencas hidrográficas que vierten sus aguas al mar Mediterráneo con una superficie total de 42.989 km<sup>2</sup>. Comprende desde la margen izquierda de la Gola del Segura en su desembocadura, en el sur, hasta la desembocadura del río Cenia, incluida su cuenca, en el norte; además, incluye la cuenca endorreica de Pozohondo en la llanura Manchega. Incluye territorios de 4 comunidades autónomas, Aragón, Cataluña, Castilla La Mancha y la Comunidad Valenciana (Figura 69).

Los tres principales ríos existentes en la CHJ son: el río Júcar, el río Turia y el río Mijares.



Figura 69. Ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar y Comunidades Autónomas (tomado de OPH, 2004).

Según indica el Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar (CHJ, 1998), los principales rasgos fisiográficos de la Confederación Hidrográfica del Júcar pueden ser agrupados, de manera muy sintética, en dos grandes ambientes o zonas: una interior montañosa, con altitudes que rebasan los 1.500 metros y cuyos puntos culminantes son el Peñarroya (2.024 m), el Javalambre (2.020 m), el Caimodorro (1.921 m) y el Peñagolosa (1.813 m), pero que casi siempre se desarrolla por debajo de los 1.000 metros; y otra costera, constituida por

llanuras litorales que son conocidas comúnmente como "planas". Estas últimas se encuentran truncadas en algunos sectores, en los que los relieves interiores se prolongan hasta la misma línea de costa. De esta manera, las llanuras litorales quedan diferenciadas en planas de anchuras muy variables, entre las que destacan las de Oropesa-Torreblanca, Castellón-Sagunto, Valencia-La Ribera, Favara-Gandia-Dénia, l'Alacantí y el Baix Vinalopó. En todas ellas se dan costas de acumulación (playas) asociadas al desarrollo de cordones detríticos lineales emergidos en el Holoceno, con un gran desarrollo de morfologías eólicas y formación de albuferas, entre las que destaca por su extensión e importancia la Albufera de Valencia.

Tiene una orografía y clima de alta montaña en la zona noroeste, lugar donde nacen los dos principales ríos de este ámbito territorial, el río Júcar y el río Turia, mientras que la zona oeste de la cuenca se encuentra situada en la meseta donde el río Júcar atraviesa la llanura manchega y la zona del este está formada por planas litorales por las cuales desembocan los ríos al mar (Figura 70).

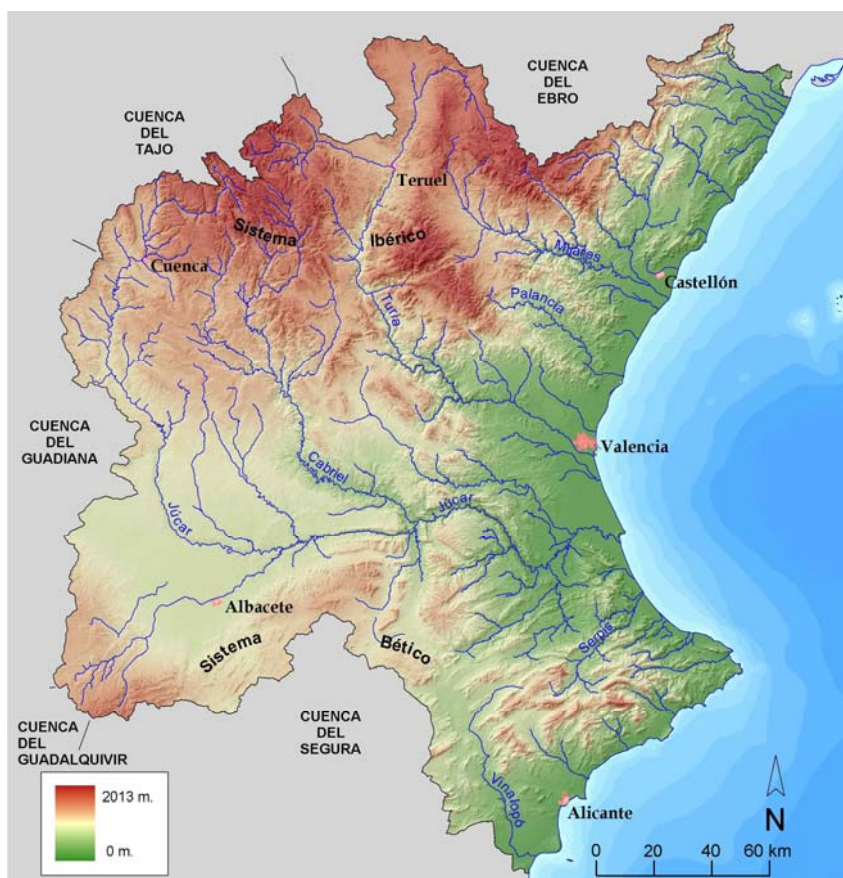


Figura 70. Modelo digital del terreno de la CHJ (tomado de OPH, 2004).

A su vez, la Confederación está compuesta por varios ríos principales que conforman sus 9 sistemas de explotación, subdivisión básica de este ámbito territorial (Figura 71). Estos sistemas son: 01-Cénia-Maestrazgo (1.875 km<sup>2</sup>), 02-Mijares-Plana de Castellón (5.466 km<sup>2</sup>), 03-Palancia-Los Valles (1.159 km<sup>2</sup>), 04-Turia (6.913 km<sup>2</sup>), 05-Júcar (22.378 km<sup>2</sup>), 06-Serpis (990 km<sup>2</sup>), 07-Marina Alta (839 km<sup>2</sup>), 08-Marina Baja (583 km<sup>2</sup>) y 09-Vinalopó-Alacantí (2.786 km<sup>2</sup>).



Figura 71. Sistemas de explotación de la CHJ (tomado de OPH, 2004).

El Sistema de Explotación Cénia-Maestrazgo se localiza al norte de la provincia de Castellón, su altitud varía desde los 1.000 m.s.n.m. hasta la cota del mar Mediterráneo. Comprende la totalidad de las cuencas de los ríos Cénia, Valvquera, Servol, Barranco de Agua Oliva, Cervera, Alcalá y San Miguel y las subcuencas litorales.

El Sistema de Explotación Mijares-Plana de Castellón comprende la totalidad de los ríos Mijares, Seco, Veo y Belcaire, y las subcuencas litorales próximas.

El Sistema de Explotación Palancia-Los Valles comprende la cuenca del río Palancia en su totalidad y las subcuencas litorales, encontrándose en una zona situada entre los 1.550 m.s.n.m. y el mar Mediterráneo.

El Sistema de Explotación Turia comprende la cuenca propia del río Turia en su totalidad, así como las de los barrancos del Carraixet y Poyo, y las subcuencas litorales próximas.

El Sistema de Explotación Júcar comprende la cuenca propia del río Júcar en su totalidad incluyendo, además, el área y servicios efectivamente atendidos por el Canal Júcar-Turia y las subcuencas litorales comprendidas entre la Gola de El Saler y el límite de los términos municipales de Cullera y Tabernes de Valldigna. En este sistema se encuentra incluida la cuenca endorreica de Pozohondo.

El Sistema de Explotación Serpis comprende la totalidad de la cuenca de los ríos Serpis, Jaraco y Beniopa y las subcuencas litorales. La altitud máxima se alcanza en el nacimiento del río Vallaseta, a cota 1.462 m.s.n.m.

El Sistema de Explotación Marina Alta, situado al norte de la provincia de Alicante, comprende la totalidad de las cuencas de los ríos Girona y Gorgos y las subcuencas litorales comprendidas entre el límite norte del término municipal de Oliva y la margen izquierda del río Algar.

El Sistema de Explotación Marina Baja se sitúa en la provincia de Alicante, entre los 1.100 m.s.n.m. y el mar Mediterráneo; comprende las cuencas propias de los ríos Algar y Amadorio y las subcuencas litorales comprendidas entre el río Algar y el límite sur del término municipal de Villajoyosa.

Finalmente, el Sistema de Explotación Vinalopó-Alacantí se localiza en la zona sur de la provincia de Alicante, y comprende las cuencas propias de los ríos Monnegre, Rambla de Rambuchar y Vinalopó y las subcuencas litorales comprendidas entre el límite norte del término municipal de El Campello y la divisoria con la Confederación Hidrográfica del Segura.

Los recursos hídricos naturales en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar tienen una importante variabilidad espacial y temporal y son generados por la precipitación que se produce dentro del ámbito continental, cuyo valor medio anual es del orden de 500 mm, variando entre los 320 mm en

los años más secos a los casi 800 mm en los más húmedos (Figura 72). Los últimos años corresponden a un periodo esencialmente seco, siendo la media de los últimos 10 años de unos 460 mm.

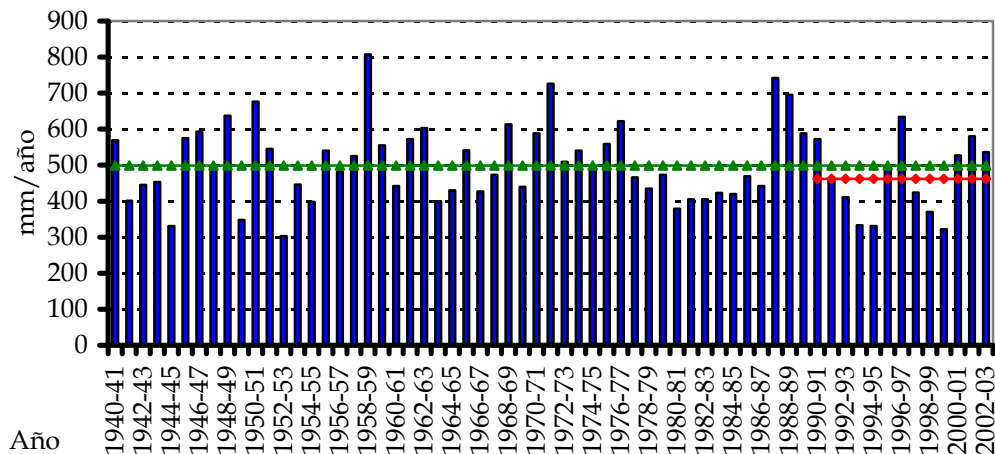


Figura 72 Precipitación anual (mm) para el ámbito de la CHJ (OPH, 2004).

Estos valores medios tienen a su vez importantes diferencias espaciales, ya que en las regiones más meridionales la lluvia media anual se sitúa en valores inferiores a 300 mm, mientras que en otras zonas alcanza valores superiores a 800 mm, tal y como se muestra en la Figura 73.

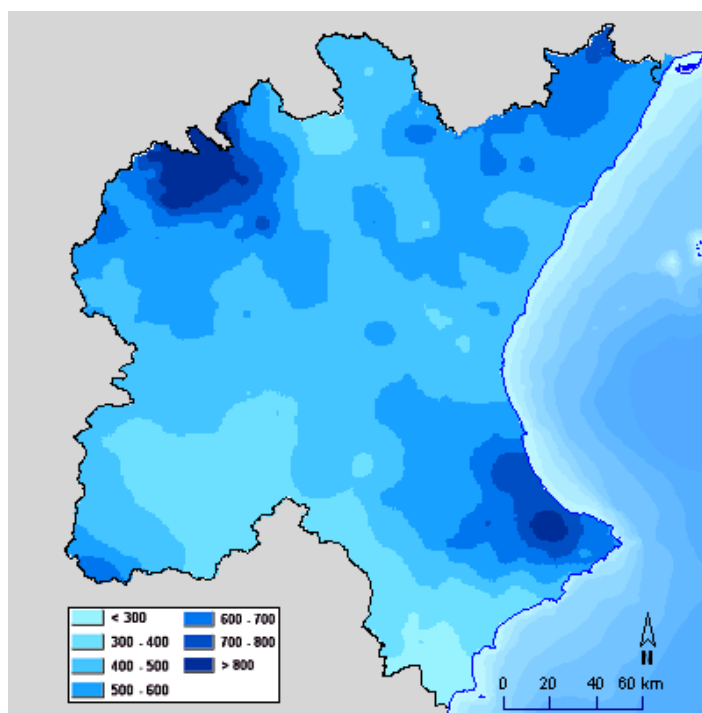


Figura 73 Distribución espacial de la lluvia media anual en el ámbito de la CHJ (OPH, 2004).

Esta lluvia genera una aportación media anual del orden de 3.000 hm<sup>3</sup> (Figura 74), viéndose ampliada en los recursos la irregularidad temporal y espacial de la precipitación.

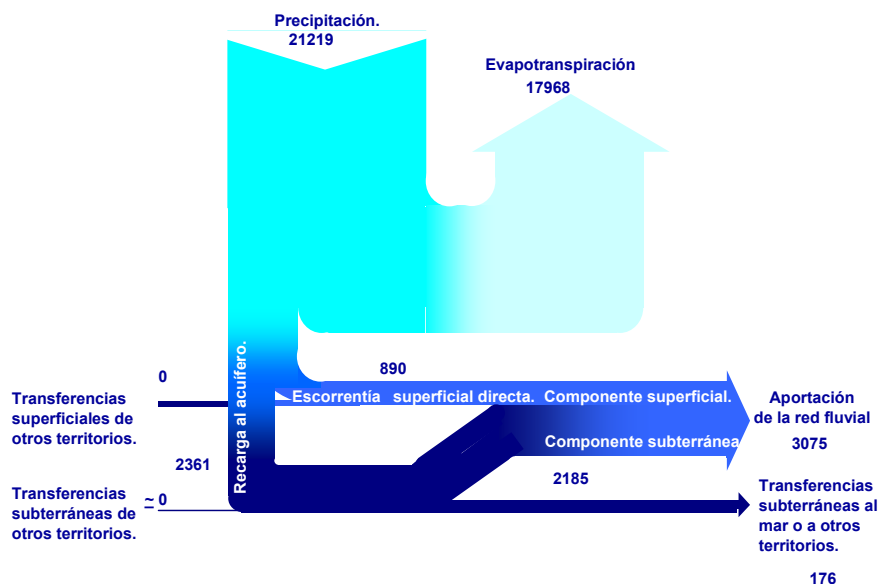


Figura 74. Principales componentes del ciclo hidrológico en la CHJ del periodo 1940/41 a 2002/03 (OPH, 2004).

Los recursos (véase la Figura 75, donde se representan las aportaciones naturales en la CHJ desde el año 1940/41 hasta la fecha actual) alcanzan valores superiores a los 6.000 hm<sup>3</sup> e inferiores a los 1.800 hm<sup>3</sup>. Por otra parte la media de los últimos 10 años muestra un valor de 2.700 hm<sup>3</sup>/año, y como puede comprobarse a pesar de ser la lluvia de los dos últimos años superior a la media, la aportación natural generada por ella no supera al valor medio del periodo histórico.

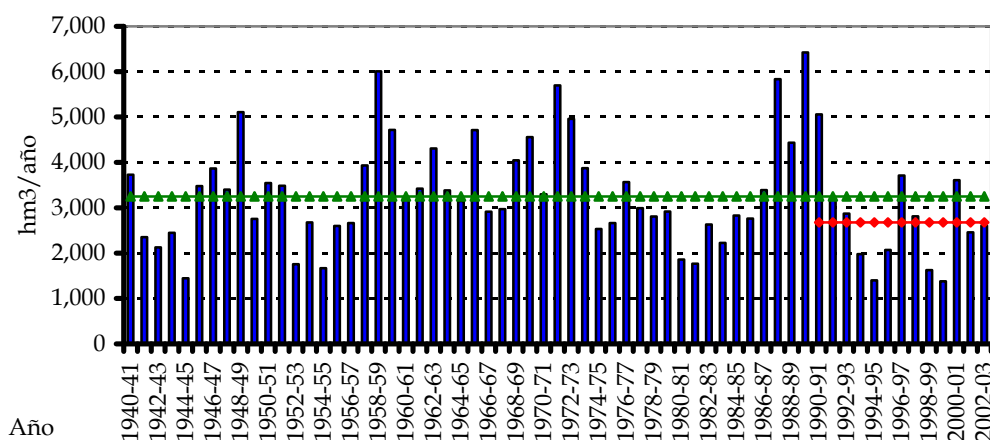


Figura 75 Aportación total (hm<sup>3</sup>) en régimen natural para el ámbito de la CHJ (OPH, 2004).

La irregularidad temporal y espacial en las aportaciones naturales es la causa de que el ámbito territorial de la CHJ se vea sometido periódicamente a importantes periodos de sequía como la producida en los años 1993-1995, o que existan importantes desequilibrios hídricos entre los distintos sistemas de explotación.

Los valores medios y los correspondientes a los últimos años de las principales variables hidrológicas (precipitación, evapotranspiración potencial y real y aportación natural) se muestran en la tabla siguiente.

Periodo	<i>Precipitación (mm)</i>	<i>Evapotranspiración potencial (mm)</i>	<i>Evapotranspiración real (mm)</i>	<i>Aportación natural (hm<sup>3</sup>)</i>
<b>Media 1940-41 a 2002-03</b>	<b>499</b>	<b>889</b>	<b>424</b>	<b>3.249</b>
1998-99	370	924	346	1.628
1999-00	322	923	308	1.378
2000-01	527	945	420	3.607
2001-02	580	898	523	2.460
2002-03	536	932	468	2.606
<b>Media 1990-91 a 2002-03</b>	<b>462</b>	<b>905</b>	<b>403</b>	<b>2.676</b>

Tabla 5 Valores medios de las principales variables hidrológicas y evolución en los últimos años en la CHJ (OPH, 2004).

Debe tenerse en cuenta que la importante sequía sufrida durante los años 1998 al 2000 ha dado lugar a que los sistemas naturales no se encuentren totalmente recuperados (especialmente los acuíferos) por lo que a pesar de que las lluvias de los 2 últimos años son superiores al valor medio de todo el periodo histórico, los acuíferos no han alcanzado aún el suficiente volumen de agua para que esto se vea traducido en aportaciones mayores a las de la media del periodo histórico, lo que indica que estos últimos años se corresponden con años de recuperación del sistema en lo referente a recursos hídricos.

La regulación de las aguas superficiales se realiza mediante más de 17 grandes embalses con una capacidad total de 3.300 hm<sup>3</sup>. Los principales embalses por cuencas son:

- En el río Júcar: Alarcón (1.112 hm<sup>3</sup>), Contreras (874 hm<sup>3</sup>), Tous (capacidad máxima de 340 hm<sup>3</sup>) y Cortes (116 hm<sup>3</sup>), junto con Forata (37 hm<sup>3</sup>) en el río Magro y Bellús (69,2 hm<sup>3</sup>) en el río Albaida, ambos afluentes del Júcar,



- en el río Turia: Benagéber (228 hm<sup>3</sup>), Loriguilla (71 hm<sup>3</sup>), Arquillo de San Blas (22 hm<sup>3</sup>) y Buseo (7,2 hm<sup>3</sup>),
- en el río Mijares: Arenós (capacidad máxima 130 hm<sup>3</sup>), Sichar (49,2 hm<sup>3</sup>) y María Cristina (19,7 hm<sup>3</sup>),
- en la Marina Baja: Amadorio (16 hm<sup>3</sup>) y Guadalest (13 hm<sup>3</sup>),
- en el río Serpis: Beniarrés (29,5 hm<sup>3</sup>),
- en el río Cénia: Uldecona (11 hm<sup>3</sup>),
- y en el río Palancia: El Regajo (6,6 hm<sup>3</sup>).



Figura 76. Principales embalses en el ámbito de CHJ (OPH, 2004).

Las aguas subterráneas tienen especial relevancia en la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), ya que más del 70% de los caudales circulantes en los ríos proceden de descargas de los acuíferos. Las aguas subterráneas se dividen administrativamente en Unidades Hidrogeológicas (UHG) que se definen como el conjunto de acuíferos que administrativamente tiene una gestión común. En la CHJ hay delimitadas 52 unidades hidrogeológicas (véase la Figura 77), seis de las cuales son compartidas con otras Confederaciones Hidrográficas (Cella-Molina de Aragón, con los ámbitos del Tajo y Ebro, Sierra



Oliva, Jumilla-Villena, Salinas, Quibas y Sierra de Crevillente, con el ámbito del Segura).

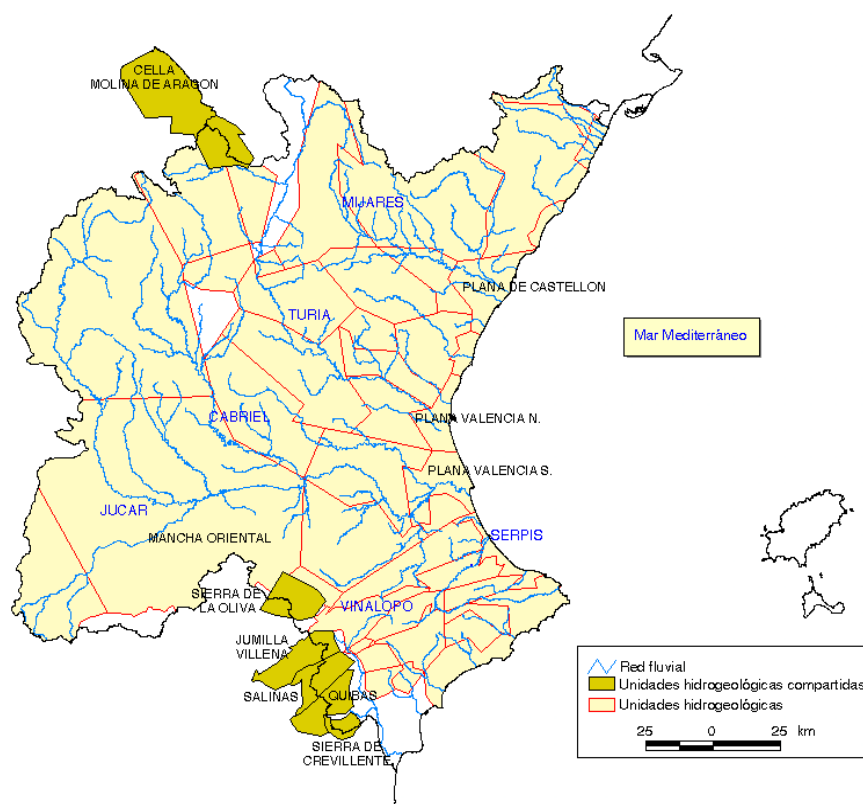


Figura 77 Unidades Hidrogeológicas de la Confederación Hidrográfica del Júcar y unidades compartidas con otras Confederaciones (tomado de OPH, 2004)

En este tipo de cuencas hidrográficas, con presencia de grandes acuíferos, es necesario conocer lo mejor posible los flujos y procesos que se producen en los mismos. Muchos de estos acuíferos son modelados con todo detalle, resolviendo la ecuación diferencial de flujo en medio poroso saturado en tres dimensiones, y permitiendo así, un conocimiento detallado del comportamiento del mismo. Sin embargo, estos modelos requieren de una gran cantidad de información y de esfuerzo para su puesta en funcionamiento y, debido a su estructura de modelo relativamente aislado, no es posible considerar la interdependencia del acuífero con otros acuíferos contiguos y con los flujos de agua superficiales a gran escala.

Por su parte, los modelos hidrológicos permiten la simulación de grandes cuencas hidrográficas, pero la mayoría de ellos no trata con el suficiente detalle los flujos de agua subterránea y las transferencias de agua entre acuíferos. Una excepción a esta situación son los modelos físicamente basados como el SHE

(Sistema Hidrológico Europeo) o el GSSHA (Gridded Surface Subsurface Hydrologic Analysis), que realizan la simulación de la cuenca hidrográfica y además resuelven la ecuación de flujo en medio poroso saturado, sin embargo, y como puede deducirse fácilmente, la aplicación de estos modelos a grandes cuencas hidrográficas es un proceso tremendamente laborioso.

Además, existen importantes flujos de agua entre las 52 unidades hidrogeológicas (Figura 78), según se indica en diferentes estudios en el ámbito de la CHJ, por lo que deben considerarse adecuadamente.

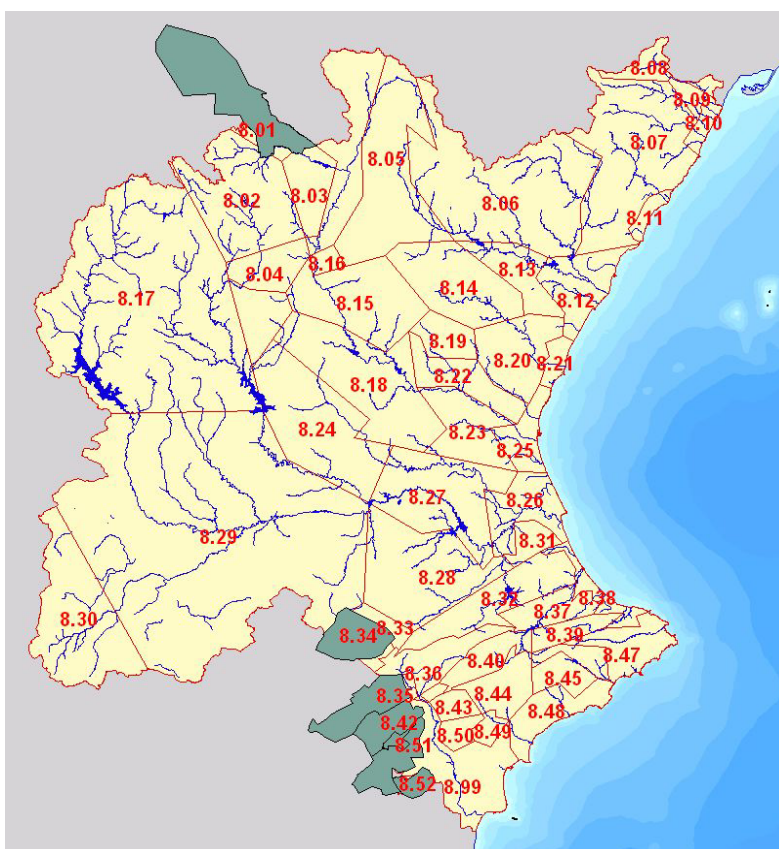


Figura 78. Unidades hidrogeológicas en el ámbito de la CHJ (OPH, 2004).

El estudio “Implantación del sistema de control y seguimiento del Plan Hidrológico del Júcar” (MIMAM, 2001) recopila diferentes estudios sobre los acuíferos existentes en el ámbito de CHJ, y además realiza un primer balance entre los mismos, donde se incluyen los volúmenes de transferencia de agua entre unidades hidrogeológicas. En este estudio se muestra la alta conectividad (representada por flechas) existente entre un elevado número de las unidades hidrogeológicas (representadas por rectángulos) del ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar, Figura 79

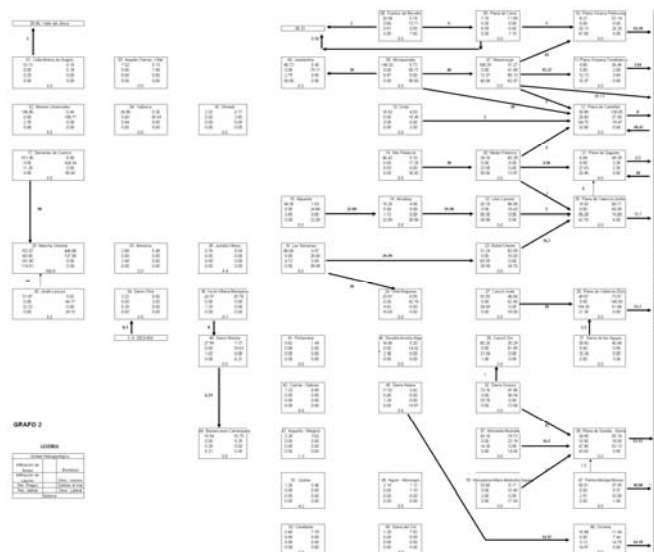


Figura 79. Conectividad entre las unidades hidrogeológicas del ámbito de la CHJ (MIMAM, 2001).

Las transferencias laterales entre unidades hidrogeológicas (UHGs) en los sistemas Turia, Mijares, Palancia y Cénia, son del mismo orden de magnitud que la recarga por lluvia (Figura 80), por lo que un adecuado análisis de estas unidades requiere de una especial atención a estas componentes.

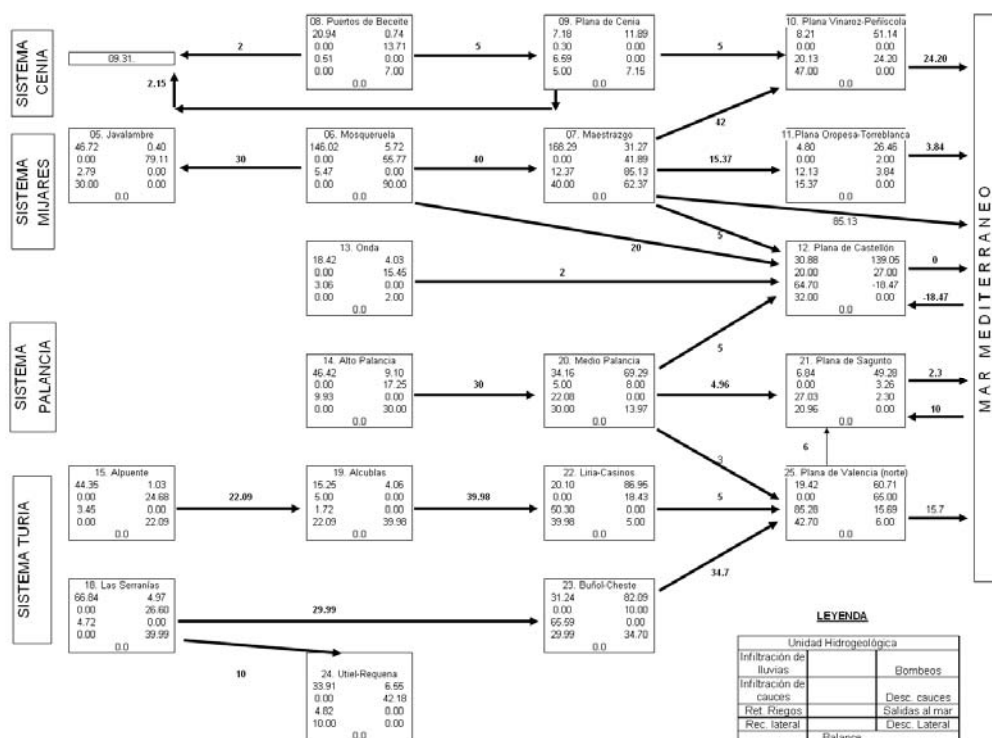


Figura 80. Balance y transferencias laterales de las UHG del Turia, Palancia, Mijares y Cénia (MIMAM, 2001).

Posteriormente, en el estudio “Consultoría y asistencia para el estudio de utilización conjunta de los recursos hídricos superficiales y subterráneos de las cuencas media y baja de los ríos Júcar y Turia” (OPH, 2002), también se hace referencia a la existencia de importantes transferencias subterráneas entre UHGs de la cuenca del río Turia. En este estudio se indica que existe una bibliografía reciente que establece la existencia de flujos subterráneos entre las unidades hidrogeológicas de la cuenca, desde el tramo alto de la misma al tramo inferior, de aproximadamente unos 60 hm<sup>3</sup>/año, Figura 81, y se plantea un modelo de transferencias entre los acuíferos de la cuenca alta y los de la cuenca media y baja del río Turia.



Figura 81. Unidades Hidrogeológicas del río Turia y esquema de transferencias (OPH, 2002).

Con el modelo de transferencias planteado en ese estudio (OPH, 2002), se deduce la existencia de una transferencia anual media de unos 67 hm<sup>3</sup>/año y que el 70% de los recursos renovables del tramo alto de la cuenca desaguan aguas arriba del embalse de Benagéber, mientras que el 30% restante se transfieren subterráneamente al tramo bajo de la cuenca donde se reincorporan al sistema superficial

## 5.1.1 *Identificación de las Fuerzas Motrices*

Las fuerzas motrices existentes en una cuenca hidrográfica, conocidas como “*driving forces*”, son las causantes de las presiones e impactos que se producen en las masas de agua, y las principales son:

- La población, tanto residente como turistas.
- La agricultura, en forma de superficies de regadío y secano.
- La actividad industrial.
- La necesidad de producción de energía hidroeléctrica.

En primer lugar, y analizando la población total en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar, ésta ha tenido un importante crecimiento en los últimos años, superior a las estimaciones realizadas por el Instituto Nacional de Estadística (INE) al inicio de la década de los 90, alcanzando una cifra de 4.460.000 habitantes para el año 2002, a lo que hay que sumar el incremento de población generado por el turismo en términos de población estacional equivalente, estimada en 1.500.000 habitantes (véase la Figura 82). El cálculo de la población estacional equivalente, de acuerdo con las indicaciones del Plan de cuenca del Júcar (CHJ, 1998), se realiza teniendo en cuenta dos datos básicos: la evolución en el número de pernoctaciones en establecimientos hoteleros y la estancia media de las visitas turísticas en las distintas zonas de la cuenca.

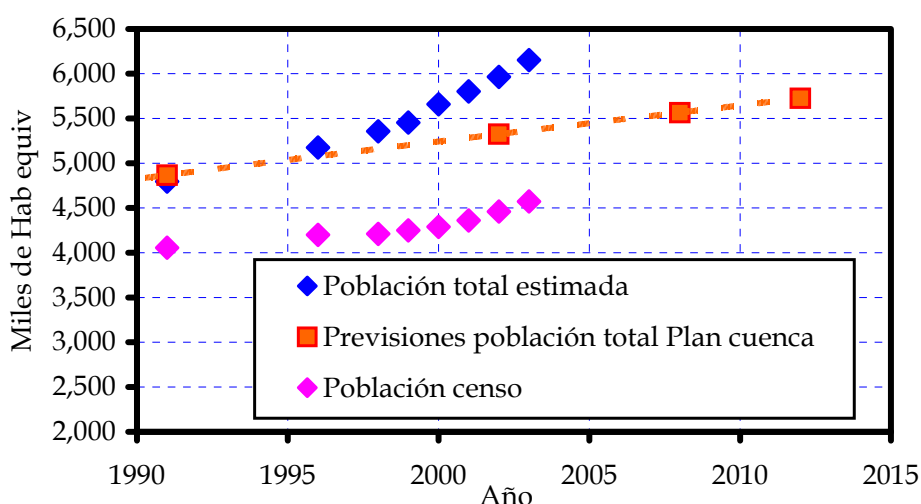


Figura 82. Población total (residente e incremento del turismo) en la CHJ comparadas con las previsiones de población del PHJ (OPH, 2004).

Según datos del INE y de la Agencia Valenciana de Turismo, en el año 2002 se produjeron en el ámbito de la CHJ un total de 21.582.503 pernoctaciones en establecimientos hoteleros, lo cual representa un incremento de las visitas del 58% respecto del año 1991, superándose de forma importante las previsiones del Plan (CHJ, 1998), que habían establecido el mismo en un 35%.

La siguiente fuerza motriz que genera presiones en la Confederación son las actividades agrícolas. En este aspecto, la superficie regada en el ámbito de la CHJ se encuentra estabilizada en las dos últimas décadas en valores próximos a las 350.000 ha, con un ligero descenso desde el año 1998 hasta la actualidad, tal y como se aprecia en la Figura 83.

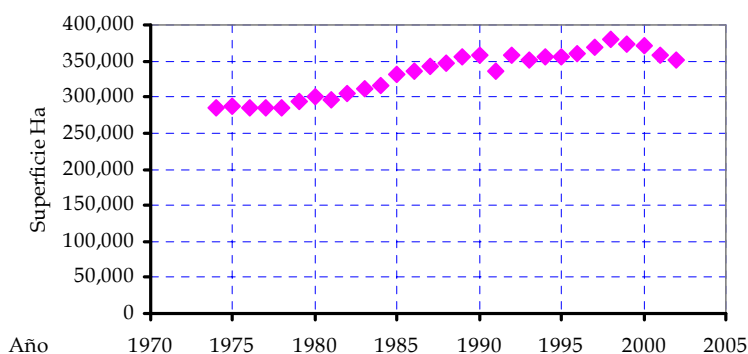


Figura 83. Evolución de la superficie regada en el ámbito de CHJ (OPH, 2004).

El 50% de la superficie de regadío (formada por la suma de superficie regada y barbechos) se destina a frutales, fundamentalmente cítricos, mientras que los cultivos de herbáceos en regadío ocupan el segundo lugar con

aproximadamente el 36% de la superficie. Destaca también el 13% de barbechos existente, correspondiente a tierras en descanso en ese año.

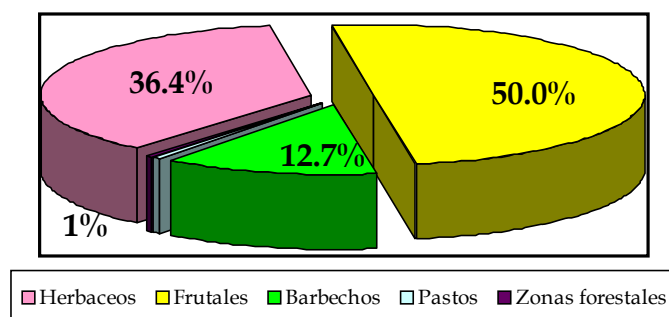


Figura 84. Tipos de cultivos de regadío en la cuenca (OPH, 2004).

Por otra parte, la producción de energía hidroeléctrica en la cuenca del Júcar representa también una actividad importante, con 54 centrales hidroeléctricas en su mayoría de caudales fluyentes, situadas en los principales ríos de la cuenca: Júcar, Turia y Mijares.

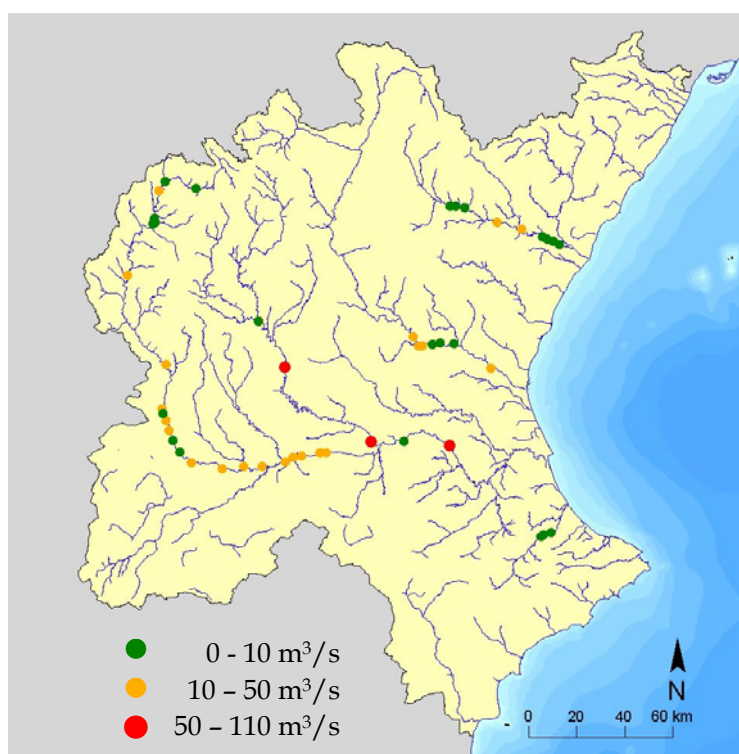


Figura 85. Estaciones hidroeléctricas en la cuenca (OPH, 2004).

La producción neta de energía hidroeléctrica varía de 100 GWh en los años secos hasta los 350 GWh en los años húmedos (tal y como se observa en la Figura 86). El coeficiente energético medio del conjunto de centrales se sitúa entorno a 0,10 kw/m<sup>3</sup>.



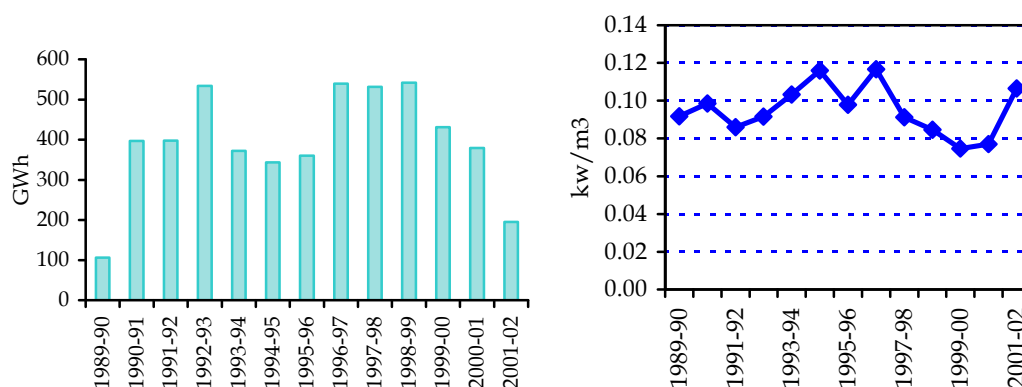


Figura 86. Producción hidroeléctrica y coeficiente medio energético de centrales fluyentes y de pie de presa de la CHJ (OPH, 2004).

En la cuenca existe también una central reversible de grandes dimensiones, Cortes-La Muela, que regula la energía producida por la central Nuclear de Cofrentes, con un depósito superior de 22 hm<sup>3</sup> de capacidad (Figura 87), un salto neto de 500 m y una potencia instalada de 630 Mw, y mueve un volumen en los últimos años de 3.000 hm<sup>3</sup> con un consumo-producción de 700 GWh por año, dando un coeficiente energético de 0,24 kw/m<sup>3</sup>.



Figura 87. Depósito superior de la central reversible de Cortes-La Muela (CHJ, 2004).



# **6 APLICACIÓN AL CASO DE ESTUDIO**



Tal y como se ha indicado en la descripción metodológica, el análisis de presiones e impactos se ha realizado dividiéndolo en dos fases consecutivas, de complejidad creciente. En la primera fase, se analiza un mayor número de variables pero únicamente en las aguas superficiales. Mientras que en la segunda fase, se utiliza un modelo de simulación con calidad del agua que permite conocer la calidad química en aguas superficiales y subterráneas, pero debido a la mayor complejidad únicamente se analizan dos parámetros químicos.

La primera fase del análisis es más simplificada, análisis en estado estacionario, ya que únicamente con el modelo de direcciones de drenaje y con la información de presiones antrópicas existente en las bases de datos georeferenciadas en un sistema de información geográfica (SIG), es posible de una forma relativamente sencilla, y rápida, tener una visión general de la situación de la cuenca hidrográfica en condiciones medias. Gracias a la sencillez de esta primera fase es posible analizar un amplio espectro de presiones y de impactos que se producen en la cuenca.

La segunda fase del análisis, en la que se emplea el modelo de simulación hidrológica con calidad del agua desarrollado, "Patrical", realiza la simulación mensual del ciclo hidrológico en la cuenca hidrográfica y del transporte de sustancias químicas a través de ella, concretamente el transporte de nitratos y de sales, utilizando en este último caso como indicador la conductividad eléctrica del agua.

En la metodología que se plantea en esta tesis, la segunda fase del análisis viene influenciada por las conclusiones de la primera, ya que con el análisis en estado estacionario se determinan los principales problemas que existen en la cuenca, como cuáles son las presiones antrópicas más determinantes y los mayores impactos que se registran en la cuenca, es decir, los parámetros de calidad del agua que plantean mayores problemas.

## *6.1 Presiones e impactos en estado estacionario*

La primera de estas fases, que es la que se desarrolla en este apartado, consiste en el análisis simplificado en estado estacionario, es decir, evaluar las presiones actuales y los impactos medios de los últimos años, que se producen sobre todas las masas de agua superficiales, en las condiciones hidrológicas medias de la serie histórica.

Este análisis, en estado estacionario, permite tener una primera visión de cuál es el nivel de presiones a que están sometidas todas las aguas superficiales, y cuál es el impacto registrado en las mismas, que se deduce a partir de la información registrada en las redes de medida. Mediante la combinación de las presiones y los impactos, es posible determinar, en una primera aproximación, cuál es el riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales de las masas de agua en toda la cuenca.

Gracias a la mayor sencillez de este análisis es posible abordar una gran cantidad de presiones antrópicas y de los diferentes impactos que se producen en las masas de agua superficiales.

En esta tesis se realiza una primera aproximación a este tipo de análisis sencillos. Aborda las presiones por contaminación puntual y difusa y las originadas por las abstracciones de agua en la Confederación Hidrográfica del Júcar. Respecto a los impactos, aborda principalmente los relacionados con parámetros químicos del agua, aunque también estudia ligeramente los de tipo biológico, fundamentalmente como refuerzo en las conclusiones que se obtienen en el análisis.

La aplicación metodológica empleada y los resultados y conclusiones obtenidos durante la elaboración de esta tesis, han servido de base a posteriores trabajos, más completos, que se han realizado en la Confederación Hidrográfica del Júcar para la Comisión Europea en cumplimiento del análisis de presiones e impactos que exige la Directiva Marco del Agua en su artículo 5, y que aparecen en el *“Informe sobre los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua. Informe para la*

*Comisión Europea sobre los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua. Demarcación Hidrográfica del Júcar”, (CHI, 2005).*

Los trabajos realizados con posterioridad incluyen mayor cantidad de tipos de presión debidas a la contaminación y, además, las presiones de tipo hidromorfológico, como encauzamientos, regulación de embalses, etc... Respecto los impactos, esos trabajos incluyen con mayor grado de detalle los aspectos biológicos y especialmente los relacionados con la vegetación de ribera.

El principal objetivo de este análisis consiste en una primera aproximación en la identificación de las masas de agua superficiales con riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales definidos en la DMA para el año 2015, para lo cual es necesario conocer el grado de alteración de las mismas. El análisis de las aguas subterráneas en estado estacionario se puede realizar mediante otras metodologías no descritas en esta tesis doctoral.

El procedimiento seguido está basado en la guía IMPRESS (EC, 2002a) y consiste en las siguientes fases:

- 1) Identificación de las fuerzas motrices “*Driving forces*”.
- 2) Identificación de las presiones significativas.
- 3) Evaluación del nivel de presión a que están sometidas cada una de las masas de agua superficiales.
- 4) Valoración de los impactos existentes y estado de las masas de agua.
- 5) Identificación de las zonas en riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales.

Las fuerzas motrices existentes en una cuenca hidrográfica, conocidas como “*driving forces*”, son fundamentalmente, en el caso de las aguas continentales, los usos urbanos, industriales y agrícolas que se realizan en la misma, y que son los causantes principales de las presiones e impactos que se producen en las masas de agua de la cuenca.

Por su parte, las presiones representan el modo en que afectan las fuerzas motrices a las masas de agua, siendo necesaria la identificación de las principales presiones con el objeto de facilitar la cuantificación de las mismas en

el análisis. Esta fase del análisis entra a valorar de forma más completa las presiones generadas, divididas en esta tesis en los siguientes grupos:

- Abstracciones a los caudales naturales.
- Presiones por contaminación puntual y difusa.

Tras la identificación y caracterización de las principales presiones, el siguiente paso consiste en determinar mediante el modelo de direcciones de drenaje, cómo afecta a cada masa de agua, clasificando las masas de agua en diferentes niveles de presión.

Los impactos representan la forma en que se han modificado las condiciones naturales de las masas de agua, y a su vez la DMA considera que el estado ecológico de las masas de agua superficiales es una combinación de diferentes tipos de estados: el estado hidromorfológico, el estado biológico y el estado físico-químico. En un principio, el trabajo realizado en esta tesis se ha centrado únicamente en aspectos físico-químicos y parcialmente en los biológicos.

El análisis de impactos se ha realizado siguiendo las recomendaciones del *“Manual para el análisis de presiones e impactos relacionados con la contaminación de las masas de agua superficiales”* (MIMAM, 2003), de la Dirección General del Agua del Ministerio de Medio Ambiente, donde se indica que los impactos producidos en las masas de agua se clasifiquen: en *“impacto comprobado”* (que es aquel que aparece reflejado en la actualidad al amparo de la legislación vigente), en *“impacto probable”* (se espera que sea un impacto cuando entren en vigor los objetivos ambientales de la DMA), en *“no existe impacto”*, o en *“no se dispone de información”*.

Finalmente, y mediante la combinación del nivel de presión a que están sometidas las masas de agua y el estado actual, o nivel de impacto que han sufrido, se define el riesgo que tiene cada una de las masas de agua de no alcanzar los objetivos medioambientales definidos en la DMA en el año 2015.

En la Figura 88 se muestra con mayor detalle la metodología propuesta para el desarrollo del análisis de presiones e impactos, y que procede de la guía IMPRESS (EC, 2002a).

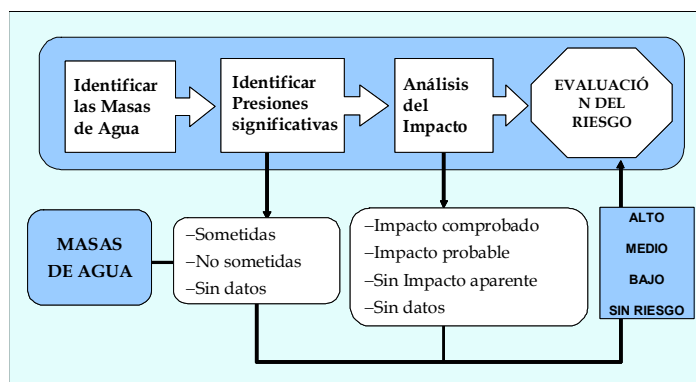


Figura 88. Proceso de análisis de presiones e impactos de la Guía IMPRESS (tomado de EC, 2002a).

Los resultados obtenidos en este apartado han sido publicados en un documento editado para facilitar el proceso de implementación de la DMA en las cuencas europeas, “Júcar Pilot River Basin, Provisional Article 5. Report Pursuant to the Water Framework” (CHJ, 2004).

## 6.1.1 *Análisis de presiones en las masas de agua*

En el apartado de descripción del ámbito de estudio, la Confederación Hidrográfica del Júcar, se describían las principales fuerzas motrices existentes en la cuenca que ocasionan las presiones que se analizan en este apartado. Esta fase del análisis entra a valorar de forma más completa las presiones generadas, divididas en los dos siguientes grupos:

- Abstracciones a los caudales naturales.
- Presiones por contaminación puntual y difusa.

### 6.1.1.1 **Efectos de las abstracciones de agua en los caudales naturales**

La primera presión que ocasionan las fuerzas motrices descritas anteriormente son las abstracciones de agua, es decir: extraer, mover o consumir volúmenes de agua. Estas abstracciones, según las estimaciones realizadas, alcanzan una cifra global de 3.600 hm<sup>3</sup> en el año 2002, siendo el uso principal el agrícola, con

aproximadamente el 78% de la demanda total, le siguen en importancia el uso urbano con un 19% y el uso industrial no dependiente de las redes de abastecimiento urbano, con sólo un 3% (Figura 89). A estas cifras debe sumarse los caudales derivados por las centrales hidroeléctricas fluyentes, ya que suponen la extracción de agua de los cauces naturales y su retorno unos kilómetros aguas abajo.

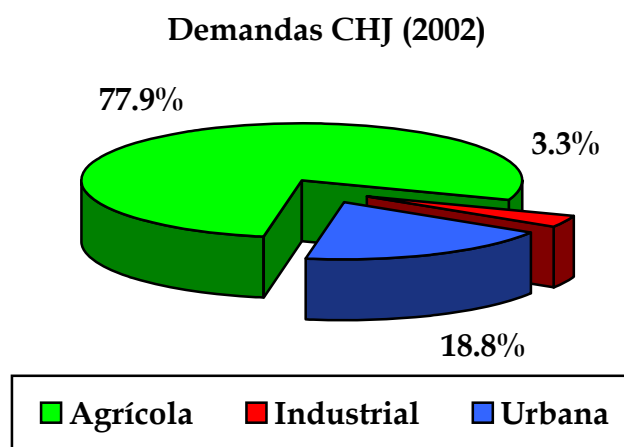


Figura 89. Demandas totales en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar (estimación año 2002) (OPH, 2004).

El uso urbano en la Confederación Hidrográfica del Júcar está, en gran parte, influenciado por el turismo, que ocasiona un incremento de las abstracciones en los meses de verano, fundamentalmente en áreas costeras aunque en los últimos años también empieza a afectar a las zonas del interior.

La estimación de las demandas de agua para uso urbano utiliza las dotaciones establecidas en el Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar (CHJ, 1998) para la demanda del año 1992 y las establecidas en las recomendaciones de la Orden Ministerial de 24 de Septiembre de 1992, para las demandas de los años siguientes. En ambos casos se define la dotación municipal en litros por habitante y día, que depende del número de habitantes y de la actividad industrial del municipio. En la Figura 90 se muestran las dotaciones establecidas en el Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar (CHJ, 1998) para el año 1992, donde se aprecia que los valores oscilan desde 150 l/hab./día en los municipios de menor tamaño, hasta valores de 350-400 l/hab./día en los municipios de mayor tamaño y actividad industrial, apreciándose claramente



que en la zona costera las dotaciones son mayores debido al incremento de actividad generado por el turismo (Figura 90).

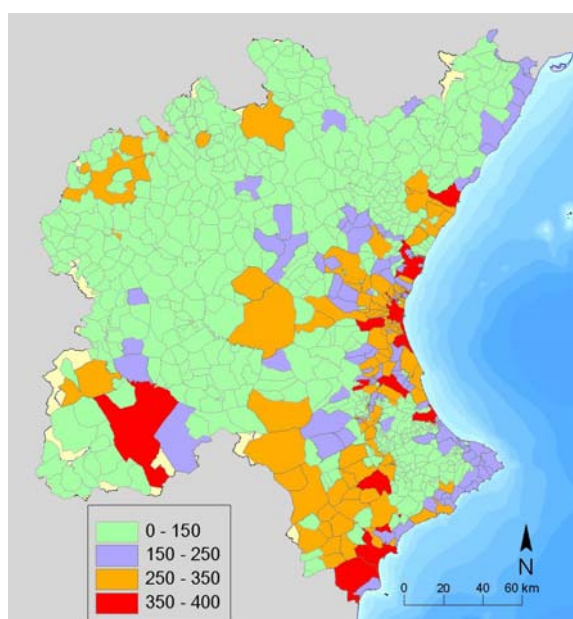


Figura 90. Dotaciones (l/hab./día) utilizadas para estimar la demanda urbana (OPH, 2004).

La demanda urbana así estimada tiene un fuerte incremento constante desde el año 1992, alcanzando para el año 2002 un valor de 671 hm<sup>3</sup> (Figura 91), cuando las previsiones del Plan esperaban un valor de 613 hm<sup>3</sup>.

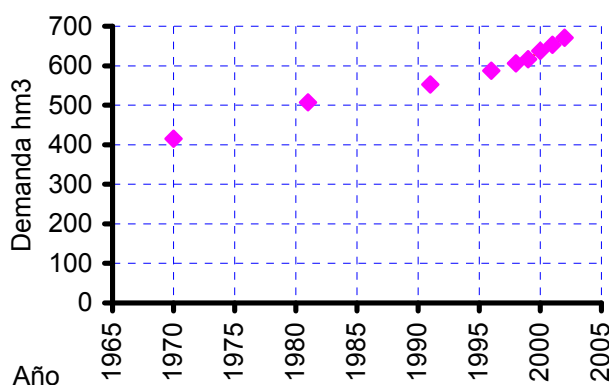


Figura 91. Evolución de la demanda urbana estimada en el ámbito territorial de la CHJ (OPH, 2004).

El principal uso de agua en el ámbito de la CHJ corresponde al uso agrícola con una abstracción de 2.787 hm<sup>3</sup> en el año 2002, lo que representa casi el 78% de la demanda total de la cuenca.

Para el cálculo de la demanda de agua para uso agrícola, se ha asignado a cada UDA (Unidad de Demanda Agrícola) una dotación bruta (m<sup>3</sup>/ha/año) que

depende de las técnicas agrícolas empleadas en cada una de estas unidades, *eficiencia*, y de las necesidades de riego de los distintos tipos de cultivo, *dotación neta*, que proceden del estudio “*Determinación de las dotaciones de riego en los planes de regadío de la cuenca del Júcar*” (CEDEX, 1991) y son los adoptados por el Plan de cuenca (CHJ, 1998). Como se observa en la Figura 92, las dotaciones brutas en la mayor parte del territorio (excluyendo la franja costera) oscilan entre los 4.000 y los 6.500 m<sup>3</sup>/ha/año. Por otra parte, las zonas agrícolas situadas en la franja costera, y que corresponden a comunidades de regantes históricas o tradicionales, tienen dotaciones más elevadas debido, en algunos casos, a la antigüedad de los sistemas de distribución de riego, pero también a que por otra parte los excedentes de riego de estas áreas alimentan las zonas húmedas situadas en la franja costera. Éste es el caso de los riegos tradicionales del Júcar y la Albufera de Valencia, donde gran parte de los excedentes de riego de las áreas agrícolas que la rodean alimentan a esta importante zona húmeda declarada de interés internacional bajo el Convenio RAMSAR.

La escasez de recursos y las necesidades de riego han ocasionado la modernización de muchas zonas agrícolas, permitiendo sistemas de riego de alta eficiencia como los mostrados en la Figura 93 y la Figura 94.

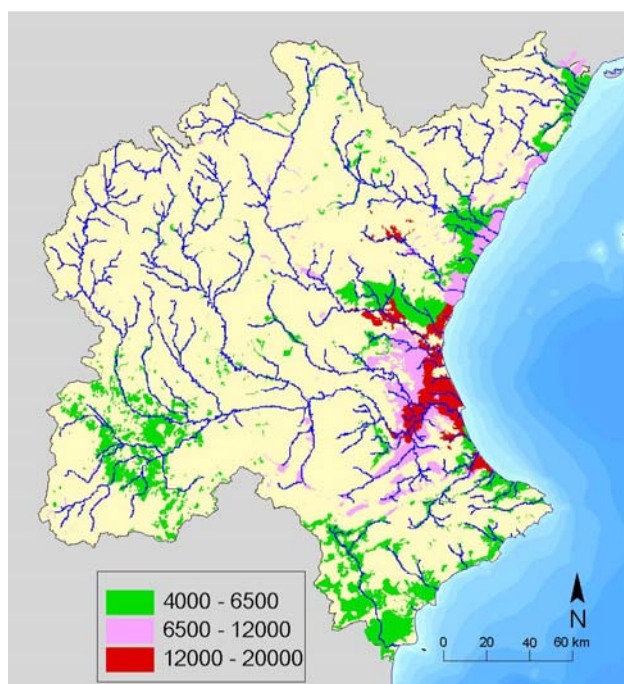


Figura 92. Dotaciones brutas (m<sup>3</sup>/ha/año) de las UDAs definidas en el ámbito de la CHJ (OPH, 2004).



Figura 93. Pívor de riego por aspersión en la llanura Manchega (OPH, 2004).



Figura 94. Riego por goteo en la CHJ (OPH, 2004).

Con las superficies regadas cada año y las dotaciones definidas para cada UDA se obtiene la demanda de agua para uso agrícola, la cual presenta una situación estable en los últimos años con valores próximos a los 3.000 hm<sup>3</sup>/año, con un ligero descenso desde el año 1998 (Figura 95).

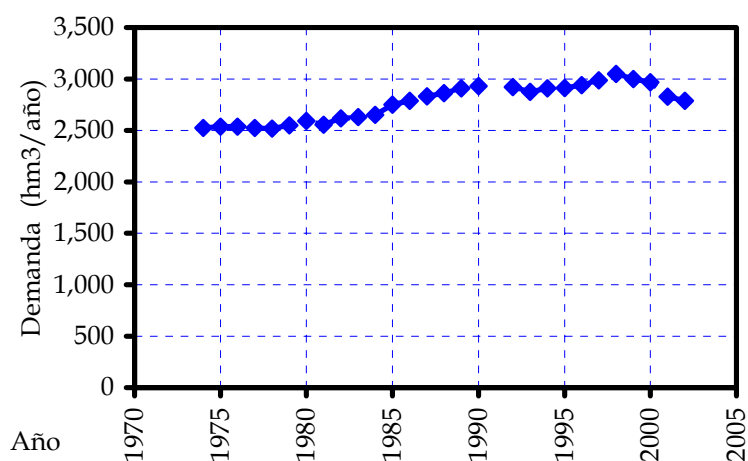


Figura 95. Evolución de la demanda de agua (hm<sup>3</sup>) para uso agrícola en el ámbito de CHJ (OPH, 2004).

La demanda industrial representa la componente de menor peso de la demanda total, y dado que una parte importante de la misma, la que aprovecha las redes municipales de suministro, queda englobada dentro de la demanda urbana, únicamente debe estimarse el volumen de agua que se abastece mediante instalaciones diferentes a las redes de distribución urbana general (fuentes propias de abastecimiento).

Las estimaciones de uso de agua a partir de fuentes propias cifran la demanda en 120 hm<sup>3</sup>/año, lo que representa únicamente el 3% de la demanda total, destacando la Central Nuclear de Cofrentes que toma aproximadamente 35 hm<sup>3</sup>/año, de los que consume (evapora) 20 hm<sup>3</sup>/año y retorna los otros 15 hm<sup>3</sup>/año.

Todas estas abstracciones, superficiales y subterráneas, provocan en la actualidad importantes modificaciones en el régimen de caudales. Los recursos medios de la CHJ están estimados en unos 3.000 hm<sup>3</sup>/año mientras que las abstracciones brutas superficiales y subterráneas se cifran en 3.690 hm<sup>3</sup>/año. Puede apreciarse el alto grado de utilización de los recursos, que al existir retornos por los usos agrícolas hace posible que las abstracciones brutas sean mayores que los recursos naturales. Respecto a las aguas superficiales el 80% de los recursos procede de los tres principales ríos de la CHJ: Júcar, Turia y Mijares, mientras que el 20% restante corresponde al resto de cuencas de la CHJ. Entre todos ellos soportan una abstracción de agua superficial de 2.030 hm<sup>3</sup>/año.

Considerando que una importante cantidad de los recursos superficiales procede de las descargas de los acuíferos, 2.185 hm<sup>3</sup>/año, que representa aproximadamente el 80% de los recursos, permite tener una idea de la importancia que tiene para esta Confederación las masas de agua subterráneas, ya que de ellas se extraen en la actualidad unos 1.660 hm<sup>3</sup>/año.

Como resumen de los usos consuntivos, la evolución temporal de las demandas de agua, Figura 96, muestra una estabilización y cierto descenso en los usos agrícolas e industriales, mientras que la demanda de uso urbano tiene un fuerte incremento como ya se indicó anteriormente.

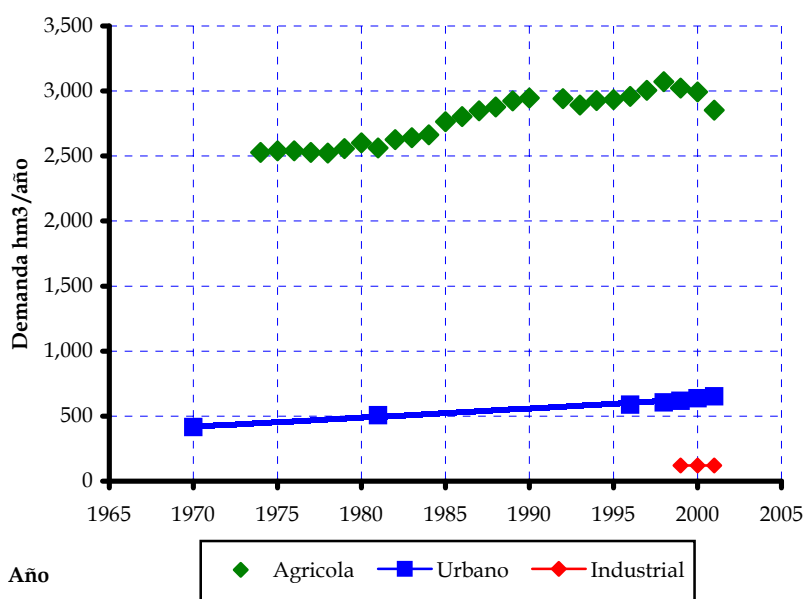


Figura 96. Evolución de las abstracciones por usos en la CHJ (OPH, 2004).

El uso hidroeléctrico, a pesar de no suponer un consumo de agua, sí representa una abstracción ya que deriva el agua de los cauces naturales hasta las centrales hidroeléctricas, en ocasiones decenas de kilómetros, para posteriormente retornarlos a los cauces. En la Figura 97 se muestra el volumen de agua turbinado por las centrales hidroeléctricas en la Confederación, donde la práctica totalidad corresponde a centrales de caudales fluyentes.

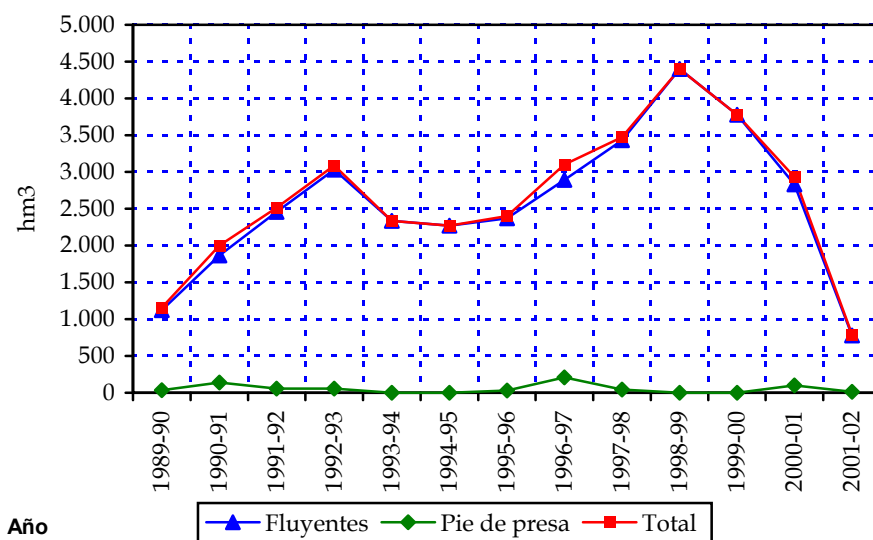


Figura 97. Volumen de agua turbinado por las centrales hidroeléctricas de pie de presa, de caudales fluyentes y total (OPH, 2004).

Respecto a la energía hidroeléctrica, como ya se comentó, destaca el complejo de Cortes-La Muela que bombea-turbina un volumen medio de aproximadamente 3.000 hm<sup>3</sup>/año en los últimos años (Figura 98).

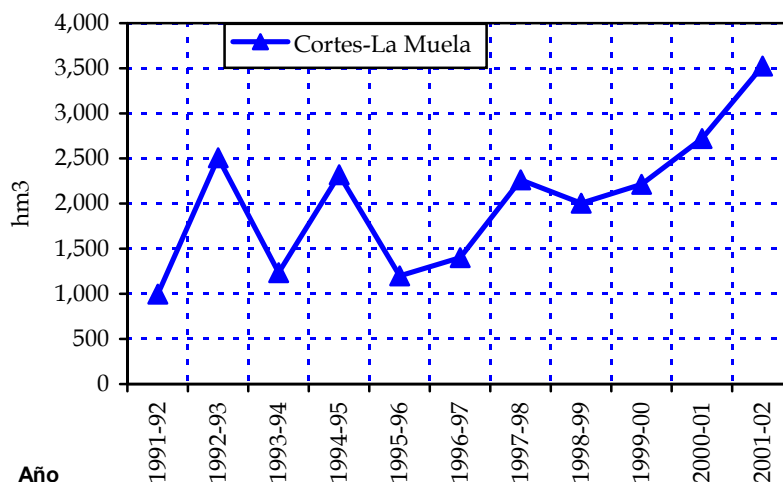


Figura 98. Volumen de agua bombeado-turbinado en Cortes-La Muela (OPH, 2004).

Definidas y caracterizadas las principales presiones por abstracción de agua existentes en la cuenca, el siguiente paso consiste en evaluar cómo afectan a las masas de agua superficiales. Para ello se utiliza el modelo digital del terreno y el mapa de direcciones de drenaje generado a partir de él.

La demanda urbana e industrial representa unos 791 hm<sup>3</sup>/año, siendo 671 hm<sup>3</sup>/año para uso urbano y 120 hm<sup>3</sup>/año para uso industrial, de los que aproximadamente el 50% se abastece de aguas superficiales y el resto, entorno a 380 hm<sup>3</sup>/año se abastece de las masas de agua subterráneas. Sin embargo, ambas abstracciones, las producidas en aguas superficiales y las producidas en aguas subterráneas, se han considerado de forma conjunta, ya que las dos representan una presión que se ejerce sobre el medio.

En la Figura 99 se muestra el proceso para el cálculo de las presiones urbanas e industriales, para ello en primer lugar se georeferencian las demandas de agua apoyándose en la cartografía 1:25.000 y en segundo lugar se procede a su acumulación en la red de flujo mediante el modelo digital del terreno. De esta forma es posible conocer para cada una de las masas de agua definidas en la cuenca la presión por abstracción a la que se encuentran sometidas, estando representado en color rojo las zonas sometidas a alta presión y en color azul las zonas sometidas a presiones poco significativas.





Figura 99. Presión por abstracciones de los usos urbanos e industriales sobre las masas de agua (detalle del área metropolitana de Valencia) (CHJ, 2004).

Las zonas costeras centro y sur de la cuenca están sometidas a mayor presión por abstracciones urbanas e industriales que la zona norte, siendo también considerable la presión que soportan los tramos medios y bajos de los principales ríos de la cuenca, como el Júcar y el Turia. Otros ríos, como el Serpis y el Vinalopó, se encuentran también sometidos a fuertes presiones de este tipo.

Para los usos agrícolas se ha empleado una metodología similar, basada en la georeferenciación de las demandas agrícolas y su posterior acumulación en la red de drenaje de la cuenca. De las 370.000 ha regadas en el año 2002 en toda la Confederación, una parte importante afecta al río Júcar, aproximadamente 150.000 ha, tal y como se observa en la Figura 100.

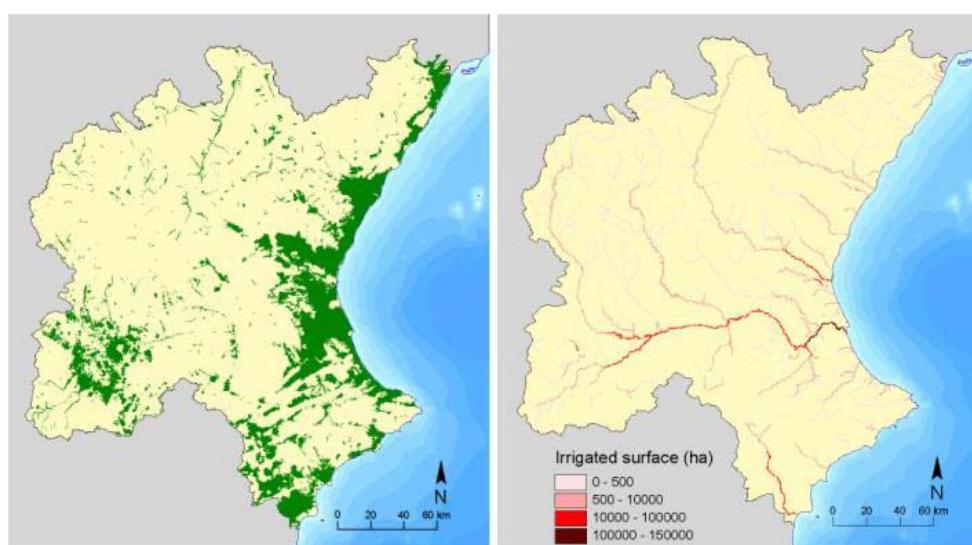


Figura 100. Zonas agrícolas y superficies regadas acumuladas sobre las masas de agua (CHJ, 2004).

Las superficies anteriormente indicadas representan una abstracción de agua de entorno a los 3.000 hm<sup>3</sup>/año, parte de los cuales retornan debido a las pérdidas que tienen los sistemas de riego. La ubicación geográfica de esta presión en la cuenca se muestra en la Figura 101, donde se representan las dotaciones brutas de riego por hectárea y la demanda acumulada en las masas de agua. En esa figura destaca la variabilidad geográfica de las dotaciones brutas de las distintas unidades de demanda, véase como las regiones del sur (Vinalopó), la Mancha Oriental y el Canal Campo del Turia, tienen dotaciones entorno a 4.000 y 6.000 m<sup>3</sup>/ha debido a los problemas de escasez de recursos que tienen y las necesarias medidas de ahorro de agua que emplean. Por otra parte los riegos tradicionales costeros, tienen en la actualidad dotaciones entorno a los 12.000 m<sup>3</sup>/ha/año, que se verá notablemente reducida cuando finalicen los procesos de modernización ya iniciados en la mayoría de las zonas. En estas zonas destaca también la importante relación entre estos riegos tradicionales y las zonas húmedas próximas, ya que las altas dotaciones indicadas suponen un importante volumen de retornos que alimentan a los húmedales.

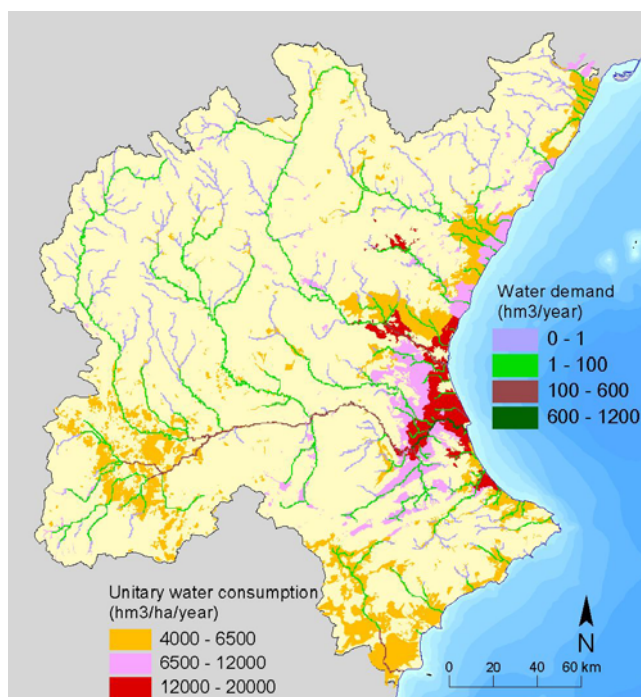


Figura 101. Dotaciones brutas en las zonas agrícolas (m<sup>3</sup>/ha/año) y presión por abstracciones de los usos agrícolas sobre las masas de agua (CHJ, 2004).



### **6.1.1.2 Presiones por contaminación puntual y difusa**

Este tipo de presión es una de las de mayor importancia en cuanto a afección a las masas de agua, por lo que se ha analizado con especial detalle. Para ello se cuenta con el apoyo de la guía IMPRESS (EC, 2002a) y del documento “*Guía Técnica para el análisis de presiones e impactos debidos a la contaminación en las masas de agua superficiales*” (MIMAM, 2003) elaborado por el departamento de Control y Tratamiento de Aguas residuales de la Dirección General del Agua del Ministerio de Medio Ambiente.

El análisis de presiones debe considerar, respecto a la contaminación puntual, la ubicación y las características de todos los vertidos que se producen en la cuenca, tanto los urbanos como los industriales.

La correcta identificación de las presiones significativas a las que están sometidas las masas de agua es un paso crucial en este análisis, y su objetivo es agrupar todas las masas de agua en las tres categorías siguientes:

- Masas de agua sometidas a presiones significativas.
- Masas de agua no sometidas a presiones significativas.
- Masas de agua de las cuales no se dispone de información.

Los vertidos urbanos incluyen tanto a las grandes áreas metropolitanas como a las pequeñas poblaciones. Las áreas metropolitanas disponen de grandes plantas de tratamiento de aguas residuales, donde además se incluyen los vertidos industriales que se producen en dichas áreas. Las pequeñas poblaciones cuentan con pequeñas instalaciones de tratamiento exclusivo de las aguas residuales de dicha población.

Los vertidos industriales son analizados según el tipo de actividad atendiendo a la clasificación de la Directiva 96/61/CE de Prevención y Control Integrado de la Contaminación (Integrated Pollution Prevention and Control, IPPC), donde se indica la necesidad de crear un Registro Europeo de emisiones por las actividades referidas en dicha directiva (European Pollutant Emission Register, EPER). Por otra parte, los vertidos industriales también están sujetos a la legislación referida a sustancias peligrosas, vida piscícola, etc...

Se han analizado los principales tipos de presiones por contaminación a los que están sometidas las masas de agua, información obtenida a partir de las bases de datos de vertidos directos y de las estaciones de depuración, o mediante los resultados de estimaciones para el caso de retornos agrícolas (vertidos indirectos).

Las principales fuentes de contaminación puntual referidas en la Guía IMPRESS (EC, 2002a) se recogen en la tabla siguiente.

Actividad o Fuerza Motriz	Presión	Posible cambio de estado o impacto
Industrial (IPPC y no-IPPC)	Emisiones a masas de agua superficiales y subterráneas.	Sustancias peligrosas, incremento de sólidos suspendidos, alteraciones orgánicas y de oxigenación, nutrientes y modificaciones en los ecosistemas.
Urbana	Emisiones a masas de agua superficiales y subterráneas.	Como el anterior.
Generación de energía con Centrales Térmicas	Retornos de agua de refrigeración que causan modificaciones en el régimen térmico. Biocidas en aguas de refrigeración.	Elevación de la temperatura del agua, reducción del oxígeno disuelto, cambios en los procesos biológicos. Toxicidad en la fauna autóctona.
Piscifactorías	Materia orgánica, escapes y medicamentos.	Nutrientes, desechos, productos veterinarios, poblaciones no autóctonas de peces, modificaciones en la cadena trófica.

Tabla 6. Principales fuentes de contaminación puntual.

Para realizar este análisis, en primer lugar se ha procedido a la recopilación de la información referida a contaminación puntual de la cuenca, almacenándose en bases de datos con georeferenciación espacial. Los focos de contaminación puntual, vertidos, han sido clasificados según la actividad de que se trate: urbana, industrial, piscifactorías, etc...; de la correcta clasificación y caracterización dependen muy directamente los resultados de este análisis, por lo que requiere una especial atención.

Respecto a los vertidos, en la actualidad se dispone fundamentalmente de dos fuentes de información, el Registro de Vertidos de la Comisaría de Aguas de la Confederación Hidrográfica, donde se autorizan los vertidos al Dominio

Público Hidráulico, y la información de las plantas de tratamiento de aguas residuales.

Una parte muy importante de los vertidos urbanos, y fundamentalmente los de las grandes poblaciones, son recogidos y tratados en la actualidad en estaciones de depuración. Por este motivo es necesario considerar de forma simultánea el registro de vertidos y la información existente de las estaciones depuradoras, facilitada en lo concerniente a la Comunidad Valenciana por la Entidad de Saneamiento de dicha Comunidad (EPS, 2000).

En la Figura 102 se muestran todos los vertidos urbanos existentes en la cuenca (color rojo y azul); en color azul los que son tratados por las grandes estaciones de tratamiento, y en color rojo los que disponen de tratamientos primarios y que no son recogidos por grandes plantas de tratamiento.

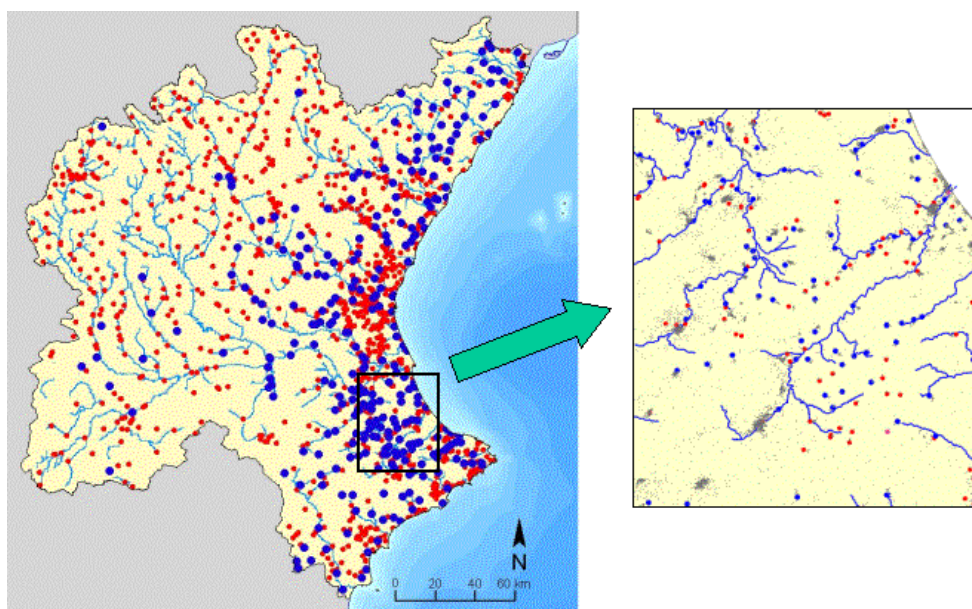


Figura 102. Vertidos urbanos con (color azul) y sin (color rojo) grandes plantas de tratamiento de aguas residuales (CHJ, 2004).

La mayor parte del volumen de los aproximadamente 1.800 puntos de vertido urbano son recogidos por las 300 grandes estaciones de tratamiento de aguas residuales, de forma que un alto porcentaje, entorno al 74% del volumen de aguas residuales, es tratado por estas plantas, tal y como se muestra en la Figura 103 de volúmenes acumulados frente a número de vertidos y plantas depuradoras.

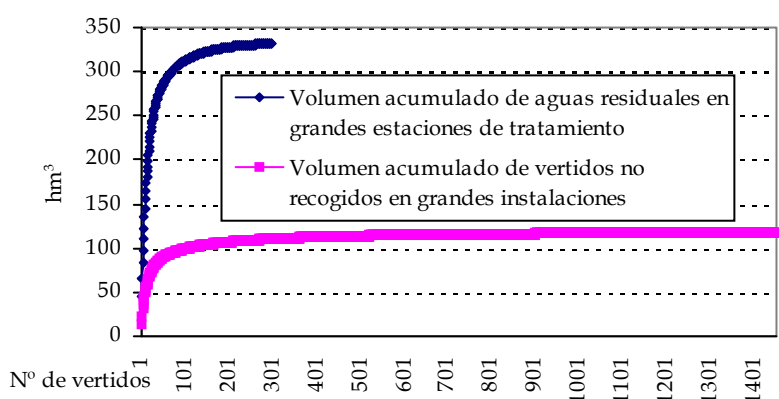


Figura 103. Volumen acumulado de vertidos urbanos con y sin grandes plantas de tratamiento de aguas residuales (CHJ, 2004).

Los vertidos industriales pueden ser clasificados adicionalmente en función del tipo de actividad que los genera, ya que el grado de peligrosidad y contaminación tiene una fuerte dependencia de la actividad de que se trate. El tipo de actividad, clasificación del CNAE, permite clasificar las actividades en potencialmente muy contaminantes, que son las que quedan comprendidas en la Directiva IPPC, y las potencialmente menos contaminantes, tal y como aparece en la Figura 104 donde también se distinguen por el volumen de vertido que generan.

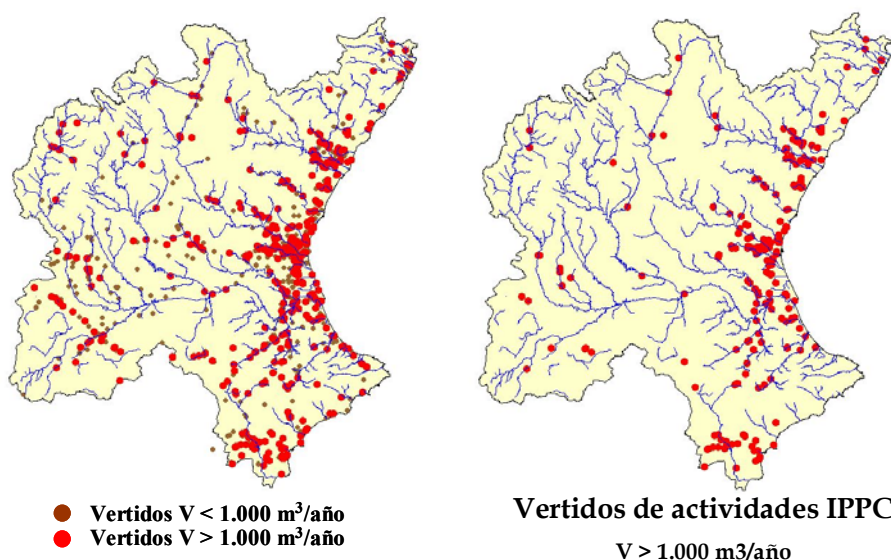


Figura 104. Vertidos industriales clasificados por el volumen y por el grado de peligrosidad de la actividad (CHJ, 2004).

Actualmente se cuenta también con el registro EPER donde se incluyen las actividades consideradas IPPC. Esta información deberá incluirse en los desarrollos futuros.

Existe un elevado número de vertidos industriales al igual que sucedía con los vertidos urbanos. Por este motivo y con el objetivo de centrar la atención en los de mayor importancia, es recomendable la definición de umbrales mínimos para seleccionar los vertidos industriales a los que se debe prestar mayor atención en la caracterización. Sin embargo descartar los vertidos inferiores a un umbral, si se dispone de la información, puede infravalorar el efecto de la contaminación industrial, ya que como se observa en la Figura 105, existen polígonos industriales sin redes de colectores donde se producen un gran número de vertidos pequeños, cuya agrupación puede equivaler a un gran vertido industrial. Por todo ello, no se recomienda que se fijen umbrales mínimos con el objetivo de únicamente analizar los vertidos mayores a este umbral, ya que pueden realizarse estimaciones de presión que queden del lado de la inseguridad.

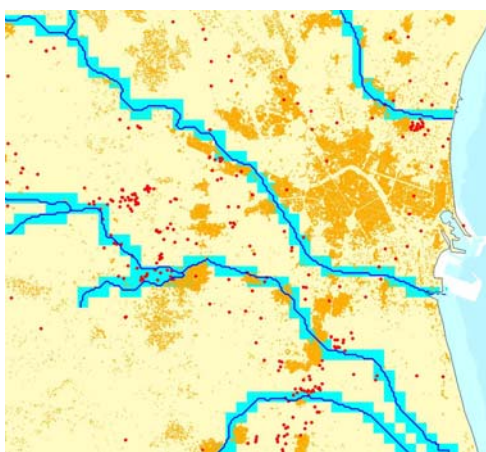


Figura 105. Vertidos industriales en una pequeña área próxima a la ciudad de Valencia (CHJ, 2004).

Otro foco de contaminación puntual importante lo constituyen las 19 piscifactorías existentes en la Confederación (Figura 106), de las cuales se ha recopilado e introducido en bases de datos su localización y el volumen de vertido que emiten. Las condiciones naturales de los ríos permiten el establecimiento de especies salmonícolas en los tramos de cabecera, ciprinícolas en los tramos medios y mariscos y moluscos en las desembocaduras y aguas de transición, donde se produce la mezcla de agua dulce y marina.

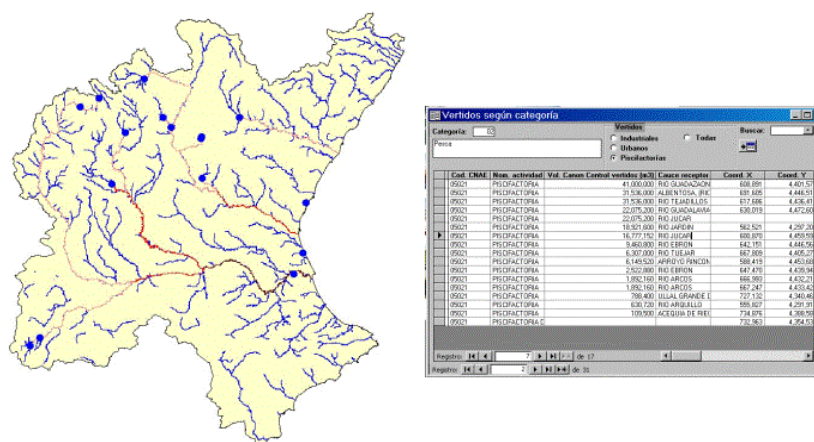


Figura 106. Localización de piscifactorías e información asociada en base de datos (CHJ, 2004).

Una vez localizadas y caracterizadas las principales fuentes puntuales de contaminación de la Confederación, el siguiente paso consiste en evaluar la presión que provocan en las masas de agua. Para ello se utiliza la acumulación en la red de drenaje de las presiones producidas en los distintos puntos de la cuenca.

A modo de ejemplo se indica detalladamente la obtención de las presiones correspondientes a las piscifactorías. Estas instalaciones se caracterizan por la emisión de altas concentraciones de nutrientes, como fósforo y nitrógeno, y de materia orgánica, lo que eleva la demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y reduce el contenido de oxígeno disuelto en el agua. Dado que la contaminación por materia orgánica se caracteriza por la degradación de la misma, es decir por la autodepuración de los vertidos producidos, es necesario incluir estos efectos de reducción de la presión a medida que avanza el vertido. El efecto de autodepuración de los vertidos orgánicos ha sido considerado empleando una ecuación que considera el decaimiento de dicha presión en función de la distancia recorrida por el vertido (la ecuación empleada se corresponde con la cinética de degradación de orden uno, siendo  $C=C_0 e^{-kx}$ ). La mayor o menor autodepuración depende del factor  $k$  que se introduzca en la expresión, el cual depende de los procesos biológicos que se produzcan, de la temperatura del agua, del grado de dilución del vertido, etc... Para el análisis realizado, el factor  $k$  se ha calibrado con el objeto de ajustar los resultados a los datos que muestran las redes de medida, tomándose un valor de  $0,01 \text{ km}^{-1}$  (Figura 107), que implica una reducción de la presión de un 60% a los 100 km de viaje.



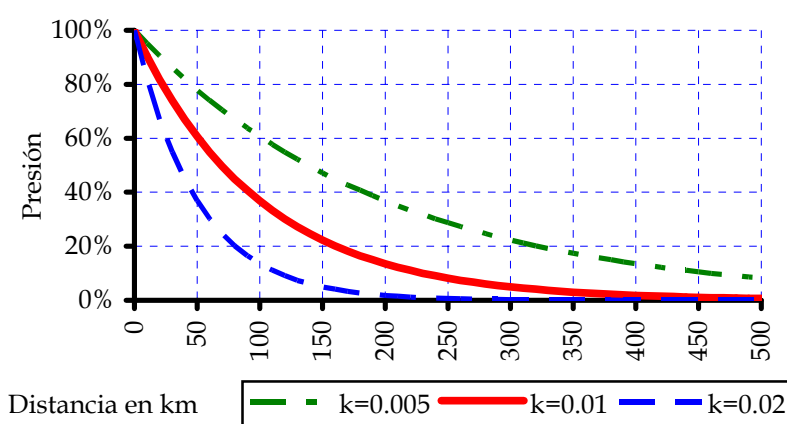


Figura 107. Decaimiento del efecto del vertido en función de la distancia (CHJ, 2004).

En la Figura 108 se muestra la presión sobre las masas de agua que representan los vertidos de las piscifactorías, no considerando (lado izquierdo) y considerando la autodepuración de los mismos (lado derecho). Como se observa, deben considerarse estos procesos ya que en la realidad a elevadas distancias del vertido el efecto del mismo es muy reducido.

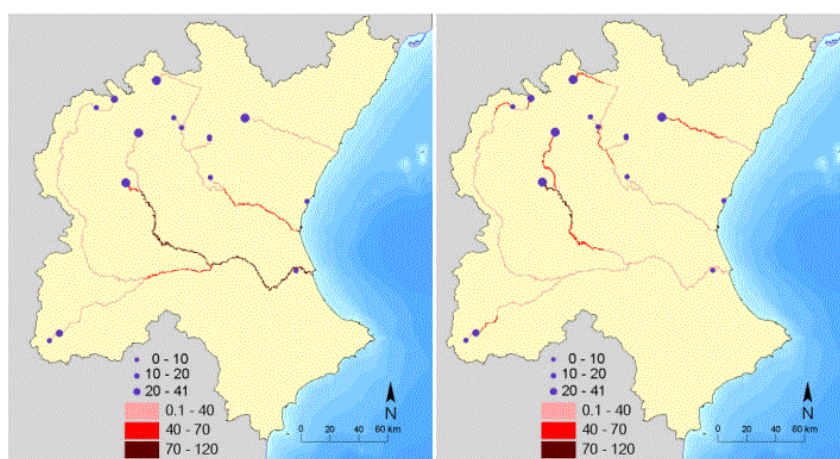


Figura 108. Presión producida por las piscifactorías en masas de agua superficiales, no considerando la autodepuración (lado izquierdo, en  $\text{hm}^3$ ) y considerando la autodepuración (lado derecho) (CHJ, 2004).

Para los vertidos urbanos, caracterizados también por elevados contenidos de materia orgánica, se ha considerado de igual forma el efecto de la autodepuración, aplicando la misma formulación que en el caso de las piscifactorías, tal y como aparece en la Figura 109.

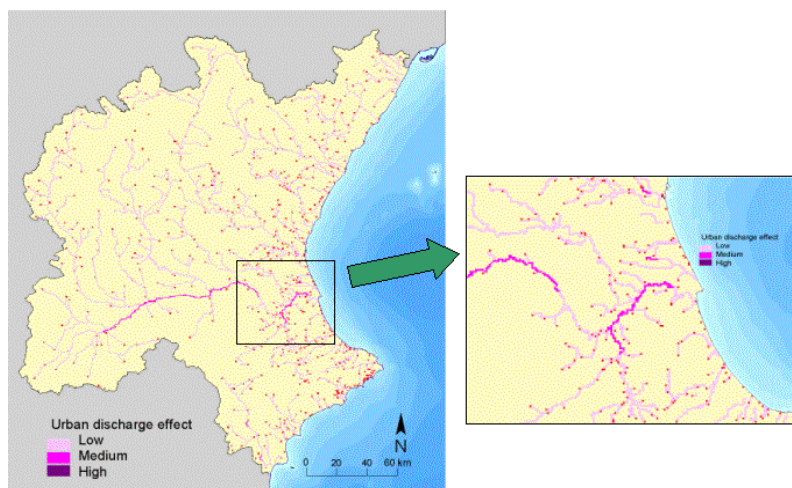


Figura 109. Presión producida por los vertidos urbanos en las masas de agua (CHJ, 2004).

Caso diferente son los vertidos industriales, caracterizados por componentes conservativos como: metales, sales, sustancias tóxicas, etc... En este tipo de vertidos es más difícil establecer la hipótesis de existencia de autodepuración por lo que se ha procedido a su acumulación sin considerar el decaimiento de la presión que se origina en función de la distancia recorrida. La Figura 110 muestra la presión generada por estos vertidos, destacando los tramos finales de los ríos Turia, Júcar y Palancia, así como la Rambla del Poyo, los valles de Albaida, del Magro, del Serpis y del Vinalopó.



Figura 110. Presión producida por los vertidos industriales en las masas de agua (CHJ, 2004).

Respecto a la contaminación difusa, la fuente más importante procede de las prácticas agrícolas, y concretamente por: los nutrientes, las sales, la materia en suspensión, los pesticidas, etc..., que se disuelven en el agua a su paso por las zonas agrícolas, ya sea en los retornos de agua de riego o en el agua de lluvia que atraviesa estas zonas, tanto de secano como de regadío.



En este análisis se ha considerado como primera aproximación de presión exclusivamente los retornos de riego, dejándose el resto de componentes mencionados para trabajos futuros. Los retornos son estimados a partir de las dotaciones de riego y la eficiencia de cada una de las unidades de demanda agrícolas (UDAs) existentes en la cuenca y posteriormente son acumulados en las masas de agua, véase la Figura 111.

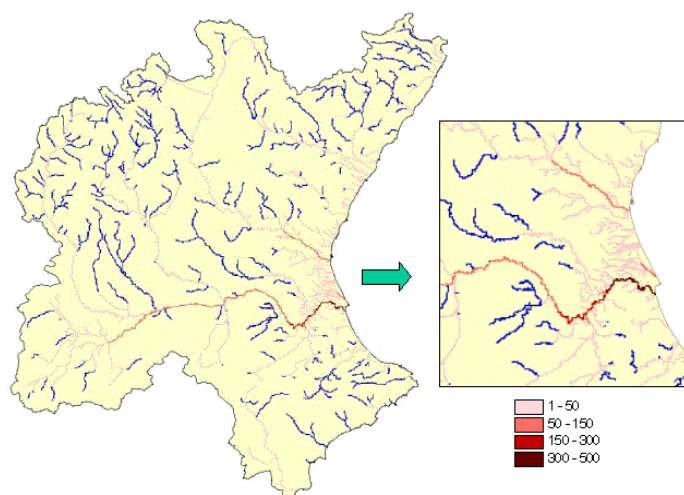


Figura 111. Presión producida por los retornos de riego en las masas de agua de la CHJ (CHJ, 2004).

Finalmente, se ha elaborado un indicador que engloba la presión producida por los distintos tipos de presiones por contaminación consideradas, tanto las de origen puntual como las de origen difuso, ponderando cada una de ellas con diferentes pesos. Este indicador refleja la cantidad de contaminación que llega a cada una de las masas de agua superficiales teniendo en cuenta el caudal actual circulante en cada una de estas masas. Por su parte, el caudal circulante ha sido obtenido mediante la detracción al caudal en condiciones naturales de las abstracciones de agua de los diferentes usos: las demandas agrícolas, urbanas e industriales, obtenidas en los apartados anteriores (Figura 112). El indicador global de presión se obtiene utilizando la expresión:

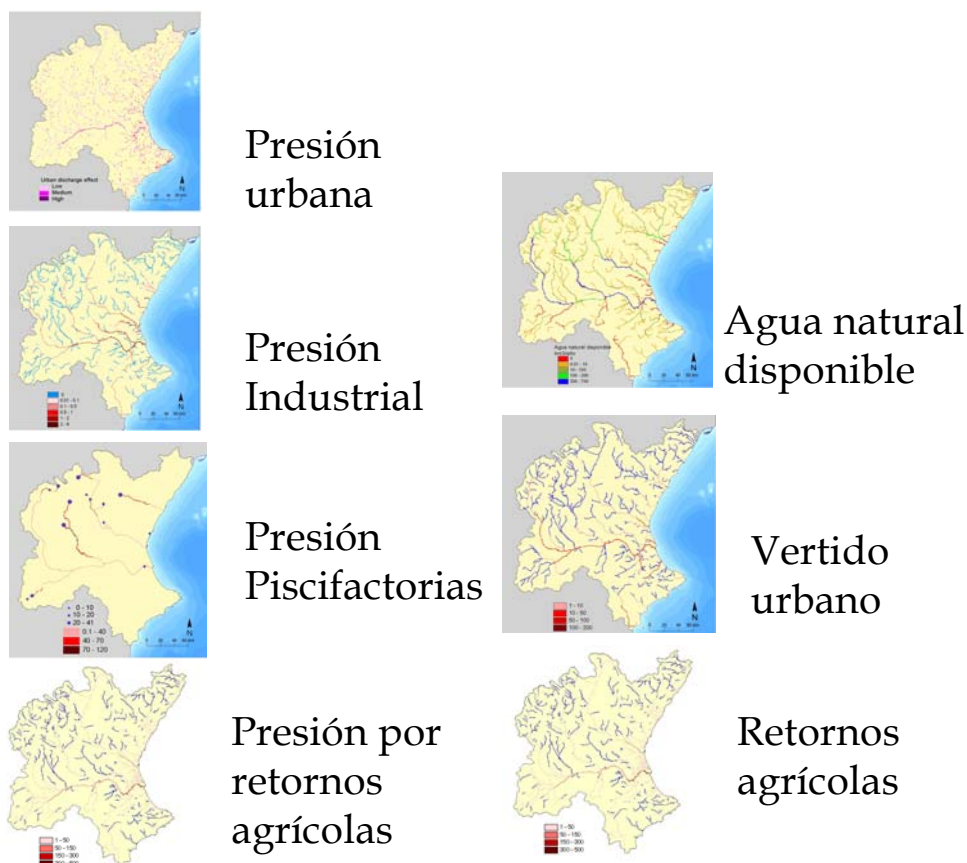


Figura 112. Mapas necesarios para la obtención del indicador de presión (elaboración propia).

$$NivelPresion = \frac{k_1 \cdot PresUrb + k_2 \cdot PresIndus + k_3 \cdot PresPisci + k_4 PresRetagricola}{AguaDisponible + RetUrbano + RetAgricola} \quad (Ec. 70)$$

con:  $K_1=10$   $K_2=20$   $K_3=1$   $K_4=0,1$

Los valores de los coeficientes  $K_1$ ,  $K_2$ ,  $K_3$ ,  $K_4$ , indican el peso de cada una de las presiones sobre el indicador global. Estos pesos han sido obtenidos por calibración, considerando que la presión industrial, debido a sus características, provoca un mayor efecto que la presión urbana.

El indicador de presión por contaminación clasificado en 5 clases se muestra en la Figura 113, desde masas de agua sometidas a muy baja presión (color azul) a masas de agua sometidas a muy alta presión (color rojo). Las clases se definen de la siguiente forma: 0-0,1 presión muy baja, 0,1-0,2 presión baja, 0,2-0,3 presión media, 0,3-0,5 presión alta, 0,5-1 presión muy alta.

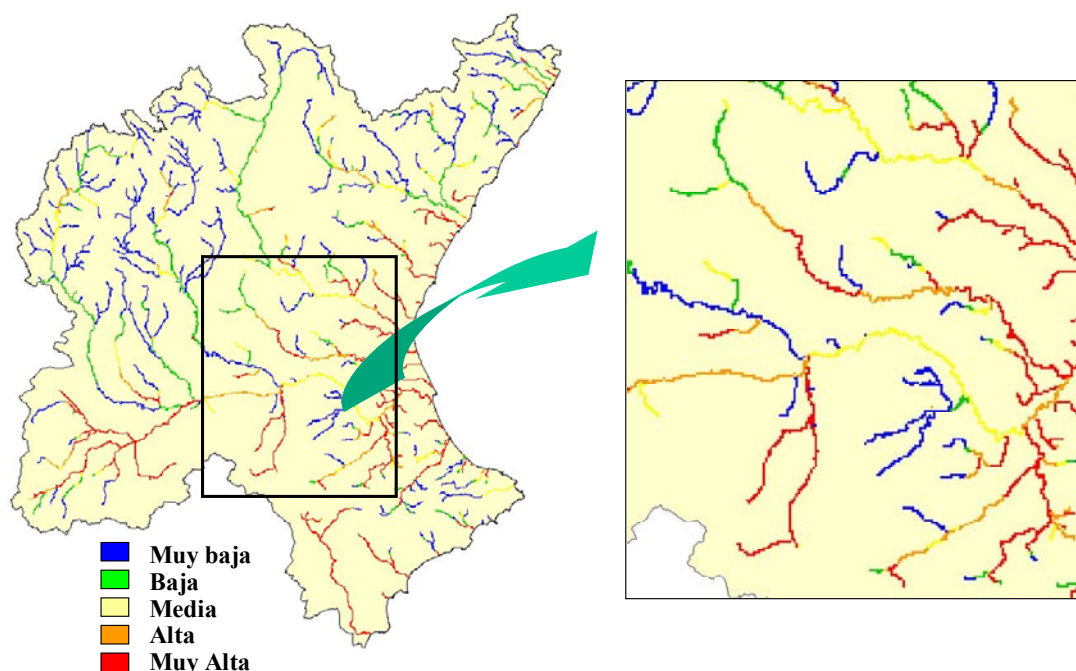


Figura 113. Indicador global de presión por contaminación en las masas de agua superficiales de la CHJ (CHJ, 2004).

Las zonas de la Confederación Hidrográfica del Júcar con mayores niveles de presión, son: las zonas donde los caudales actuales son muy reducidos o aparecen únicamente durante los eventos de precipitación, como el río Vinalopó, el Canal de María Cristina en la llanura Manchega, ramblas como la del Poyo y Carraixet, etc...; zonas donde los retornos agrícolas son muy elevados y además los caudales superficiales actuales se han visto fuertemente reducidos, como los tramos medios y finales de los ríos Júcar, Turia, Palancia, Serpis, Albaida, etc...; o puntos donde el vertido de aguas residuales depuradas es relativamente importante respecto a los caudales actuales, como el tramo medio del río Magro, a su paso por Utiel y Requena, el río Júcar a su paso por Cuenca, o algunos afluentes del río Turia.

### ***6.1.2 Impactos en las masas de agua superficiales***

El análisis de impactos trata de obtener, a partir de las redes de medida de la calidad físico-química y biológica, cuál es el estado de las masas de agua, indicando qué masas sufren en la actualidad un impacto y cuáles no. Los

criterios de evaluación y cuantificación de los impactos referidos a presiones hidromorfológicas se encuentran en estudio en este momento por lo que no aparecen en este análisis. La metodología utilizada se basa en el “*Manual para el análisis de presiones e impactos relacionados con la contaminación de las masas de agua superficiales*” (MIMAM, 2003), de la Dirección General del Agua del Ministerio de Medio Ambiente.

El análisis de impactos debe comparar el estado de las masas de agua con los objetivos medioambientales definidos en la actualidad, mediante la legislación vigente, o establecidos en la DMA. Esta distinción en la comparativa lleva a la definición de: “*impacto comprobado*”, aquel que supone un incumplimiento de la legislación ambiental actual; “*impacto probable*”, aquel que supondrá un incumplimiento de los objetivos medioambientales definidos en la DMA; y masas de agua “*no sometidas a impacto*”, cuando los índices de calidad estén dentro de los objetivos ambientales.

Para realizar esta comparativa es necesario el análisis de los datos recogidos en las redes de medida, tanto de calidad química como de calidad biológica del agua, además de apoyarse en estudios específicos sobre el estado de las masas de agua, como por ejemplo la desaparición de una especie en particular, o la existencia de proliferaciones repentinas de fitoplancton denominados “*blooms*”. Mediante estos análisis comparativos las masas de agua se deben clasificar en las siguientes categorías, como ya se ha indicado anteriormente en:

- Masas de agua sometidas a impacto comprobado.
- Masas de agua sometidas a impacto probable.
- Masas de agua sin impacto.
- Masas de agua sin datos para evaluar el impacto.

La determinación del impacto comprobado es mucho más directa y clara que el impacto probable, ya que se basa en el cumplimiento o incumplimiento de los objetivos ambientales definidos en la legislación actual, y que han sido objeto de informes periódicos a la Comisión Europea. Sin embargo, el impacto probable se basa en la determinación del cumplimiento o incumplimiento de los objetivos medioambientales que serán vigentes con el desarrollo de la DMA y del resto de legislación ambiental comunitaria que aparezca en el futuro, y que incluirá aspectos biológicos y ecológicos no definidos legislativamente en la

actualidad. Todo ello, hace necesaria la interpretación de los objetivos medioambientales que serán vigentes en el futuro, dando lugar a que este análisis no sea determinante puesto que está sujeto a las posibles modificaciones futuras de los objetivos medioambientales de las masas de agua.

Como ya se ha mencionado, las masas de agua sometidas a impacto comprobado son aquellas que incumplen en la actualidad los objetivos medioambientales definidos en la legislación estatal y son las que presentan en la actualidad mayor riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales de la DMA en el año 2015.

El estado de una masa de agua es el mínimo entre el estado físico-químico y el biológico de la misma, es decir, para alcanzar el buen estado ecológico es necesario tener el buen estado físico-químico y el buen estado biológico en la masa de agua superficial. Por este motivo, y dado que en la actual legislación únicamente se refiere a las condiciones físico-químicas, la determinación del impacto comprobado de una masa de agua únicamente puede realizarse atendiendo a sus características físico-químicas, siendo la siguiente legislación Europea de referencia:

- Directiva 75/440/EEC *a la calidad requerida para las aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable en los Estados miembros*, (ED, 1975).
- Directiva 76/464/EEC *relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad*, (EC, 1976a).
- Directiva 76/160/EEC *relativa a la calidad de las aguas de baño*, (EC, 1976b).
- Directiva 78/659/EEC *a la calidad de las aguas continentales que requieren protección o mejora para ser aptas para la vida de los peces*, (EC, 1978).
- Directiva 91/271/EEC *sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas*, (EC, 1991a).
- Directiva 91/676/EEC *relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en agricultura*, (EC, 1991b).

Sin embargo, para la determinación de las masas de agua sometidas a impacto probable, se considerarán los objetivos definidos en la DMA que deberán incluir:

- Los indicadores biológicos del estado de las masas de agua.
- Las irregularidades que se produzcan en los ecosistemas acuáticos.
- Las deficiencias de oxígeno que se produzcan.

- Los índices de salinización de las masas de agua.
- Los indicadores de eutrofización de las masas de agua.
- La existencia de sustancias del anexo VIII de la DMA (tóxicas y peligrosas).

Las masas de agua no sometidas a impacto serán aquellas que no sufren daños significativos en la actualidad, y son a su vez las que permiten definir las condiciones de referencia del resto de masas, puesto que se encuentran en condiciones próximas a las condiciones naturales.

### **6.1.2.1 Impacto comprobado**

En primer lugar se realiza la determinación de las masas de agua con algún impacto comprobado en los últimos años, tomando la información de los informes trianuales remitidos a la Unión Europea con motivo del seguimiento del cumplimiento de las directivas enumeradas anteriormente. En las figuras siguientes se muestran los resultados del conjunto de estos informes, indicando la aptitud o cumplimiento (color verde), o no-aptitud o incumplimiento (color rojo), de forma que si en alguno de los informes remitidos un punto ha incumplido, pese a cumplir en el resto de los informes, se ha marcado como incumplimiento. Este análisis que se ha realizado con el conjunto de la información, para conocer en primera aproximación las zonas problemáticas, deberá realizarse en el futuro considerando la evolución temporal de las condiciones de calidad.

En la Figura 114 izquierda aparece el mapa referido a la legislación de agua prepotable (CD, 1975), correspondiente a la calidad de las aguas superficiales para la producción de agua destinada al consumo humano. En la Figura 114 derecha aparece la correspondiente a la legislación de aptitud del agua para la vida piscícola (CD, 1978). La mayoría de los incumplimientos aparecen en la zona sureste de la Confederación.

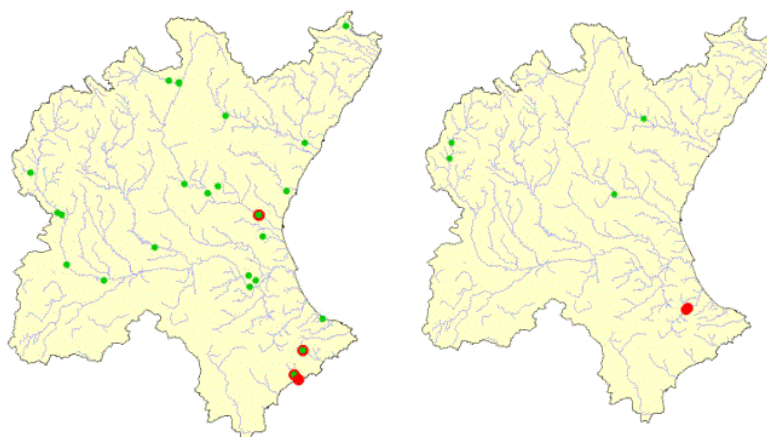


Figura 114. Puntos de medida con y sin impacto comprobado. En la izquierda aptitud o no aptitud de las aguas superficiales para la producción de agua potable y en la derecha aptitud o no aptitud del agua para la vida piscícola. (Color rojo impacto comprobado, color verde no impacto) (CHJ, 2004).

Otra de las principales legislaciones vigentes en la actualidad, es la correspondiente a las sustancias tóxicas y peligrosas (CD, 1976a), que son aquellas que por sus características de persistencia, bioacumulación o toxicidad, representan un importante riesgo para el ser humano. Estas sustancias están referidas en la Lista I y la Lista II, del Real Decreto 995/2000 “por el que se fijan objetivos de calidad para determinadas sustancias contaminantes y se modifica el Reglamento de Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril”. En la Figura 115 en el lado izquierdo se muestran las detecciones de sustancias de la Lista I, y en el lado derecho las detecciones de las sustancias de la Lista II.

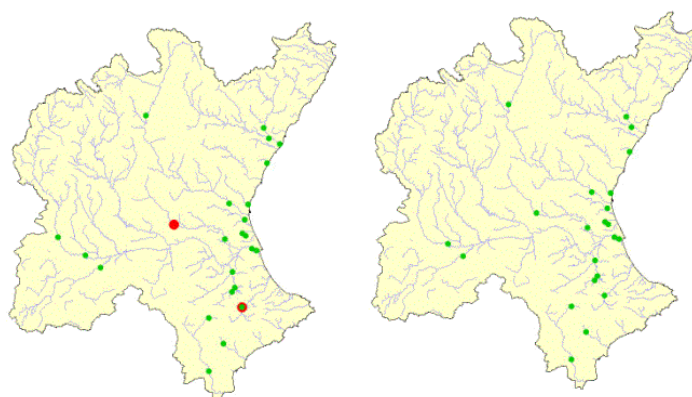


Figura 115. Puntos de medida con y sin impacto comprobado. En la derecha puntos de medida y lugares donde se han detectado sustancias de la Lista I, y en la izquierda puntos de medida y lugares donde se han detectado sustancias de la Lista II. (Color rojo impacto comprobado, color verde no impacto) (CHJ, 2004).

### 6.1.2.2 Impacto probable

El impacto probable corresponde al incumplimiento de los objetivos medioambientales que se definan en la DMA, e incluirá, según indica el anexo V, para la clasificación del estado ecológico de las masas de agua superficiales: aspectos físico-químicos, aspectos biológicos y aspectos hidromorfológicos. Como ya se indicó, únicamente se analizarán los aspectos físico-químicos y biológicos, para lo que se utiliza toda la información disponible en las redes de medida existentes, ya que respecto al estado morfológico no están definidos en su totalidad los criterios de evaluación.

Para evaluar el estado físico-químico del agua se ha utilizado el conjunto de parámetros más representativos, como son: el contenido de oxígeno, que indica la presencia o no de materia orgánica y la aptitud del agua para vida piscícola; el contenido de cloruros, indicador o no de presencia de retornos de riego o vertidos urbanos; y el contenido de fósforo o la presencia de clorofila, que son indicadores de posibilidad o desarrollo de eutrofización.

En primer lugar se muestran, en la Figura 116, los puntos con buen estado (color verde) y mal estado (color rojo). En el lado izquierdo se representa el estado del agua en función del contenido de oxígeno disuelto en el agua, fijando el buen estado en más de 4 mgO<sub>2</sub>/l en el 100% de las muestras y más de 7 mgO<sub>2</sub>/l en el 50% de las muestras, que se corresponde con el nivel de aptitud del agua para la vida piscícola de especies del tipo ciprinícola. Y en el lado derecho, en función del contenido de cloruros donde para definir el buen estado se ha seguido las recomendaciones de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos de América (EPA), que fija el buen estado si el valor medio de las muestras es inferior a 230 mg/l y el máximo valor de las muestras es inferior a 860 mg/l.



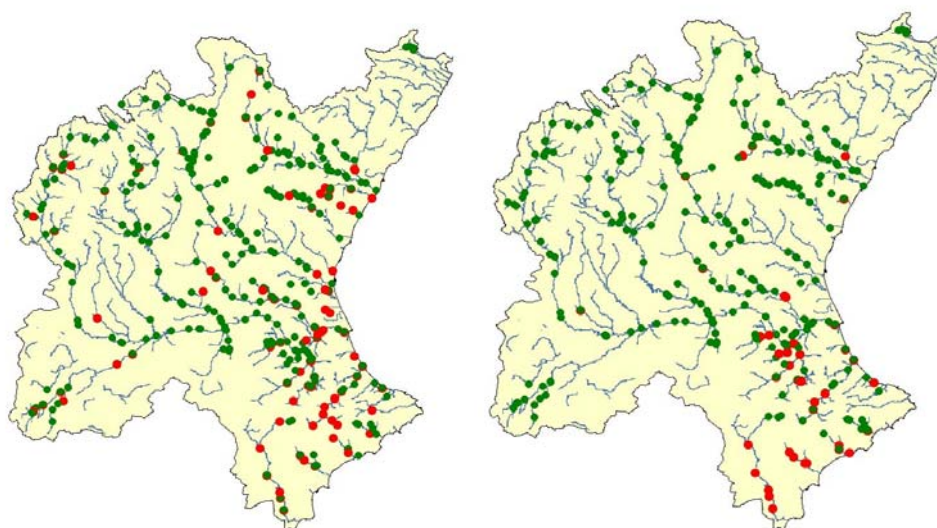


Figura 116. Indicadores químicos, contenido de oxígeno disuelto para la vida ciprinícola en el lado izquierdo y concentración de cloruros según los criterios de la EPA en lado derecho. (Verde buen estado, rojo no buen estado) (CHJ, 2004).

No sólo deben analizarse los valores medios sino también, en desarrollos futuros, deberá tenerse en cuenta la evolución temporal de los indicadores químicos, pues existe una variabilidad anual de algunos de ellos, como por ejemplo se observa en la evolución del oxígeno disuelto en la estación de “*Los Frailes*” del río Júcar (Figura 117).

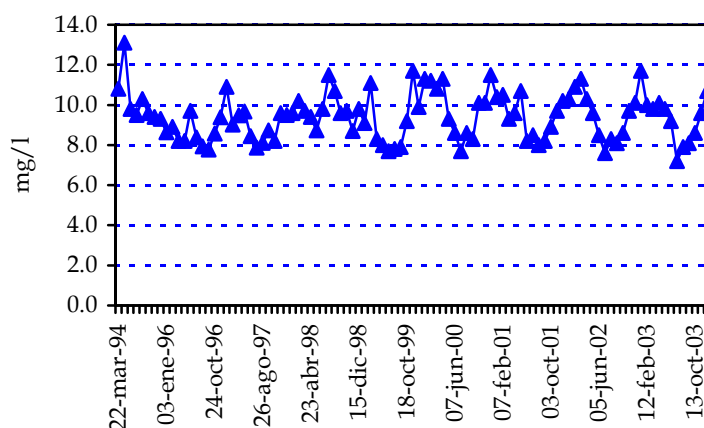


Figura 117. Evolución del oxígeno disuelto en la estación de “*Los Frailes*” en el río Júcar (CHJ, 2004).

En la Figura 118 se muestra el estado del agua respecto al contenido de fósforo (lado izquierdo) y a la existencia de eutrofia en lagos o embalses, utilizando el contenido de clorofila (lado derecho), indicadores, respectivamente, de presencia de vertidos urbanos o de la potencialidad o existencia de procesos de eutrofización. Como buen estado (color verde) respecto al contenido de fósforo

se han considerado los puntos con concentraciones inferiores 0,15 mg/l, mientras que el criterio de buen estado referido a la presencia de clorofila se ha fijado siguiendo la Clasificación del grado de Eutrofia de lagos y embalses (OCDE, 1982) donde se considera existencia de eutrofia (color rojo) si la media de las mediciones da un valor mayor que 8 mg/m<sup>3</sup>, o si el máximo valor muestreado es mayor a 25 mg/m<sup>3</sup>.

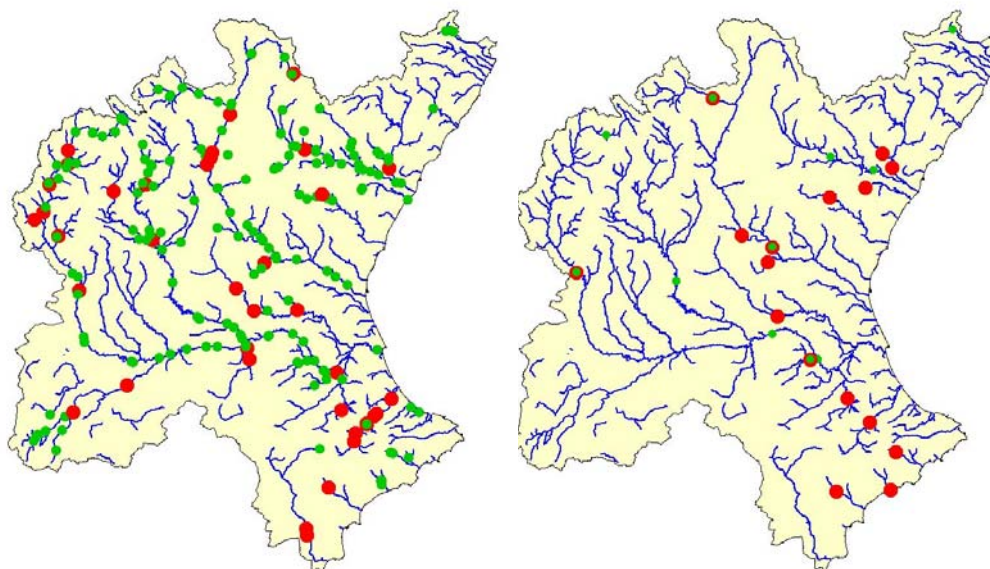


Figura 118. Indicadores químicos, de contenido de fósforo (lado izquierdo) y de presencia de eutrofia (lado derecho) (CHJ, 2004).

El estado biológico de las masas de agua se obtiene mediante la combinación de los cuatro indicadores biológicos evaluados en la Confederación Hidrográfica del Júcar: un indicador de macroinvertebrados, el IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party) (Alba et al., 1988) que es una adaptación a la Península Ibérica del BMWP (Hellowell, 1978); el índice de diatomeas; el índice de calidad ecotrófica; y el índice de macrófitas.

La Figura 119 muestra los resultados de cada uno de estos indicadores en la Confederación, teniendo los cuatro indicadores resultados similares a lo largo de toda la cuenca.

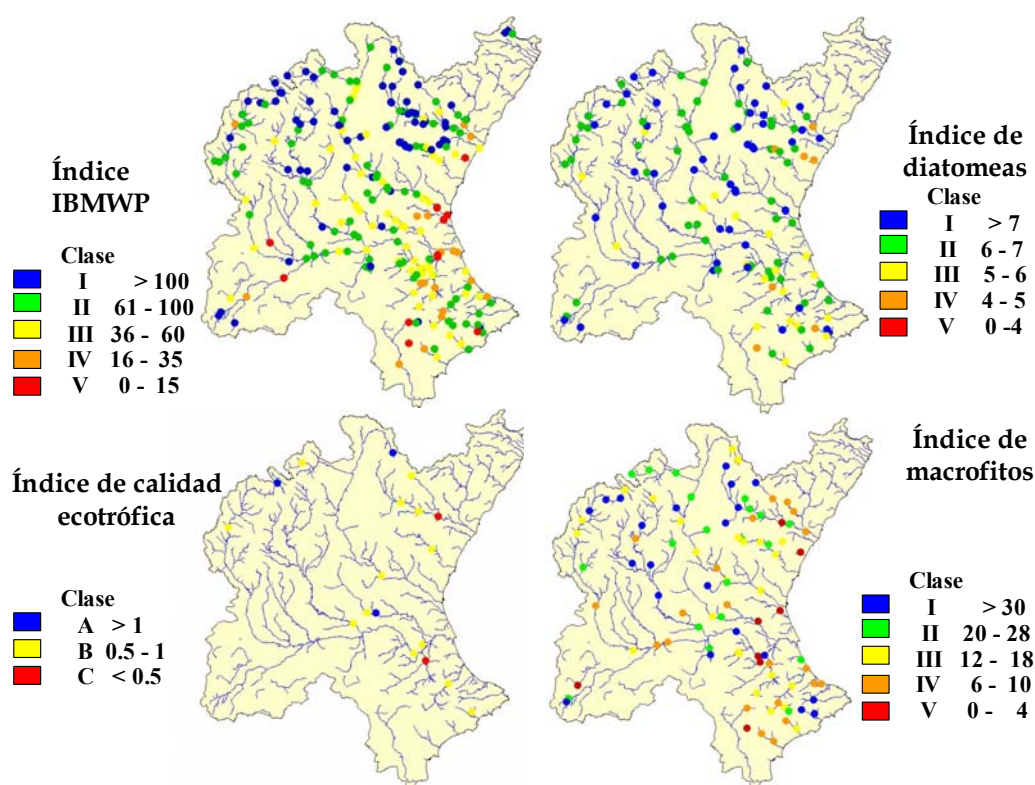


Figura 119. Índices biológicos en la CHJ (CHJ, 2004).

Al igual que sucede con los indicadores químicos, los biológicos no permanecen constantes en el tiempo (véase la Figura 120 con el IBMWP registrado en la estación de “Los Frailes” en el río Júcar) por lo que es adecuado su análisis tanto temporal como espacial en los análisis futuros.

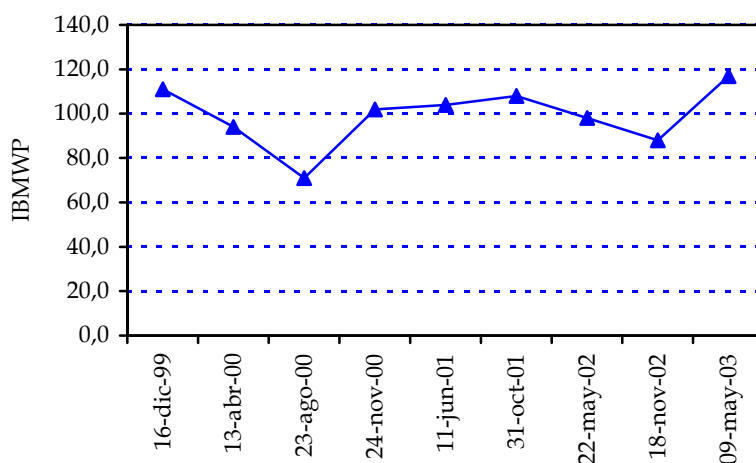


Figura 120. IBMWP registrado en la estación de “Los Frailes” en el río Júcar (CHJ, 2004).

### 6.1.2.3 Combinación de indicadores

El estado ecológico de las masas de agua se obtiene como la combinación de los estados químico, biológico y hidromorfológico, que a su vez se han obtenido mediante la combinación de diferentes indicadores, como por ejemplo oxígeno disuelto, conductividad, salinidad, etc... La forma de combinar estos indicadores, y a su vez de combinar los distintos estados puede llevar a resultados bien diferentes, y es objeto de análisis en la actualidad por diferentes grupos de trabajo de la Comisión Europea.

Como ejemplo en la Figura 121 se muestra la forma de combinar los distintos indicadores biológicos para obtener el estado biológico de las masas de agua. En dicha figura se compara el IBMWP (lado izquierdo) con la combinación de todos los indicadores, considerando el estado biológico como el pésimo valor de cualquiera de ellos (lado derecho). La combinación mediante el mínimo estado, proporciona como resultado un peor estado biológico, especialmente en las zonas montañosas del noroeste de la cuenca donde se pasa de muy buen estado a buen estado, y en las zonas del sur donde se pasa a obtener puntos en muy mal estado biológico.

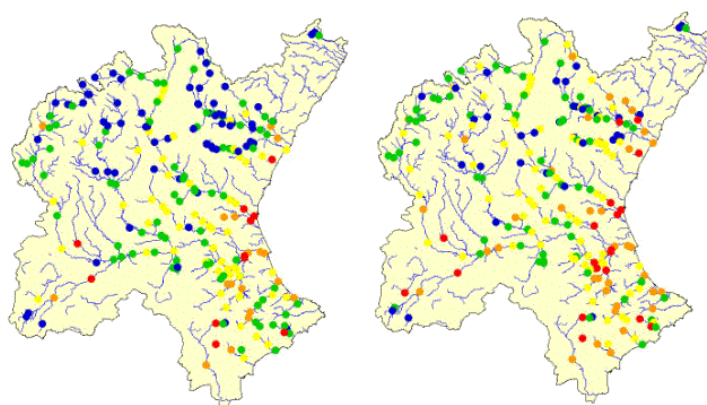


Figura 121. IBMWP (lado izquierdo) y combinación mediante el pésimo valor de los 4 indicadores biológicos (lado derecho) (CHJ, 2004).

En la actualidad, se están realizando diferentes análisis sobre la combinación de indicadores y de estados para obtener el estado ecológico de las masas de agua, ya que, por ejemplo, utilizando el criterio de indicador pésimo, a mayor cantidad de indicadores mayor probabilidad de no alcanzar el buen estado ecológico. En esta línea de trabajo, actualmente se trata de obtener el estado ecológico como se muestra en la Figura 122. En primer lugar, obtener el estado



de los elementos cualitativos como la media de los indicadores básicos empleados, en segundo lugar, obtener los estados básicos como el mínimo de los estados de los elementos cualitativos y finalmente obtener el estado ecológico como el valor mínimo obtenido del estado básico ecológico y del estado básico químico.

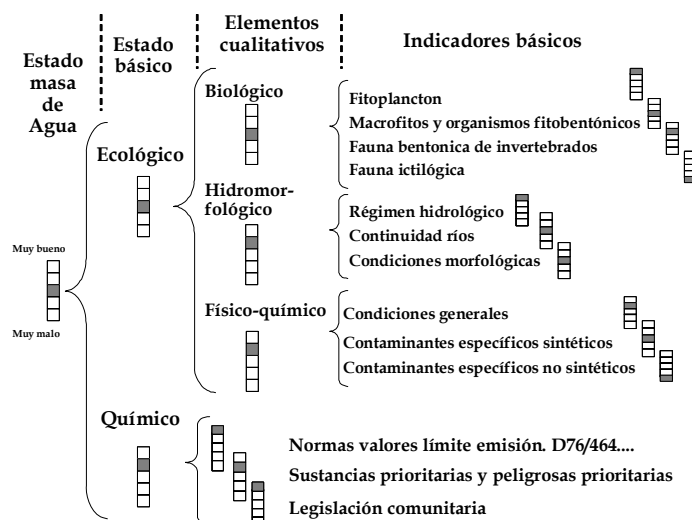


Figura 122. Combinación de indicadores para obtener el estado ecológico (CHJ, 2004).

Siguiendo el proceso anterior, la obtención del impacto en las masas de agua superficiales se realiza considerando la pésima situación de los estados: biológico, físico-químico e hidromorfológico (el cual no se ha analizado como ya se ha indicado). El resultado se muestra en la Figura 123.

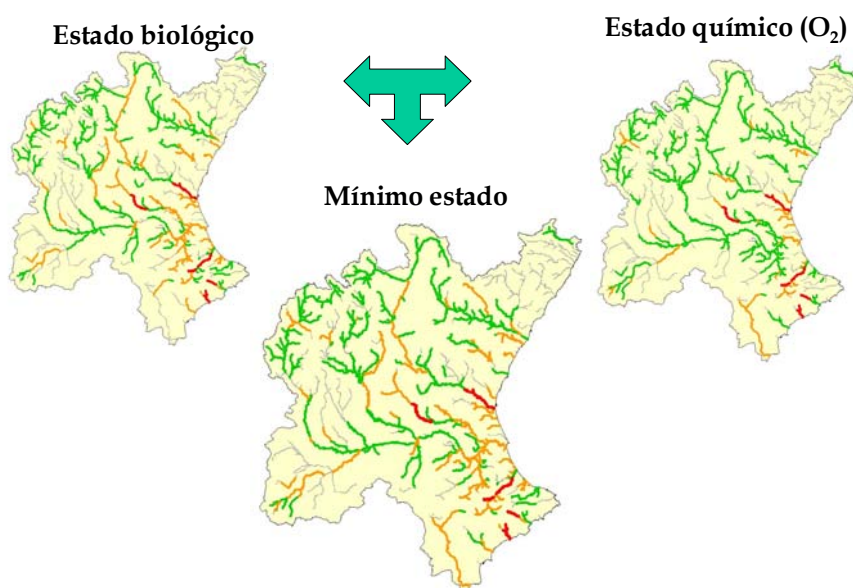


Figura 123. Estado biológico (izquierdo superior) y químico (lado derecho superior) y combinación mínima obteniendo los impactos de las masas de agua (elaboración propia y publicado en CHJ, 2004).

### 6.1.3 Masas de agua superficiales en riesgo

Esta metodología termina identificando las masas de agua en riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales de la DMA, que se obtienen como una combinación entre las masas de agua sometidas a presiones significativas y las masas de agua con impacto comprobado o probable. Para ello, y con el objetivo de validar el análisis realizado, se contrastan los resultados de nivel de presión en las masas de agua con el valor de estado biológico obtenido con el indicador biológico IBMWP, Figura 124, donde se observa el buen acuerdo entre ambos resultados, lo que valida la metodología desarrollada.

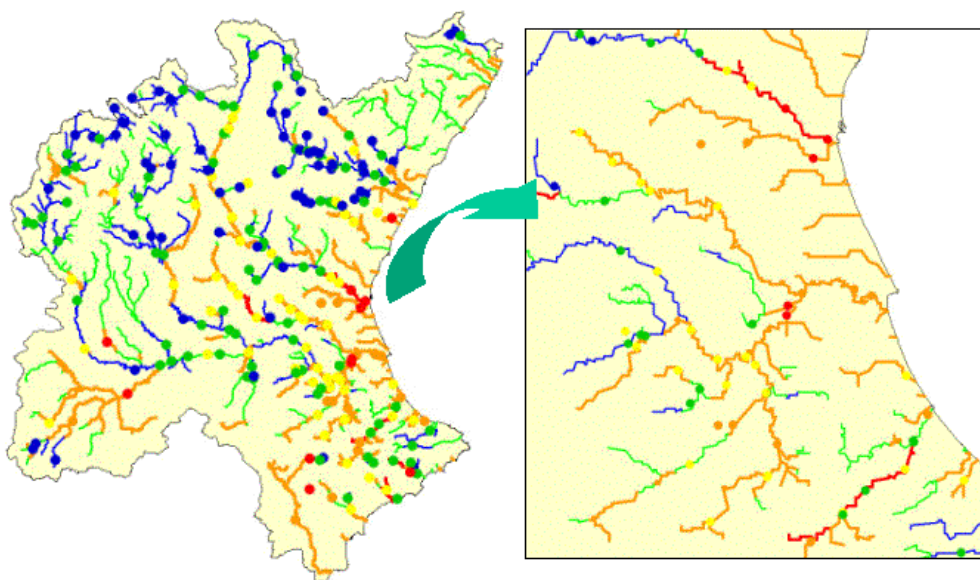


Figura 124. Niveles de presión en las masas de agua (tramos coloreados) comparado con el indicador biológico IBMWP (puntos coloreados) (CHJ, 2004).

De la figura anterior existen ciertas matizaciones que mejorarán los análisis de presiones futuros. Se han encontrado discordancias, aguas abajo de algunos embalses, entre los resultados de nivel de presión y la situación biológica del agua. Como se observa en el tramo de río pintado de color rojo en la parte inferior derecha del recuadro derecho, en el tramo medio y bajo de ese río, correspondiente al río Serpis, la calidad biológica es superior a lo esperado con el análisis de presiones, lo que se debe a la autodepuración que produce el embalse de Beniarrés situado en ese río, ya que, como indican algunos autores los embalses mejoran la calidad de las aguas de ríos con altos niveles de

contaminación. Por todos estos motivos se recomienda, para trabajos futuros, incluir en el análisis de presiones una reducción de las mismas por la presencia de grandes embalses de regulación.

Continuando con el desarrollo de la metodología, y combinando los resultados obtenidos de presiones e impactos de los apartados anteriores, mediante las equivalencias de la tabla siguiente, recomendada por el MIMAM (2003), se obtienen los diferentes niveles de riesgo de no alcanzar los objetivos ambientales, clasificados en riesgo alto, riesgo medio, riesgo bajo y riesgo nulo.

RIESGO	MASA DE AGUA
ALTO	Presión significativa + Impacto comprobado
	NO Presión significativa + Impacto comprobado
MEDIO	<sup>(1)</sup> Presión significativa + Impacto probable
	Presión significativa + No existen datos del estado
	NO Presión significativa + Impacto probable
BAJO	Presión significativa + No existe impacto
	NO Presión significativa + No existen datos del estado
NULO	NO Presión significativa + No existe impacto

Tabla 7. Criterios de asignación del riesgo de no alcanzar el buen estado ecológico en función de la presión y el impacto.

<sup>(1)</sup> Véanse los comentarios posteriores.

La aplicación de la tabla anterior permite clasificar las masas de agua según el riesgo de no alcanzar los objetivos ambientales, tal y como aparece en la Figura 125.

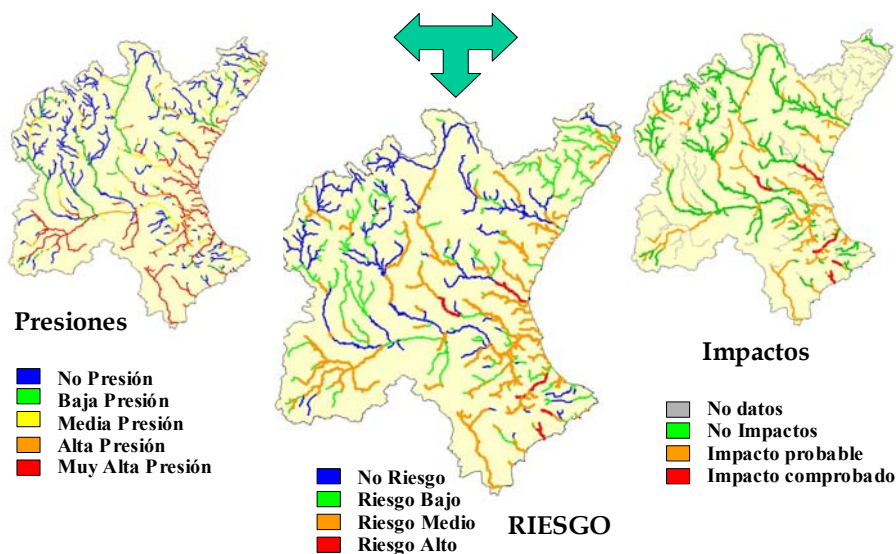


Figura 125. Combinación de presiones e impactos para obtener el riesgo de no alcanzar el buen estado ecológico en las masas de agua (elaboración propia y publicado en CHJ, 2004).

Con más detalle se muestran en la Figura 126 (lado izquierdo) las masas de agua en riesgo de no alcanzar el buen estado ecológico, donde destacan con alto riesgo el tramo final del río Turia, algunos tramos del río Magro y del río Serpis, así como el río Amadorio y el río Guadalest. Además, a este grupo deberían sumarse parte de los tramos considerados con riesgo medio, y más concretamente los correspondientes a presión significativa e impacto probable (Figura 126 derecha, color rosa), sólo por no haber sido detectados como problemáticos hasta la actualidad se excluyen de ser considerados con impacto comprobado y por ese motivo no se les define como con riesgo alto.

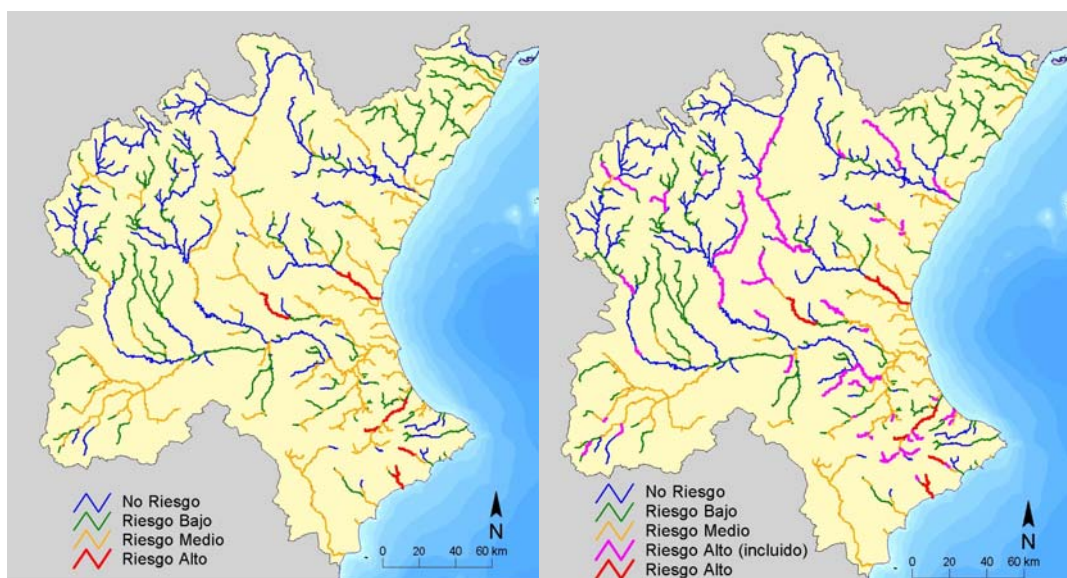


Figura 126. Masas de agua con riesgo de no alcanzar los objetivos ambientales (elaboración propia).



## ***6.1.4 Conclusiones del análisis en estado estacionario***

El análisis en estado estacionario permite de una forma rápida y sencilla determinar cuáles son las zonas con mayores problemas de una cuenca hidrográfica de gran tamaño y cuáles son las principales presiones que generan estos problemas. De esta forma, se determina en esta primera fase los parámetros químicos que más interesa modelar en la segunda fase de la metodología propuesta.

Las conclusiones obtenidas en relación a las presiones, indican que la agricultura, y más concretamente los retornos de regadío, es uno de los principales focos de contaminación en la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). Por este motivo los parámetros químicos asociados a la contaminación agrícola son los que deben analizarse de forma más detallada: como el nitrato, las sales y los fosfatos. Otra de las conclusiones es que la presión originada por la actividad agrícola se centra en la zona costera, por lo que en estas áreas debe centrarse la segunda fase de la metodología y deberían realizarse adicionalmente otros estudios de mayor grado de detalle.

La presión de origen urbano también es un agente importante en el estado actual de las masas de agua superficiales de la CHJ, por lo que los parámetros químicos que deben analizarse en este caso serían: la materia orgánica, los nutrientes, como el fósforo y el nitrato, y las sales.

Por otra parte, el alto grado de depuración actual de la mayoría de los vertidos urbanos hace que los problemas por presencia de materia orgánica en la CHJ vayan siendo cada vez menores y se centren a zonas concretas, por lo que es más adecuado analizarlos con modelos de mayor detalle que el modelo que se utiliza en la segunda fase de la metodología propuesta, el modelo "Patrical". No obstante la mayor parte de los sistemas de depuración actuales de la CHJ no incluyen la eliminación de nutrientes, por lo que es de sumo interés analizar cuál es el contenido de fósforo o de nitrato que incorporan los efluentes urbanos a las masas de agua.

En relación al análisis de impactos se obtiene como conclusiones, que existe una alta correlación entre los indicadores físico-químicos y los indicadores biológicos, ya que existe una alta coincidencia en los puntos en que ambos indicadores detectan problemas. Las zonas donde se detectan mayores problemas de calidad corresponden a los tramos medios y bajos de los ríos, zonas donde también coinciden los mayores niveles de presión, por lo que es en estos tramos finales donde deben centrarse los análisis posteriores.

La combinación de los niveles de presión con los niveles de impacto, en cada una de las masas de agua superficiales, consigue una redundancia que aporta mayor grado de robustez a las conclusiones que de este análisis se obtienen. Una vez más esta combinación indica que las zonas de mayores problemas son los tramos medios y finales de la mayoría de los ríos de la CHJ.

## *6.2 Aplicación del modelo hidrológico y de calidad del agua*

La segunda fase del análisis propuesto consiste en la aplicación de un modelo de simulación del ciclo hidrológico con calidad del agua, concretamente el modelo "Patrical" aplicado a todo el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ).

La elección de los parámetros químicos que se simulan con el modelo viene determinada por las conclusiones obtenidas en la primera fase de la metodología propuesta, son el transporte de nitratos y la conductividad eléctrica del agua. La presencia de ambos parámetros químicos en el agua tiene un origen fundamentalmente agrícola, aunque los efluentes urbanos también aumentan su concentración en las masas de agua.

Para poder modelar correctamente la calidad del agua es necesario contar en primer lugar con un modelo de simulación del ciclo hidrológico que reproduzca lo más fielmente posible los flujos de agua actuales, por lo que se ha construido un modelo de simulación hidrológica para la CHJ en régimen alterado (régimen actual). Además, también se ha simulado el modelo en régimen natural de forma que la comparación de los resultados de las dos simulaciones indicará cuáles son los efectos de las modificaciones de origen humano en los flujos de agua en la cuenca.

La modelación de la calidad permite reconstruir, en las masas de agua superficiales y subterráneas: la evolución histórica, los niveles actuales y las tendencias futuras de los dos parámetros modelados, el nitrato y la conductividad eléctrica del agua.

Finalmente, una vez calibrado el modelo de simulación con calidad del agua se analizan diferentes escenarios futuros de presión antrópica o de puesta en funcionamiento de medidas correctoras. La comparación entre los diferentes escenarios permite evaluar la eficacia de las medidas y el tiempo en que se alcanzan los objetivos.

## 6.2.1 Modelo hidrológico

El modelo hidrológico construido abarca a todo el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar, una gran cuenca hidrográfica de más de 42.000 km<sup>2</sup> de extensión. La discretización de la cuenca empleada ha sido en celdas de 1 km<sup>2</sup>.

### 6.2.1.1 Parámetros del modelo

El modelo de simulación hidrológica requiere la calibración de un conjunto de parámetros que permitan reproducir lo más fehacientemente posible los caudales naturales y niveles piezométricos que se registran en los distintos puntos de la cuenca. Estos parámetros son:

- La máxima capacidad de almacenamiento de humedad del suelo (en mm) en cada celda en que se discretiza la cuenca,  $H_{max_{ij}}$ . Determina el volumen de lluvia útil que se produce en cada celda de la cuenca, y se representa en forma de mapa.
- La máxima capacidad de infiltración del suelo (en mm/mes) en cada celda en que se discretiza la cuenca,  $I_{max_{ij}}$ . Determina la porción de agua que infiltra y la porción de agua que escurre superficialmente en cada celda de la cuenca y se representa en forma de mapa.
- Los coeficientes de descarga de los acuíferos (en mes<sup>-1</sup>) en cada uno de los acuíferos,  $\alpha_i$ . Indica la velocidad con que los acuíferos desaguan el agua al río.
- Los coeficientes de almacenamiento de agua en los acuíferos (adimensional), " $s_i$ ". Indica la capacidad de contenido de agua de un acuífero por unidad volumétrica de suelo.
- Los volúmenes umbrales de los acuíferos (en mm),  $V_{umb_i}$ . Determinan el volumen o altura en el acuífero a partir del cual éste inicia sus descargas al río y las alturas umbrales asociadas de desconexión río-acuífero (en m.s.n.m.),  $h_{umb_i}$ , que indica la altura en el acuífero a partir de la cual se desconecta del río y empieza a recibir agua por infiltración en cauces.

- El valor del estrés vegetativo (adimensional),  $V_s$ . Indica a partir de que nivel de disponibilidad de agua, la vegetación se encuentra en estado de estrés y por lo tanto realiza una evapotranspiración inferior a su capacidad de evapotranspiración. Se ha tomado un valor del 65%.
- La capacidad de pérdidas en cauces (adimensional), "b". Limita la capacidad de infiltración de agua circulante por los cauces.
- El factor de área de conexión de zonas de drenaje. Indica en que porción de superficie del terreno de cada acuífero se producen las descargas del acuífero, tanto en función de la topografía como en función de la pendiente del terreno.
- La matriz de transmisividades entre los acuíferos del sistema. Determina la conectividad de los acuíferos y de las salidas del sistema y de las salidas al mar.

El primer parámetro, la máxima capacidad de almacenamiento de agua en el suelo,  $H_{max_{ij}}$ , depende del fenómeno de retención de agua en el suelo y de la percolación y por lo tanto de las características del suelo, del tipo de vegetación que en él exista, del movimiento del agua dentro del perfil del suelo debido a la porosidad, de la pendiente del terreno, etc..., y gobierna el volumen de agua que globalmente se evapora, y el volumen total de lluvia útil o neta, que se convierte en escorrentía superficial e infiltración. Para valores más elevados de  $H_{max_{ij}}$  se produce mayor agua disponible para evaporación y, por lo tanto menor agua disponible para escorrentía e infiltración en la celda. De igual forma, para valores bajos de  $H_{max_{ij}}$  se produce menor evaporación y mayor agua disponible en la celda.

Tradicionalmente, los modelos hidrológicos agregados asignaban este valor entre un rango de 100 mm y 300 mm, alcanzando valores de 1000 mm en láminas de agua donde se puede desarrollar toda la evaporación potencial, sin que estos valores tuviesen una relación directa con la realidad física del terreno.

Asociado al parámetro  $H_{max_{ij}}$ , se encuentra el coeficiente de excedente  $C_{ij}$ , que determina la precipitación umbral  $P_{ijtr}^0$ , a partir de la cual comienza a producirse excedentes. Este coeficiente puede variar conceptualmente entre 0 y 1, produciendo su variación un efecto similar al producido por el parámetro

$H_{max_{ij}}$ , por lo que es interdependiente del anterior y por ello no puede considerarse como un nuevo parámetro independiente del modelo. En la Figura 127 se observa cómo afecta la variación de este coeficiente, modificando el punto de arranque de la curva de excedentes, es decir el umbral de escorrentía y por lo tanto el punto a partir del cual mayores precipitaciones generan escorrentía.

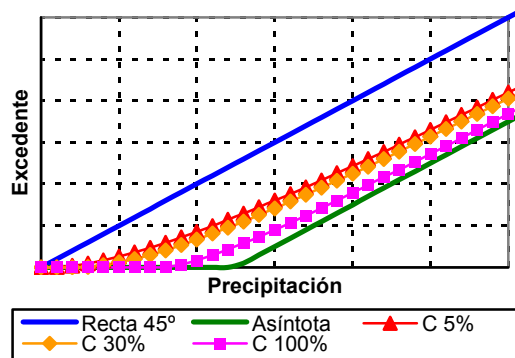


Figura 127. Influencia del coeficiente C en la curva de excedentes.

Se utiliza un único coeficiente de excedente “C” con un valor de 0,3, que se considera constante en todo el área de cálculo, lo cual indica que con una precipitación superior al 30% de la capacidad de almacenamiento disponible en el terreno en un mes dado (hueco libre), se produce escorrentía.

En la bibliografía se indica que existe influencia de la pendiente del terreno en la generación de escorrentía, y más concretamente con la generación de escorrentía subsuperficial, ya que a mayor pendiente más rápidamente interseca el flujo subsuperficial con la superficie del terreno, por ello, muchos de los actuales modelos de simulación que reproducen la escorrentía subsuperficial (fundamentalmente los que se utilizan para la simulación de eventos de crecidas), emplean el modelo digital del terreno para su determinación.

El método racional para el cálculo de caudales máximos en eventos tormentosos de lluvia incluye la pendiente como factor para determinar el valor del parámetro  $P_0$ , de forma que a mayor pendiente más pequeño es  $P_0$ , por lo que la capacidad de generación de escorrentía es mayor (Témez, 1987). Otros modelos sencillos como el Número de Curva NC (NRCS, 2001) del Servicio de Conservación de Suelos de los Estados Unidos de América (Soil Conservation Service SCS), actualmente llamado NRCS (Nacional Resources Conservation

Service), también incluyen en su formulación la pendiente como factor del que depende en la generación de escorrentía (SCS, 1986) .

Las dos variables fundamentales de las que depende la máxima capacidad de almacenamiento de agua en el suelo son: los usos de suelo y la pendiente del terreno. Por ello los valores de  $H_{maxij}$  se han obtenido por calibración del modelo aplicando en primer lugar una reclasificación, según la Tabla 8 donde también figuran los valores definidos en el Libro Blanco del Agua en España (MIMAM, 2000), del mapa de usos del suelo del programa CORINE LAND COVER (CCE, 1993), Figura 128.

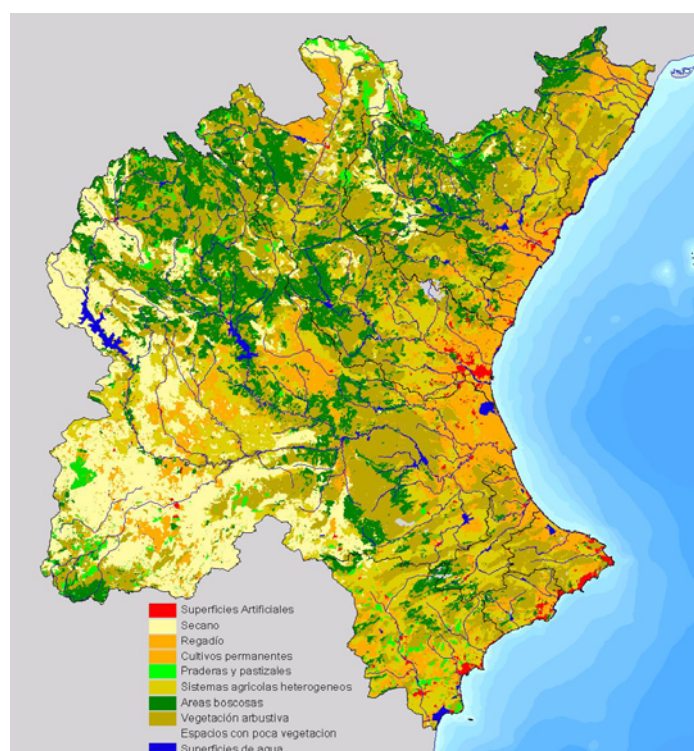


Figura 128. Mapa de usos de suelo programa CORINE LAND COVER (CCE, 1993)

RECLASIFICACIÓN			Uso del suelo	Valor $H_{max}$ (mm) calibrado CHJ	Valor $H_{max}$ (mm) LBAE (MIMAM, 2000)
11100	hasta	14200	Superficies artificiales	40	40
33100	hasta	33500	Espacios con poca vegetación	100	100
32200	hasta	32400	Vegetación arbustiva	165	135
0	hasta	11100	Superficies desconocidas	170	150
21100	hasta	21100	Tierras de labor en secano	190	155
23100	hasta	23100	Praderas y pastizales naturales	195	150
32110	hasta	32120	Praderas y pastizales naturales	195	150
24100	hasta	24300	Sistemas agrícolas heterogéneos	210	195

RECLASIFICACIÓN			Uso del suelo	Valor $H_{max}$ (mm) calibrado CHJ	Valor $H_{max}$ (mm) LBAE (MIMAM, 2000)
24400	hasta	24400	Sistemas agroforestales	215	195
22100	hasta	22300	Cultivos permanentes	220	210
32400	hasta	32400	Bosque de transición	230	135
21200	hasta	21300	Tierras de labor en regadío	235	215
31300	hasta	31300	Bosque mixto	240	220
31100	hasta	31220	Bosques de frondosas y coníferas	245	230
41100	hasta	52300	Zonas húmedas y/o superficies de agua	1000	1000

Tabla 8. Reclasificación del mapa de usos del suelo para la obtención del mapa de  $H_{max}$ .

Los valores de  $H_{max}$  han sido obtenidos por calibración a partir de los usos de suelo existentes en el ámbito de la Confederación hidrográfica del Júcar, empleado un importante número de puntos de contraste de esta Confederación y son muy similares a los utilizados en el Libro Blanco del Agua (MIMAM, 2000) en su aplicación a toda España.

En segundo lugar, se realizará una corrección de estos valores debido a la pendiente del terreno.

Como ya se ha indicado existe una relación entre la generación de escorrentía, concretamente la escorrentía subsuperficial, y la pendiente del terreno, que implica que a mayores pendientes aumenta la capacidad de generar escorrentía, y, de cara a la aplicación del modelo planteado supone la reducción del parámetro  $H_{max_{ij}}$  de cada celda del territorio.

Para ello se ha empleado el mapa de pendientes del terreno, derivado del modelo de elevaciones (Figura 129), para reducir los anteriores valores de  $H_{max_{ij}}$  en función de la pendiente utilizando la siguiente expresión:

$$H_{max'_{ij}} = H_{max_{ij}} \cdot \left( 1 - b \cdot \left( 1 - e^{-\left(\frac{I_{ij}^2}{a}\right)} \right) \right) \quad (\text{Ec. 71})$$

Donde:

$H_{max'_{ij}}$ : es la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo modificada por la pendiente del terreno.



$H_{max_{ij}}$ : corresponde a los valores de la máxima capacidad de agua en el suelo según los usos de suelo.

$I_{0_{ij}}$ : es la pendiente del terreno (%) en cada celda.

$a$ : es un factor de amplitud de afección de la pendiente.

$b$ : es un factor de intensidad de reducción por pendiente del valor de  $H_{max_{ij}}$ .

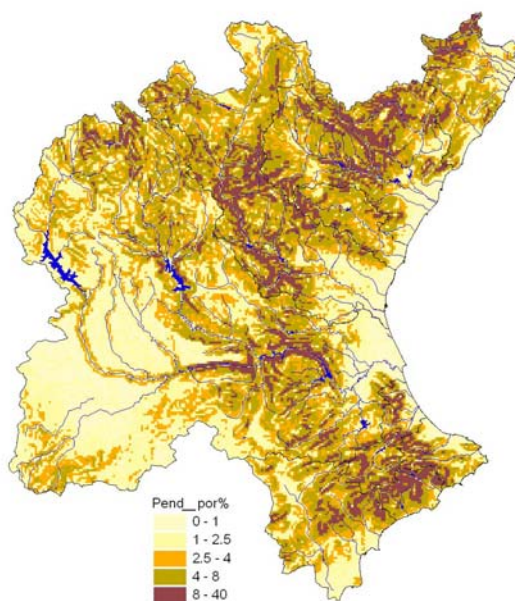


Figura 129. Mapa de pendientes del terreno (porcentaje).

Los valores de  $a$  y  $b$  permiten aumentar o reducir el peso del efecto de la pendiente en la determinación del parámetro  $H_{max'_{ij}}$ , tal y como se muestra en la Figura 130.

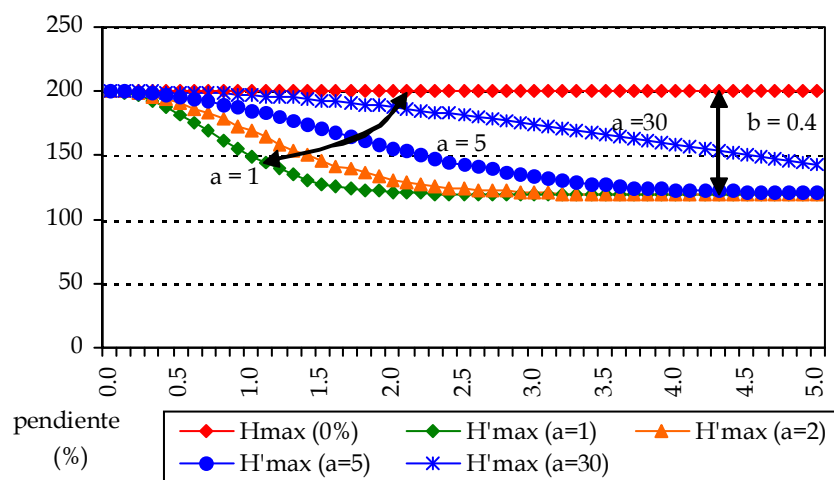


Figura 130. Modificación del parámetro  $H_{max'_{ij}}$  en función de la pendiente del terreno.

El mapa para el parámetro  $Hmax'_{ij}$  se ha obtenido por calibración del modelo, de forma que se ha determinado que los coeficientes toman los siguientes valores:  $a = 30$  y  $b = 0,5$  (véase la Figura 131).

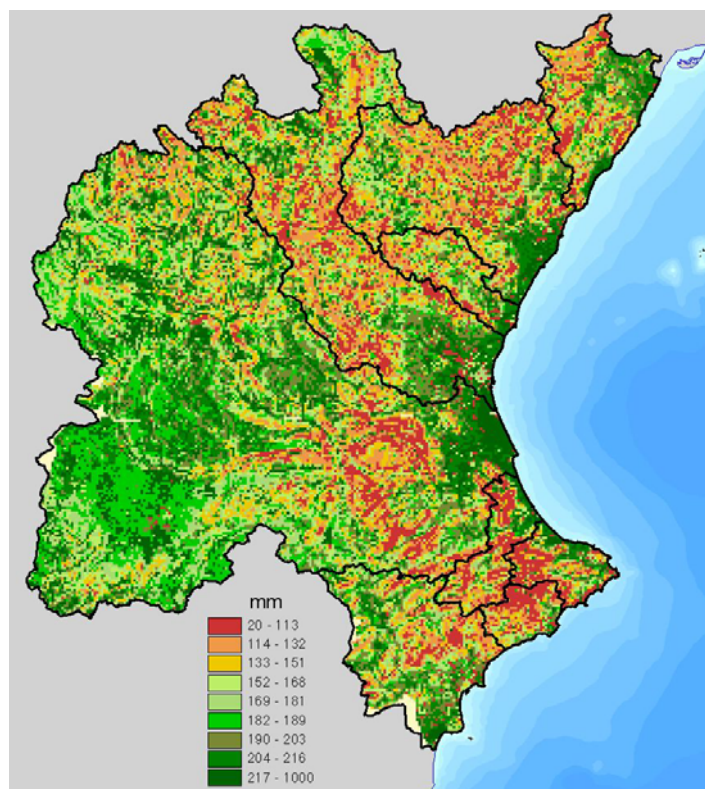


Figura 131. Mapa del parámetro  $Hmax'_{ij}$  (mm) obtenido a partir de los usos de suelo, tras aplicar la reclasificación y la modificación por la pendiente del terreno.

Las aplicaciones realizadas en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) con el modelo SIMPA (Ruiz, 1998), ofrecían importantes subestimaciones de los recursos generados en algunas cuencas importantes, como: en los tramos intermedios del río Turia (Pérez, 2000), en las cuencas vertientes al embalse de Arenós y al embalse de Sichar en el río Mijares (Sopeña, 2002) y en la cuenca vertiente a la estación de aforos 08032 "Cuenca" en el río Júcar y en las cuencas intermedias que confluyen a los embalses de Embarcaderos, Naranjero y Tous (Herrero, 2003). Todas estas cuencas tienen como elemento en común que son las únicas zonas del ámbito de la CHJ con pendientes superiores al 2%, por lo que los resultados confirman que es adecuado reducir el valor del parámetro  $Hmax'_{ij}$  cuando la pendiente del terreno es más elevada.

El segundo parámetro, la máxima capacidad de infiltración en un mes,  $Imax_{ij}$ , controla el reparto que realiza el modelo del excedente generado entre

infiltración al acuífero y escorrentía superficial. La infiltración consiste en la percolación del agua de la zona superior del suelo al acuífero. Las variables más importantes de las que depende la infiltración son: las características de los suelos, la intensidad de la lluvia, el perfil de humedad, la pendiente del terreno, etc.

Existe una clara relación entre la geología, las características de los suelos y la máxima capacidad de infiltración. También la pendiente del terreno afecta a la capacidad de infiltración. Jun et al. (1973; en Cerdá, 1995) indican que existe una relación inversa entre la pendiente y la infiltración, es decir que a mayor pendiente existe menor capacidad de infiltración en el terreno. Sin embargo el mismo Cerdá (1995) indica que no ha podido establecer una relación clara entre estas dos variables.

De esta forma, para definir los valores de la máxima capacidad de infiltración de cada celda, en primer lugar se realiza una reclasificación del mapa de geología del terreno (Figura 132) según la Tabla 9, donde también figuran los valores utilizados en el LBAE (MIMAM, 2000).

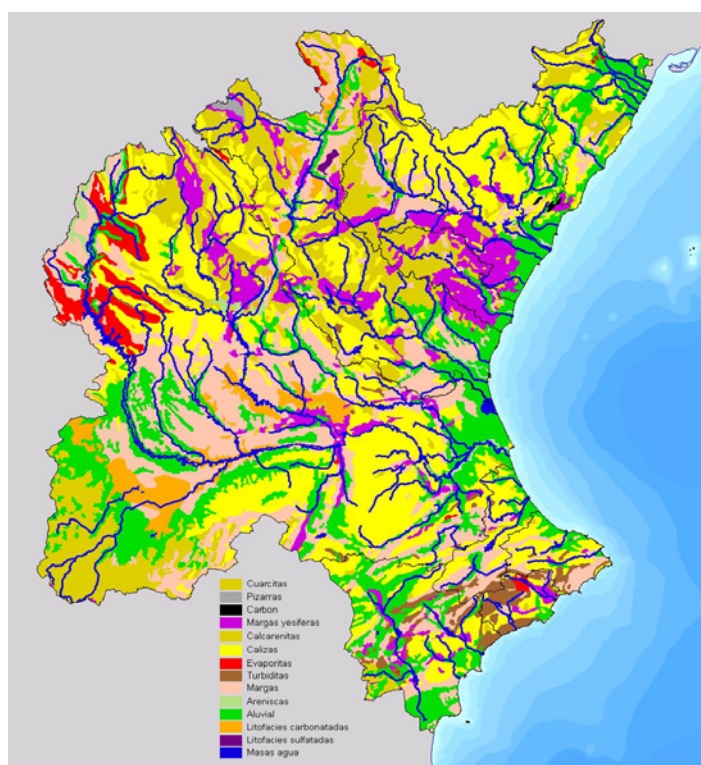


Figura 132. Mapa de geología en el ámbito de CHJ.

Tipo material	Valor de $I_{max}$ (mm) calibrado	Valor de $I_{max}$ (mm) LBAE (MIMAM, 2000)
Cuarcita, Pizarras y Carbón	40	40
Margas yesíferas	75	75
Evaporitas, Turbiditas y Margas (vulcanitas)	85	85
Calcarenitas (Macigno)	250	250
Material aluvial de origen fluvial indiferenciado	400	400
Litofácies carbonatadas	1000	
Calizas y dolomías	1000	1000

Tabla 9. Reclasificación del mapa de geología para la obtención del mapa correspondiente al parámetro  $I_{max}$ .

Los valores calibrados para el ámbito de la CHJ coinciden con los valores utilizados en el LBAE (MIMAM, 2000).

Posteriormente y al igual que sucedía con el parámetro  $H_{max}'_{ij}$  se reduce su valor en función de la pendiente según la expresión:

$$I_{max}'_{ij} = I_{max}_{ij} \cdot \left( 1 - b \cdot \left( 1 - e^{-\left(\frac{I_{oij}^2}{a}\right)} \right) \right) \quad (\text{Ec. 72})$$

$I_{max}'_{ij}$ : es la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo modificada por la pendiente del terreno.

$I_{max}_{ij}$ : corresponde a los valores de la máxima capacidad de agua en el suelo según los usos de suelo.

$I_{oij}$ : es la pendiente del terreno (%) en cada celda.

$a$ : es un factor de amplitud de afección de la pendiente.

$b$ : es un factor de intensidad de reducción por pendiente del valor de  $I_{max}_{ij}$ .

El mapa para el parámetro  $I_{max}'_{ij}$  se ha obtenido por calibración del modelo, de forma que se ha determinado que los coeficientes toman los siguientes valores:  $a = 30$  y  $b = 0,5$  (véase la Figura 133).

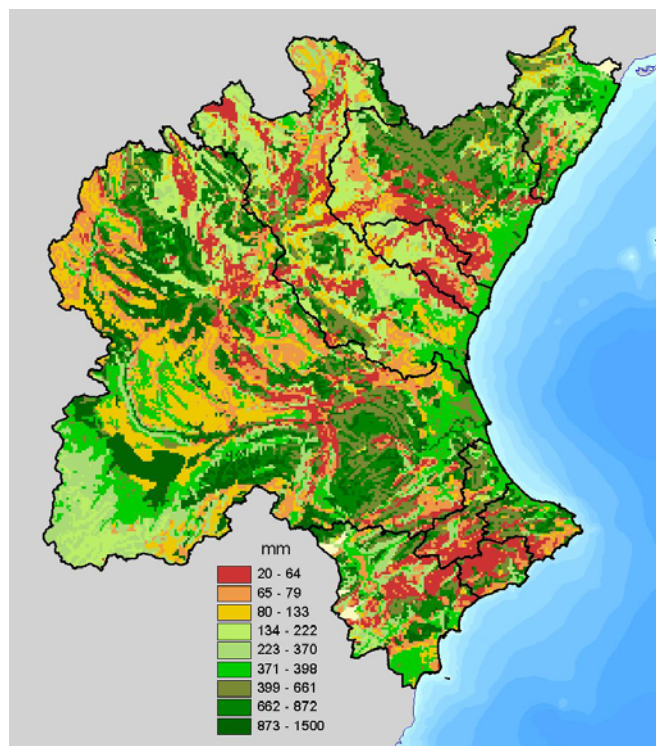


Figura 133. Mapa del parámetro  $I_{max}'_{ij}$  (mm) obtenido a partir de la geología, tras aplicar la reclasificación y la corrección por la pendiente del terreno.

En este mapa destaca, respecto a los valores de  $I_{max}$ , que en todas aquellas celdas en las que no existe un acuífero o éste es de interés local se le asigna  $I_{max} = 0$ .

Los acuíferos considerados en el modelo son en su mayor parte la unidades hidrogeológicas del ámbito de la CHJ, salvo en algunos casos concretos donde se ha visto la necesidad de discretizar estas unidades con el objetivo de reproducir más adecuadamente el ciclo hidrológico.

Los parámetros asociados a los acuíferos son:

- Los coeficientes de descarga " $\alpha_k$ ".
- Los coeficientes de almacenamiento " $s_k$ ".
- Los volúmenes umbrales de inicio de descargas del acuífero al río  $Vumb_k$ , y las alturas umbrales de descolgamiento del acuífero  $humb_k$ .
- Los valores de la transmisividad entre acuíferos  $Te_{ij}$ .

Estos dos últimos parámetros se reducen a un único parámetro si se considera que las relaciones río-acuífero dependen exclusivamente del nivel piezométrico del acuífero y de la cota del nivel de agua del río, lo que implica: que si el nivel piezométrico es superior a la cota de agua del río (acuífero conectado), entonces



el acuífero descarga agua al río y no existen pérdidas en los cauces; y si el nivel piezométrico es inferior a la cota de agua del río (acuífero desconectado), entonces no existen descargas del acuífero y hay pérdidas en los cauces. Esta hipótesis es totalmente válida a escala diferencial, es decir, en la relación puntual que exista entre el nivel piezométrico del acuífero y el nivel topográfico del río. La expresión que relaciona estos dos parámetros es:

$$humb_k = \frac{Vumb_k}{S_k} + ho_k \quad (\text{Ec. 73})$$

Donde:  $ho_k$ , es la altura piezométrica en la que el acuífero está vacío.

Al modelar los acuíferos de forma agregada, sucede que en grandes acuíferos donde existe un gradiente importante en el perfil del río, y a veces en los niveles piezométricos, tomar un único nivel para todo el acuífero no resulta representativo de la situación real de conexión/desconexión del río-acuífero, por lo que sería necesario: modelar el acuífero de forma distribuida; subdividir el acuífero en varios modelos agregados; o como una aproximación, permitir que la altura umbral y el volumen umbral no estén relacionados, de manera que pueda producirse de forma simultánea pérdidas de agua en el cauce y descargas de agua del acuífero.

Este es el caso de la unidad hidrogeológica de la Mancha Oriental, donde el desnivel topográfico del cauce provoca en régimen natural que el primer tramo del río Júcar sea un tramo perdedor, justo aguas abajo del embalse de Alarcón, para pasar posteriormente a ser un tramo ganador de agua, Figura 134 y Figura 135.

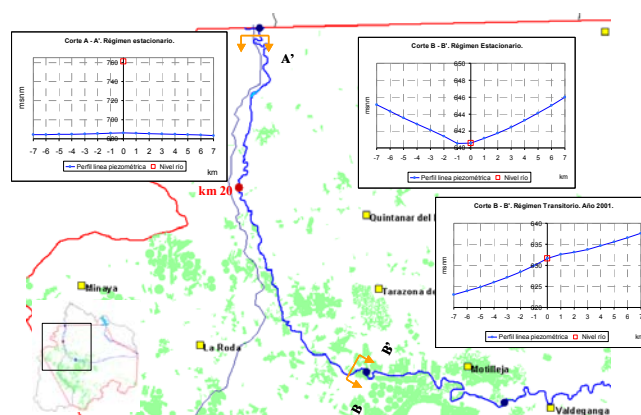


Figura 134. Río Júcar y niveles piezométricos del acuífero de la Mancha Oriental (Font, E. et al., 2004).

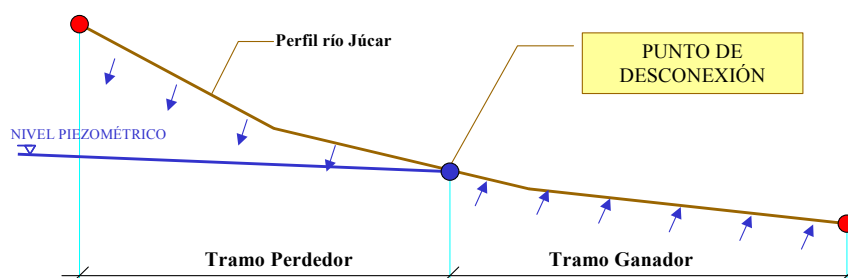


Figura 135. Esquema de conexión y desconexión del acuífero de la Mancha Oriental con el río Júcar (Font, E. et al., 2004).

La desconexión del acuífero con el río Júcar ha avanzado más de 40 kilómetros en los últimos años debido a las extracciones de agua subterránea en el acuífero de la Mancha Oriental, por lo que las afecciones antrópicas pueden modificar fuertemente las relaciones río-acuífero (Figura 136 y Figura 137)

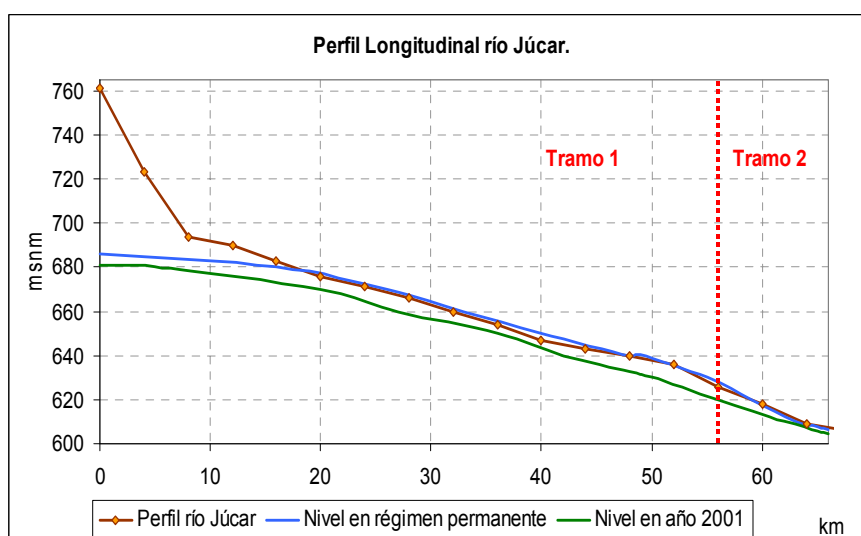


Figura 136. Perfil longitudinal del río Júcar y de los niveles piezométricos del acuífero de la Mancha Oriental en régimen natural y alterado (Font, E.; et al., 2004).

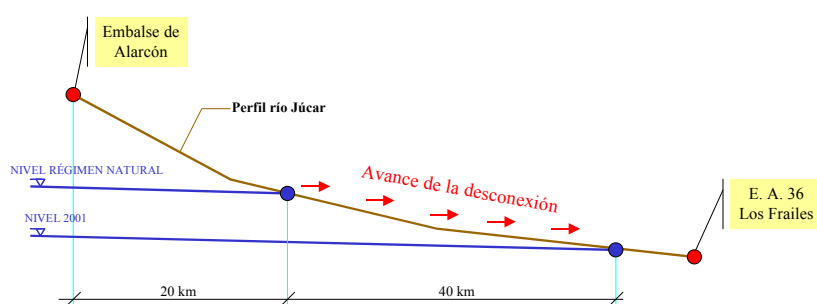


Figura 137. Esquema de avance de la desconexión del acuífero de la Mancha Oriental con el río Júcar (Font, E. et al., 2004).

Por este motivo este acuífero se ha subdividido en tres modelos agregados, con el objeto de reproducir el tramo donde del río es perdedor, el tramo donde el río

es ganador, y un tramo de transición donde el río gana o pierde agua según las condiciones del acuífero.

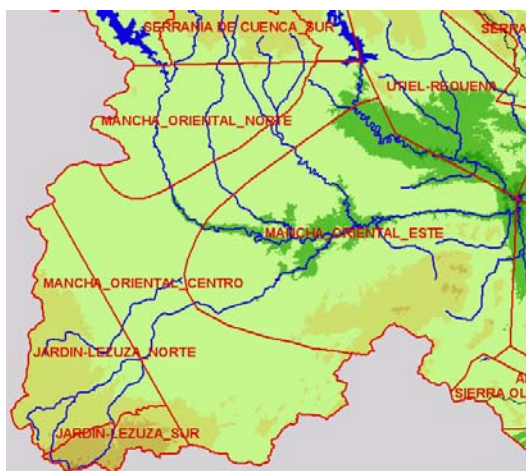


Figura 138. Subdivisión de la unidad hidrogeológica de la Mancha Oriental en tres modelos agregados.

Las aguas subterráneas se han modelado utilizando 73 acuíferos agregados. La definición de estos acuíferos parte de las 52 unidades hidrogeológicas del Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar (CHJ, 1998), las cuales se han subdividido en los casos en que se ha considerado necesario por diferentes motivos que se exponen a continuación.

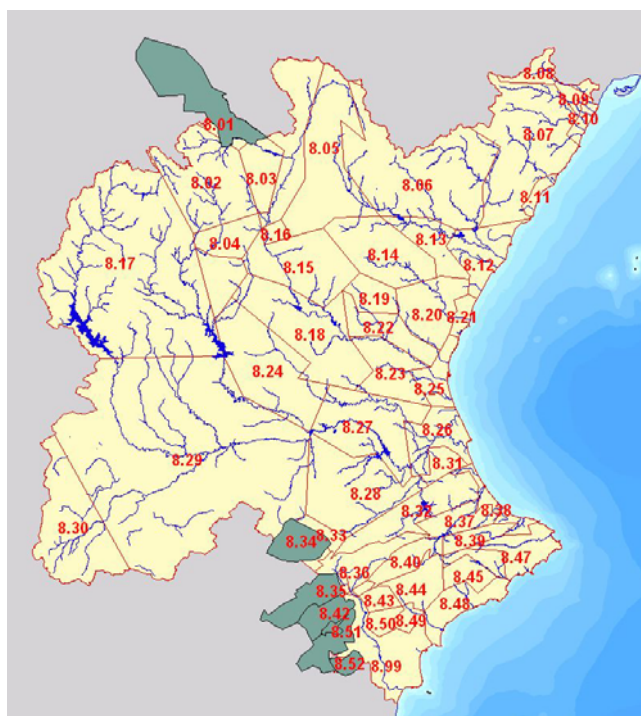


Figura 139. Unidades hidrogeológicas de la CHJ definidas en el PHJ (CHJ, 2004).



La unidad hidrogeológica 08.06 Mosqueruela, ha sido dividida en tres subunidades: Mosqueruela Oeste, Mosqueruela Este y Mosqueruela Sur. Esta división se ha realizado por la existencia de diferentes transferencias laterales que tiene el conjunto de la unidad con las unidades hidrogeológicas colindantes y por los diferentes acuíferos que conforman esta unidad.

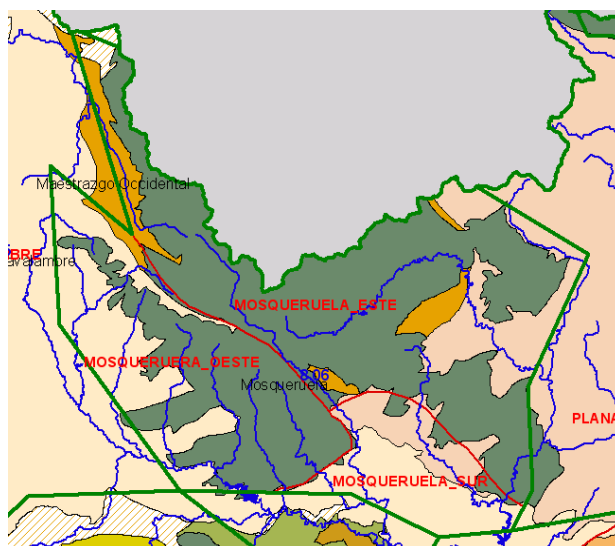


Figura 140. Subdivisión de la unidad hidrogeológica 08.06 de Mosqueruela, y acuíferos dentro de la unidad.

La unidad hidrogeológica 08.12 Plana de Castellón se ha subdividido en dos acuíferos (costa e interior) debido a que existe una importante diferencia entre los niveles piezométricos de la zona interior y de la zona más próxima a la costa. Tomando cinco piezómetros en dirección perpendicular a la costa ubicados según la Figura 141 (“08.12.035”, “08.12.015”, “08.12.030”, “08.12.037”, “08.12.016”) puede observarse el fuerte descenso en el perfil piezométrico.

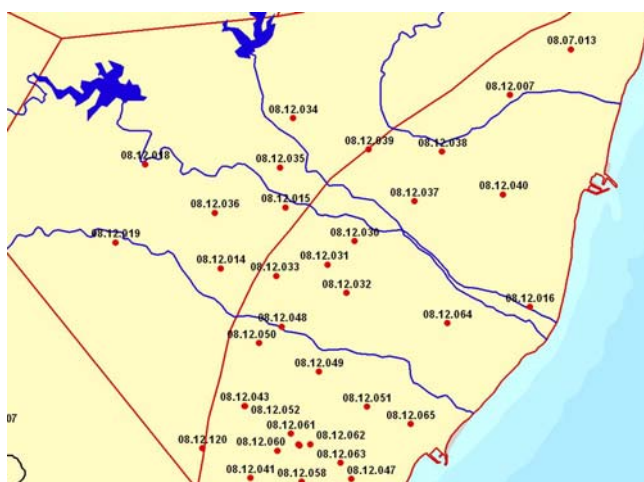


Figura 141. Ubicación geográfica de los piezómetros de la unidad hidrogeológica de la Plana de Castellón.

Los puntos situados en la zona interior del acuífero “08.12.035” y “08.12.015” rondan los 60 y 40 m.s.n.m. respectivamente, mientras que el punto “08.12.030” situado a menos de cuatro kilómetros del anterior oscila alrededor de los 10 m.s.n.m.

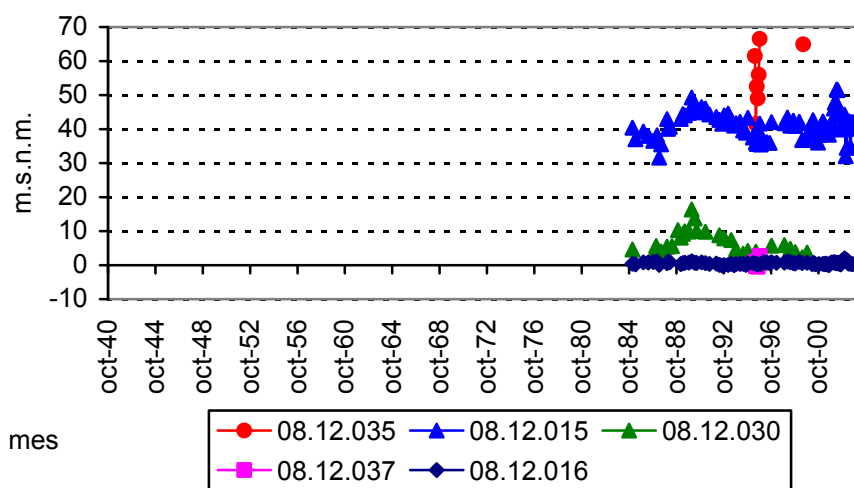


Figura 142. Niveles piezométricos en distintos puntos de la unidad de la Plana de Castellón en dirección perpendicular a la costa.

Esta variación en la piezometría, a pesar de ser todo un mismo acuífero y tener materiales geológicos similares, se debe a la existencia de un fuerte descenso de la cota del sustrato impermeable del acuífero entre su parte inicial y la zona más próxima a la costa, que provoca un fuerte descenso en los niveles piezométricos, el cual se ha aprovechado para subdividir la unidad.



Figura 143. Subdivisión de la unidad hidrogeológica 08.12 Plana de Castellón, y acuíferos dentro de la unidad.

La unidad hidrogeológica 08.18 Las Serranías también se ha subdividido (oeste y este) con el objeto de diferenciar las transferencias laterales que se producen

en la parte noroeste (acuífero de la Sierra de Utiel) con la unidad 08.24 Utiel-Requena, y por la parte sureste (acuíferos Medio Turia y Sierra de en medio) con la unidad 08.23 Buñol-Cheste. Para esta subdivisión se ha utilizado la delimitación de los acuíferos que configuran esta unidad.

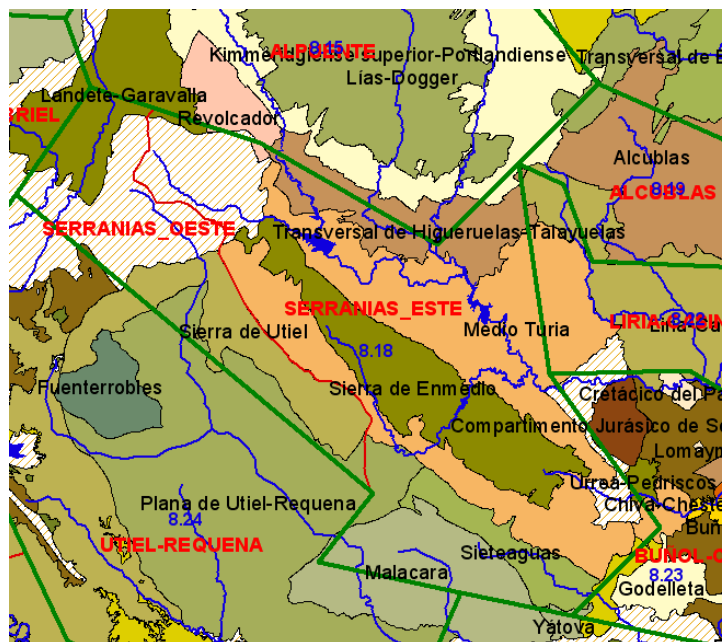


Figura 144. Subdivisión de la unidad hidrogeológica 08.18 Las Serranías, y acuíferos dentro de la unidad.

La unidad hidrogeológica 08.29 Mancha Oriental se ha subdividido en tres acuíferos conectados entre sí, con el objeto de tener en consideración las diferentes relaciones río-acuífero existentes, como ya se ha indicado.

La unidad hidrogeológica 08.17 Serranía de Cuenca se ha subdividido en cinco acuíferos (zona norte, zona de Alarcón, zona sur, zona del Cabriel norte y zona del Cabriel sur):

La subunidad de la “Serranía de Cuenca Norte” se ha definido utilizando la delimitación del acuífero “Cretácico de Cuenca Norte” y el “Jurásico de Uña”, separando de estos dos acuíferos las zonas más al sur, que a pesar de formar parte del mismo acuífero drenan al río Cabriel. La subdivisión realizada ha permitido mejorar significativamente los resultados del modelo de simulación con los volúmenes de agua registrados en la estación de aforos de Cuenca (E-32). Toda ésta subunidad, de gran extensión, drena sus aguas al río Júcar justo aguas arriba de la ciudad de Cuenca, por lo que los caudales del río Júcar son

bastante superiores a lo esperado por la superficie de cuenca vertiente existente hasta este punto.

La subunidad de la “Serranía de Cuenca Alarcón”, corresponde al acuífero “Terciario de Alarcón” y a la parte del acuífero “Cretácico de Cuenca Sur” que drena sus aguas al embalse de Alarcón.

La subunidad de la “Serranía de Cuenca Sur” está formada por la parte del acuífero “Cretácico de Cuenca Sur” que drena sus aguas a los afluentes del río Júcar aguas abajo del embalse de Alarcón.

La subunidad “Serranía de Cuenca Cabriel Norte” está formada por el “Triásico de Boniches” y por el resto de materiales ricos en yesos de esta zona, siendo necesaria su modelación de forma diferenciada para simular adecuadamente los altos valores de conductividad eléctrica que tienen las aguas que drenan de estas formaciones geológicas.

Y la subunidad “Serranía de Cuenca Cabriel sur” está formada por el resto de acuíferos que drenan sus aguas al embalse de Contreras.

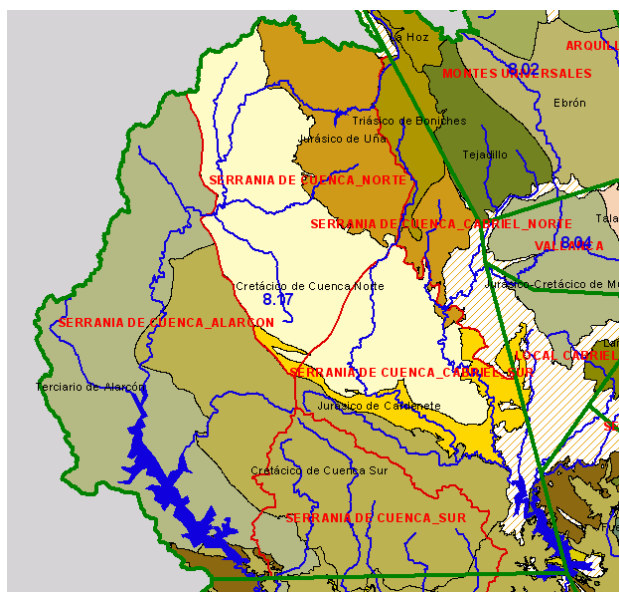


Figura 145. Subdivisión de la unidad hidrogeológica 08.17 La Serranía de Cuenca, y acuíferos dentro de la unidad.

La unidad hidrogeológica 08.30 Jardín-Lezuza se ha dividido en dos partes (norte y sur) distinguiendo el acuífero “Campo de Montiel” del acuífero “Arco de Alcaraz - Elche de la Sierra”.

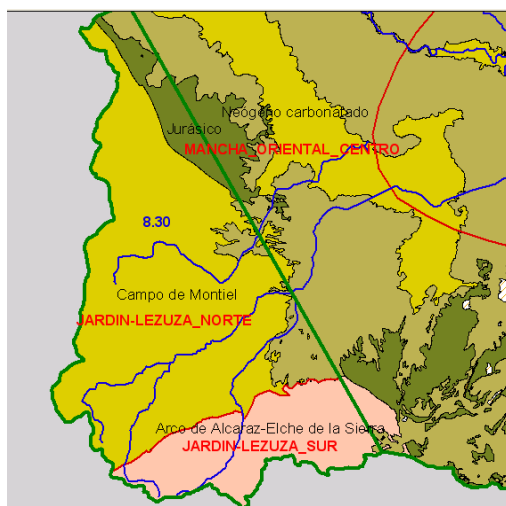


Figura 146. Subdivisión de la unidad hidrogeológica 08.30 Jardín-Lezusa, y acuíferos dentro de la unidad.

Esta división en dos unidades, se debe a las fuertes diferencias en la modulación estacional de los caudales registrados en las estaciones de aforo de Montemayor y de Balazote, donde la componente base (aportación del acuífero) es muy marcada en la estación de aforos de Montemayor, y mucho menos marcada (es decir mayor estacionalidad) en la estación de aforos de Balazote.



Figura 147. Estaciones de aforo en los ríos Jardín, Balazote y sus afluentes (Mirón)

Finalmente, se han incorporado como acuíferos de respuesta muy rápida, es decir acuíferos con una capacidad muy reducida de almacenamiento de agua y de regulación, tres zonas declaradas como impermeables o de interés local en el Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar (CHJ, 1998), como son: la zona de interés local del río Alfambra en la provincia de Teruel; la zona de interés local de la cabecera del Cabriel; y la zona de interés local del río Vinalopó, dividiéndola en medio y bajo Vinalopó.

La primera de estas zonas se ha introducido debido a que los datos de caudales del río Alfambra indican la existencia de caudales de origen subterráneo, y además, la alta conductividad eléctrica de este río sólo se justifica con la incorporación de sales procedentes de las formaciones geológicas situadas en esta zona.

La segunda zona, cabecera del río Cabriel, se ha incluido debido a que coincide con formaciones geológicas ricas en yesos que aumentan fuertemente la conductividad eléctrica del agua, y a que los altos niveles de conductividad eléctrica registrados en el embalse de Contreras, únicamente se justifican con la incorporación de aguas procedentes de estas formaciones geológicas.

Las zonas “local medio Vinalopó” y “local bajo Vinalopó” correspondientes a áreas de interés local del Vinalopó se han incluido debido a que existen extracciones de agua subterránea, lo cual indica la presencia de aguas subterráneas en la zona.

Los parámetros de cada acuífero han sido obtenidos mediante el proceso de calibración del modelo. Los valores de los coeficientes de descarga de los acuíferos ( $\alpha_k$ ) se han determinado fundamentalmente contrastando los resultados de caudales del modelo con los datos de caudales registrados en las estaciones de aforo, en los embalses o con las series restituidas a régimen natural. Los coeficientes de almacenamiento ( $s_k$ ), los volúmenes umbrales ( $V_{umb_k}$ ), las alturas umbrales ( $h_{umb_k}$ ) y también en parte los coeficientes de descarga ( $\alpha_k$ ) se han ajustado contrastando los resultados de niveles medios piezométricos de los acuíferos con los datos de piezometría existente.

Con el objeto de facilitar la calibración del modelo y dado que existe cierta relación entre la altura umbral del acuífero ( $h_{umb_k}$ ) y la topografía del terreno, se determinaron en una primera aproximación las altura umbrales a partir de la intersección de la topografía del terreno y la delimitación del acuífero. Para cada acuífero se determinó la altitud media y mínima de la superficie del terreno situado sobre él, y se realizó la media ponderada entre ambos valores (asignando un peso de 0,8 al valor mínimo y de 0,2 al valor máximo). Mediante esta operación se tiene una aproximación a la cota en la que el acuífero drena mayoritariamente agua al río.

Los parámetros considerados para los 73 modelos agregados aparecen en la Tabla 10.

Cod	Acuífero	" $\alpha_k$ "(mes <sup>-1</sup> ).	$s_k$	$Vumb_k$ (mm)	$humb_k$ (m.s.n.m.)
8.010	CELLA-MOLINA DE ARAGÓN	0,600	0,005	636,6	1071
8.020	MONTES UNIVERSALES	0,075	0,005	34,2	914
8.030	ARQUILLO-TRAMACASTIEL-VILLEL	0,090	0,005	0,0	769
8.040	VALLANCA	0,150	0,005	19,7	741
8.051	JAVALAMBRE MIJARES	0,210	0,005	6,8	821
8.052	JAVALAMBRE TURIA	0,210	0,005	7,4	961
8.061	MOSQUERUELA-Oeste	0,006	0,005	0,0	650
8.062	MOSQUERUELA-Sur	0,150	0,01	309,4	138
8.063	MOSQUERUELA-Este	0,150	0,005	440,2	250
8.070	MAESTRAZGO	0,060	0,003	55,0	0
8.080	PUERTOS DE BECEITE	0,300	0,005	48,3	311
8.090	PLANA DE CÉNIA-TORTOSA	0,120	0,02	83,6	71
8.100	PLANA DE VINARÓZ-PEÑÍSCOLA	0,120	0,07	206,7	2
8.110	PLANA DE OROPESA-TORREBLANCA	0,120	0,6	694,8	0
8.121	PLANA DE CASTELLÓN-Costa	0,120	0,03	45,6	1
8.122	PLANA DE CASTELLÓN-Interior	0,120	0,03	323,4	50
8.130	ONDA	0,030	0,005	6,3	64
8.141	ALTO PALANCIA-Albentosa	0,075	0,005	37,9	927
8.142	ALTO PALANCIA-Norte	0,075	0,005	37,9	848
8.143	ALTO PALANCIA-Centro	0,075	0,005	37,9	585
8.144	ALTO PALANCIA-Sur	0,075	0,005	198,9	304
8.151	ALPUENTE-Arcos	0,210	0,005	240,6	701
8.152	ALPUENTE	0,210	0,005	334,1	482
8.160	OLMEDA	0,090	0,005	13,7	689
8.171	SERRANÍA DE CUENCA-Norte	0,270	0,005	18,1	1130
8.172	SERRANÍA DE CUENCA-Alarcón	0,210	0,005	100,0	850
8.173	SERRANÍA DE CUENCA-Sur	0,270	0,005	425,8	800
8.175	SERRANÍA DE CUENCA-Cabriel Norte	0,300	0,005	100,0	1160
8.176	SERRANÍA DE CUENCA-Cabriel Sur	0,300	0,005	100,0	960
8.181	LAS SERRANÍAS-Norte	0,180	0,02	121,5	800
8.182	LAS SERRANÍAS-Sur	0,240	0,02	64,9	207
8.190	ALCUBLAS	0,180	0,02	975,8	281
8.200	MEDIO PALANCIA	0,060	0,002	157,6	24
8.210	PLANA DE SAGUNTO	0,120	0,01	70,9	1
8.220	LÍRIA-CASINOS	0,150	0,015	4,8	100
8.230	BUÑOL-CHESTE	0,120	0,02	119,5	27
8.240	UTIEL-REQUENA	0,150	0,02	4,2	336
8.250	PLANA DE VALENCIA NORTE	0,120	0,03	0,0	0
8.260	PLANA DE VALENCIA SUR	0,075	0,06	129,8	0
8.270	CAROCH NORTE	0,120	0,005	62,2	26
8.280	CAROCH SUR	0,030	0,005	6,9	36
8.291	MANCHA ORIENTAL-Norte	0,090	0,015	1050,0	700
8.292	MANCHA ORIENTAL-Centro	0,020	0,01	693,3	650
8.293	MANCHA ORIENTAL-Este	0,015	0,015	171,9	550
8.301	JARDÍN-LEZUZA-Norte	0,600	0,005	72,3	721
8.302	JARDÍN-LEZUZA-Sur	0,300	0,005	8,8	1000
8.310	SIERRA DE LAS AGUJAS	0,500	0,003	217,3	3
8.320	SIERRA GROSA	0,200	0,003	118,5	20
8.330	ALMANSA	0,300	0,005	11,8	570
8.340	SIERRA OLIVA	0,200	0,005	19,6	645
8.350	JUMILLA-VILLENA	0,600	0,02	2518,7	496
8.360	VILLENA-BENEJAMA	0,300	0,005	240,2	276
8.370	ALMIRANTE-MUSTALLA	0,400	0,003	102,9	11



Cod	Acuífero	" $\alpha_k$ "(mes <sup>-1</sup> ).	$s_k$	$V_{umb_k}$ (mm)	$h_{umb_k}$ (m.s.n.m.)
8.380	PLANA GANDIA-DÉNIA	0,120	0,05	91,7	0
8.390	ALMUDAINA-ALFARO-SEGARIA	0,120	0,01	195,3	37
8.400	SIERRA MARIOLA	0,300	0,005	12,4	318
8.410	PEÑARRUBIA	0,450	0,01	1349,8	486
8.420	CARCHE-SALINAS	0,450	0,005	2304,1	490
8.430	ARGUEÑA-MAIGMO	0,040	0,006	333,1	464
8.440	BARRANCONES-CARRASQUETA	0,300	0,005	276,6	265
8.450	SIERRA AITANA	0,500	0,002	363,9	150
8.461	SERRELLA-AIXORTA-ALGAR	0,300	0,005	23,3	237
8.462	SERRELLA-AIXORTA-ALGAR	0,300	0,005	322,9	50
8.470	PENÓN-MONTGÓ-BERNIÁ	0,120	0,001	40,8	1
8.480	ORCHETA	0,450	0,002	137,0	1
8.490	AGOST-MONEGRE	0,120	0,004	1442,7	116
8.500	SIERRA DEL CID	0,120	0,02	1861,6	292
8.510	QUIBAS	0,450	0,012	2087,0	367
8.520	CREVILLENTE	0,600	0,02	5289,8	301
8.901	Local Hoya de Teruel	0,720	0,005	100,0	1075
8.902	Local Cabecera del Cabriel	0,720	0,005	100,0	1050
8.903	Local Medio Vinalopó	0,720	0,005	8006,2	420
8.904	Local Bajo Vinalopó	0,720	0,005	3708,9	50

Tabla 10. Coeficientes de descarga, coeficientes de almacenamiento, umbral de descarga y umbral de colgamiento de los acuíferos.



Figura 148. Acuíferos considerados para la modelación.

La descarga natural de los acuíferos se produce por manantiales, por tramos de río o por lagos y zonas húmedas, por lo que el modelo incluye la posibilidad de definir las zonas de drenaje de cada acuífero si se dispone de esta información.

Las descargas de aquellos acuíferos conectados con la red superficial se producen en los puntos donde interseca el nivel piezométrico con la superficie



del terreno, y que pueden corresponder a zonas de menor cota topográfica dentro de la geometría del acuífero ó a zonas donde la pendiente del terreno es muy reducida y por lo tanto es mayor la probabilidad de encontrar un punto de intersección, como son zonas endorreicas o zonas con lagos y lagunas.

Si se desconoce con precisión los puntos de descarga de los acuíferos, manantiales, etc., se puede estimar las zonas de descarga de los acuíferos, en una primera aproximación, basándose en el mapa de elevaciones del terreno o en el de pendientes derivado del anterior, o en una combinación de ambos mapas.

La obtención de las zonas de descarga de los acuíferos se ha realizado mediante la combinación de las zonas de menor cota y las zonas de menor pendiente. Las zonas de menor cota de cada acuífero se realiza tomando el porcentaje inferior del rango de altitudes del terreno en cada acuífero, en este caso se ha tomado el 85% (Figura 149 derecha superior). Las zonas de menor pendiente se obtienen utilizando un porcentaje del rango de pendientes por acuífero, en este caso el 65% (Figura 149 derecha inferior). Finalmente, y con el objetivo de reducir las zonas de descarga a zonas identificadas como red fluvial más probable, se limita la superficie obtenida a aquella que se encuentra dentro de una red fluvial, definida mediante una superficie de área drenante mayor a 5 km<sup>2</sup> (Figura 149 izquierda).

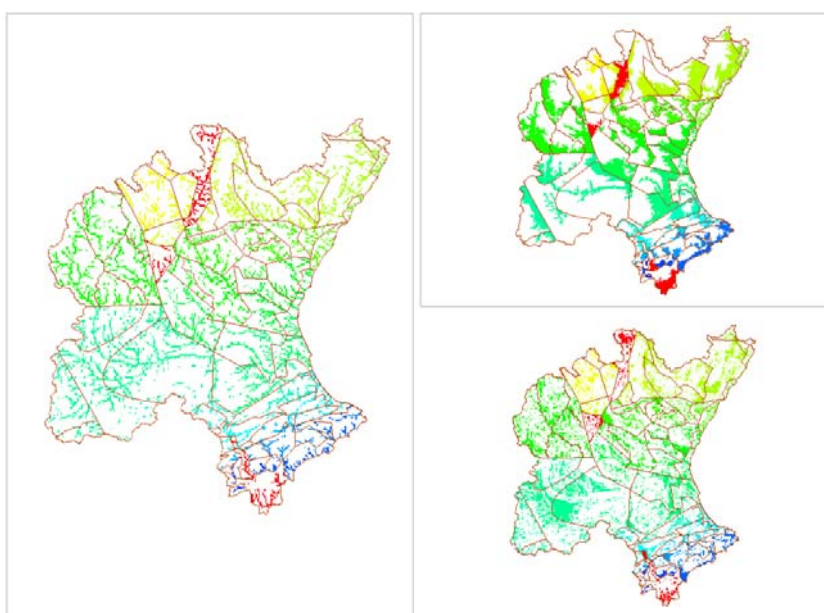


Figura 149. Mapa de zonas de descarga de los acuíferos (lado izquierdo), compuesto por las zonas de descarga por menor altura topográfica (lado derecho superior) y por las zonas con menor pendiente del terreno (lado derecho inferior).

Esta definición de las zonas de descarga de los acuíferos es una buena primera aproximación, que puede mejorarse significativamente si se cuenta con la información de las áreas de descarga de los acuíferos. En la actualidad se están realizando trabajos para determinar la superficie piezométrica de todo el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar, la cual permitirá una vez intersectada con la topografía del terreno definir de manera más precisa las áreas de descarga de los acuíferos. Una vez se determinen estas áreas, podrán ser introducidas en el modelo mejorando la precisión de los resultados obtenidos con el modelo.

### **6.2.1.2 Simulaciones hidrológicas**

El modelo de simulación desarrollado se ha aplicado a todo el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar, considerando de forma integrada tanto el análisis de las aportaciones superficiales como el de los niveles piezométricos en los acuíferos. Su aplicación se ha realizado de forma progresiva en dos procesos: en primer lugar, se ha realizado una simulación en régimen natural; y en segundo lugar, una simulación incluyendo las afecciones antrópicas que se producen en el subsistema subterráneo, llamado régimen alterado. La comparación entre el régimen natural y el régimen alterado, permite identificar los efectos que tienen las actuaciones antrópicas sobre el subsistema subterráneo en el conjunto de la cuenca hidrográfica, proporcionando: la evaluación de las detracciones en los caudales superficiales naturales, en las transferencias laterales, o en las salidas al mar; o la evaluación de los incrementos que producen las recargas por retornos de riego. En una cuenca hidrográfica donde más del 70% (OPH, 2002) de los recursos naturales han pasado por un acuífero, este análisis es de especial importancia. El procedimiento seguido se detalla a continuación.

En primer lugar, se ha realizado la aplicación y calibración del modelo de simulación en régimen natural, es decir, la cuenca se encuentra en condiciones naturales y no existen por ello afecciones de origen antrópico. En este caso se contrastan los resultados con dos tipos de información disponible: los resultados de caudales obtenidos del modelo de simulación con las series de aportaciones en régimen natural, ya sea por restitución o por tratarse de

estaciones con afecciones antrópicas mínimas; y los resultados de niveles piezométricos obtenidos en los acuíferos con los datos piezométricos de acuíferos poco antropizados.

En segundo lugar, se aplican las afecciones al régimen hidrológico del subsistema subterráneo existentes en la cuenca, como son: las extracciones de agua subterránea para los usos urbanos y agrícolas, y las recargas al acuífero procedentes de los retornos urbanos y agrícolas (la recarga al acuífero procedente de los retornos urbanos se ha considerado nula, ya que no es habitual que los efluentes de poblaciones urbanas se inyecten en el acuífero). Los resultados del modelo en régimen alterado, y concretamente los niveles piezométricos, se comparan a su vez con los datos registrados de niveles piezométricos. Debe tenerse en cuenta que el subsistema subterráneo se está modelando considerando todas las variables que le afectan, por lo que la comparación en régimen alterado con los niveles piezométricos es totalmente adecuada.

Las afecciones superficiales, como son las derivaciones y retornos superficiales, dependen de las infraestructuras de regulación, de las conducciones existentes, y de la forma de gestionar las mismas, por lo que su análisis es más adecuado con los modelos de simulación de la gestión existentes, como por ejemplo los módulos SIMGES u OPTIGES del sistema soporte a la decisión AQUATOOL (Andreu et al., 1997).

Con la comparación entre el régimen natural y el régimen alterado, mediante la aplicación de estas afecciones al subsistema subterráneo, es posible cuantificar los efectos que tienen las mismas, en su totalidad, en el subsistema subterráneo, y como afecta al subsistema superficial. Esta aplicación permite, por ejemplo, cuantificar las reducciones o aumentos de los caudales superficiales que suponen las extracciones o recargas de agua a los acuíferos, así como conocer las variaciones que se producen en los flujos de agua existentes en la cuenca, transferencias laterales, salidas al mar, pérdidas en cauces, etc...

El modelo lluvia-escorrentía utiliza los registros históricos de información de la lluvia total mensual de aproximadamente 550 estaciones del Instituto Nacional de Meteorología (INM), 350 de las cuales se localizan dentro del ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), y a las que debe sumarse, desde

los años 80, 111 estaciones del Sistema Automático de Información Hidrológica (SAIH). También utiliza los registros históricos de las temperaturas diarias medias del mes, de unas 150 estaciones del INM, 100 de las cuales se ubican dentro del ámbito de la CHJ.

Con la información mensual de las estaciones meteorológicas de lluvia total y temperatura diaria media se obtienen mediante interpolación, con el método de la inversa de la distancia al cuadrado, los mapas de lluvia mensual distribuida y de temperatura media distribuida, los cuales se introducen como datos en el modelo de simulación para reproducir el ciclo hidrológico.

El modelo obtiene, como resultados, los mapas de aportación generada en cada punto de la cuenca. Con los resultados de aportación generada en cada celda se calculan, mediante su desplazamiento a través de la red de drenaje, las aportaciones en cada punto de la red fluvial y las pérdidas en cauces. Finalmente de cada acuífero se obtienen los volúmenes de agua almacenados, transferidos, salidas al mar, y niveles piezométricos.

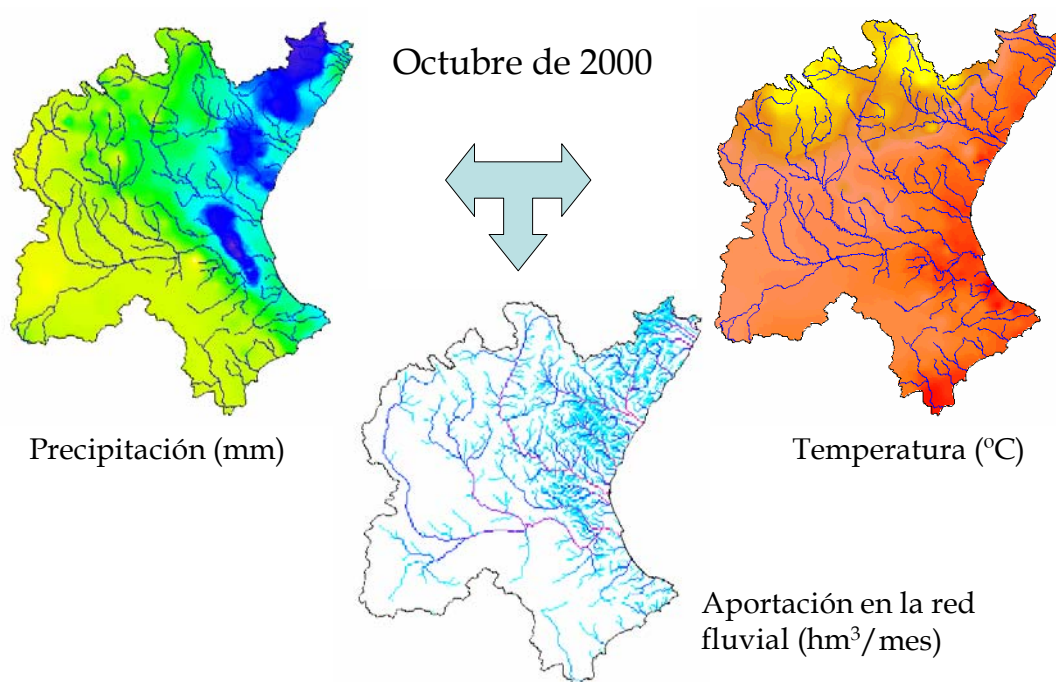


Figura 150. Precipitación temperatura y aportación en la red fluvial en octubre de 2000.

### 6.2.1.2.1 Modelación de aportaciones en régimen natural

El modelo de simulación permite conocer los flujos y almacenamientos de agua que se producen en la cuenca en régimen natural. Durante la calibración del mismo deben contrastarse los resultados con los datos de caudales naturales y de niveles piezométricos registrados históricamente en los acuíferos.

Con el modelo propuesto se están alcanzando resultados muy satisfactorios, manteniéndose los buenos ajustes ya alcanzados en el Libro Blanco del Agua en España (MIMAM, 2000) para las series de los embalses de Alarcón y Contreras, y mejorando de forma significativa los ajustes en el resto de puntos de la cuenca donde los modelos anteriores presentaban problemas de ajuste, como por ejemplo el embalse de Arenós o la estación de aforos de Cuenca.

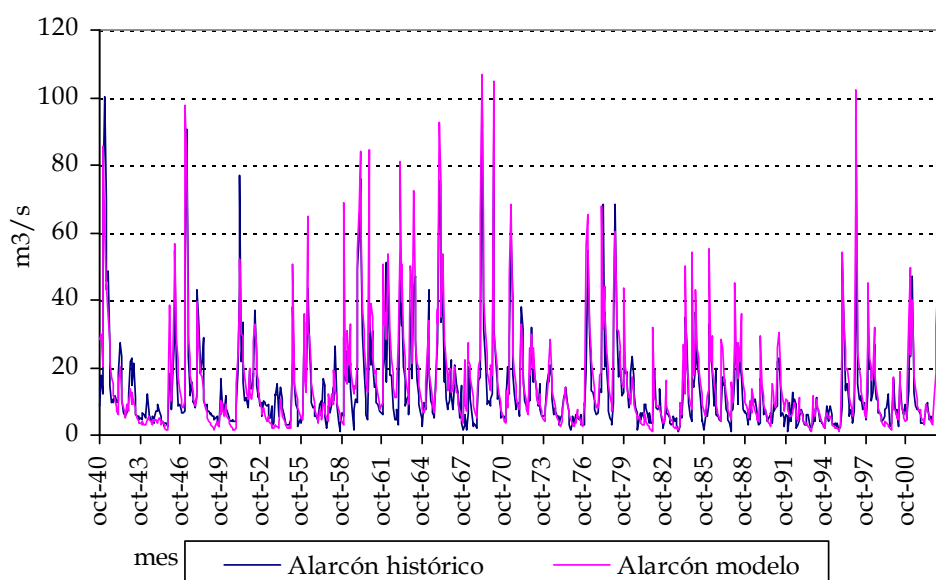


Figura 151. Caudales mensuales en régimen natural al embalse de Alarcón (m³/s). Contraste entre el modelo y los datos históricos.

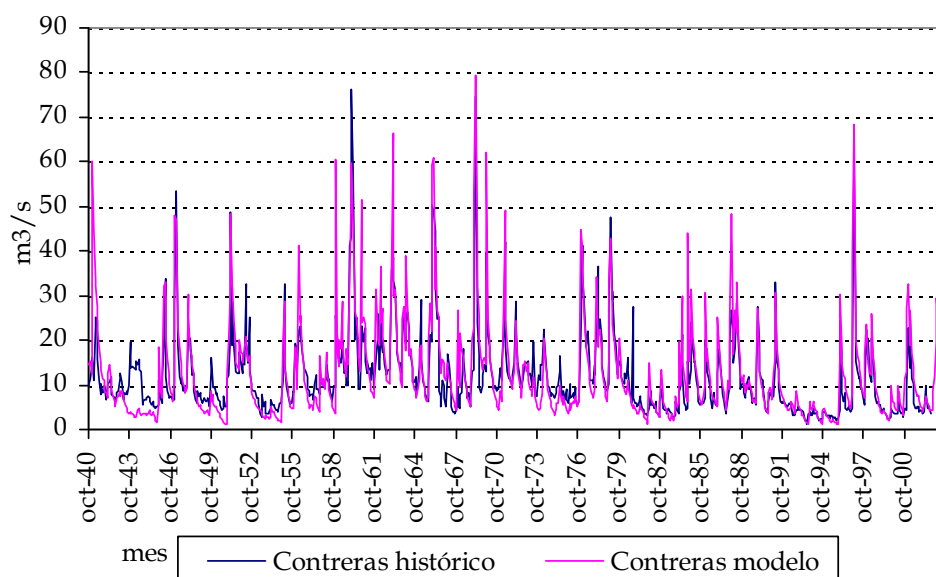


Figura 152. Caudales mensuales en régimen natural al embalse de Contreras ( $\text{m}^3/\text{s}$ ). Contraste entre el modelo y los datos históricos.

El modelo de simulación desarrollado ha mejorado los resultados de caudales circulantes en la cuenca, como por ejemplo en el río Mijares (Figura 153 y Figura 154), ya que el modelo anterior, SIMPA, al estar calibrado para toda España (MIMAM, 2000) y no considerar las transferencias laterales entre acuífero o la modificación de los parámetros en función de la pendiente del terreno, tenía dificultades para obtener resultados satisfactorios en algunos puntos de la CHJ.

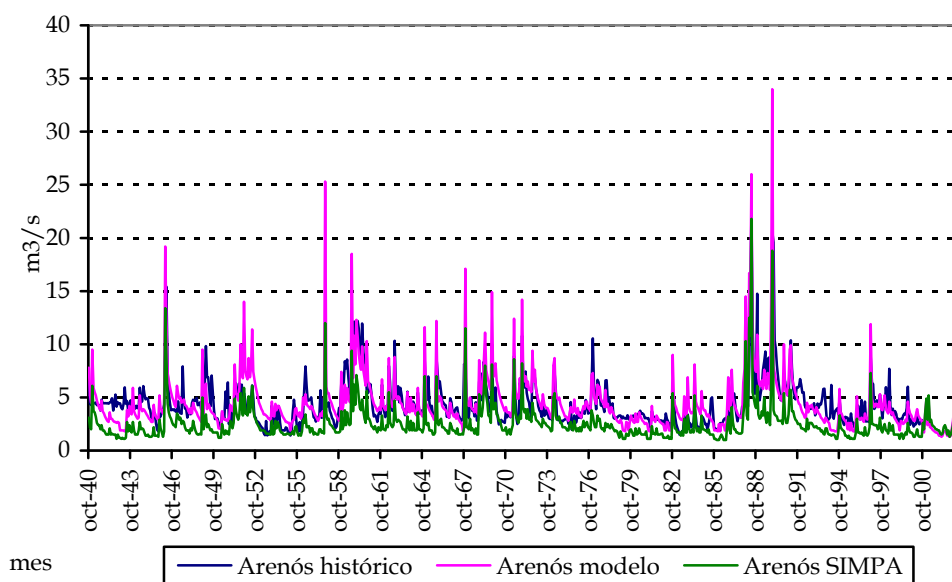


Figura 153. Caudales mensuales en régimen natural al embalse de Arenós ( $\text{m}^3/\text{s}$ ). Contraste entre el modelo de simulación desarrollado, los datos históricos y el modelo SIMPA.

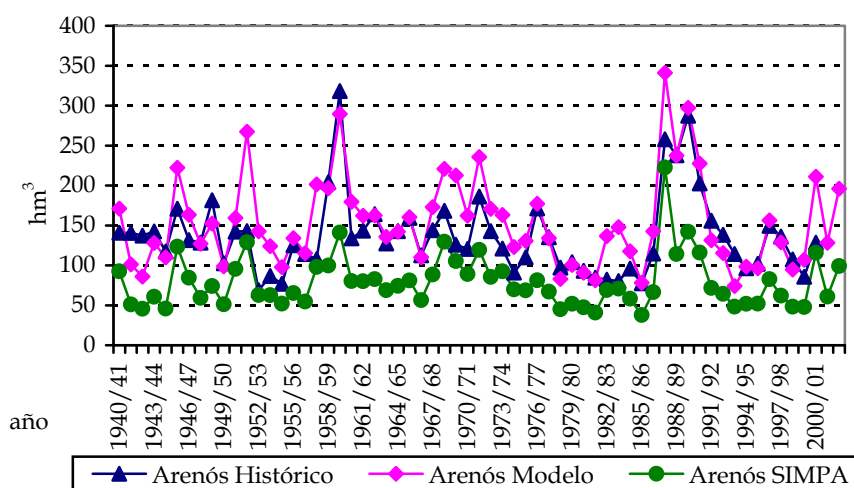


Figura 154. Aportaciones anuales al embalse de Arenós en el río Mijares. Contraste entre los datos históricos, el modelo de simulación desarrollado y el modelo SIMPA.

Los modelos anteriores han tenido grandes dificultades para reproducir adecuadamente los caudales registrados en la estación de aforos de Cuenca “E-32”. La división de la unidad hidrogeológica 08.17 “Serranía de Cuenca”, descrita anteriormente, junto con las características de este modelo, ha permitido obtener resultados muy satisfactorios en este punto. Parte del buen ajuste obtenido se debe a que el río Júcar recibe en este tramo importantes aportes del acuífero “Cretácico de Cuenca Norte” y que únicamente la actual forma de modelar la cuenca hidrográfica permite reproducir este efecto (Figura 156).

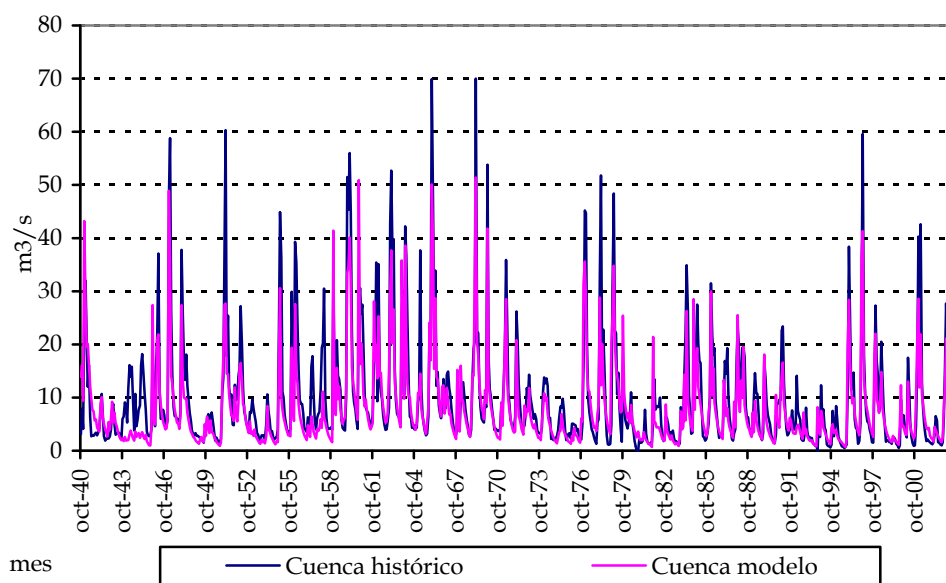


Figura 155. Caudales mensuales en régimen natural en la estación de aforos de Cuenca ( $m^3/s$ ). Contraste entre el modelo y los datos históricos.

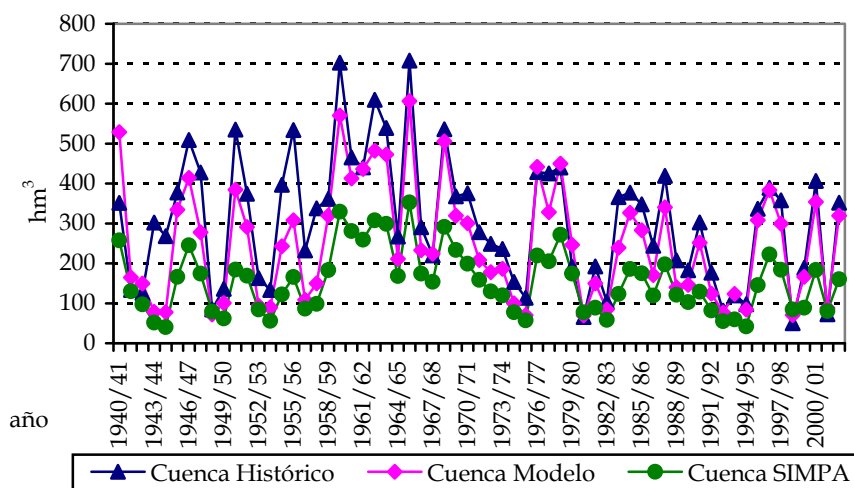


Figura 156. Aportaciones anuales del río Júcar hasta la ciudad de Cuenca. Contraste entre los datos históricos, el modelo de simulación desarrollado y el modelo SIMPA.

Conjuntamente con los resultados de aportaciones se obtienen las alturas piezométricas en los acuíferos de la cuenca, que se comparan con los datos históricos de niveles piezométricos. Como ejemplo se muestra en la Figura 157 el contraste realizado para el acuífero correspondiente a la unidad hidrogeológica 08.27 Caroch Norte, y para la unidad de la Plana de Castellón 08.12.

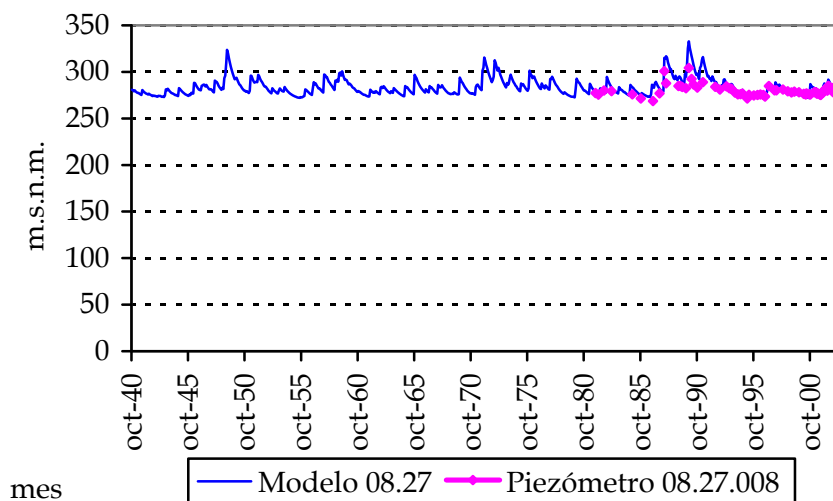


Figura 157. Niveles piezométricos en el acuífero del Caroch Norte modelo vs. histórico.



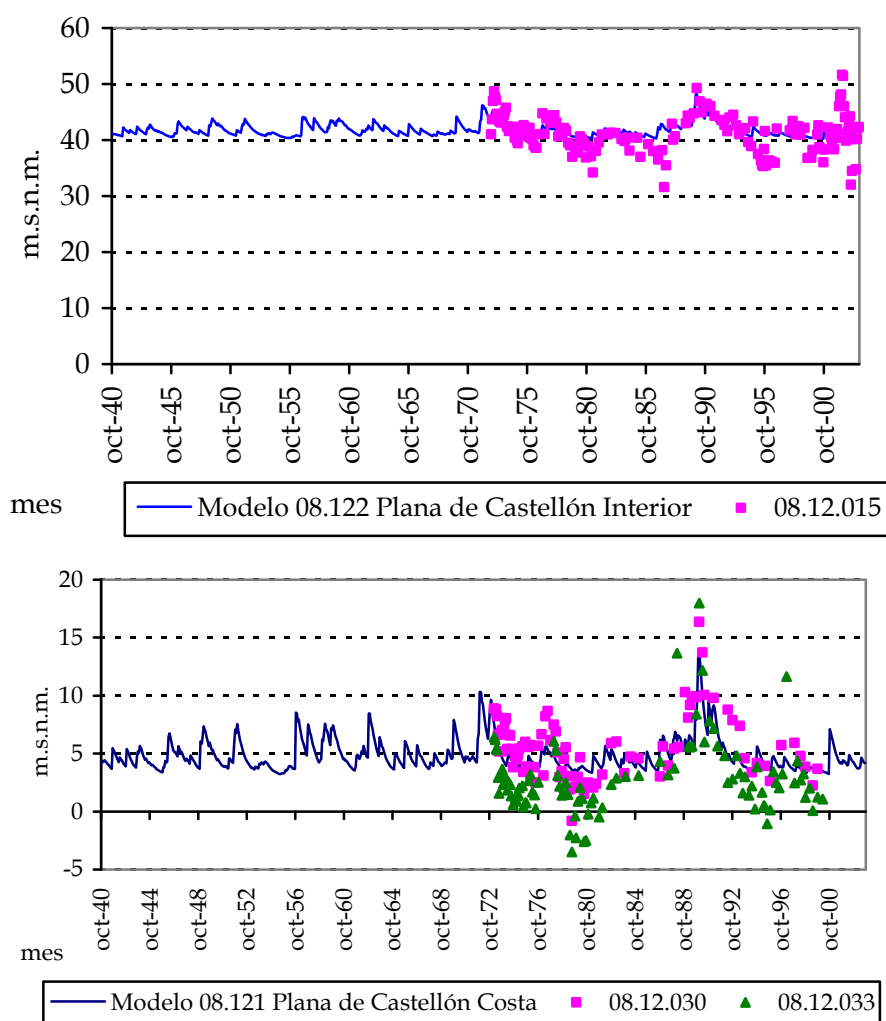


Figura 158. Niveles piezométricos en el acuífero de la Plana de Castellón interior y costa modelo vs. histórico.

Las alturas piezométricas que se obtienen con este modelo de simulación corresponden al nivel medio del acuífero, lo que constituye una primera aproximación para conocer las superficies piezométricas de los acuíferos. Estos niveles medios se deben contrastar con los datos de altura media del agua en el acuífero pero, al carecerse en este momento de esta información, se contrastan con los datos puntuales de piezometría en el acuífero. Actualmente se están realizando trabajos en la Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) para determinar las superficies piezométricas en toda la CHJ por lo que los niveles medios de estas superficies permitirán un ajuste más afinado del modelo.

Se ha seleccionado un elevado número de puntos de control donde se obtienen, con el modelo de simulación, las series de aportaciones, 36 de estos puntos se

contrastan con los datos hidrológicos existentes, ya sea medidos de forma directa o calculados mediante restitución a régimen natural. Estos puntos de control corresponden a puntos singulares de la cuenca: obras de regulación, estaciones de aforos de especial relevancia, o desembocaduras de ríos o barrancos (Figura 159).

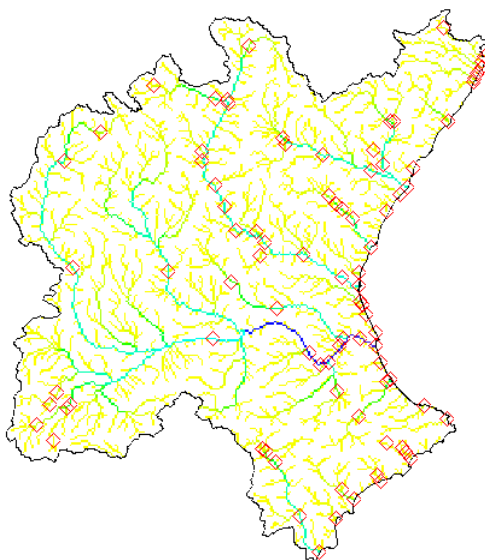


Figura 159. Puntos de control para la obtención de series temporales de resultados.

De todos los resultados obtenidos destacan, por su relevancia, los puntos que se describen a continuación.

Las aportaciones al embalse de la Toba, cabecera del río Júcar, destacan por la fuerte estacionalidad de su régimen, es decir, la mayor variabilidad dentro del año hidrológico, comparado con la suma de aportaciones que alcanza el embalse de Alarcón. Estas diferencias explican también la alta incorporación de aguas subterráneas que se produce entre el embalse de la Toba y la estación de aforos de Cuenca.

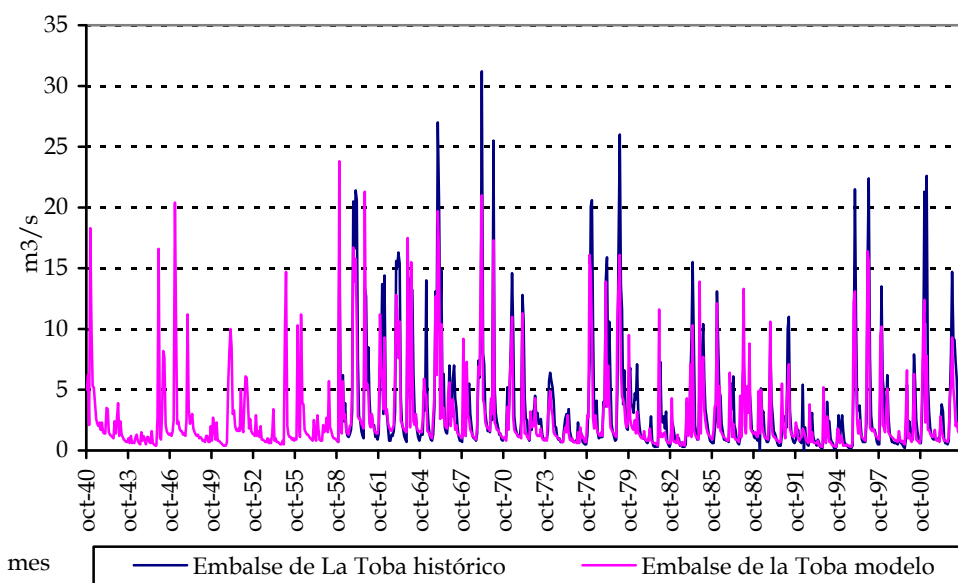


Figura 160. Caudales mensuales en régimen natural en embalse de la Toba ( $m^3/s$ ), cabecera del Júcar. Contraste entre el modelo y los datos históricos.

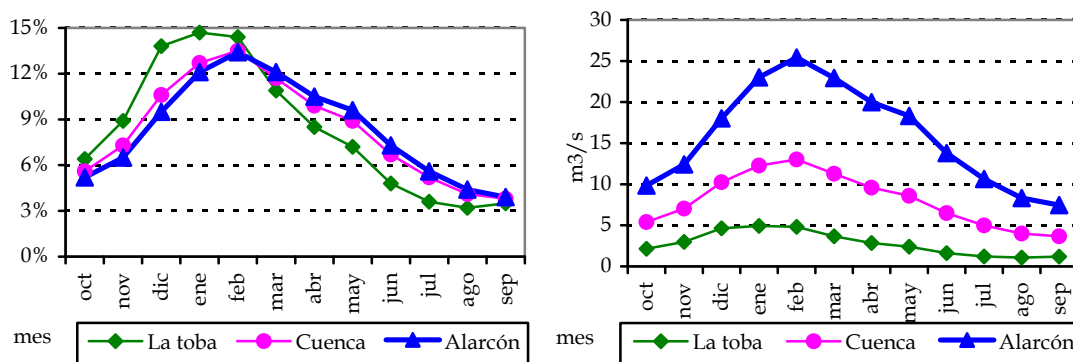


Figura 161. Caudales medios mensuales en régimen natural en la cabecera del río Júcar ( $m^3/s$ ) obtenidos con el modelo de simulación.

Otros puntos importantes del río Júcar son: el embalse de Molinar, el embalse de Tous y los caudales del tramo final del río Júcar (en la zona de la población de Sueca).

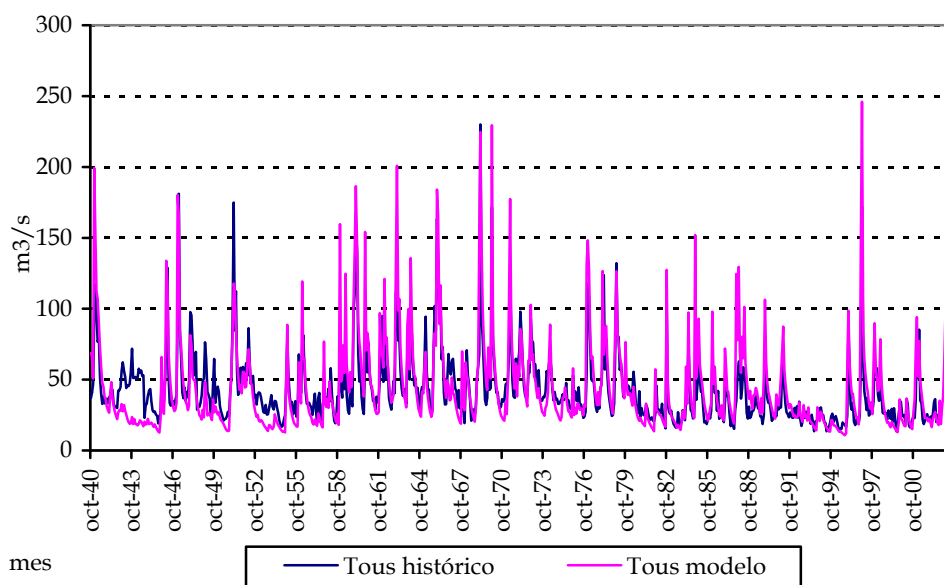


Figura 162. Caudales mensuales en régimen natural en embalse de Molinar ( $m^3/s$ ), en el tramo medio del Júcar. Contraste entre el modelo y los datos históricos.

La estacionalidad de las aportaciones de los principales puntos del río Júcar: Alarcón, Contreras, Tous y el tramo final, es muy similar, existiendo mayor regularidad en las aportaciones en los tramos medios y bajos de este río.

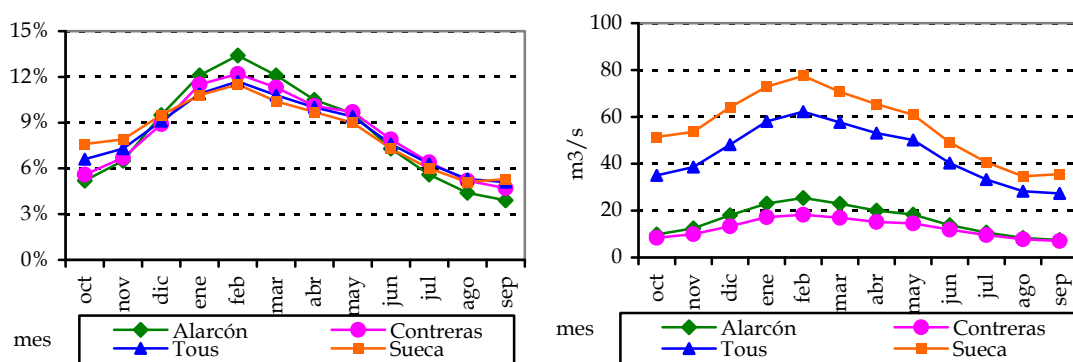


Figura 163. Caudales medios mensuales en régimen natural de los principales puntos del río Júcar ( $m^3/s$ ).

Otros puntos importantes de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), son los correspondientes al río Turia. Los ríos Guadalaviar y Alfambra se unen en la ciudad de Teruel dando origen al río Turia, aportando un 60% el primero y un 40% el segundo.

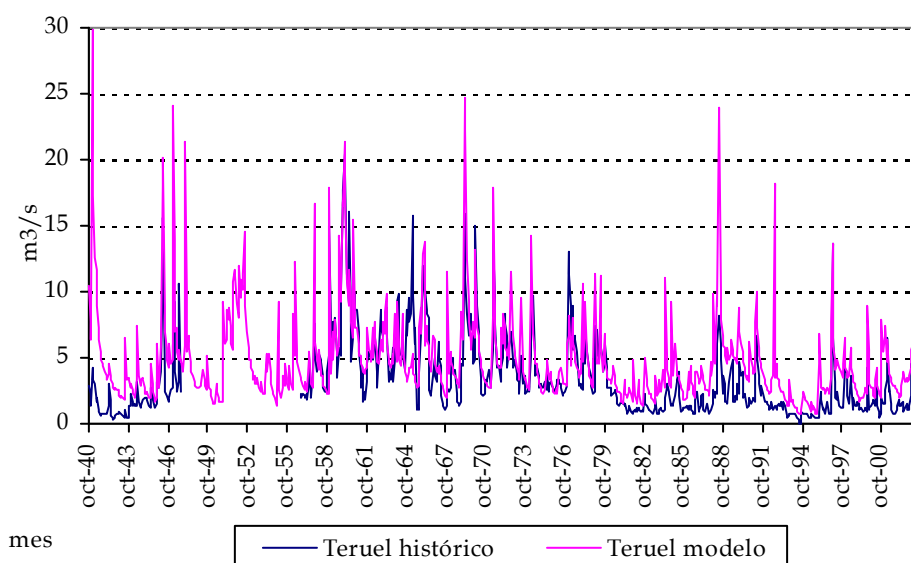


Figura 164. Caudales mensuales en régimen natural del río Turia en Teruel ( $\text{m}^3/\text{s}$ ). Contraste entre el modelo y los datos históricos.

La serie de aportaciones del río Turia en su tramo final, Manises, muestra claramente la fuerte crecida, “riada”, del 14 de octubre de 1957 que inundó la ciudad de Valencia, y la reciente de octubre de 2000 donde importantes caudales circularon llenando el nuevo encauzamiento del río Turia.

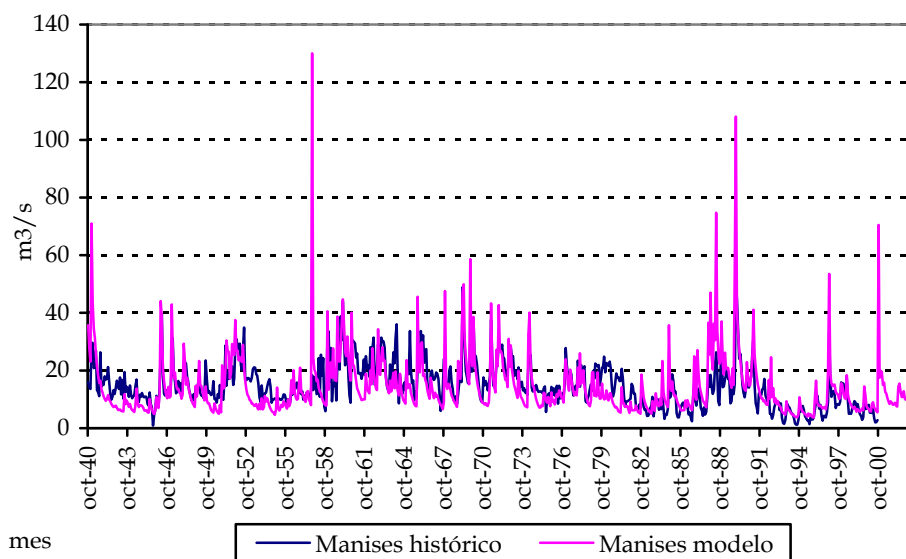


Figura 165. Caudales mensuales en régimen natural del río Turia en Teruel ( $\text{m}^3/\text{s}$ ). Contraste entre el modelo y los datos históricos.

La estacionalidad de las aportaciones del río Turia es bien diferente de las del río Júcar. Las aportaciones naturales de este río cuentan con una regulación muy superior por parte de los acuíferos, generando prácticamente los mismos caudales naturales medios en los meses de verano que en los meses de invierno.

Esto ha permitido el desarrollo de grandes extensiones de regadíos históricos con infraestructuras de regulación mínimas.

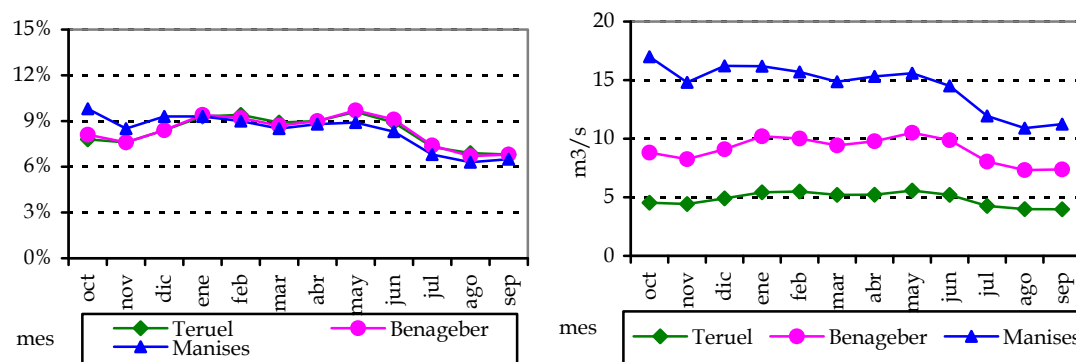


Figura 166. Caudales medios mensuales en régimen natural de los principales puntos del río Júcar (m³/s).

Otros puntos singulares son: las aportaciones al embalse de Ulldecona en el río Cénia, las aportaciones al embalse del Regajo en el río Palancia, las aportaciones al embalse de Forata en el río Magro, el embalse de Beniarrés en el río Serpis, y las aportaciones a los embalses de Amadorio y Guadalest junto con los caudales naturales de las fuentes del Algar en la Marina Baja.

De todos estos puntos destaca como ejemplo, el embalse de Ulldecona. Durante muchos meses de los últimos años, sobre todo desde el año 1994 hasta octubre de 2000, las aportaciones han sido nulas, y en tres días del mes de octubre del año 2000, este embalse de 11 hm³ de capacidad, pasó de estar vacío a tener que realizar vertidos por sus aliviaderos.

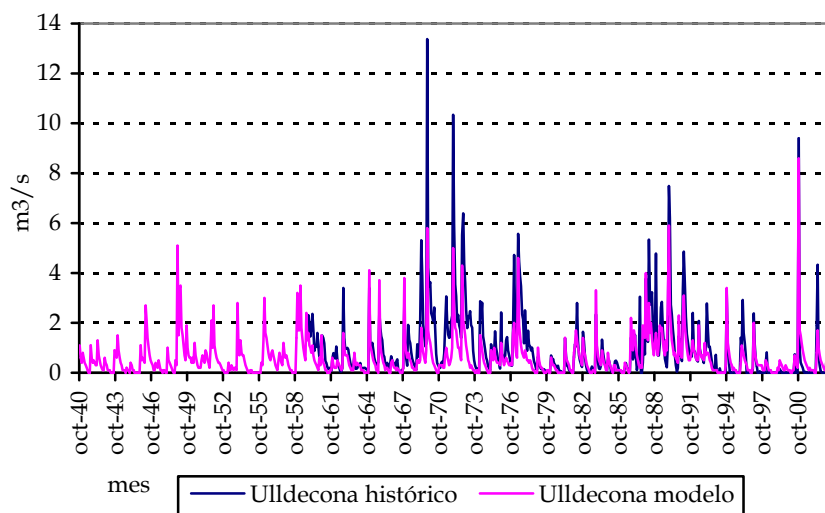


Figura 167. Caudales mensuales en régimen natural al embalse de Ulldecona (m³/s), contraste entre el modelo y los datos históricos.

### ***6.2.1.2.2 Modelación de aportaciones con las abstracciones y retornos***

El ciclo hidrológico natural ha sido, históricamente y actualmente, fuertemente modificado debido a las abstracciones y retornos de agua que se producen en el sistema para los usos urbanos, industriales, agrícolas e hidroeléctricos. Estas modificaciones del ciclo hidrológico afectan de una forma importante a los flujos de agua que se producen en la cuenca hidrográfica, aumentando o reduciendo los volúmenes de agua existentes en los acuíferos, las relaciones río-acuífero, las transferencias laterales y/o las salidas al mar.

Las modificaciones del subsistema superficial son relativamente fáciles de analizar, mediante la restitución a régimen natural o mediante el empleo de modelos de simulación que reproduzcan la gestión de los embalses y las derivaciones realizadas a través de conducciones.

Sin embargo, las modificaciones que se producen en el subsistema subterráneo y su influencia en el resto de componentes del sistema, y especialmente en el subsistema superficial, son más complejas de analizar y de evaluar de forma integrada. El ciclo hidrológico actual difiere del natural, y por lo tanto, el transporte de sustancias químicas que en él se produce es diferente al que se produciría en régimen natural. Por estos motivos, es necesario contemplar las modificaciones existentes en el régimen natural lo más fielmente posible tanto para el análisis cuantitativo de los flujos del agua, como para el análisis físico-químico del agua.

Mediante el modelo de simulación desarrollado se ha realizado la simulación del ciclo hidrológico en régimen alterado, introduciendo las afecciones antrópicas que provocan las actividades humanas en el subsistema subterráneo. Esta simulación permitirá conocer el grado de afección actual del ciclo hidrológico respecto a la situación en régimen natural obtenida anteriormente, tanto desde el punto de vista del comportamiento de los acuíferos, como de los caudales circulantes en los tramos de río, así como las transferencias laterales y las salidas al mar de los acuíferos.

Las afecciones antrópicas que se aplican en este análisis son las que directamente se producen en el subsistema subterráneo, como son: las

extracciones de agua subterránea por usos urbanos y agrícolas, y las recargas al acuífero debidos a los retornos urbanos y agrícolas, teniendo en cuenta que los retornos subterráneos de origen urbanos en la actualidad pueden considerarse inexistentes. Las afecciones se incluyen de forma distribuida en el espacio, atendiendo a la ubicación geográfica en la que se encuentran los usos de agua o los puntos de extracción de agua, y variable en el tiempo, de forma que se recogen los crecimientos o decrecimientos producidos en los últimos años y la variabilidad estacional.

La principal afección del subsistema subterráneo es la extracción de agua para usos agrícolas, urbanos e industriales. Las extracciones de agua para uso urbano e industrial, donde se incluyen las industrias que están conectadas a las redes municipales de abastecimiento, representan en la actualidad aproximadamente 350 hm<sup>3</sup>/año para el conjunto del ámbito de la CHJ, y está evolucionando de forma creciente (véase la Figura 168) debido al aumento de la población y a los mayores estándares de calidad de vida, que implican una mayor dotación de agua por habitante. En la Figura 168 se muestran los valores estimados a partir del número de habitantes equivalentes de cada municipio junto con el completado de extracciones realizado para los años en que no se dispone de dicha información (habitante equivalente es la suma entre residentes habituales y la parte proporcional de visitantes de temporada).

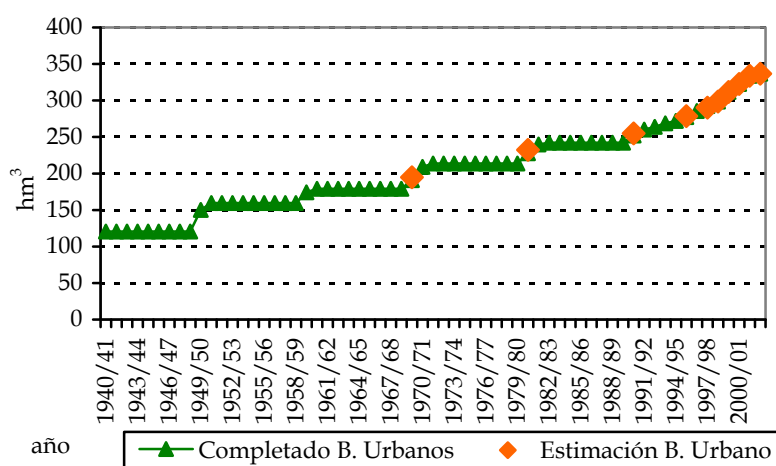


Figura 168. Evolución de las extracciones de agua subterráneas para uso urbano.

Las extracciones para usos agrícolas, con aproximadamente unos 1.200 hm<sup>3</sup>/año de forma agregada, representan la principal afección de extracción existente en la cuenca (Figura 169). La afección ha crecido fuertemente a lo largo



de los últimos 60 años junto con las superficies de regadío subterráneo, pero a diferencia del uso urbano, esta afección se encuentra totalmente estabilizada e incluso empieza a tener una ligera reducción en los últimos años. En la Figura 169 se muestran los valores estimados a partir de las superficies regadas en cada municipio y el completado de extracciones realizado para los años en que no se dispone de dicha información, considerando la hipótesis de que la utilización masiva de aguas subterráneas se inicia en la década de los años 50.

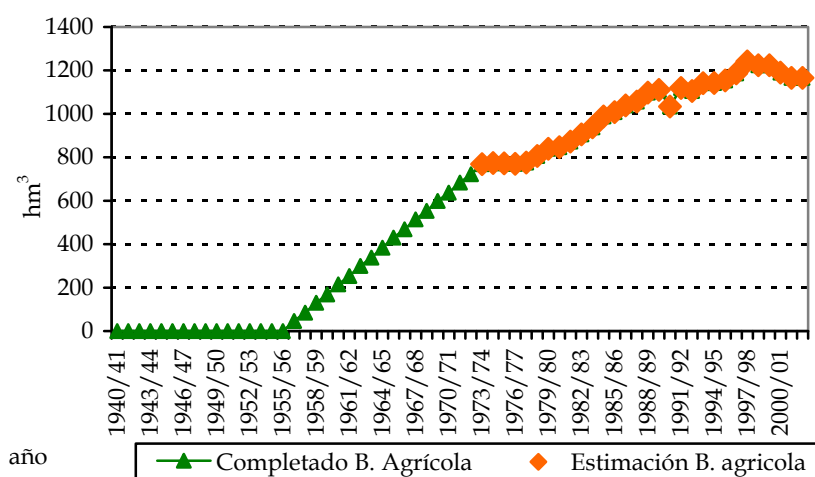


Figura 169. Evolución de las extracciones de agua subterráneas para uso agrícola.

Otra afección importante que se produce en el subsistema subterráneo son las recargas de agua que producen los retornos agrícolas, ya que los retornos urbanos son mayoritariamente de tipo superficial. Las recargas de agua se introducen en el modelo de simulación de forma similar a las extracciones de agua, incluyendo una evolución temporal mensual y la ubicación geográfica, atendiendo a las zonas donde se aplica el agua en el regadío. Las recargas a los acuíferos están cifradas de forma global en unos 850 hm³/año, y se han mantenido más estables en el tiempo, ya que corresponden mayoritariamente a riegos tradicionales que no han sufrido variaciones importantes en la forma de aplicar el agua en la parcela a lo largo de los últimos años, aunque sí se hayan producido importantes variaciones en los retornos superficiales de riego asociados al mayor o menor caudal derivado por las principales acequias.

En la Figura 170 se muestran los valores estimados a partir de las superficies regadas en cada municipio y las eficiencias del sistema de riego de cada zona agrícola, junto con el completado de recargas realizado para los años en que no se dispone de dicha información.

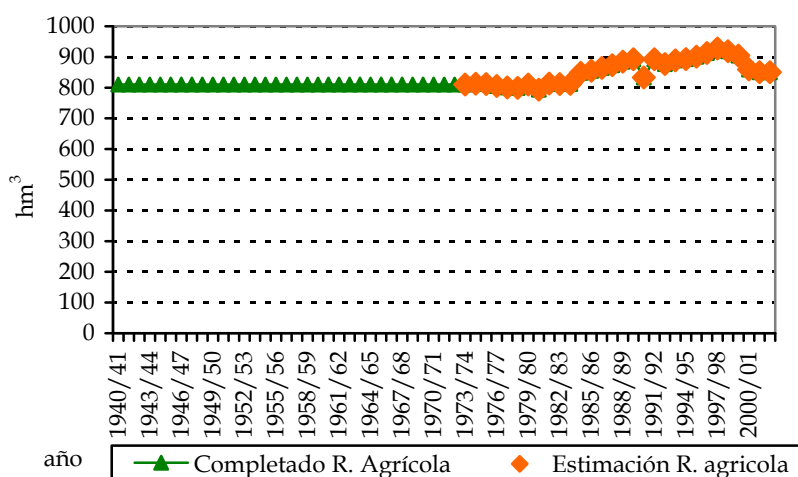


Figura 170. Evolución de las recargas subterráneas de agua por retornos agrícolas.

Realizada la simulación, con las afecciones descritas, se obtienen exclusivamente los efectos que provocan las extracciones y retornos al acuífero en los niveles piezométricos, en las reservas de agua en los acuíferos, en las relaciones río-acuífero, en los caudales circulantes, etc... Debe tenerse en cuenta que para obtener los caudales reales superficiales que se producen en el sistema, debería complementarse este análisis con la simulación del sistema superficial, incluyendo la gestión de embalses y las derivaciones de abastecimiento urbano agrícola. etc..., lo cual, puede realizarse mediante los modelos ya existentes de simulación de la gestión, como por ejemplo el modelo SIMGES del Sistema Soporte a la Decisión AQUATOOL (Andreu et al., 1996).

Los resultados obtenidos con este modelo de simulación constituyen un paso adelante en la mejora del conocimiento del comportamiento del sistema y, especialmente, en las relaciones río-acuífero a escala de cuenca. Son útiles para conocer cuál es el grado de afección actual que introducen las extracciones (urbanas e industriales) y las recargas de agua procedentes de los retornos agrícolas, en los acuíferos, efectos no siempre bien conocidos en los sistemas de recursos hídricos.

Los resultados obtenidos muestran el nivel de alteración de todos los acuíferos de la CHJ, como seguidamente se describe.

Los niveles en régimen alterado en la unidad hidrogeológica (UHG) 08.21 Plana de Sagunto son en principio más elevados, debido a los recargas que producen los regadíos de la zona, sin embargo la posterior puesta en funcionamiento de

las extracciones de agua, alrededor de la décadas de los 60 y 70, producen importantes descensos en los niveles piezométricos de este acuífero, alcanzándose valores incluso por debajo del nivel del mar (Figura 171).

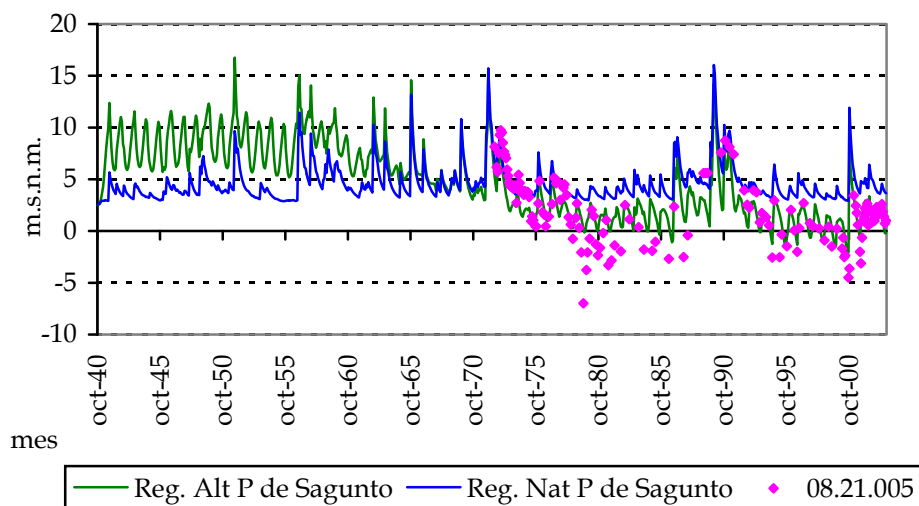


Figura 171. Niveles piezométricos de la Plana de Sagunto 08.21 en régimen natural y alterado.

Además, al estar la UHG 08.21 “Plana de Sagunto” conectada con la UHG 08.20 “Medio Palancia”, los descensos de la 08.21 provocan mayores transferencias laterales y, por lo tanto, también una reducción en los niveles piezométricos de la UHG 08.20 “Medio Palancia”, a pesar de tener esta unidad menores extracciones. En la Figura 172 aparece como la UHG 08.20 “Medio Palancia” llega a tener, en algunos puntos concretos, niveles piezométricos inferiores al nivel del mar pese a ser una unidad hidrogeológica del interior debido a extracciones locales de agua subterránea.

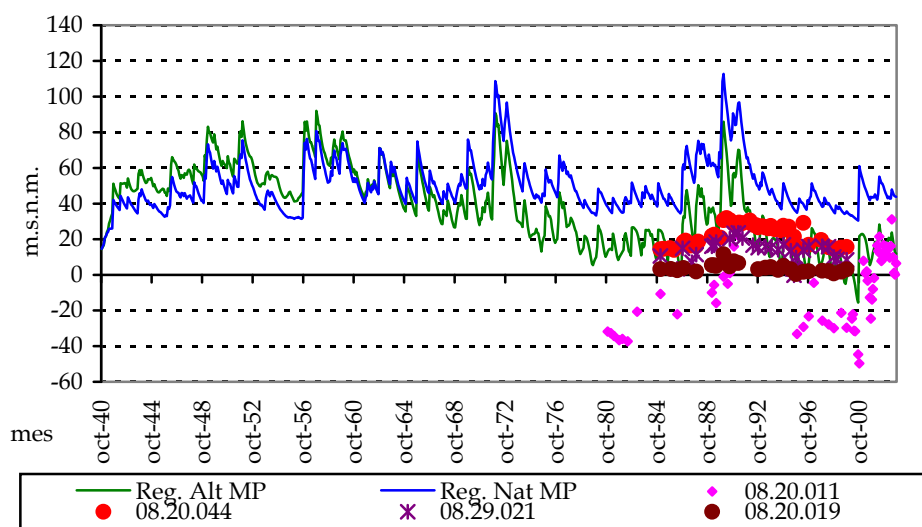


Figura 172. Niveles piezométricos en el Medio Palancia 08.20 en régimen natural y alterado.

Otro ejemplo de la reducción de niveles piezométricos por las extracciones de agua se produce en la UHG 08.29 “Mancha Oriental”, concretamente en el acuífero que representa la Mancha Oriental Centro, donde los niveles piezométricos en régimen alterado se reducen drásticamente respecto al régimen natural, tal y como aparece en la Figura 173. El piezómetro “08.29.036” situado cerca de Albacete corresponde a la zona donde se produce mayor cono de depresión debido a los bombeos. El punto “08.29.053”, situado en Cenizate al norte del río Júcar, está a bastante distancia de las extracciones de agua del acuífero, por lo que sus niveles pueden considerarse próximos al régimen natural; entre ambos extremos los descensos medios del acuífero pueden caracterizarse por los piezómetros situados entre Albacete y el río Júcar y aquellos que se encuentran en las proximidades del río Júcar en esta zona central, como son los puntos: “08.29.055”, “08.29.057”, “08.29.035”, etc... Del modelo de simulación se obtiene el nivel piezométrico medio del acuífero, el cual se asemeja bastante al anterior grupo de piezómetros.

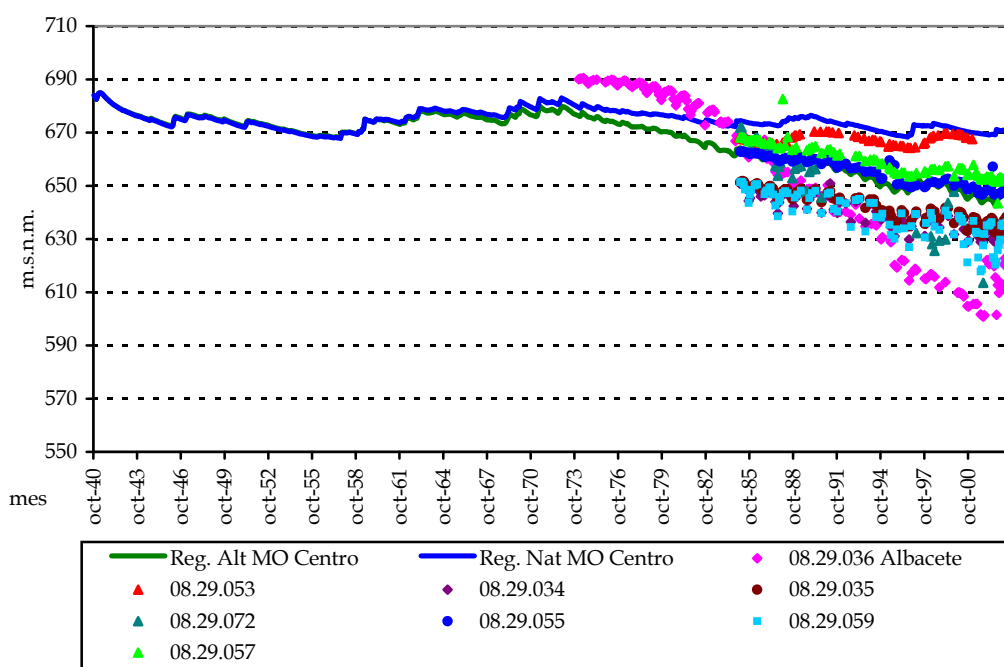


Figura 173. Niveles piezométricos la Mancha Oriental (Centro) en régimen natural y alterado.

Tal y como sucedía en el acuífero del Medio Palancia, el acuífero de la Mancha Oriental Norte al estar conectado al anterior, también ve reducido fuertemente sus niveles piezométricos (Figura 174), a pesar de no existir en esta zona concreta importantes extracciones de agua.

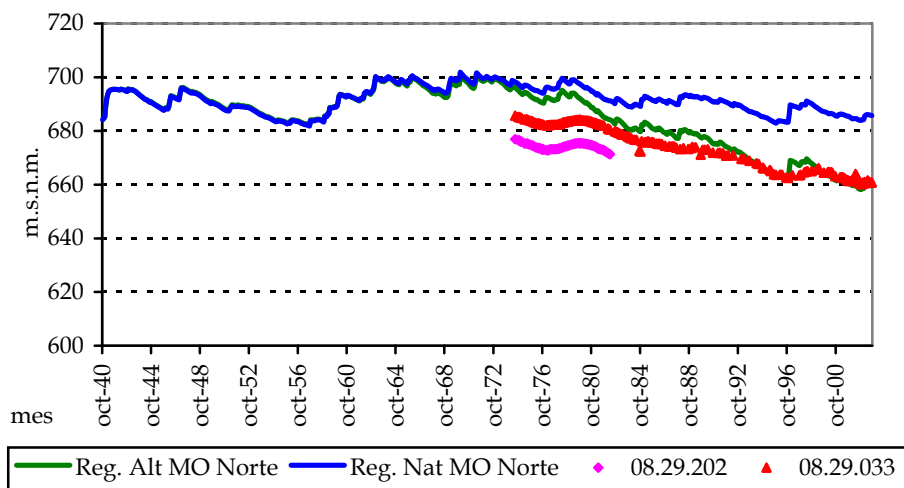


Figura 174. Niveles piezométricos la Mancha Oriental (Norte) en régimen natural y alterado.

En la zona este del acuífero de la Mancha Oriental también descienden los niveles piezométricos, pero de una forma significativamente más suavizada que en la zona norte o centro (Figura 175).

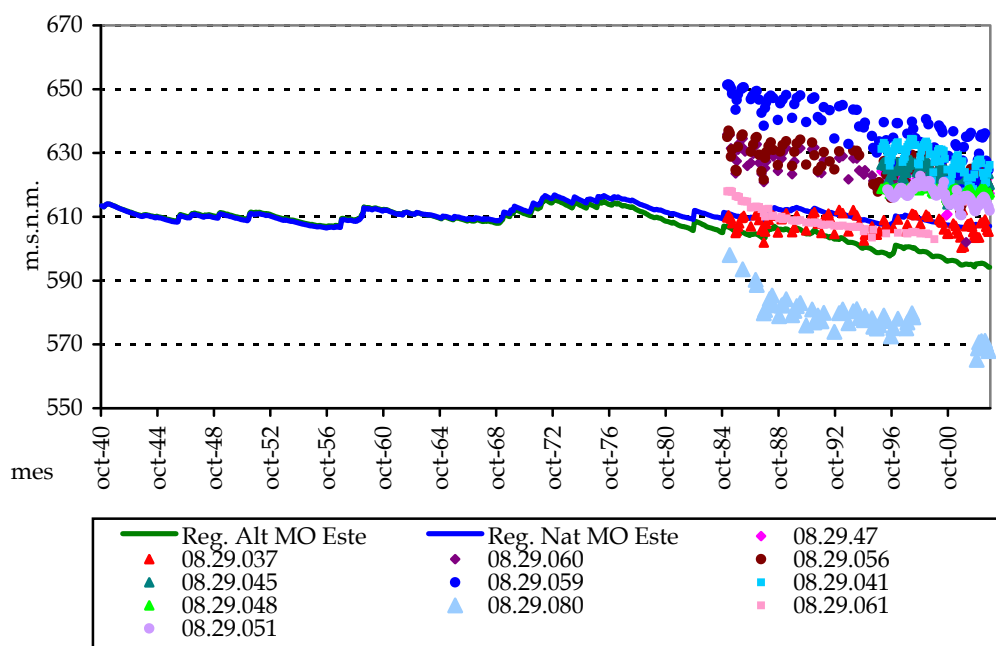


Figura 175. Niveles piezométricos la Mancha Oriental (Este) en régimen natural y alterado.

Los acuíferos del sistema Vinalopó-Alacantí son los que están sufriendo en la actualidad descensos más importantes, debido al fuerte nivel de explotación al que están sometidos. La UHG 08.35 “Jumilla-Villena” registra descensos continuados desde los inicios de los años 70 (Figura 176).

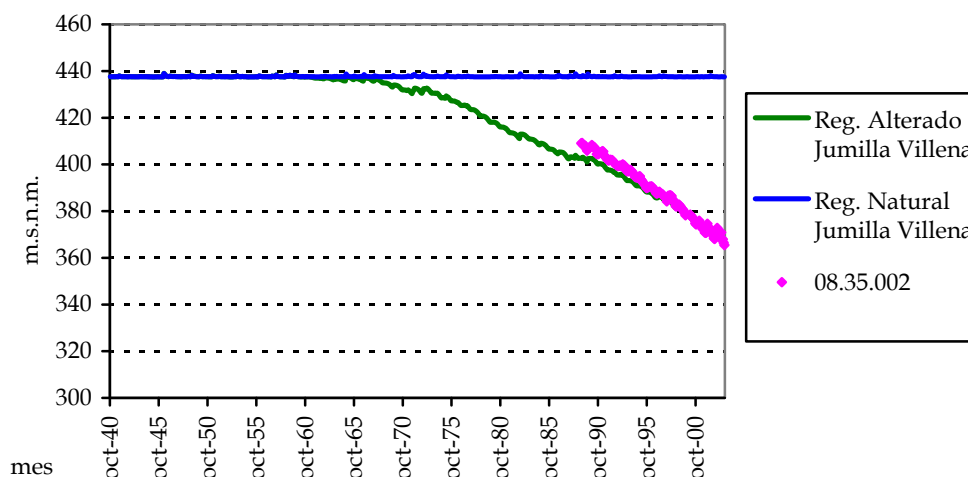


Figura 176. Niveles piezométricos en Jumilla-Villena en régimen natural y alterado.

La situación inversa se produce en los acuíferos donde se ubican zonas de regadío tradicional donde existen actualmente importantes recargas de agua procedentes de la agricultura, como es el caso exclusivo de la Plana de Valencia Norte y la Plana de Valencia Sur (Figura 177 y Figura 178). En estos acuíferos, los niveles piezométricos actuales son superiores a los existentes en régimen

natural generando a su vez mayores salidas de acuífero a zonas húmedas, a ríos y al mar, que las que se producirían en régimen natural.

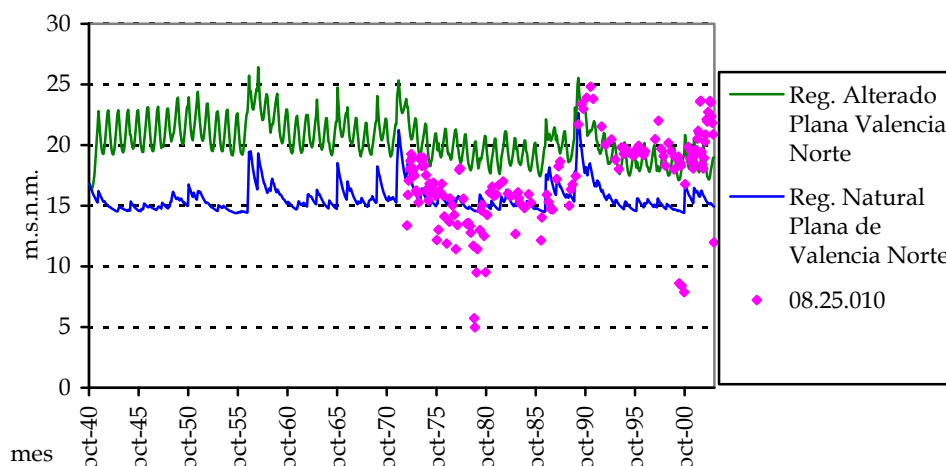


Figura 177. Niveles piezométricos en la Plana de Valencia Norte 08.25 en régimen natural y alterado.

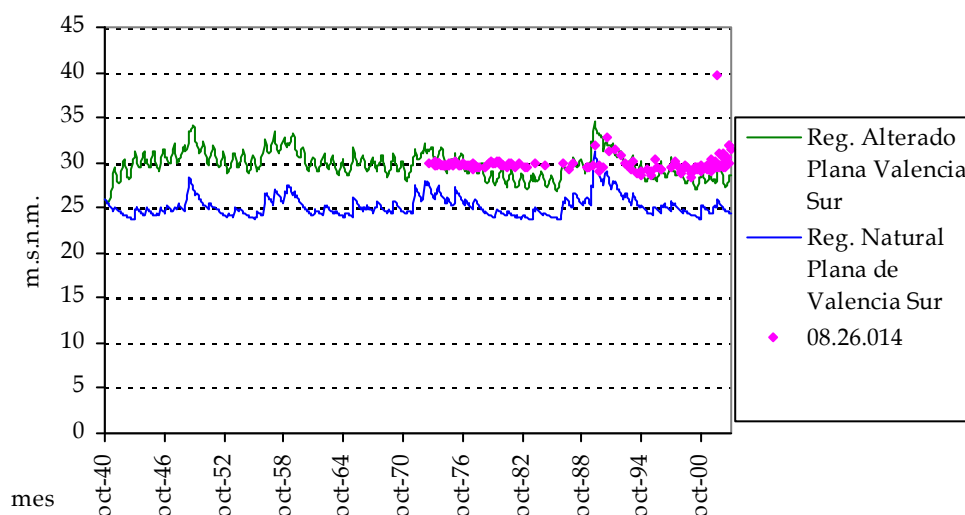


Figura 178. Niveles piezométricos en la Plana de Valencia Sur 08.26 en régimen natural y alterado.

En la Plana de Gandia-Dénia los sistemas de riego tradicional provocaban un ligero ascenso de los niveles piezométricos respecto el régimen natural, el cual ha sido compensado en la actualidad por la extracción de agua subterráneas destinada a las zonas urbanas y a otras zonas agrícolas. En esta unidad, UHG 08.38, las oscilaciones de los niveles piezométricos varían entre los 2 y 8 m.s.n.m. dependiendo de la recarga de lluvia de cada año (Figura 179).

Además, debido a la gran longitud de contacto del acuífero con el mar, los niveles en el acuífero difícilmente superan los 9 m.s.n.m. en algún momento.

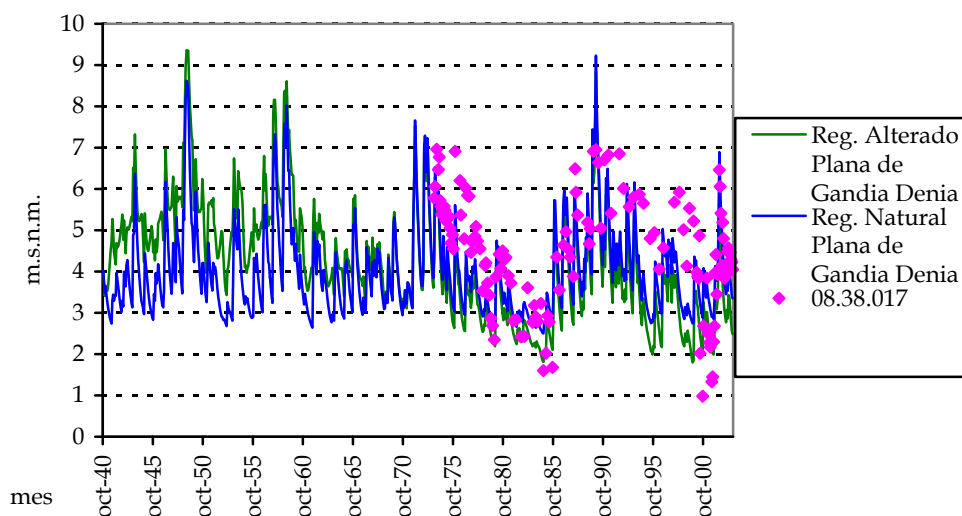


Figura 179. Niveles piezométricos en la Plana de Gandia-Dénia en régimen natural y alterado.

Todas estas variaciones en los niveles piezométricos provocan, a su vez, variaciones en las relaciones río-acuífero, como los caudales que drenan los acuíferos o las pérdidas en cauces, ya que ríos ganadores en régimen natural pueden pasar a ser ríos perdedores en el régimen actual y viceversa.

El principal ejemplo de esta situación se observa en el tramo medio del río Júcar, entre el acuífero de la Mancha Oriental y el río Júcar a su paso por la llanura Manchega. Los aportes históricos del acuífero al río se han reducido drásticamente en los últimos 15 años, llegando a la situación actual de alimentar el río al acuífero (situación de aportaciones intermedias negativas).



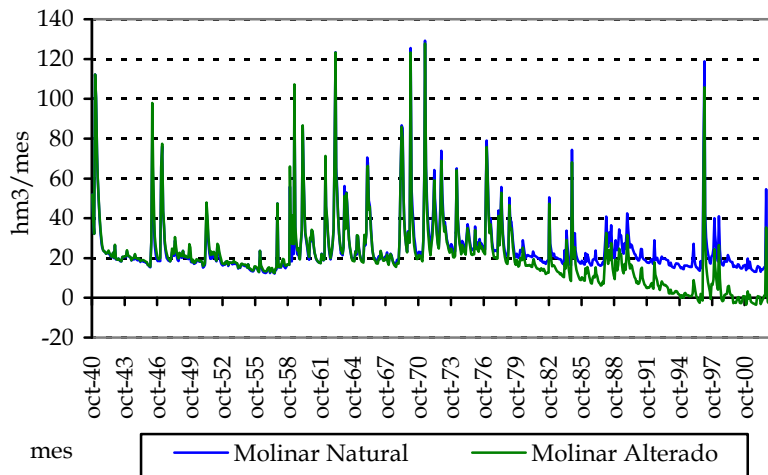


Figura 180. Aportaciones intermedias mensuales en régimen natural y alterado entre el embalse de Alarcón y el embalse de Molinar ( $\text{hm}^3/\text{mes}$ ).

A escala anual se observa mejor este efecto, además de poder intuir una cierta tendencia creciente para los próximos años. La reducción en las aportaciones anuales en este tramo, obtenidas con este modelo de simulación "Patrical", varía en la actualidad entre 200 y 300  $\text{hm}^3/\text{año}$ , tal y como se muestra en la Figura 181, donde se compara con los valores obtenidos de un modelo agregado de dos celdas realizado por el Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente (OPH, 2002), con los resultados de un modelo de aguas subterráneas del acuífero de la Mancha Oriental distribuido con flujo en tres dimensiones (Font, E. et al., 2004) realizado con el módulo Modflow (WHI, 2000).

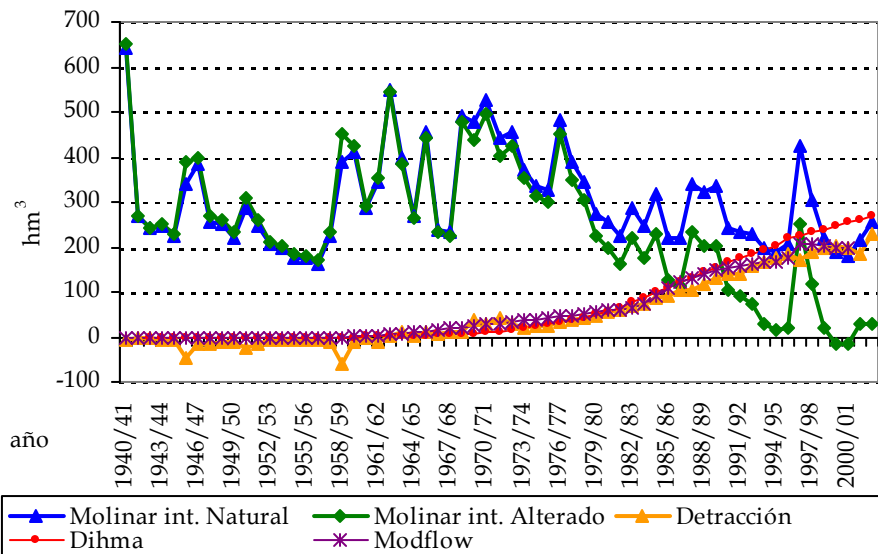


Figura 181. Aportaciones intermedias anuales en el tramo Alarcón-Molinar en régimen natural y alterado, junto con las afecciones producidas y los resultados de otros estudios.

La detracción incluye dos componentes: la reducción de aportes del acuífero al río y el incremento de las pérdidas del río por estar los niveles piezométricos más bajos. Los resultados obtenidos con el modelo de simulación se asemejan más a los resultados obtenidos con el modelo de detalle distribuido con flujo en tres dimensiones del acuífero de la Mancha Oriental. Los menores valores de la detracción respecto a la detracción teórica del modelo de DIHMA que se obtienen con el modelo distribuido del acuífero y con este modelo, se deben a la existencia de pocos recursos hídricos en los últimos años, tanto en régimen natural como en régimen alterado, lo que hace, como es lógico, que se reduzca la detracción.

Los valores negativos de la detracción obtenidos con el modelo "Patrical" en los primeros años de la serie, se deben a las recargas por retornos de riego que se producen en estos años.

Otra zona fuertemente afectada por las modificaciones en el régimen natural es el Alto Vinalopó, donde a pesar de la fuerte explotación que se produce actualmente en los acuíferos, la detracción únicamente puede alcanzar como máximo el régimen natural. Esta situación significa, que las extracciones de agua actuales que se producen y que no pueden ser compensadas por la detracción, se traducen en una continuada disminución de las reservas de estos acuíferos.

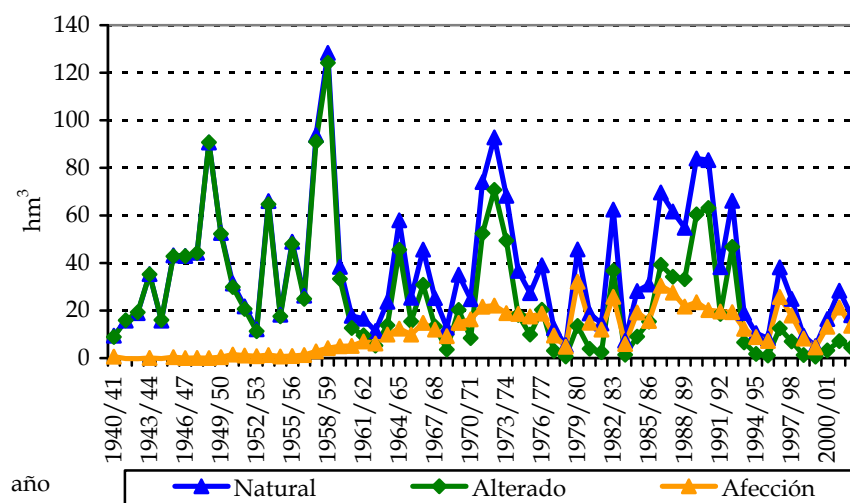


Figura 182. Aportaciones anuales totales al Alto Vinalopó en régimen natural y alterado, junto con las afecciones producidas.

El tramo medio y bajo del río Turia, ha estado históricamente fuertemente alterado por la actividad humana. En un principio, las afecciones consistían en los retornos de riego que se infiltraban al acuífero y que aumentaban las aportaciones naturales de este tramo, consideradas en la Figura 183 como detracciones negativas. Posteriormente, la puesta en funcionamiento de las extracciones de agua subterránea en los años 70, ha producido un paulatino descenso en las aportaciones naturales entre el embalse de Benagéber y la estación de aforos de Manises, cifrado en los últimos 10 años en 30 hm<sup>3</sup>/año, siendo la aportación media natural de 170 hm<sup>3</sup>/año en este tramo.

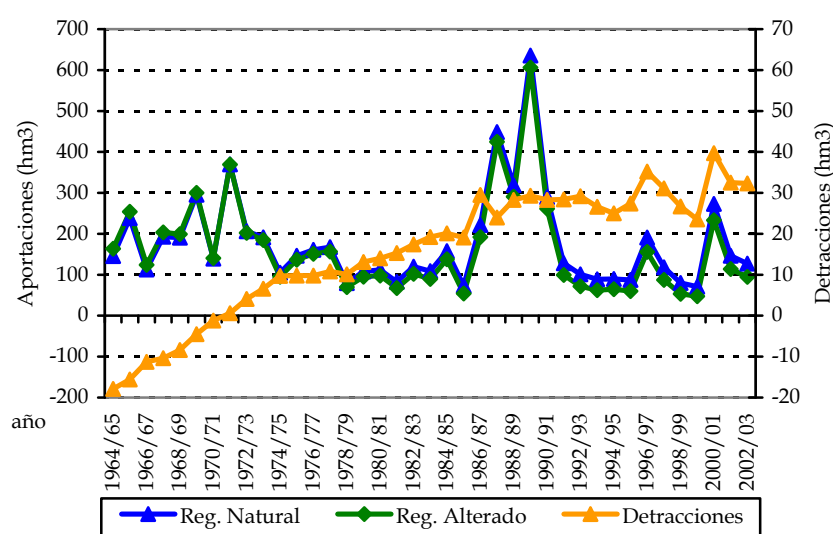


Figura 183. Aportaciones anuales del tramo medio y bajo del río Turia, tramo Benagéber-Manises, junto con las afecciones producidas.

Esta reducción de aportaciones ya fue analizada en el estudio “Estudio de utilización conjunta de los recursos hídricos superficiales y subterráneos en las cuencas media y baja de los ríos Júcar y Turia” (OPH, 2002) donde se indicaba, mediante un modelo de autovalores formado por siete macroceldas, que las extracciones de agua de las cuencas media y baja del río Turia producen una detección en los caudales que se aproxima en el año 2001 a 0,7 m<sup>3</sup>/s (25 hm<sup>3</sup>/año).

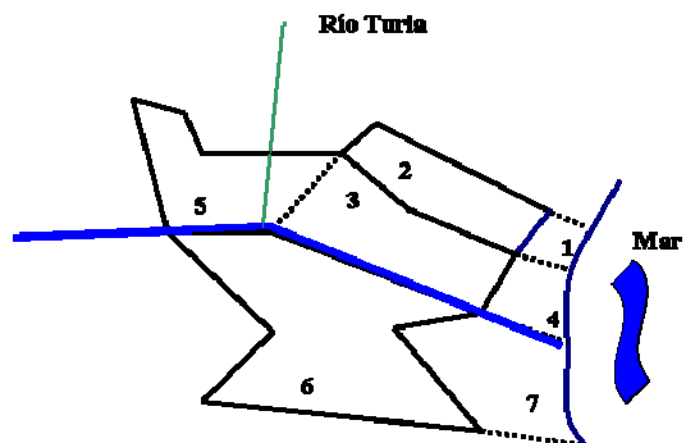


Figura 184. Esquema de las celdas (y número de celda) correspondientes a los acuíferos de la cuenca baja del Turia (OPH, 2002).

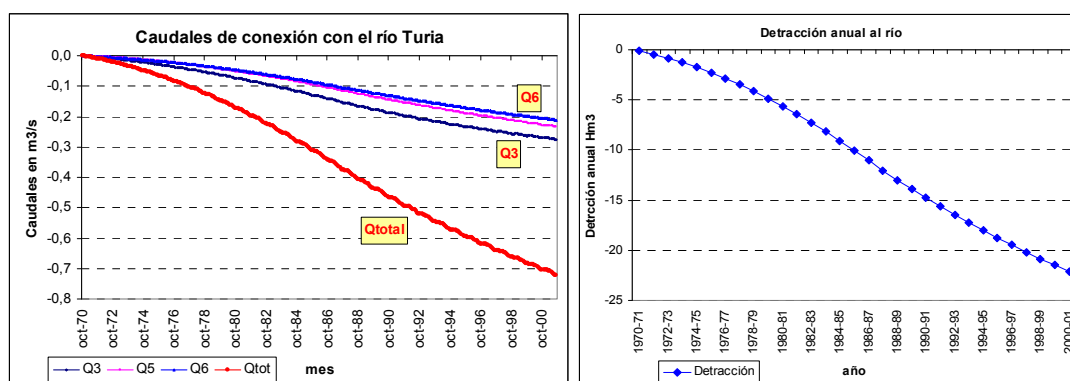


Figura 185. Disminución en los caudales de salida al río Turia ( $m^3/s$ ) y detección anual ( $hm^3/año$ ) debidos a los efectos de las extracciones de agua existentes.

El contraste realizado con el modelo de simulación en régimen natural y alterado determina que el resto de puntos de la cuenca tienen menores modificaciones respecto al régimen natural. De estos puntos los de mayores diferencias son: el río Serpis que en los últimos 10 años ha tenido una reducción de  $26 \text{ hm}^3/año$ , respecto a una aportación media natural de  $160 \text{ hm}^3/año$ ; el río Albaida con una reducción de  $25 \text{ hm}^3/año$ , respecto a una aportación media natural de  $170 \text{ hm}^3/año$ ; y el río Mijares una reducción de  $19 \text{ hm}^3/año$ , respecto a una aportación media natural de  $260 \text{ hm}^3/año$ .

La salida directa de los acuíferos al mar es otra componente del ciclo hidrológico que tiene importantes modificaciones de la situación en régimen natural a la situación en régimen alterado, ya que las extracciones y retornos de agua, históricos y actuales, modifican de forma significativa los acuíferos, y por lo tanto los flujos de agua totales acuífero-mar. Debe tenerse en cuenta que no existen estudios de detalle que evalúen las salidas de los acuíferos al mar, ni es

posible mediante mediciones directas evaluar estas salidas, por lo que las cifras que se exponen a continuación deben tomarse con cierta cautela.

La comparación de las salidas al mar, en régimen natural y régimen alterado (Figura 186), de la unidad hidrogeológica 08.11 "Plana de Oropesa-Torreblanca" indica que la reducción de las salidas al mar se ha estabilizado aproximadamente en 22 hm<sup>3</sup>/año a partir de la mitad de los años 70. Para el último periodo de tiempo, desde el año 90, las salidas varían desde un valor de 56,5 hm<sup>3</sup>/año en régimen natural, a un valor 34,6 hm<sup>3</sup>/año en régimen alterado. Esto indica, que el balance global de toda la unidad con el mar es positivo, es decir, que no existe intrusión marina de forma generalizada. Sin embargo, en algunas zonas concretas pueden producirse problemas locales de intrusión marina.

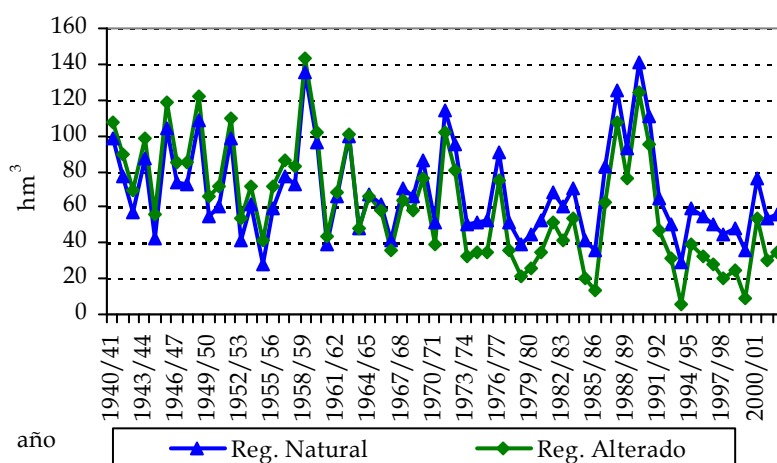


Figura 186. Salidas al mar de la Plana de Oropesa-Torreblanca en régimen natural y en régimen alterado.

La unidad hidrogeológica 08.12 "Plana de Castellón", también ha reducido las salidas al mar en los últimos años respecto al régimen natural en unos 5 hm<sup>3</sup>/año, pasando de unas salidas medias en los últimos años de 15,5 hm<sup>3</sup>/año en régimen natural a 10,5 hm<sup>3</sup>/año en la actualidad. Esta reducción unida a la diferente distribución espacial de las salidas al mar, hace que existan ciertos problemas locales de intrusión marina en algunas zonas de este acuífero.

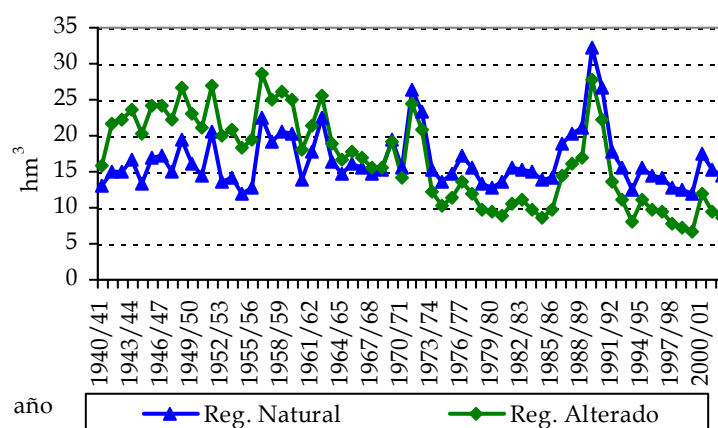


Figura 187. Salidas al mar de la Plana de Castellón en régimen natural y en régimen alterado.

Una de las unidades con mayores problemas en la actualidad es la 08.21 “Plana de Sagunto”, donde se alcanzan valores globales de salidas al mar negativos, es decir, en algunos años se produce fuerte intrusión marina de forma generalizada. Los retornos agrícolas generaron, en décadas anteriores, aumentos en los niveles del acuífero y por lo tanto de las salidas al mar, sin embargo, la explotación actual de las aguas subterráneas ha reducido notablemente esta situación, anulando casi totalmente las salidas al mar. Como se verá posteriormente, en esta unidad se obtienen valores muy elevados de conductividad eléctrica del agua, que es un indicador del contenido de sales que tiene el agua, incluidos los cloruros del agua del mar.

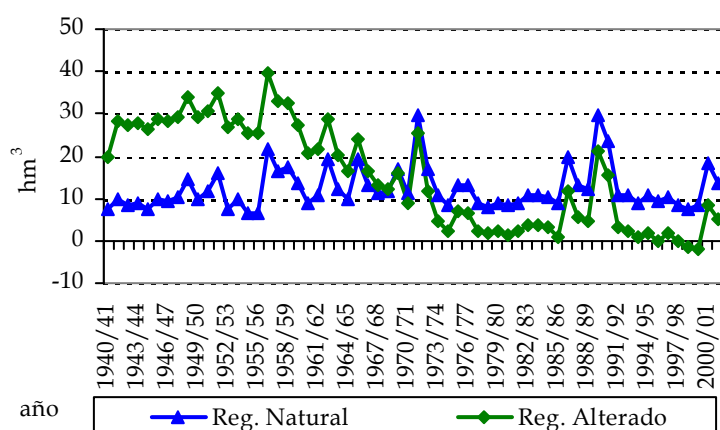


Figura 188. Salidas al mar de la Plana de Sagunto en régimen natural y en régimen alterado.

Las importantes zonas de regadío con aguas superficiales situadas sobre las Planas de Valencia Norte y Sur, hacen que se incrementen las salidas al mar en el régimen alterado, en 4 y 7 hm<sup>3</sup>/año respectivamente, respecto el régimen natural.

Las salidas de la unidad 08.25 “Plana de Valencia Norte” se sitúan en los últimos años en el entorno de los 16 hm<sup>3</sup>/año.

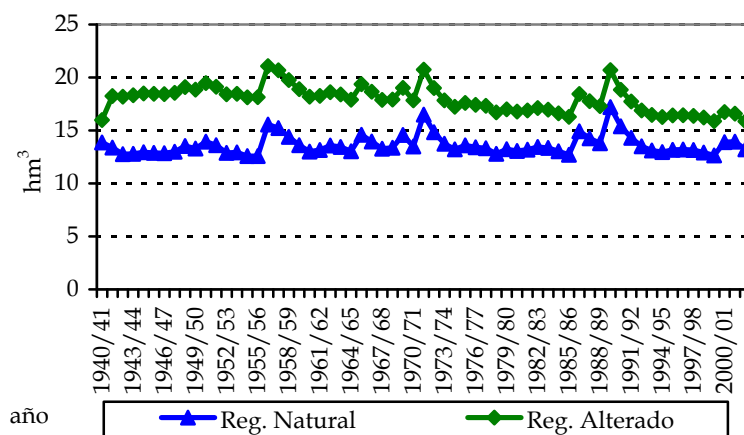


Figura 189. Salidas al mar de la Plana de Valencia Norte en régimen natural y en régimen alterado.

La Plana de Valencia Sur, dada la mayor extensión, tiene unas salidas superiores, cifradas en el entorno de los 50 hm<sup>3</sup>/año. Estas salidas corresponden a las salidas al mar y posiblemente también a salidas al lago de la Albufera de Valencia.

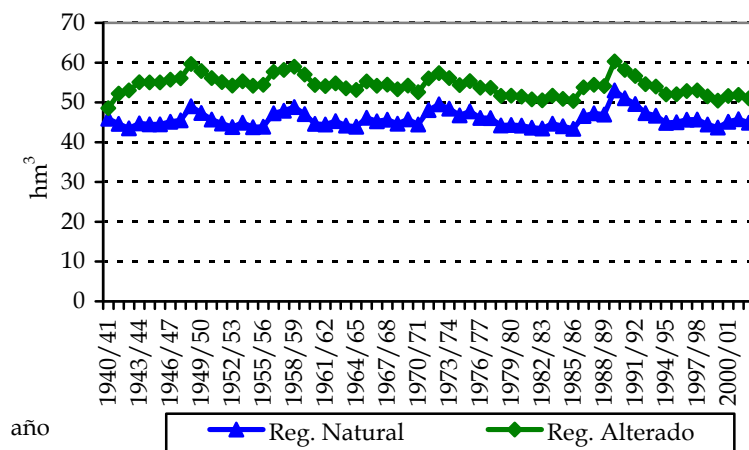


Figura 190. Salidas al mar (y al lago de la Albufera de Valencia) de la Plana de Valencia Sur en régimen natural y en régimen alterado.

La unidad 08.47 “Peñón-Montgó-Berniá” a pesar de tener importantes recargas de lluvia y relativamente una baja explotación de aguas subterráneas, tiene importantes problemas durante los años de la sequía. Esto se debe a la reducida regulación que realizan los acuíferos de esta zona, es decir, son acuíferos con una inercia muy baja (alta velocidad de descarga), por lo que las recargas de lluvia rápidamente se descargan al mar y hace que no existan recursos en

épocas de sequía. A esta situación se une la creciente explotación de las aguas subterráneas por la expansión turística de la zona, y la concentración en los meses de verano de esta demanda. Durante los periodos de sequía las reservas de agua en esta unidad son muy bajas, lo que produce que las salidas al mar también lo sean, y si a ello se le suma la explotación de aguas subterráneas, se producen entradas importantes de agua de mar, como en los años 1983/84, 1994/95 y 1998/99.

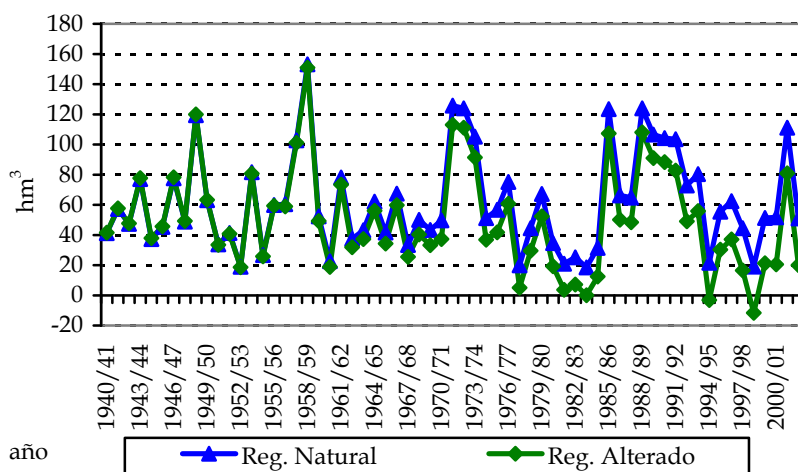


Figura 191. Salidas al mar de la unidad 08.47 "Peñón-Montgó-Berniá" en régimen natural y en régimen alterado.

La unidad 08.07 "Maestrazgo", es una unidad con una gran extensión y que actualmente tiene una explotación muy reducida, es decir, un nivel de alteración muy bajo. Además, los niveles piezométricos de esta unidad se encuentran situados a bastante profundidad respecto a la superficie del terreno, por lo que existen pocas salidas del acuífero al río e importantes pérdidas de agua por filtración de los ríos al acuífero. Todo ello hace que las principales salidas de este acuífero sean: las transferencias laterales a las unidades contiguas y las salidas al mar.

Las salidas al mar rondan los 156 hm<sup>3</sup>/año en el periodo histórico y los 125 hm<sup>3</sup>/año en los últimos años, pero se han visto fuertemente reducidas en los últimos 10 años por circunstancias exclusivamente meteorológicas. Según indicaba el Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar (CHJ, 1998) en esta unidad la descarga al mar se produce a lo largo de todo el litoral, con mayor importancia en las sierras de Montsiá e Irta, y unos volúmenes medios entorno a los 250 hm<sup>3</sup>/año.



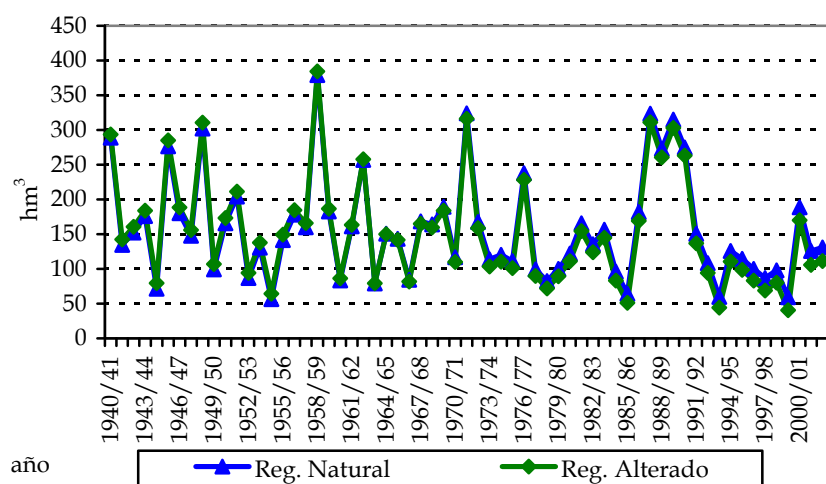


Figura 192. Salidas al mar de la unidad 08.07 “Maestrazgo” en régimen natural y en régimen alterado.

La unidad hidrogeológica 08.10 “Plana de Vinaróz-Peñíscola” tiene una salidas al mar que se sitúan en los 68 hm<sup>3</sup>/año durante el periodo histórico. Las afecciones antrópicas han reducido las salidas al mar en unos 22 hm<sup>3</sup>/año en los últimos años, que sumado a una cierta reducción por motivos meteorológicos hace que las salidas actuales rondan los 35 hm<sup>3</sup>/año. El Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar (CHJ, 1999) fija las salidas al mar de esta unidad en 40 hm<sup>3</sup>/año, por lo que las salidas actuales se encuentran en la actualidad en el límite impuesto por el Plan del Júcar.

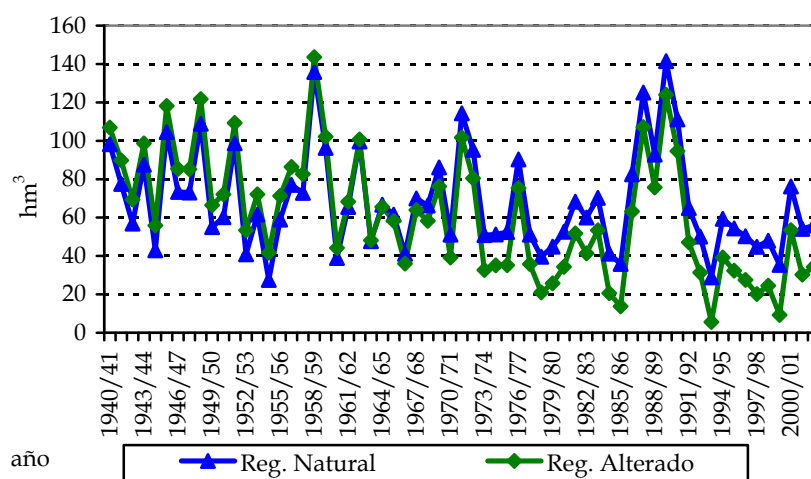


Figura 193. Salidas al mar de la unidad 08.10 “Plana de Vinaróz-Peñíscola” en régimen natural y en régimen alterado.

## 6.2.2 *Simulación de la calidad del agua*

La evaluación detallada de las presiones e impactos consiste en reproducir la evolución temporal del aporte de sustancias químicas y el transporte de las mismas a lo largo de toda la cuenca hidrográfica, así como los efectos (concentraciones químicas) que se producen en las masas de agua, considerando además su evolución a lo largo del tiempo. De esta forma, se puede conocer adecuadamente en todas las zonas los niveles de impacto que se están produciendo en la actualidad y su reciente evolución.

El análisis desarrollado en el apartado 6.1, análisis estacionario, consistía en una primera aproximación a la identificación de las principales presiones y los impactos que éstas producen. En ese análisis se realizaba una modelación simplificada de las presiones ejercidas por la actividad humana en el medio y permitía conocer qué zonas son las sometidas a mayor y menor presión de la red fluvial y si realmente se han detectado o no impactos en esos puntos.

El análisis estacionario de presiones e impactos permite tener una visión global de la situación de la cuenca hidrográfica en su conjunto, con las condiciones hidrológicas medias, de forma que sirve para identificar las zonas más conflictivas de la cuenca.

En esta segunda fase de análisis se realiza la modelación detallada del transporte de sustancias químicas en la red hidrográfica superficial y en los acuíferos, de dos de las principales sustancias químicas que generan impactos en las masas de agua: nitratos y conductividad eléctrica del agua, tanto en el espacio como en el tiempo, de manera que se pueda obtener de forma totalmente cuantitativa la situación de cada una de las masas de agua. Con estas dos variables se cubre un amplio espectro de la problemática del transporte de sustancias químicas conservativas en las cuencas hidrográficas.

El transporte del nitrógeno es un ejemplo de una sustancia química de origen fundamentalmente antrópico, con focos de contaminación puntuales (los vertidos urbanos, y focos de contaminación difusos (los originados por la agricultura), y que constituye uno de los problemas más importantes de las cuencas mediterráneas.

Por su parte, la conductividad eléctrica del agua es una de las mejores variables representativas del contenido de sales del agua y de la concentración de sólidos disueltos en la misma. El contenido de sales y los sólidos disueltos, y por lo tanto el nivel de conductividad eléctrica, tiene fundamentalmente un origen natural, generado por la disolución de sales que realiza el agua al pasar por las formaciones geológicas de los acuíferos y por los arrastres de sólidos que se producen con las aguas superficiales. Además, los vertidos urbanos puntuales y los retornos agrícolas difusos también cuentan con elevados niveles de conductividad eléctrica, por lo que también modifican en algunas zonas los niveles de este parámetro de forma sustancial.

Por estas circunstancias el modelo de simulación puede considerar los focos de contaminación puntual, procedentes de los vertidos urbanos, y los focos de contaminación difusa, procedentes de los retornos agrícolas, y también las condiciones fisiográficas de la cuenca, usos de suelo y geología, para tener en cuenta los aportes naturales de sustancias químicas.

### **6.2.2.1 Simulación del transporte del nitrato**

La simulación del contenido de nitrato (concentraciones) en los caudales circulantes y en los acuíferos se realiza considerando los siguientes aportes de nitrógeno:

- El nitrógeno procedente de la aplicación de fertilizantes de la agricultura y de los excedentes procedentes de la ganadería, considerados mediante el exceso de nitrógeno calculado para cada municipio, y
- el nitrógeno en forma de nitrato procedente de los vertidos urbanos directos y de las estaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas.

Los flujos de agua considerados en la simulación del transporte del nitrato son los obtenidos de la simulación en régimen alterado a los que se le añaden los vertidos superficiales urbanos y los retornos agrícolas superficiales.

#### **6.2.2.1.1 *Datos de entrada al modelo***

En primer lugar, para obtener las concentraciones de nitrato que se producen en las masas de agua por el efecto de la agricultura y la ganadería, es necesario conocer el exceso de nitrógeno en el suelo y que potencialmente puede lixiviar. El exceso de nitrógeno se genera por la aplicación de fertilizantes o por los estiércoles de la ganadería, para lo cual, como ya se ha indicado, existen diferentes modelos que permiten reproducir este proceso. Sin embargo, la mayoría de estos modelos son únicamente aplicables a escalas de parcela agrícola, ya que su objetivo consiste en conocer las concentraciones de nitrógeno existente en el suelo en cada momento, horas, días o semanas, para optimizar la producción agrícola de la parcela, y además requieren de una gran cantidad de información que no está disponible a escala de cuenca. Por otra parte y de forma simplificada, existen leyes que relacionan la aplicación de fertilizantes y el nitrato que lixivian, pero que no reproducen el ciclo del nitrógeno ni incluyen otras fuentes de contaminación como puedan ser los estiércoles no aplicados en la agricultura, por lo que existen importantes incertidumbres en los resultados que puedan aportar a escala de cuenca.

Dada la carencia de información a escala de cuenca que imposibilita la aplicación de modelos de detalle del ciclo del nitrógeno en el suelo, se ha decidido tomar como exceso de nitrógeno (y que potencialmente puede lixiviar) los resultados, para todo el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), de exceso de nitrógeno en el suelo obtenidos mediante la aplicación del ciclo del nitrógeno simplificado propuesto en el estudio “Caracterización de las fuentes agrarias de contaminación de las aguas por nitratos” (MIMAM, 2001), realizado por la Subdirección General de Tratamiento y Control de Calidad de las Aguas. El ciclo del nitrógeno simplificado que se propone en este trabajo ha sido aplicado con la información del ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar de los últimos años.

El modelo planteado se basa en la realización del balance, cada año, entre todos los aportes y salidas de nitrógeno que se producen por término municipal (CHJ, 2005). Los aportes de nitrógeno considerados en su aplicación a la CHJ son:

- Aplicación de fertilizantes inorgánicos en la agricultura de secano y de regadío.
- Aplicación de fertilizantes orgánicos en la agricultura de secano y de regadío.
- Sobrantes de fertilizantes orgánicos (que se corresponden con la porción de estiércoles generados por la ganadería y que no se aplican en la agricultura).
- Estiércoles del ganado en pastoreo.
- Nitrato aportado por las aguas de riego.
- Nitrógeno aportado por las semillas vegetales.
- Nitrógeno introducido por la fijación biológica de las bacterias.
- Deposición atmosférica del nitrógeno con la precipitación.

Las extracciones de nitrógeno que se han considerado son:

- Extracción de nitrógeno por los cultivos.
- Volatilización del ión amonio  $NH_4^+$  a la atmósfera.

- Desnitrificación del ión de nitrato  $NO_3^-$  y su incorporación a la atmósfera.

La obtención de cada una de estas componentes se describe con detalle en MIMAM (2001), pero de forma sintética, los aportes de fertilizantes orgánicos e inorgánicos y las extracciones de nitrógeno se obtienen multiplicando la superficie regada de cada tipo de cultivo por una dosis de abonado de cada cultivo (kg de nitrógeno por ha), diferente según el área geográfica y si es cultivo de secano o de regadío. Estas dosis se han obtenido del estudio "Balance del Nitrógeno en la Agricultura Española del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación del año 1997" (MAPA, 1998). La generación de estiércoles se obtiene a partir de las cifras, por especies, de cabezas de ganado existente multiplicado por la producción media de estiércol (kg de nitrógeno por animal) que genera cada tipo de animal. El nitrato aportado por las aguas de riego se ha calculado a partir de los volúmenes de agua que se utilizan en la agricultura, multiplicados por la concentración de nitrato que tienen. Finalmente, la volatilización se obtiene como porcentajes de la fertilización tanto inorgánica como orgánica y la desnitrificación como un porcentaje de la incorporación neta de nitrógeno al suelo.

El excedente de nitrógeno procedente de la agricultura y la ganadería para la CHJ en el año 2002 que se obtiene con el balance simplificado del nitrógeno en la zona superficial del suelo, se cifra en 71.300 tn/año, Tabla 11. Respecto a los aportes de nitrógeno utilizados, éstos ofrecen resultados muy similares a lo que indican Novontny and Olem (1994) como valores generales, e indican que los fertilizantes inorgánicos (58%) son la principal fuente de aportes de nitrógeno, al que le siguen en importancia: las aguas de riego (10%), los estiércoles de la ganadería en pastoreo (9%), la deposición atmosférica (9%) y los fertilizantes orgánicos en la agricultura (7%). Respecto a las extracciones de nitrógeno, la principal es la correspondiente a los cultivos (84%).

APORTES	kgN	%	EXTRACCIONES	kgN	
Fertilizantes inorgánicos	97.180.238	58%	Cultivos	80.929.147	84%
Aguas de riego	16.535.012	10%	Volatilización	13.989.236	14%
Estiércoles del ganado pastoreo	15.285.855	9%	Desnitrificación	1.715.019	2%
Deposición atmosférica	15.344.248	9%			
Fertilizantes orgánicos	11.655.094	7%			
Fijación biológica	6.819.666	4%			

Sobrantes de fertilizantes orgánicos.	3.409.833	2%			
Semillas	1.704.916	1%			
TOTAL	167.934.864	100%	TOTAL	96.633.402	100%
EXCEDENTE				71.301.462	

Tabla 11. Aportes, extracciones y excedente de nitrógeno (kg de N) para la CHJ en el año 2002.

Analizando con mayor detalle los resultados obtenidos, los mayores excedentes de nitrógeno se localizan en las zonas de regadío que existen en la cuenca, y sobre todo en la franja costera (Figura 194). En esta zona se localizan los riegos históricos y se alcanzan valores de entre 100 y 300 kg/ha, que se debe, fundamentalmente, a que son las zonas donde se realiza la mayor fertilización inorgánica en los cultivos.

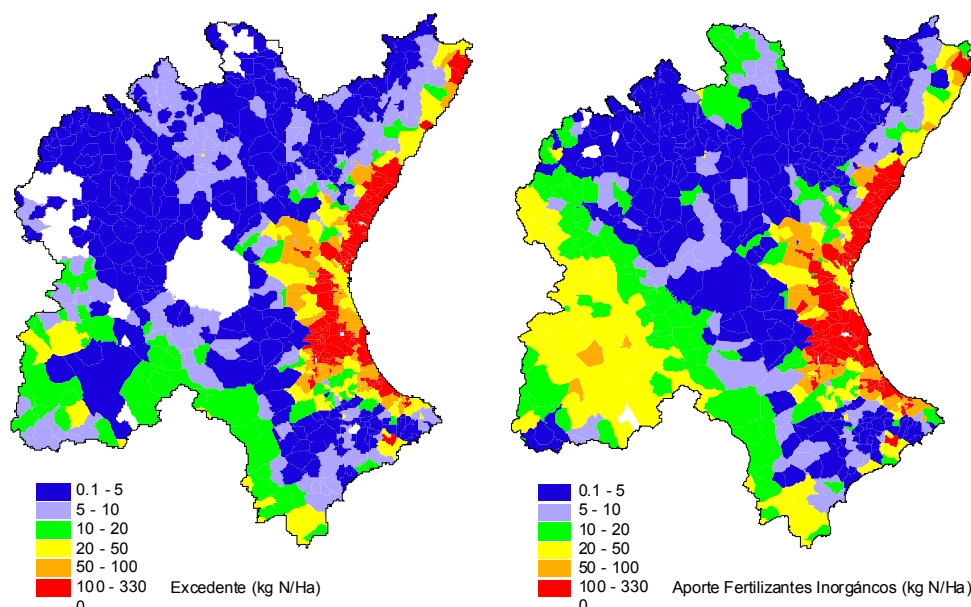


Figura 194. Excedente de nitrógeno (izquierda) y fertilización inorgánica (derecha) por término municipal, (Kg de N/ha del término municipal) (elaboración propia a partir de CHJ, 2005).

La relación obtenida entre dosis de fertilizante agrícola y excedente generado, atiende de forma global a la relación que se indica para el maíz en EEA (2000), o que indica Pratt (1984), con la diferencia que en el trabajo actual se incluyen otros efectos a parte de la fertilización agrícola, como es el pastoreo, la deposición atmosférica, etc... Si se compara la aplicación total de fertilizante con el excedente generado se obtiene una relación totalmente lineal pero desplazada del origen de coordenadas debido a la extracción de nitrógeno por los cultivos (Figura 195).

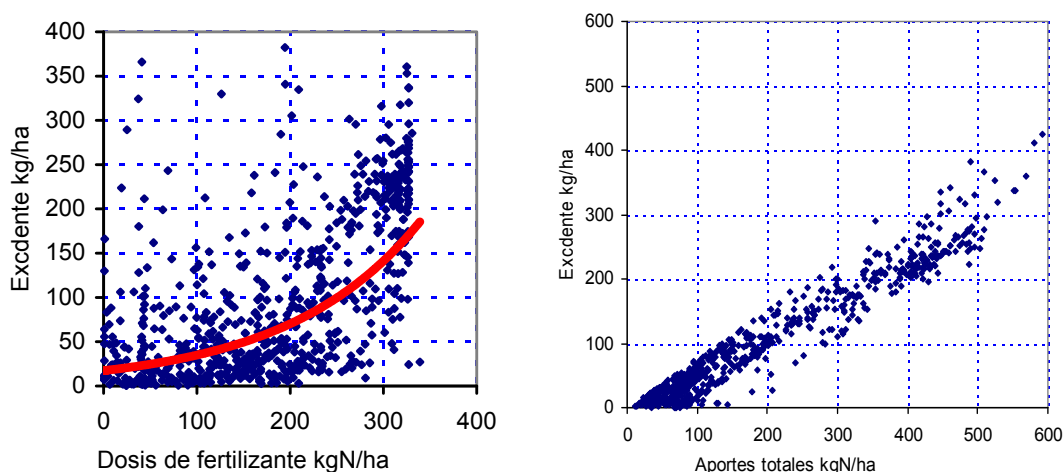


Figura 195. Relación entre dosis de fertilizante y los aportes totales de nitrógeno, con el excedente de nitrógeno total generado.

A partir de los valores de exceso de nitrógeno actuales, correspondiente al año 2002, se ha reconstruido la serie temporal de exceso de nitrógeno desde el año 1940 hasta la actualidad. Para la reconstrucción se ha tenido en cuenta que el consumo de fertilizantes en España ha aumentando fundamentalmente desde la mitad de los años 60 hasta las décadas de los años 80-90, pero concretamente el consumo de fertilizantes nitrogenados alcanza una estabilización a mediados de los años 80, según datos de la Asociación Internacional de la Industria de Fertilizantes (International Fertilizer Industry Association) (IFA, 2005).

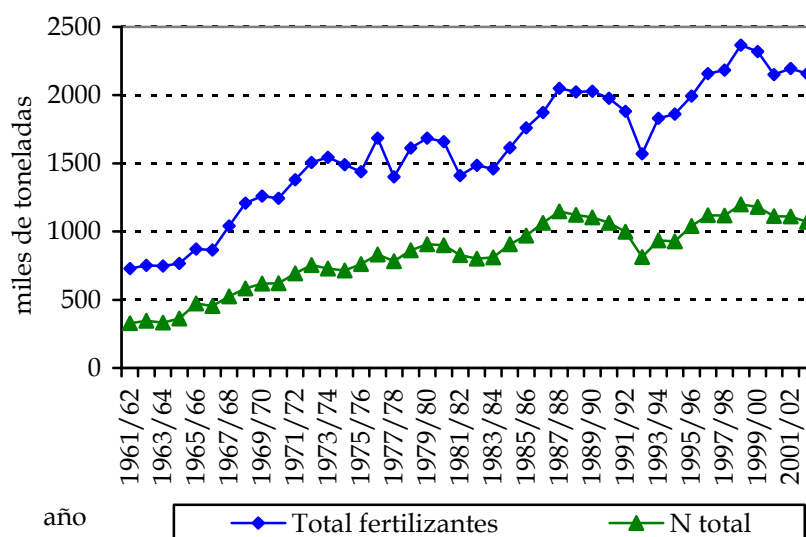


Figura 196. Evolución del consumo de fertilizantes en España (IFA, 2005).

Atendiendo a los datos históricos de crecimiento para España, las hipótesis establecidas son las siguientes:



- Entre el año 1940 y 1959 la aplicación de fertilizantes inorgánicos era bastante escasa, por lo que se ha considerado que el exceso de nitrógeno podría representar un 20% del actual.
- A partir del año 1960 aumenta la aplicación de fertilizantes, por lo que desde el año 1960 hasta el año 1969, el exceso de nitrógeno podría ser un 50% del actual, y desde el año 1970 hasta el año 1979 un 70% del actual.
- Finalmente, desde el año 1980 se establece que el exceso de nitrógeno sea igual al actual.

Los vertidos de las aguas residuales urbanas o de las estaciones de tratamiento tienen contenidos diferentes de nitrato en función del origen del agua que empleen, del sistema de tratamiento de las plantas depuradoras, de la actividad industrial existente dentro del municipio, etc... Se dispone de la información de concentración de nitrógeno de 306 estaciones depuradoras de la Comunidad Valenciana dentro del ámbito de la CHJ en el año 2002, que oscila entre 5,2 mgN/l ( $23 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ ) de la depuradora de Quesa en las proximidades del embalse de Escalona y 90,3 mgN/l ( $400 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ ) de la estación de tratamiento BIAR-2 en la cabecera del río Vinalopó, y que suponen una aportación anual de 11.120 tnN/año.

La mayor parte de los efluentes de las depuradoras contienen concentraciones de nitrato entre los 50 y los 200 mg  $\text{NO}_3^- / \text{l}$ , tal y como aparece en la Figura 197. Las estaciones depuradoras que mayor cantidad de nitrógeno aportan son: las estaciones de Pinedo 1 y 2 que tratan las aguas de la ciudad de Valencia, con 1.070 y 1.850 tnN/año respectivamente; la estación de Rincón de León que trata las aguas de la ciudad de Alicante, con 1.280 tnN/año; la estación de Benidorm, con 491 tnN/año; la estación de Castellón de la Plana, con 470 tnN/año; la estación de Algorós que trata las aguas de la ciudad de Elche, con 440 tnN/año; la estación de Monte Orgegia de la ciudad de Alicante, con 389 tnN/año; y otras como la estación de la cuenca del Carraixet, Valle del Vinalopó, Quart-Benàger, L'horta Nord, Torrent, Alcoy, Gandia-La Safor, etc... (Figura 198).

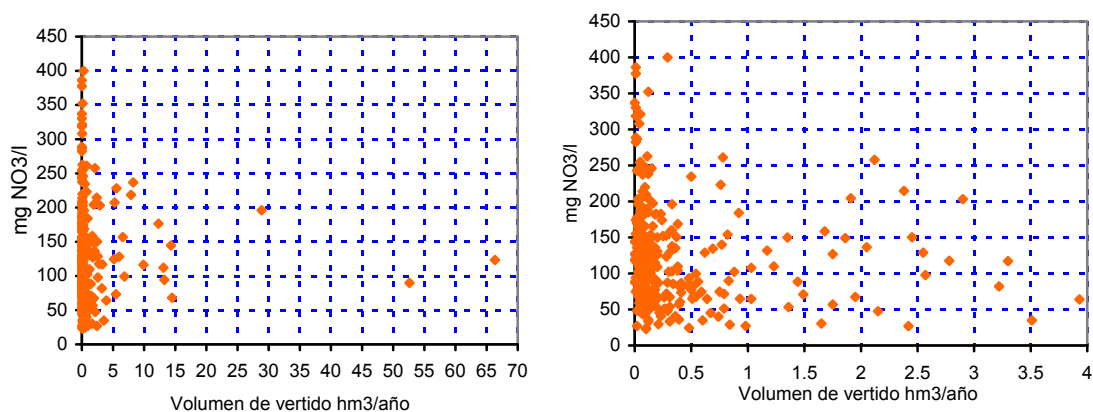


Figura 197. Concentraciones de nitrato ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ) frente al volumen total de agua de salida de la depuradora ( $\text{hm}^3/\text{año}$ ).

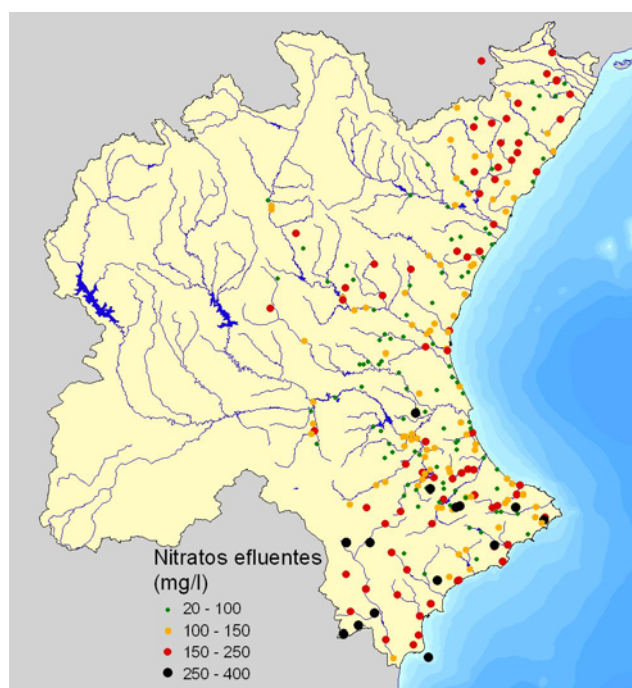


Figura 198. Concentraciones de nitrato ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ) de los efluentes de las depuradoras. Año 2002.

Con esta información se ha obtenido una concentración media para los vertidos urbanos cifrada en  $28,4 \text{ mgN/l}$  ( $125,8 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ ), que ha sido aplicada al resto de municipios de los cuales no se dispone información.

El nitrato procedente de los efluentes de las estaciones depuradoras y de los municipios se incorpora al sistema superficial, de forma que no produce efectos directos en los acuíferos y sí puede producir importantes efectos en las concentraciones de nitrato de la red fluvial.

### 6.2.2.1.2 *Valores medios de concentración de nitrato muestreados en ríos y acuíferos*

El análisis de los datos medios registrados en las aguas superficiales y en las aguas subterráneas, proporciona una primera visión de la situación del conjunto de la CHJ, resaltando las que potencialmente puedan tener problemas en la calidad, o las que deban ser analizadas con especial detalle. Sin embargo, como se verá más adelante, no permite identificar tendencias, recoger la variabilidad existente en estos valores o dar luz sobre la calidad de los datos.

Los datos medios de nitrato registrados en la red de medida de aguas superficiales indican que las concentraciones son bajas, entre 0 y 15 mg  $\text{NO}_3^-$  /l, en la mayor parte de los tramos de río (Figura 199). En determinadas zonas aparecen valores elevados, entre 15 y 30 mg  $\text{NO}_3^-$  /l: alto Magro; Bajo Júcar; río Albaida; medio Palencia, ríos Jardín y Balazote; medio Serpis; proximidades de la Marjal Pego-Oliva y medio Vinalopó. Y finalmente existen dos puntos de elevadas concentraciones: en el río Cárchicos, donde existen numerosas estaciones depuradoras con altas concentraciones de nitrato en sus efluentes, y en las proximidades de la desembocadura del trasvase Tajo Segura.

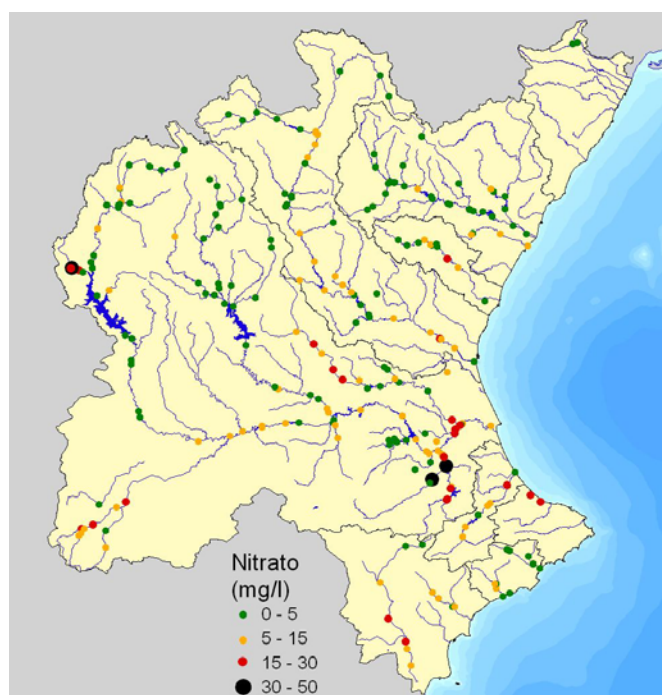


Figura 199. Concentración media de nitrato (mg  $\text{NO}_3^-$  /l) registrada en el periodo histórico, en las estaciones de medida de aguas superficiales.

Respecto a las aguas subterráneas, las concentraciones de nitrato son muy superiores a las aguas superficiales (Figura 200). Prácticamente todos los acuíferos costeros (las planas), desde el Cénia hasta la Marina Alta, tienen concentraciones de nitrato superiores a los 50 mg  $\text{NO}_3^-$  /l, a los que también se suman algunos puntos del acuífero de la Mancha Oriental. Destacan especialmente algunos puntos con elevadas concentraciones, como: la zona de la acequia de Moncada en la Plana de Valencia Norte; la zona de la Vall de Uixó en el río Belcaire en la Plana de Castellón; y la Plana de Vinaró-z-Peñíscola. El resto de acuíferos tienen concentraciones de nitrato relativamente bajas, salvo el acuífero de la Mancha Oriental con valores que se acercan a los 50 mg  $\text{NO}_3^-$  /l.

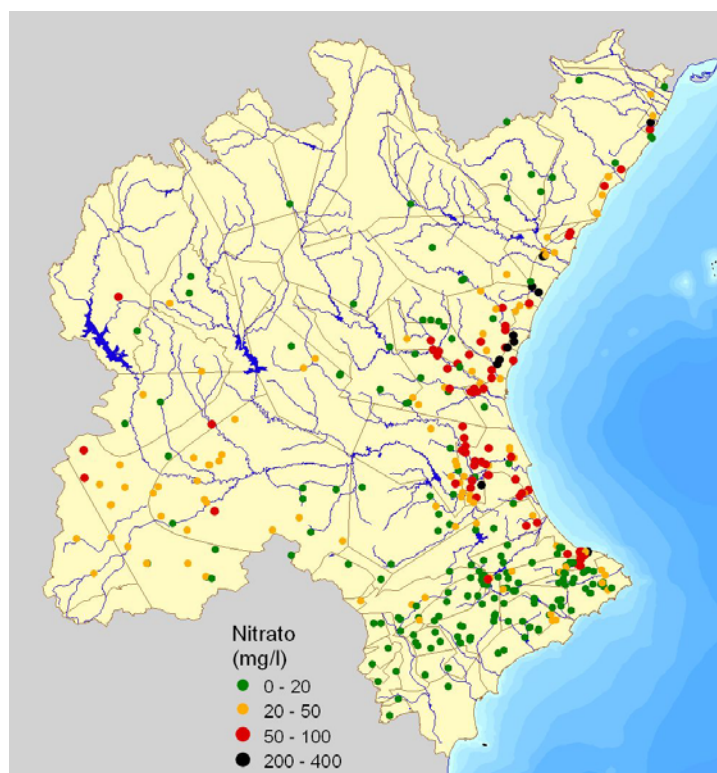


Figura 200. Concentración media de nitrato ( $\text{mg NO}_3^-$  /l) en los acuíferos registrada en el periodo histórico.

### 6.2.2.1.3 Parámetros del modelo

Se han calibrado los tres parámetros del modelo de calidad para el transporte de nitrato a través de la cuenca hidrográfica, obteniéndose para cada uno de ellos los valores de la Tabla 12:

	Valores calibrados
$k_{desn}$	0,02
$k_{ss}$	2
$k_{ns}$	0,06

Tabla 12. Valores de los parámetros para la simulación del transporte de nitratos.

- $k_{desn}$ , la constante de desnitrificación por larga estancia del nitrato en el suelo.
- $k_{ss}$ , el coeficiente de velocidad de paso del nitrato en el suelo o de eficiencia de lavado.
- $k_{ns}$ , el coeficiente de facilidad de paso del agua a través del medio no saturado ( $\text{mm}^{-1}$ ).

El valor de 0,02 en la constante de desnitrificación por larga estancia del nitrato en el suelo, implica que se produciría una reducción del contenido de nitrato en el suelo del 50% transcurridos 34 meses (Figura 201).

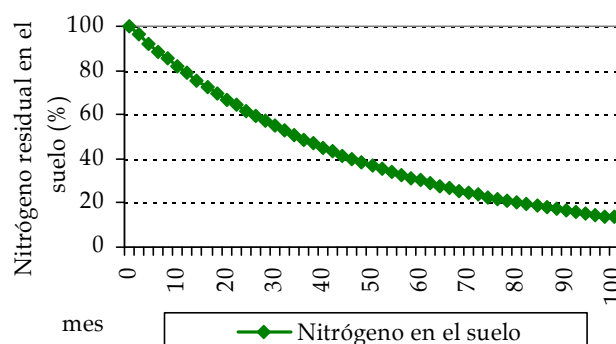


Figura 201. Reducción del contenido de nitrato en el suelo debido a la desnitrificación por larga estancia del nitrato en el suelo ( $k_{desn}=0,02$ ).

El coeficiente de velocidad de paso del nitrato en el suelo o de eficiencia de lavado, determina la facilidad con que el nitrato del suelo es arrastrado por el agua y, además, la cantidad de nitrato que puede ser retenida por el suelo. Las

curvas de arrastre definidas para  $k_{ss}=2$  se muestran en la Figura 202. Para mayores capacidades de retención de agua en el suelo mayor es la capacidad de retener nitrato y, por tanto, mayor es la dificultad de que el nitrato sea arrastrado.

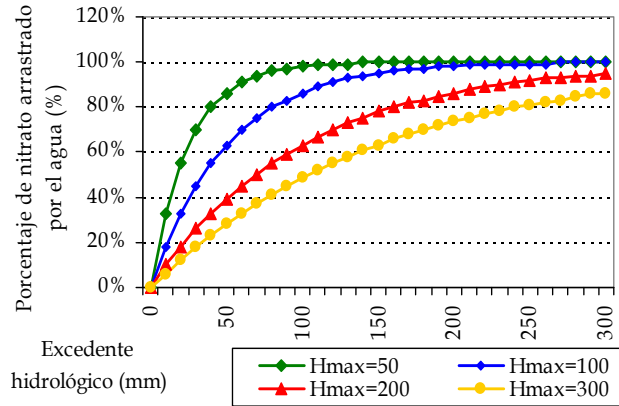


Figura 202. Porcentaje de nitrato del suelo arrastrado por el agua, en función de la cantidad de agua (excedente hidrológico en mm) y de la capacidad de retención de agua en el suelo ( $H_{max}$  en mm) ( $k_{ss}=2$ ).

El tercer parámetro ( $k_{ns}$ ), el coeficiente de facilidad de paso del agua a través del medio no saturado ( $\text{mm}^{-1}$ ), es similar al anterior. Pero además, la cantidad de nitrato que es arrastrada por el agua que se infiltra hasta el acuífero, depende también del espesor del medio no saturado (Figura 203 y Figura 204). A medida que aumenta el espesor del medio no saturado mayor es la capacidad de retención de nitrato en el mismo y menor es el porcentaje de nitrato que es arrastrado.

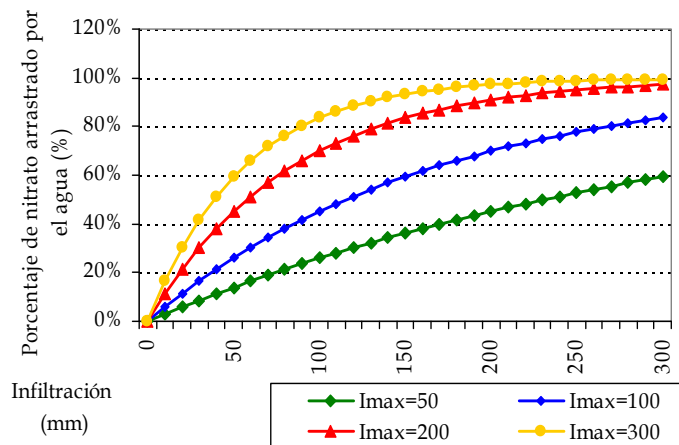


Figura 203. Porcentaje de nitrato del suelo arrastrado por el agua, en función del agua que se infiltra (mm) y de la capacidad de infiltración del agua en el terreno ( $I_{max}$  en mm) ( $k_{ns}=0,06$  y espesor del medio no saturado = 1 m).

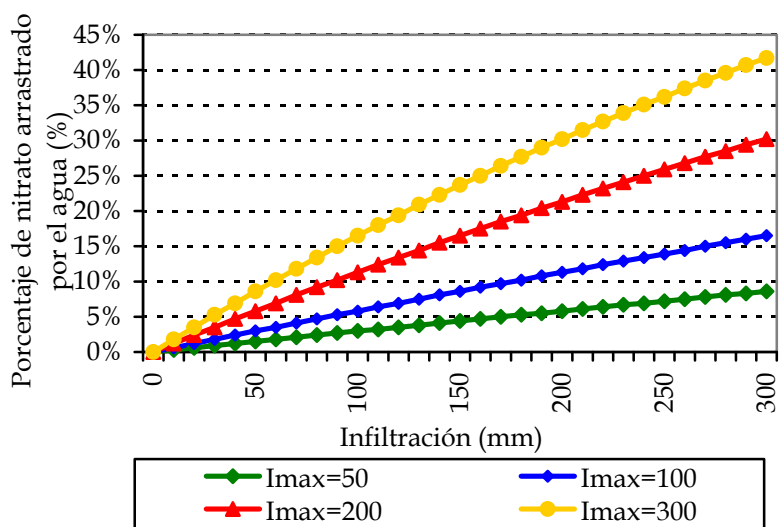


Figura 204. Porcentaje de nitrato del suelo arrastrado por el agua, en función del agua que se infiltra (mm) y de la capacidad de infiltración del agua en el terreno ( $I_{max}$  en mm) ( $k_{ns}=0,06$  y espesor del medio no saturado = 10 m).

Este parámetro gobierna la velocidad con que el nitrato alcanza el acuífero y, además, la cantidad de nitrato que puede ser retenida por el espesor no saturado. A modo de ejemplo en la Figura 205 aparece, para este valor de  $k_{ns}=0,06$ , el tiempo que tarda una contaminación de intensidad constante de nitrato (de 100 unidades/mes) en alcanzar con igual intensidad el acuífero, para diferentes espesores del medio no saturado (1, 5, 10, 50 y 100 m), con una capacidad máxima de infiltración del terreno dada ( $I_{max}=100$  mm) y una infiltración constante (50 mm/mes).

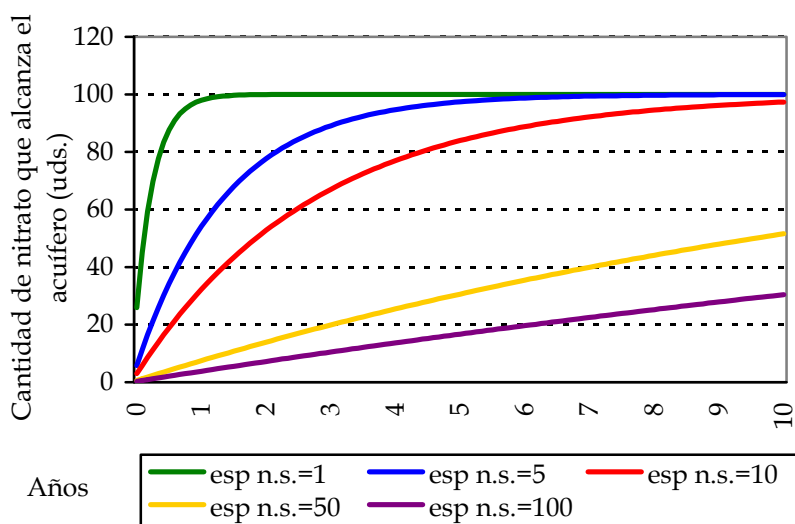


Figura 205. Evolución del tiempo de paso del nitrato por el medio no saturado para diferentes espesores, 1, 5, 10, 50 y 100 m ( $k_{ns}=0,06$ , carga 100 unidades,  $I_{max}=100$  mm, Infiltración=50 mm).

Para espesores pequeños, 1 m, la carga contaminante alcanza rápidamente el acuífero, aumentando el tiempo de paso a medida que aumenta el espesor del medio no saturado. Para un espesor de 5 m la intensidad máxima de la contaminación se obtiene transcurridos 4 años, para 10 m transcurridos aproximadamente 10 años, y para espesores mayores se requieren periodos de tiempo muy superiores.

#### **6.2.2.1.4 Resultados obtenidos**

Los resultados obtenidos muestran, de forma general, que hay niveles bajos de nitrato en los tramos de cabecera y que estos niveles aumentan en los tramos medios y finales. Además existe una tendencia generalizada al aumento en la concentración de nitrato en la mayor parte de ríos y de acuíferos de la CHJ, alcanzándose en muchos de ellos, en la actualidad, concentraciones de nitrato próximas al nivel de estabilización, es decir, valores en los que se estabilizan las concentraciones de nitrato si no se modifican los flujos de agua ni los aportes externos.

Por otra parte la información disponible de muestreos de concentración de nitrato en ríos, y especialmente en los acuíferos, presenta altos niveles de incertidumbre entre unas mediciones y otras, ya que se producen oscilaciones muy importantes en los valores muestreados.

Como ejemplo de la alta incertidumbre de los datos existentes, los muestreos de agua superficial registrados entre marzo de 1994 y junio de 1995, ambos inclusive, presentan valores aparentemente muy bajos, los cuales son difícilmente justificables en vista de los resultados obtenidos, como ya se verá posteriormente. Cabe la posibilidad que se haya muestreado realmente el contenido de nitrógeno en el agua, en lugar del contenido de nitrato, y que hayan sido almacenados de forma errónea o haya existido un error de transcripción durante el transcurso de los años. Por este motivo, en las figuras que se muestran a continuación se adjuntan los datos originales y los valores adaptados mediante la corrección de expresar estos muestreos en concentración del ión nitrato.



La concentración de nitrato en la cabecera del río Júcar, concretamente en el embalse de la Toba (Figura 206), ronda los 3 mg  $NO_3^-$  /l, oscilando entre 1 y 4 mg  $NO_3^-$  /l, y alcanzando un máximo de 9 mg  $NO_3^-$  /l que es reproducido por el modelo de simulación, y además con una ligera tendencia creciente durante el periodo histórico.

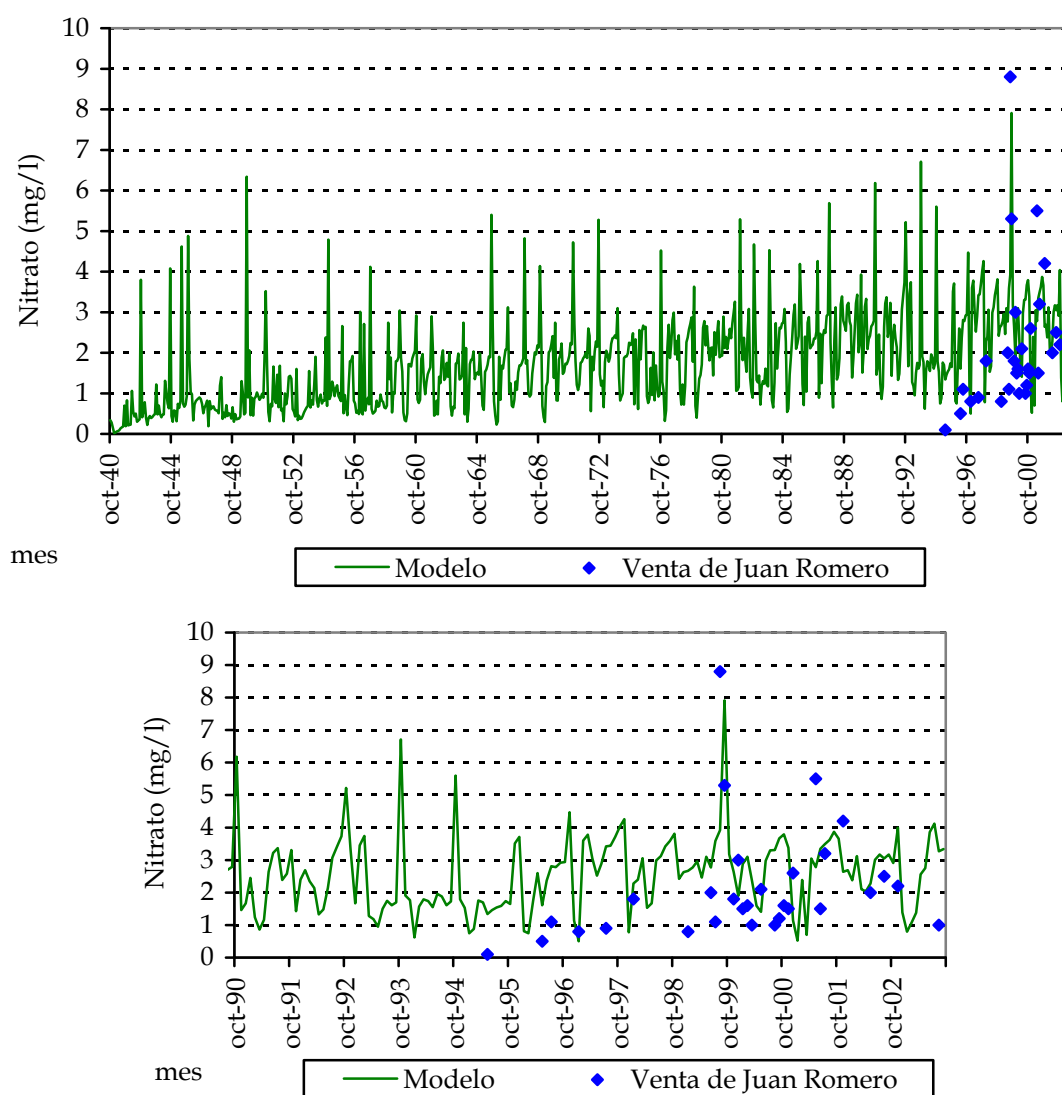


Figura 206. Concentración de nitrato en el Embalse de la Toba en la cabecera del río Júcar (mg  $NO_3^-$  /l).

Esta concentración alcanza los 3 o 4 mg  $NO_3^-$  /l, cuando el río Júcar pasa por la ciudad de Cuenca (Figura 207), donde también se observa una ligera tendencia histórica creciente en el contenido de nitrato en el agua. Actualmente se está alcanzando el estado estacionario, con una concentración de unos 4 mg  $NO_3^-$  /l, aspecto éste importante ya que como se verá más adelante muchos tramos de

río y acuíferos se encuentran próximos al estado estacionario por lo que no es previsible que sigan incrementándose las concentraciones de nitrato en los mismos, siempre que se mantengan los flujos de agua existentes. Aparece algún valor anómalo en los datos muestreados de concentración de nitrato, como es el caso de julio de 1999, el cual es difícilmente justificable comparado con el resto de valores muestreados. Este valor puede ser un error en la medición o en la transcripción, o un echo puntual asociado a algún vertido esporádico.

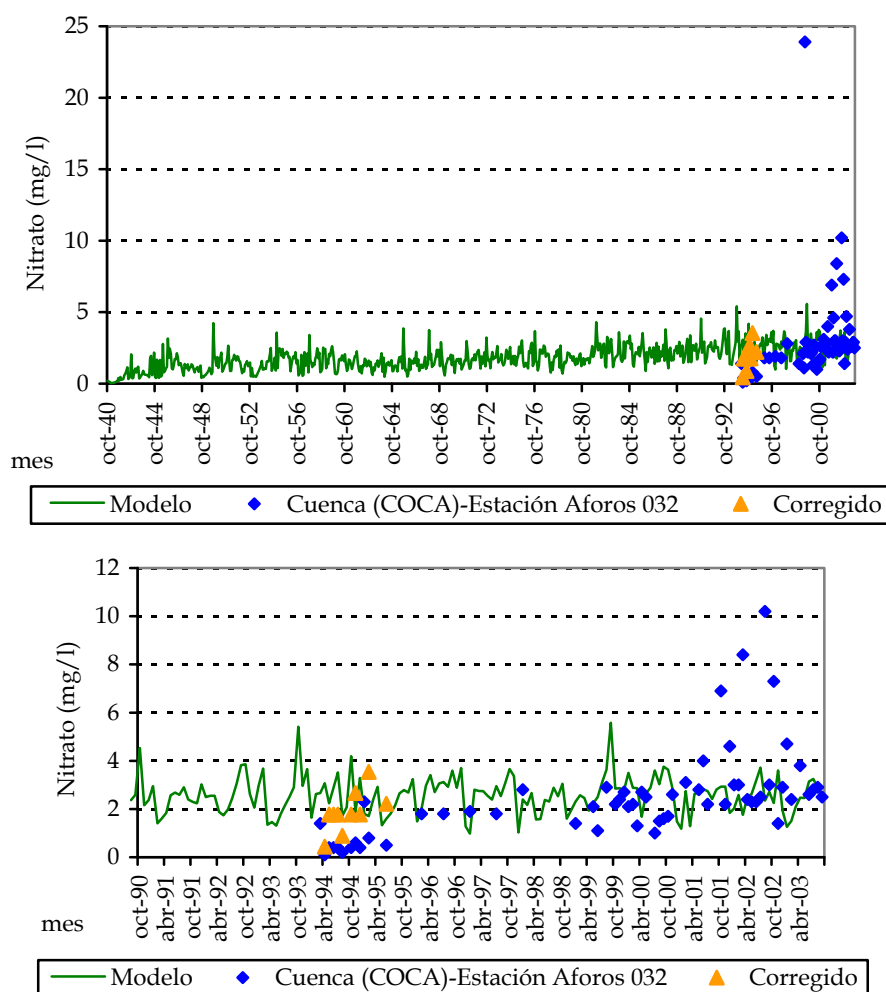


Figura 207. Concentración de nitrato en la cabecera del río Júcar a su paso por la ciudad de Cuenca ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Los valores corregidos de los años 1994 y 1995 se aproximan más a los valores esperados de concentración de nitrato en la zona de Cuenca, y se aproximan más a los resultados obtenidos con el modelo de simulación.

Un punto de especial interés es el Embalse de Alarcón, donde los contenidos rondan los  $4 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  (Figura 208), que son valores similares a los obtenidos

en el entorno de la ciudad de Cuenca. Aparece un valor histórico de 35 mg  $NO_3^-$  /l en enero de 1998, y que no coincide con el dato anómalo registrado en la estación de Cuenca en julio de 1999, por lo que puede ser un error en los datos. La situación previsible en el futuro para el embalse de Alarcón indica que las concentraciones variarán entre los 2 y los 4 mg  $NO_3^-$  /l, dada la estabilidad que tienen los resultados de los últimos años obtenidos con el modelo.

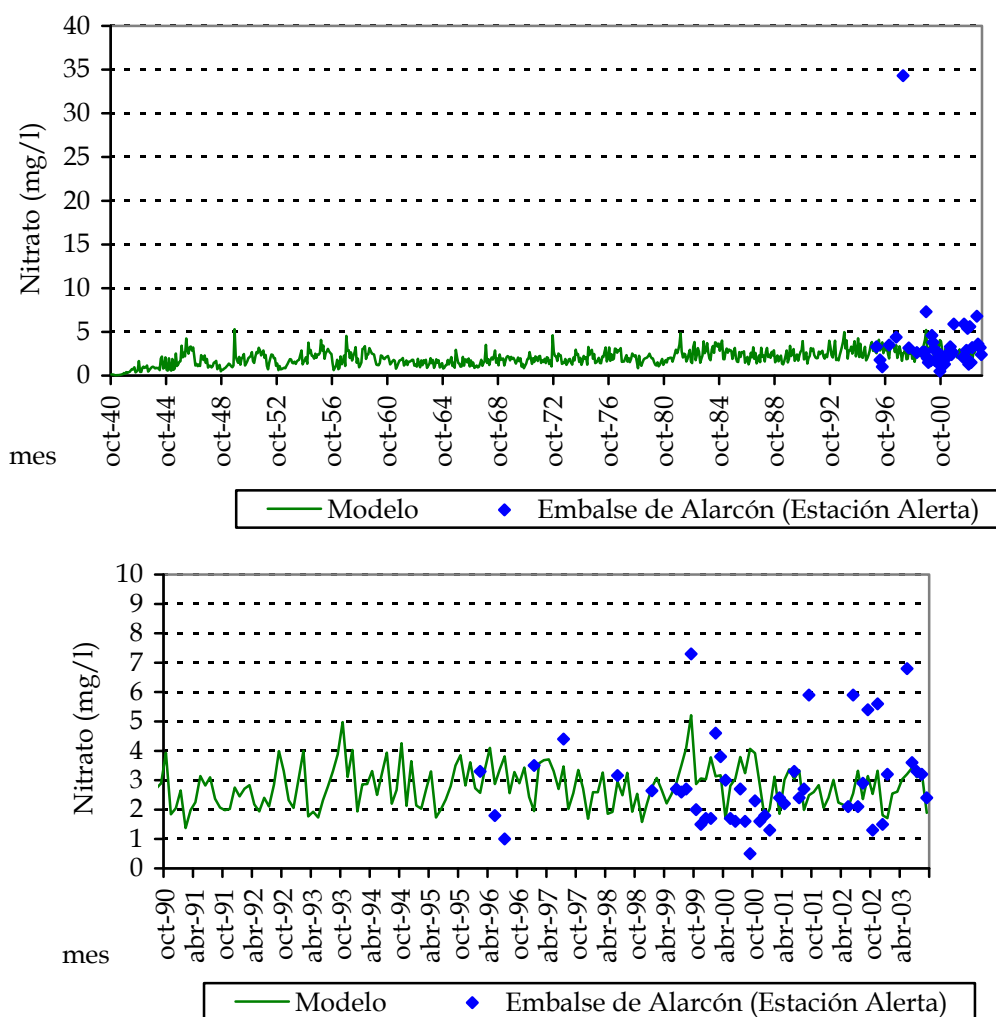


Figura 208. Concentración de nitrato en el Embalse de Alarcón en la cabecera del río Júcar (mg  $NO_3^-$  /l).

El otro embalse importante del sistema Júcar es el embalse de Contreras situado en el río Cabriel, en el cual las concentraciones también oscilan en el entorno de los 4 mg  $NO_3^-$  /l, y donde aparecen fuertes aumentos de concentración debidos a los arrastres generados por fenómenos tormentosos, como por ejemplo el resultado obtenido para octubre del año 2000 con una concentración de 14

mg  $NO_3^-$  /l (Figura 209). En los episodios de grandes precipitaciones se produce un lavado del suelo de forma que se moviliza una parte importante del nitrato retenido en el suelo, aumentando la cantidad de nitrato que alcanza el acuífero y la concentración de los caudales superficiales.

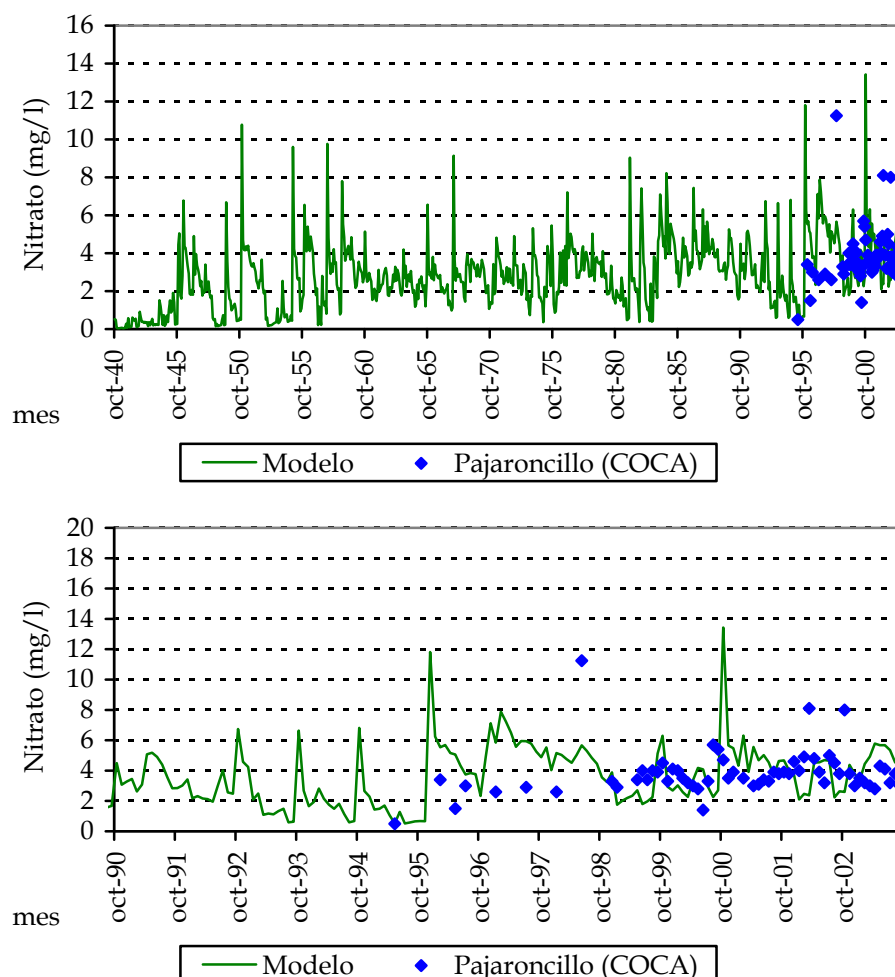


Figura 209. Concentración de nitrato en el Embalse de Contreras en la cabecera del río Cabriel (mg  $NO_3^-$  /l).

Las puntas de concentración de nitrato obtenidas con el modelo de simulación asociadas a periodos de fuertes lluvias, son difícilmente contrastables con los datos muestreados, ya que no es habitual tomar mediciones de nitrato durante las crecidas de los ríos, por lo que las mediciones registradas días después de la crecida pueden tener de nuevo valores bajos de nitrato. Esta situación requiere de un análisis más específico del transporte de nitrato durante las crecidas, ya que es posible que la utilización exclusiva de los datos de muestreos no permita

evaluar, en toda su magnitud, cuál es el transporte de nitrato a través de la cuenca hidrográfica.

Aumenta significativamente el contenido de nitrato en el tramo medio del río Júcar y fundamentalmente en el tramo final. En el embalse de Molinar las concentraciones de nitrato oscilan entorno a los 8 mg  $NO_3^-$  /l, mientras que en el embalse de Tous se sitúan alrededor de los 10 mg  $NO_3^-$  /l (Figura 210). En este embalse, el embalse de Tous, aparece una fuerte subida en la concentración de nitrato del agua que entra al embalse en septiembre de 2002, fecha que también coincide con un mes de gran precipitación de lluvia.

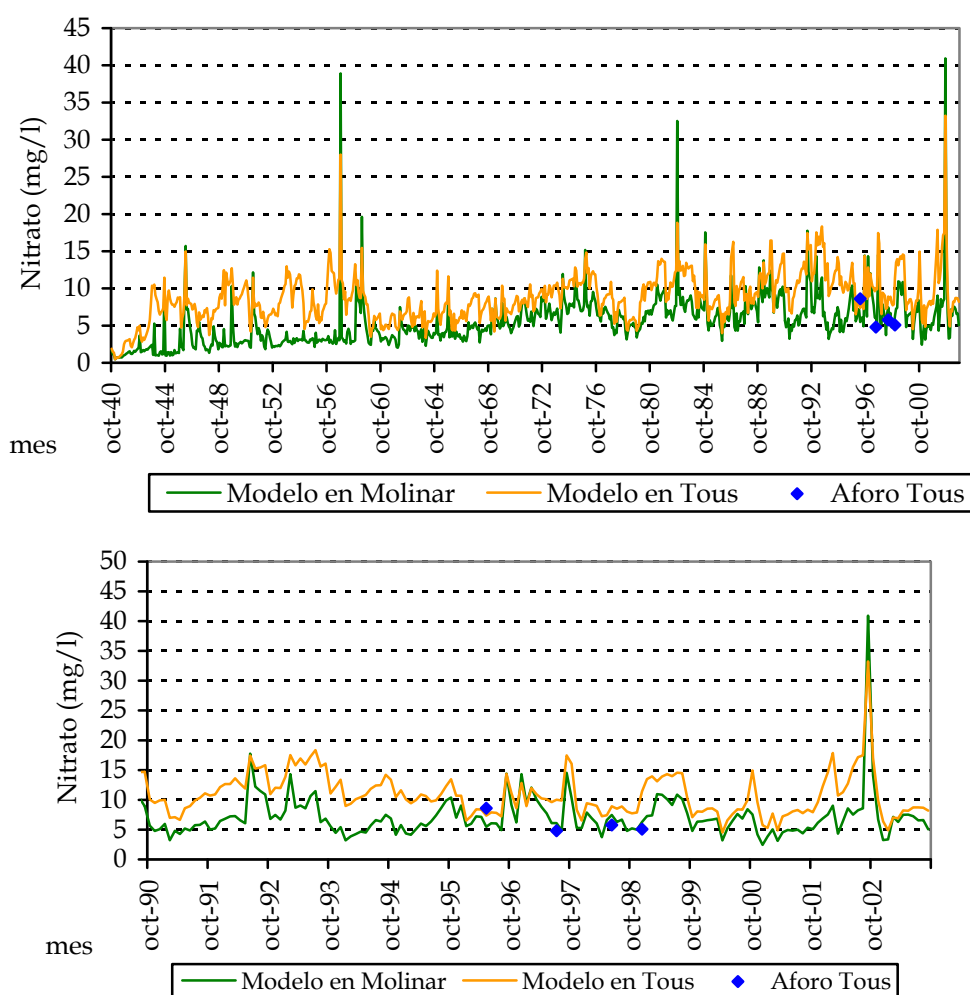


Figura 210. Concentración de nitrato en los embalses de Molinar y Tous en el río Júcar (mg  $NO_3^-$  /l).

En el tramo final los contenidos de nitrato se sitúan entre 20 y 30 mg  $NO_3^-$  /l influenciado sobre todo por los retornos de riego y las salidas de los acuíferos

con altas concentraciones. También existe una fuerte periodicidad debida a la estacionalidad de los retornos de riego (Figura 211).

Dado que el modelo de simulación no reproduce la modificación en los flujos de agua debida a la gestión de embalses, se observa como las situaciones de mayores y menores contenidos de nitrato obtenidas con el modelo de simulación y las observadas en los datos muestreados, están claramente invertidas, ya que las salidas del embalse de Tous en los meses de verano, con menores contenidos de nitrato que los retornos superficiales, hacen que en verano se reduzca la concentración de nitrato mientras que el modelo, al no simular la gestión de embalses, hace que en estos meses sea cuando menores son los aportes de agua y cuando mayores son los retornos, por lo que las concentraciones de nitrato son mayores.

Todo esto indica que la estacionalidad en las concentraciones de nitrato en este tramo final está fuertemente condicionada a la gestión y el régimen de sueltas del embalse de Tous, pero que de forma global, los contenidos de nitrato del modelo de simulación son similares a los muestreados en la realidad.

Como excepción a lo anterior, en las épocas de fuertes caudales como octubre del año 2000, se observa un comportamiento similar entre el modelo de simulación y los datos muestreados, ya que en estas situaciones el embalse de Tous no modificó de forma significativa el volumen total de agua circulante en ese mes (aunque existieron importantes modificaciones a escala diaria).

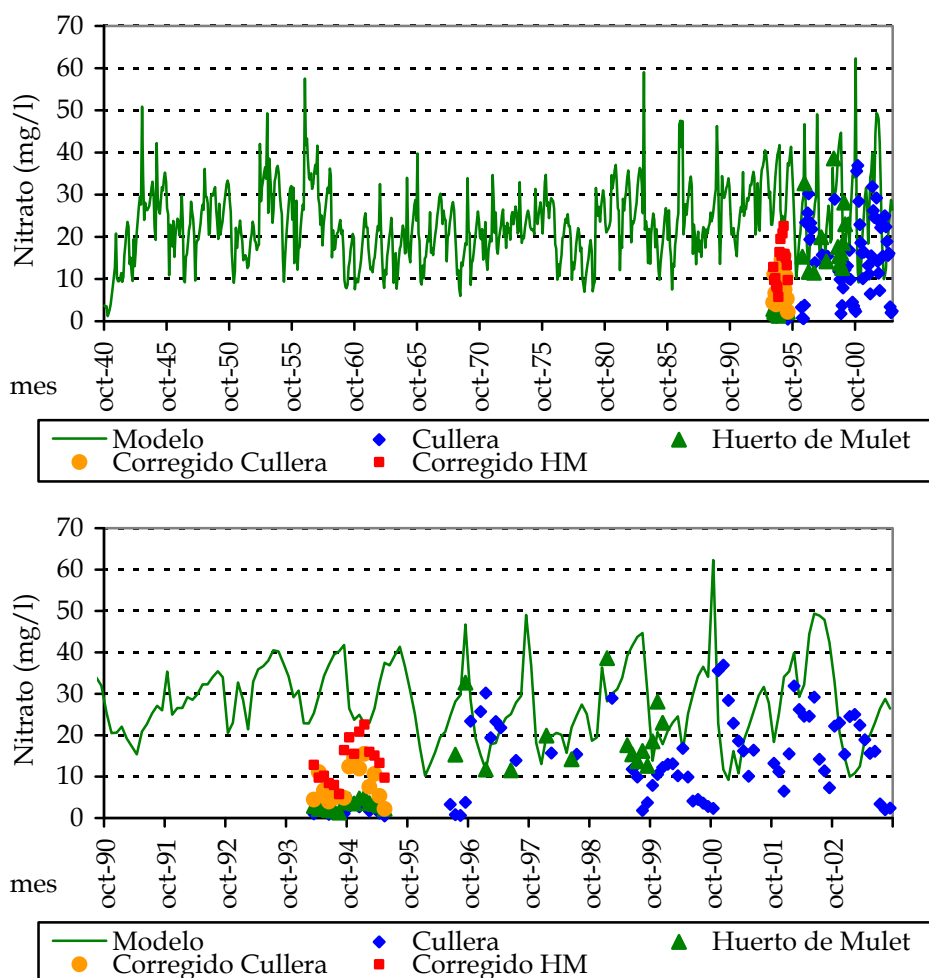


Figura 211. Concentración de nitrato en el tramo final del río Júcar entre Sueca y Cullera ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Los valores corregidos de concentraciones de nitrato de los años 1994 y 1995 están dentro de los órdenes de magnitud esperables en este tramo de río y se asemejan en mayor medida a los resultados del modelo de simulación.

Comportamientos similares se producen en el resto de ríos de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). En el tramo alto del río Turia, en las proximidades del embalse de Arquillo de San Blas en el río Guadalaviar, las concentraciones de nitrato oscilan en el entorno de los  $4 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ , observándose subidas estacionales de nitrato debido al lavado del terreno en los periodos invernales (Figura 212).

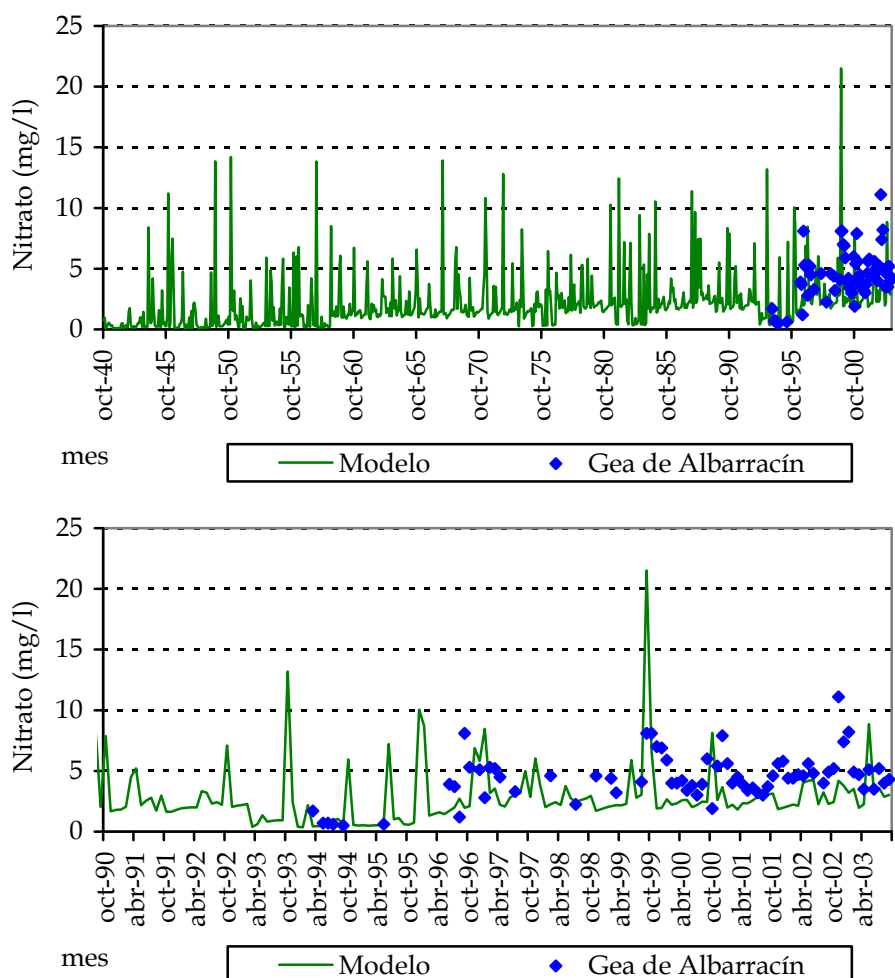


Figura 212. Concentración de nitrato en la cabecera del río Turia en las proximidades del embalse de Arquillo de San Blas en el río Guadalaviar ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Las concentraciones de nitrato aumentan de forma considerable en el tramo final del río Turia, alcanzando valores próximos a los  $30 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  en la zona de Manises, conocido como la Presa (Figura 213). Aguas arriba de este punto se produce la toma de parte del abastecimiento urbano al área metropolitana de la ciudad de Valencia, concretamente entre en un azud situado entre Ribaroja y la Presa, por lo que este punto tiene una importante relevancia en su seguimiento y análisis, ya que los valores de concentración de nitrato se aproximan peligrosamente al límite de  $50 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ . También debe indicarse que, de los resultados obtenidos, se deduce que los  $30 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  es el valor en que se estabiliza la concentración de este tramo, por lo que si se mantienen los flujos de agua actuales, no parece que vaya a superarse en muchas ocasiones esta cifra.



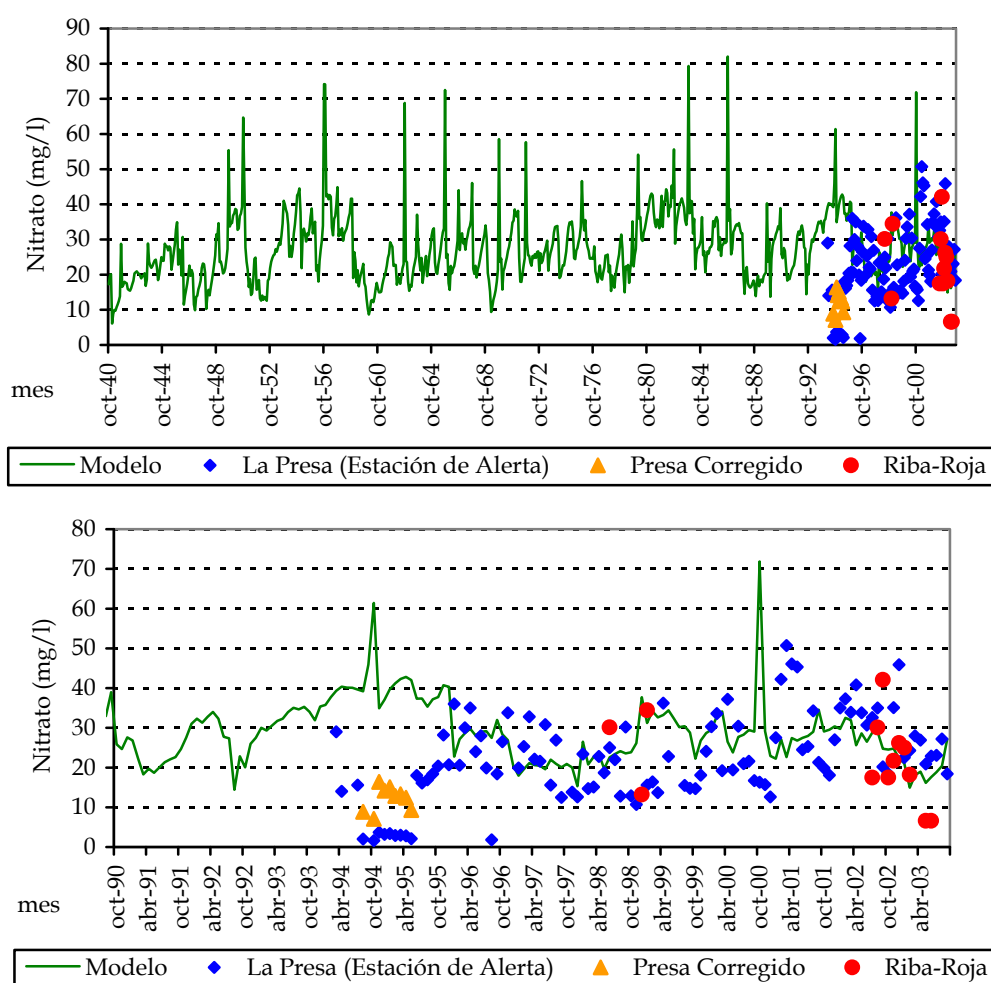


Figura 213. Concentración de nitrato en el tramo final del Turia en Manises ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Otros ejemplos son los contenidos de nitrato en los embalses de Arenós y Sichar, en el río Mijares, que muestran como los almacenamientos de agua de los embalses homogeneizan en el tiempo las concentraciones de nitrato, es decir, los arrastres de nitrógeno que se producen en episodios puntuales de lluvia, alcanzan los embalses y allí se produce el mezclado con el resto del agua existente, reduciendo las concentraciones máximas de un mes dado, pero aumentando de forma global la concentración en los meses siguientes.

El contenido del nitrato en el embalse de Arenós oscila alrededor de los 5 o 6  $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$  en el propio embalse y de 4  $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$  en las salidas del embalse, lo que indica la ligera deposición de los sedimentos que se produce en el mismo (Figura 214). También al comparar los datos del embalse con los de la estación de “El Terde”, situada kilómetros aguas arriba, se confirma la laminación en la concentración de nitrato que realiza el embalse, ya que los datos de esta

estación presentan una variabilidad mucho mayor que los registrados en el propio embalse y a la salida del mismo.

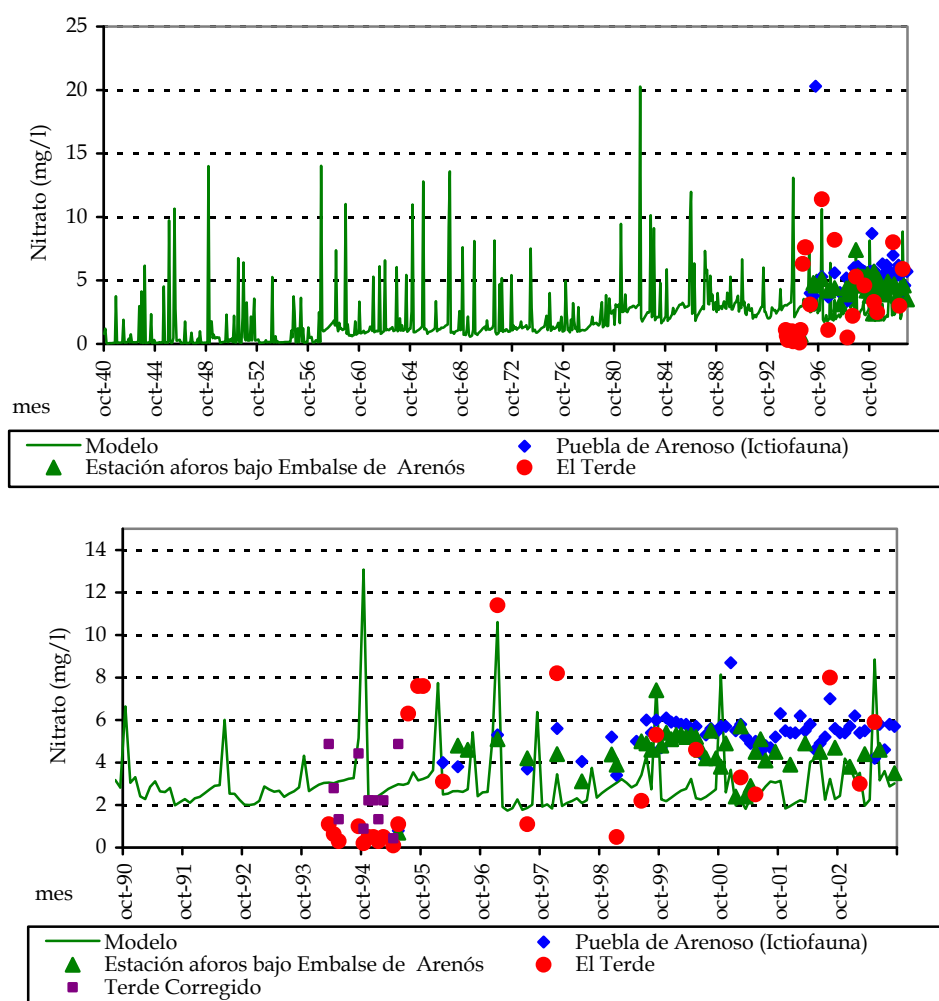


Figura 214. Concentración de nitrato en el embalse de Arenós en el río Mijares ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

En el embalse de Sichar las concentraciones oscilan también alrededor de los  $4 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ , al igual que sucedía con las salidas del embalse de Arenós (Figura 215), muestra de que los aportes de nitrógeno en el tramo entre Arenós y Sichar son muy reducidos. La comparación entre los resultados del modelo con los datos muestreados indican, como en otros casos, que los embalses de regulación funcionan como tanques de homogeneización de la concentración de nitrato, de forma que retienen los aportes de nitrato generados durante los episodios de lluvia, los cuales se mezclan con las aguas del embalse y producen que las salidas del mismo tengan valores relativamente similares.

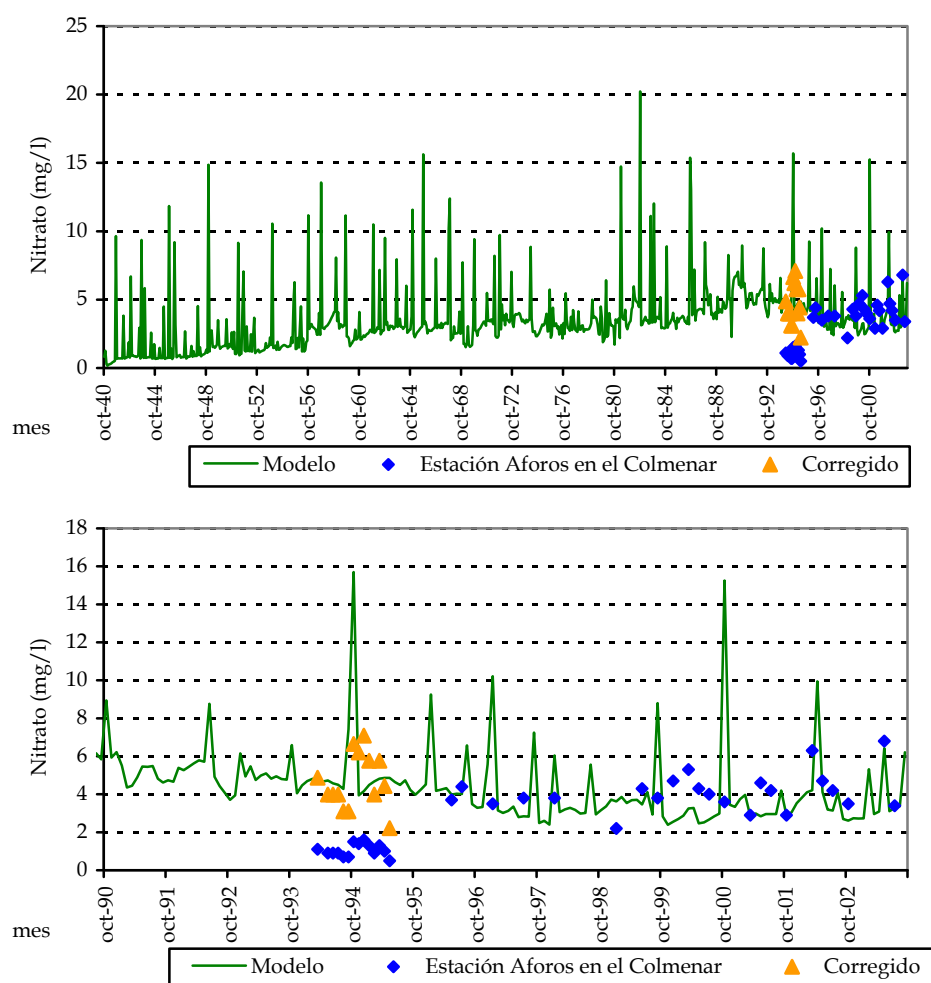


Figura 215. Concentración de nitrato en el embalse de Sichar en el río Mijares ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Al igual que sucedía con otros puntos de la cuenca, los valores correspondientes a los años 1994 y 1995 son anormalmente bajos comparados con el resto de registros históricos, por lo que los valores corregidos se adecúan más al resto de datos disponibles y a los resultados del modelo de simulación.

El embalse de Forata en el río Magro es uno de los que registra, junto con el embalse de Bellús, concentraciones más elevadas de nitrato (Figura 216). Dos estaciones situadas aguas arriba del embalse de Forata, Hortunas de Abajo y Collado Galera, marcan valores que oscilan, con una muy fuerte estacionalidad, entre  $5 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  en los meses de verano y  $35 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  en los meses de invierno. Los meses de invierno es la época en que se producen mayores caudales superficiales, por lo que estos caudales están arrastrando importantes cantidades de nitrógeno depositado en el suelo por las extensas actividades agrícolas y ganaderas de la zona. Justo antes del embalse de Forata se produce

la incorporación de un afluente del río Magro, llamado Mijares, que tiene concentraciones de nitrato bastante menores, por lo que se reduce la concentración en el embalse de Forata y a la salida del embalse.

El modelo de simulación reproduce en cierta medida los aumentos de la concentración de nitrato en los meses de invierno, con mayores caudales y mayores arrastres de nitrógeno por la escorrentía superficial. Además, los resultados del modelo se corresponden con la ubicación exacta del embalse de Forata, e incluyen los aportes del afluente Mijares, por lo que las concentraciones registradas son algo inferiores a los datos de Hortunas de Abajo y de Collado Galera.

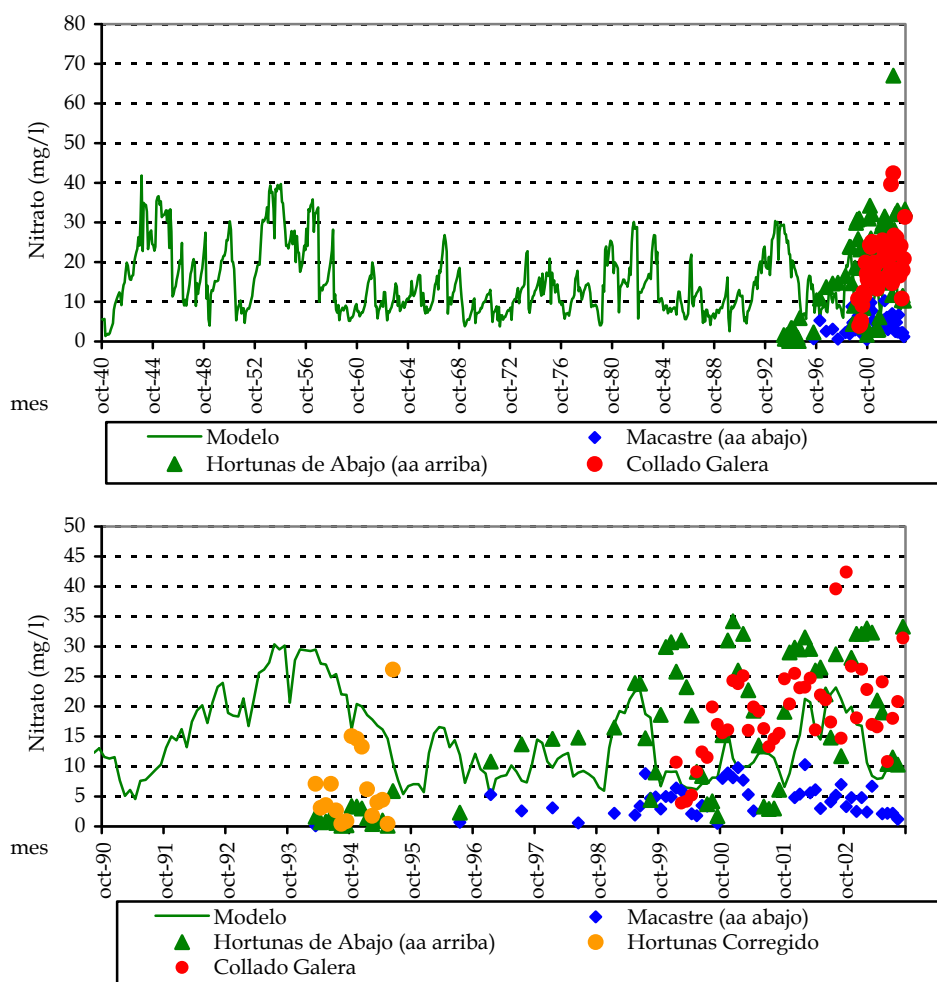


Figura 216. Concentración de nitrato en el embalse de Forata en el río Magro ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

El embalse de Bellús en el río Albaida, afluente del Júcar, tiene concentraciones de nitrato bastante elevadas, ya que existe una importante zona agrícola aguas arriba del mismo y además le llegan a este embalse los vertidos urbanos e

industriales de las poblaciones de todo el valle de Albaida: Onteniente, Albaida, Montaberner, Bélgida, etc..., que tienen un importante desarrollo industrial (Figura 217). Los nitratos alcanzan valores superiores a los 50 mg  $\text{NO}_3^-$  /l y en el punto de muestreo de "Montaberner" situado pocos kilómetros aguas arriba del embalse, los valores son mayores en los meses invernales que en los meses de verano, lo que indica, al igual que en el caso de los datos muestreados aguas arriba del embalse de Forata en el río Magro, que durante los meses de invierno las mayores precipitaciones sobre la cuenca arrastran el nitrato almacenado en el suelo, tal y como también reproduce el modelo de simulación. Los datos de concentración de nitrato muestreados en el propio embalse no reflejarían esta estacionalidad, debido al mezclado de aguas que se produce en el mismo.

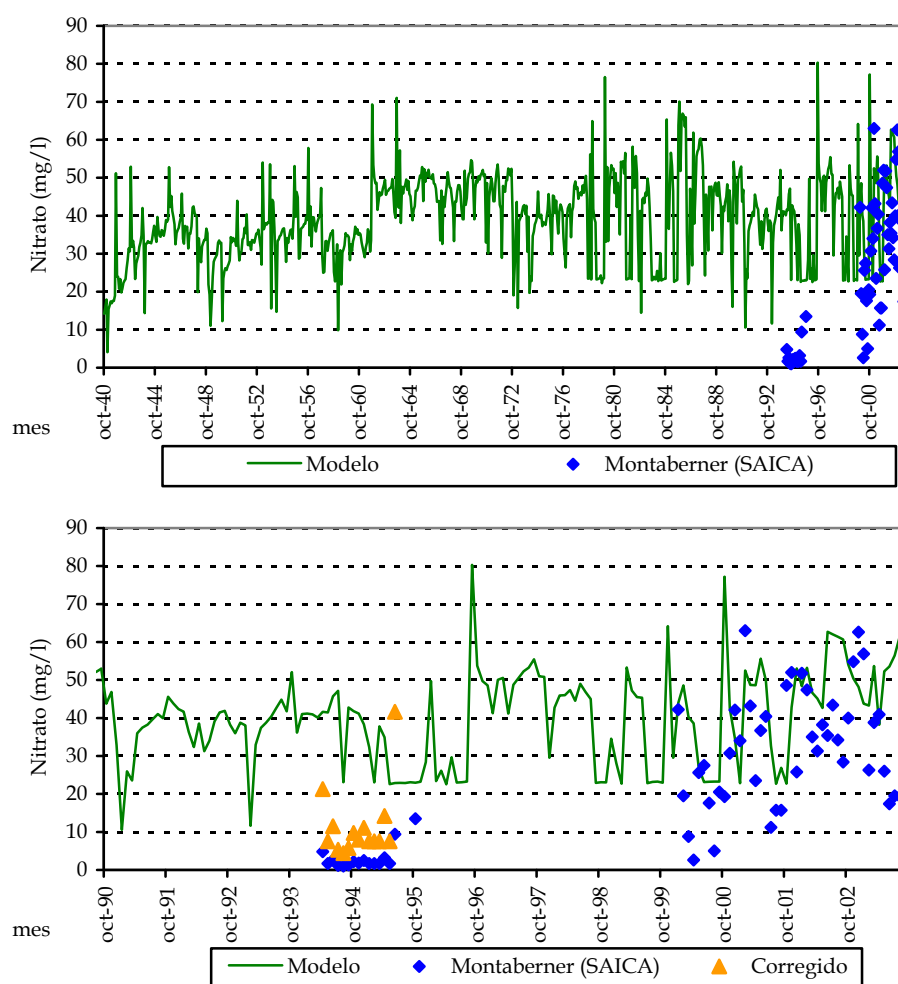


Figura 217. Concentración de nitrato en el embalse de Bellús en el río Albaida (mg  $\text{NO}_3^-$  /l).

El embalse de Beniarrés, situado en el tramo medio del río Serpis, recibe aportes de nitrógeno procedentes fundamentalmente de los vertidos de aguas

residuales depuradas de las poblaciones con una actividad industrial muy importante, como: Alcoy, Muro de Alcoy, Cocentaina, etc..., y en menor medida de las actividades agrícolas situadas aguas arriba del mismo. Los niveles de nitrato oscilan en el punto de control de “Cocentaina”, situado unos pocos kilómetros aguas arriba del embalse, entre los 15 y los 40  $\text{mgNO}_3^- / \text{l}$  (Figura 218), y a diferencia de los embalses de Bellús y Forata, las concentraciones de nitrato son mayores en los meses de verano, debido a que los caudales naturales circulantes son mucho menores y se mantienen los vertidos urbanos. Además, la variabilidad en la concentración de nitrato se debe a que este punto de control está situado aguas arriba del embalse, ya que en el mismo, el mezclado de las aguas elimina la estacionalidad de la concentración de nitratos. Este efecto queda también reflejado por el modelo de simulación, que obtiene valores más altos de concentración de nitrato en los meses de verano.

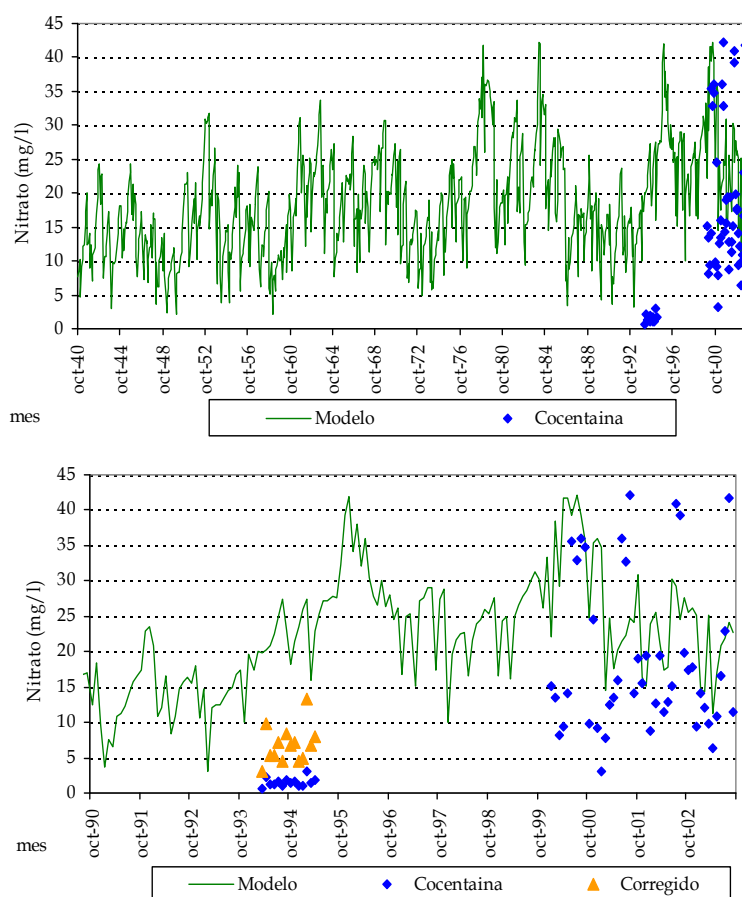


Figura 218. Concentración de nitrato en el embalse de Beniarrés en el río Serpis ( $\text{mgNO}_3^- / \text{l}$ ).

Respecto a las aguas subterráneas, los niveles de concentración de nitrato son, en general y sobre todo en las zonas costeras, bastante superiores a las aguas superficiales.

La Plana de Castellón-Costa es en la actualidad uno de los acuíferos con mayores concentraciones de nitrato, con valores entre 200 y 250 mg  $NO_3^-$  /l, y donde se observa, a partir de los resultados del modelo (Figura 219), que éste es el máximo nivel de nitratos que puede alcanzarse en las condiciones actuales. Este acuífero es muy somero, es decir, existe un espesor del medio no saturado reducido, por lo que las lluvias y los retornos de riego hacen que el nitrato superficial del suelo alcance de forma muy rápida el acuífero.

Debido a la importancia de este acuífero y los altos valores de concentración de nitrato que se registran, diversos autores han estudiado, a lo largo de los años, este acuífero. Ferrer y Ramos (1983) construyeron un modelo distribuido de simulación de aguas subterráneas con transporte de masa resuelto por diferencias finitas para el acuífero de la Plana, mediante el cual simulaban el transporte del nitrato en este acuífero. Para la calibración de este modelo se obtuvo un mapa de isoconcentraciones de nitrato a partir de los datos de una campaña de muestreo realizada por el Servicio Geológico de Obras Públicas en noviembre de 1976. En este mapa de isoconcentraciones los valores de concentración que variaban, según la ubicación geográfica del muestreo, entre 60 y 120 mg  $NO_3^-$  /l (véase en la Figura 219 el rango de concentraciones para las diferentes ubicaciones geográficas, correspondientes a esta fecha, como varios puntos unidos por una línea).

Morell y Hernández (2000) muestran la evolución histórica de los mapas de isoconcentración de nitrato para este acuífero, en los años 1976, 1982, 1988, 1992, 1997 y 1998. Indican que los valores máximos de concentración de nitrato han pasado de escasamente 100 mg  $NO_3^-$  /l en el año 1976 a los casi 400 mg  $NO_3^-$  /l del año 1998.

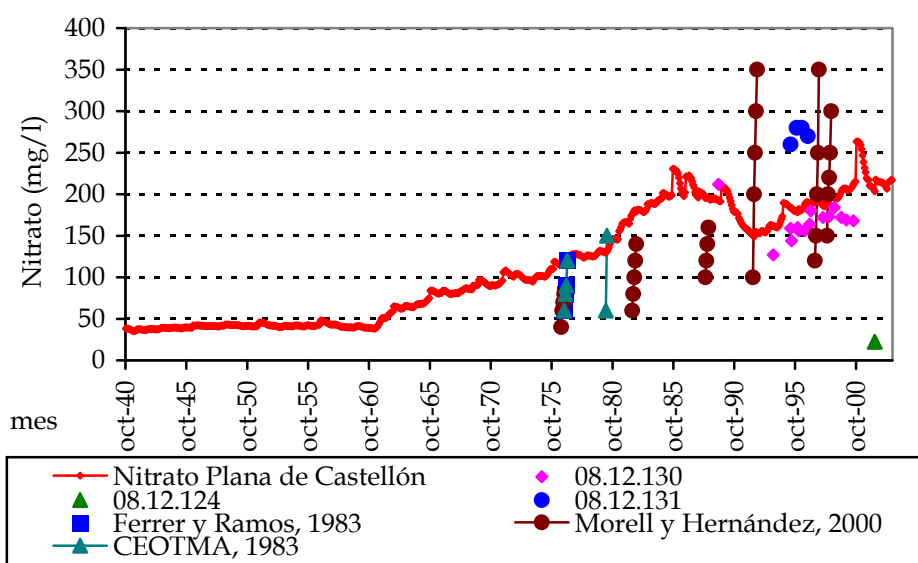


Figura 219. Concentración de nitrato en la Plana de Castellón-Costa ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Otro de los acuíferos con mayores concentraciones de nitrato es la Plana de Sagunto, con valores que oscilan alrededor de los  $200 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ , y con fuertes subidas de concentración en los meses de grandes lluvias, ya que se produce un lavado del suelo y un aumento de la cantidad de nitrato que alcanza el acuífero para reducirse posteriormente a los niveles de estabilización. Al igual que la Plana de Castellón, el reducido espesor del medio no saturado hace que las subidas y bajadas de nitrato se produzcan de forma relativamente rápida.

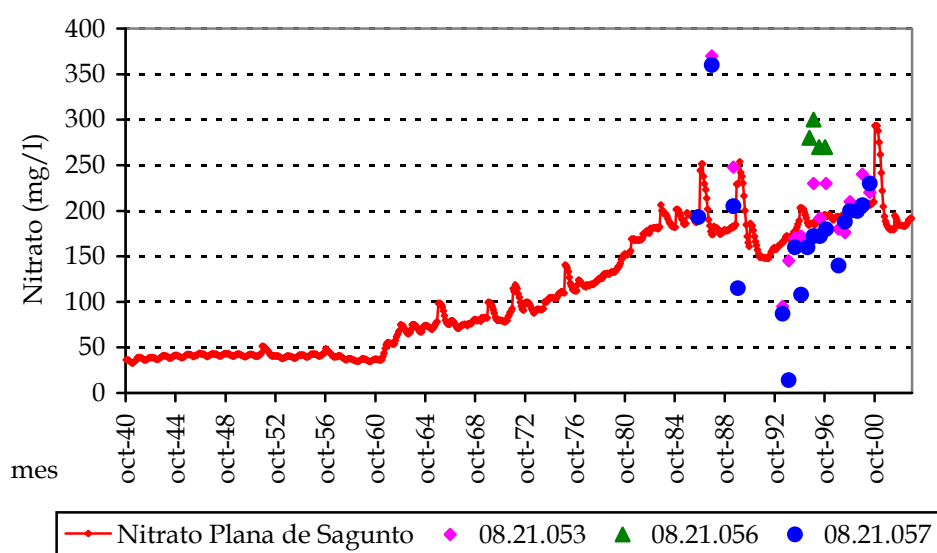


Figura 220. Concentración de nitrato en la Plana de Sagunto ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).



El acuífero de las Serranías, al contrario que las planas tiene un espesor del medio no saturado mucho mayor, por lo que las variaciones en las concentraciones de nitrato se producen con una mayor inercia. El acuífero ha tardado una mayor cantidad de años en aumentar sus concentraciones de nitrato, observándose una tendencia creciente y que finalmente se encuentra próximo a su nivel de estabilización. De igual forma, las medidas que pudieran realizarse para reducir las concentraciones de nitrato tendrán un efecto más diferido en el tiempo que en el caso de los acuíferos someros, como por ejemplo las planas.

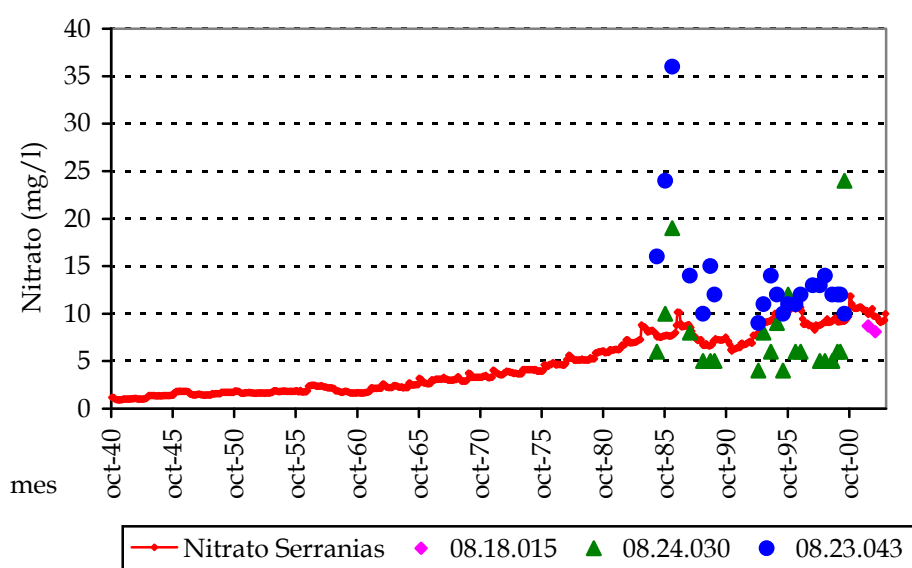


Figura 221. Concentración de nitrato en las Serranías Este ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Las Planas de Valencia Norte y Sur tienen concentraciones bastante elevadas, en el entorno de los 70 a 80  $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ , siendo ligeramente superior la concentración en la Plana Norte de Valencia. La variabilidad en los datos muestreados no atiende a una estacionalidad temporal clara, es decir se obtienen en el punto de control 08.25.080 niveles de nitrato muy altos en el mes de octubre de un año y niveles muy bajos en el mes de octubre de otro año, lo cual introduce importantes incertidumbres en la fiabilidad de esta información.

Los valores alcanzados en la actualidad en la Plana Norte de Valencia, muestran que, bajo las condiciones actuales de retornos de riego y carga de nitrógeno, los niveles previsibles de nitrato rondarán los 100  $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ .

El acuífero de la Plana Norte de Valencia fue estudiado por Ferrer (1986) con un modelo distribuido de flujo subterráneo con transporte de masa, mediante el cual se analizaba las concentraciones de nitrato en todo el acuífero. Durante la construcción y calibración del modelo se construyeron los mapas de isoconcentraciones de nitrato (Ferrer, 1986) a partir de datos muestreados, en otoño de 1972, en invierno de 1973 y durante 1977. Las concentraciones variaban en el acuífero entre los 40 y los 100 mg  $NO_3^-$  /l, según la zona del acuífero (Figura 222). Sanchis (1991) muestra las series de concentraciones de nitrato en diferentes puntos del acuífero (p.e.: Albalat y Mediana) entre 1975 y 1985.

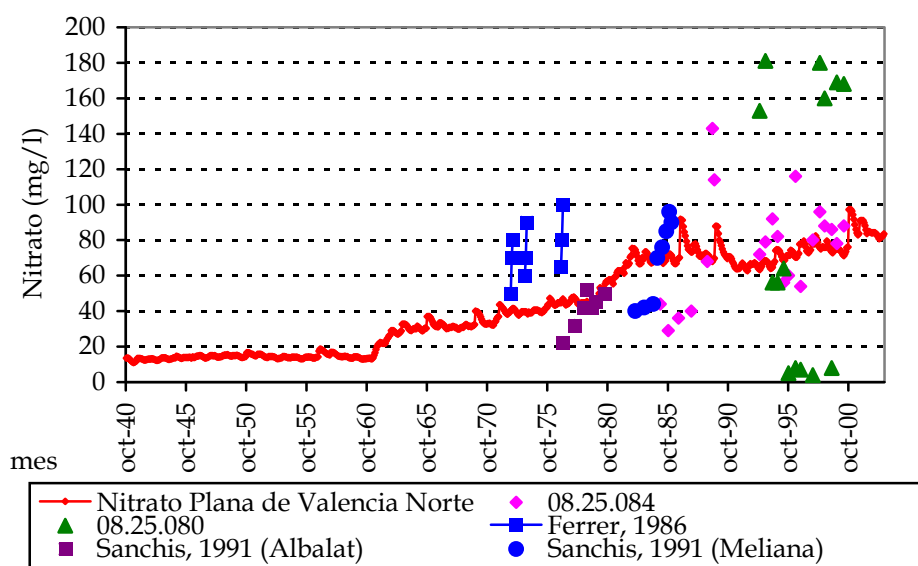


Figura 222. Concentración de nitrato en la Plana de Valencia Norte (mg  $NO_3^-$  /l).

La Plana Sur de Valencia tiene un comportamiento similar a la Plana Norte, pero con concentraciones previsibles para el futuro menores, alrededor de los 80 mg  $NO_3^-$  /l (Figura 223). Pese a existir mayor actividad agrícola en la Plana Sur, y por tanto se infiltra más cantidad de nitrato al acuífero, la existencia de mayores flujos de agua en la Plana Sur genera un lavado del acuífero que hace que las concentraciones que puedan alcanzarse en estado estacionario sean menores. Al igual que en el caso de la Plana Norte, también existen puntos de control que introducen fuertes incertidumbres en la fiabilidad de estos datos, como es el caso del punto 08.26.097. Sanchis (1991) muestra que las concentraciones en dos puntos representativos del acuífero (Alcira y Algemesí),

han tenido una tendencia creciente, desde 40 mg  $NO_3^-$  /l en enero de 1978 hasta 70 mg  $NO_3^-$  /l en enero de 1988.

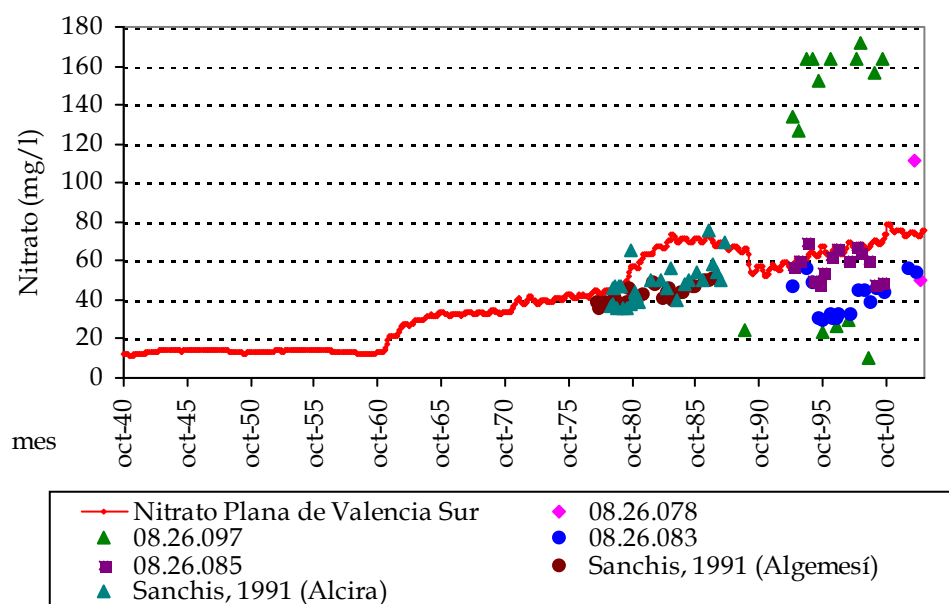


Figura 223. Concentración de nitrato en la Plana de Valencia Sur (mg  $NO_3^-$  /l).

La Mancha Oriental es uno de los acuíferos sometidos a mayor nivel de presión en la Confederación Hidrográfica del Júcar. El gran espesor del medio no saturado ha ralentizado el aumento de la concentración de nitrato en el mismo, pero se observa una tendencia claramente creciente. Las concentraciones actuales se sitúan en el entorno de los 10 mg  $NO_3^-$  /l en el sector norte, siendo mayores en la zona donde se establece la mayoría de las superficies de riego, el sector centro.

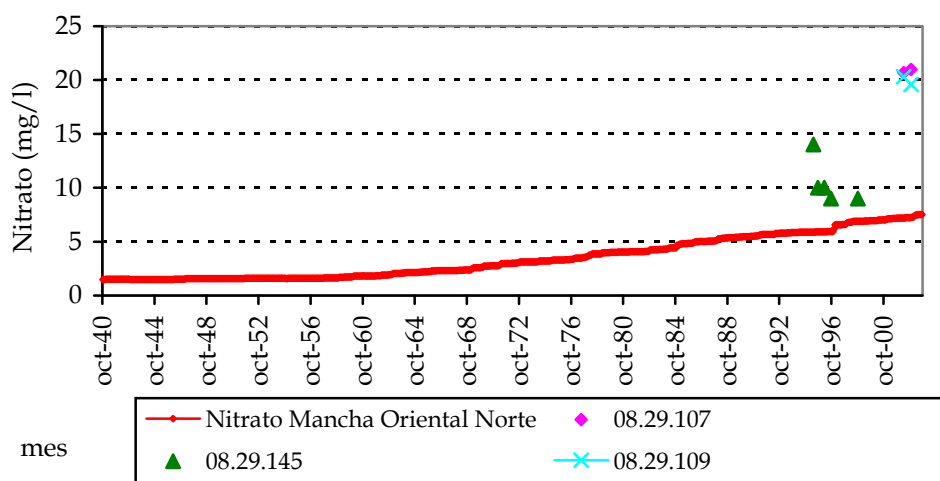


Figura 224. Concentración de nitrato en la Mancha Oriental Norte (mg  $NO_3^-$  /l).

El sector centro del acuífero de la Mancha Oriental cuenta con mayores concentraciones de nitrato, acercándose en la actualidad a los 10 y 15 mg  $NO_3^-$  /l.

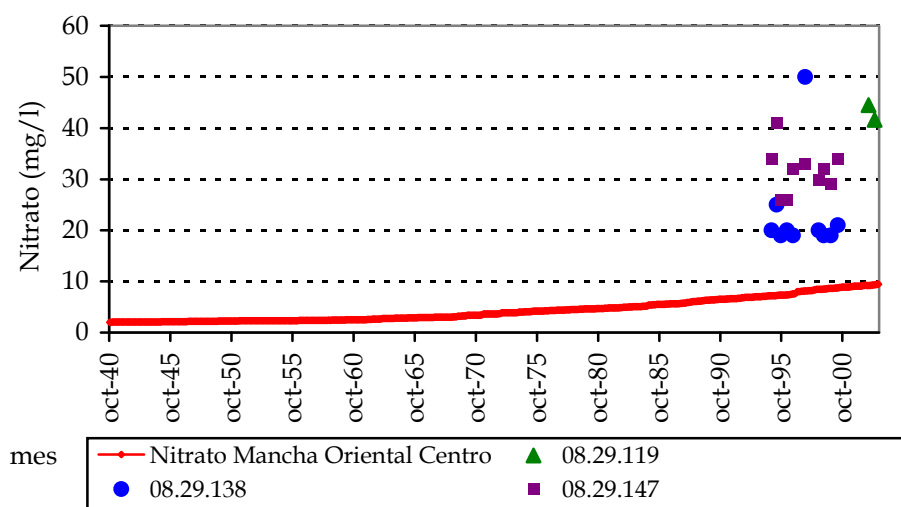


Figura 225. Concentración de nitrato en la Mancha Oriental Centro (mg  $NO_3^-$  /l).

Otra de las planas, la de Gandia-Dénia, tiene concentraciones alrededor de los 100 mg  $NO_3^-$  /l, oscilando estos valores en función de las mayores o menores precipitaciones de lluvia que se producen sobre este acuífero. A diferencia de otras planas, las épocas con menores recargas de lluvia y menores volúmenes de agua en el acuífero marcan subidas en la concentración de nitrato (año 1999), y los años de mayores precipitaciones facilitan el lavado del acuífero y reducen su concentración de nitrato.

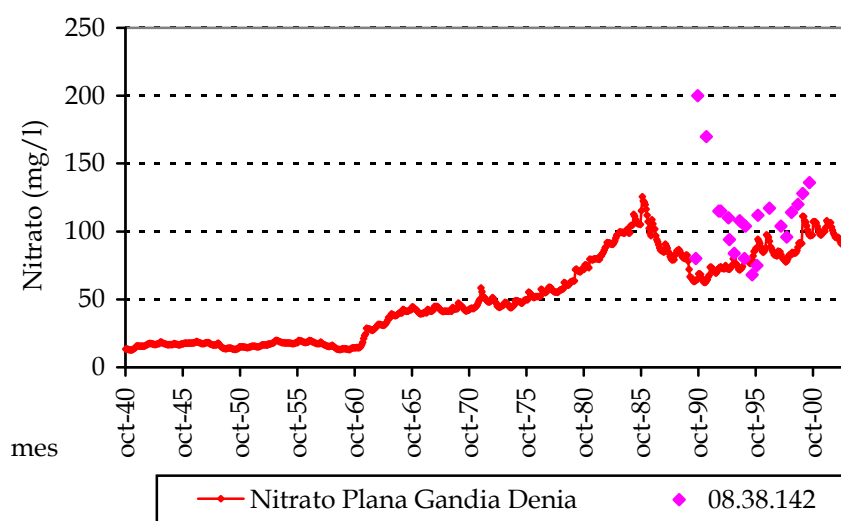


Figura 226. Concentración de nitrato en la Plana de Gandia-Dénia (mg  $NO_3^-$  /l).

La UHG 08.10, Plana de Vinaróz-Peñíscola, tiene concentraciones de nitrato que varían desde los 50 mg  $NO_3^-$  /l, en el punto “08.10.090” situado en Benicarló o en el punto “08.07.033” situado en Peñíscola pero que toma muestras de la UHG 08.07 Maestrazgo, y los 350 mg  $NO_3^-$  /l del punto “08.10.087” situado en las proximidades de la población de Benicarló. La fuerte variabilidad espacial existente entre los diferentes puntos de muestreo de esta unidad, refuerzan que la concentración media de nitrato en el acuífero pueda situarse, tal y como se obtiene con el modelo de simulación, en el entorno de los 200 mg  $NO_3^-$  /l.

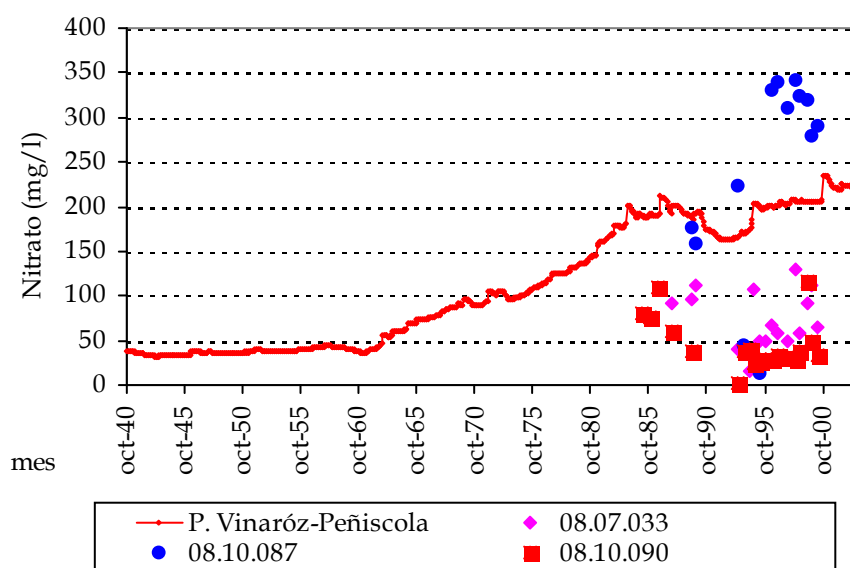


Figura 227. Concentración de nitrato en la Plana de Vinaróz-Peñíscola (mg  $NO_3^-$  /l).

La concentración media de nitrato alcanza según el modelo de simulación los 80 mg  $NO_3^-$  /l, en la UHG 08.11 Oropesa-Torreblanca, tal y como se observa también en el punto “08.11.044” situado en el centro de esta unidad. El punto “08.11.045” situado algo más al sur y más próximo al Parque Natural de Prat de Cabanes tiene concentraciones en el entorno de los 40 mg  $NO_3^-$  /l.

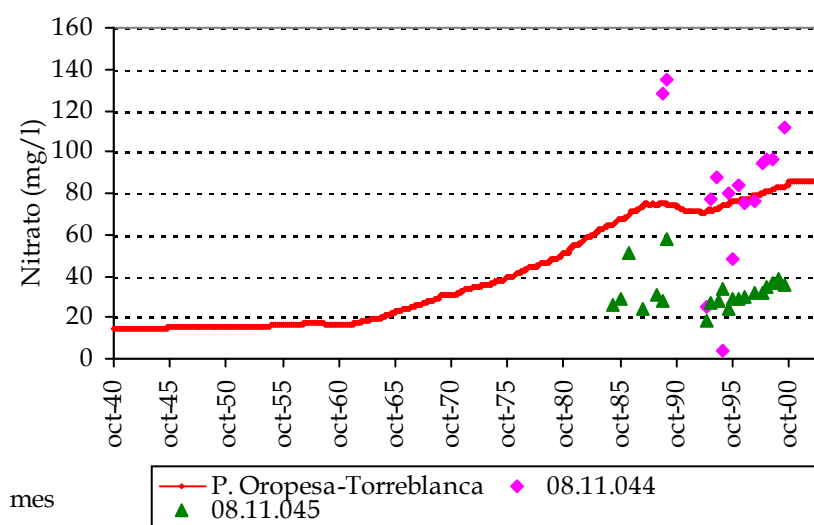


Figura 228. Concentración de nitrato en la Plana de Oropesa-Torreblanca ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

La UHG 08.22 Liria-Casinos, situada en la margen izquierda del río Turia en su tramo bajo, alcanza según el modelo de simulación los  $100 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  (Figura 228). El punto “08.22.001”, situado en las proximidades de la población de la Eliana, y el punto “08.22.008”, situado en Domeño, registran valores muy similares en la actualidad, mientras que los puntos “08.22.041” y “08.22.042” situados más próximos al río Turia registran valores en el entorno de los  $70\text{-}80 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ . Únicamente, el punto “08.22.002” situado en el tramo alto de este acuífero tiene valores inferiores, oscilando alrededor de los  $20\text{-}40 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ .

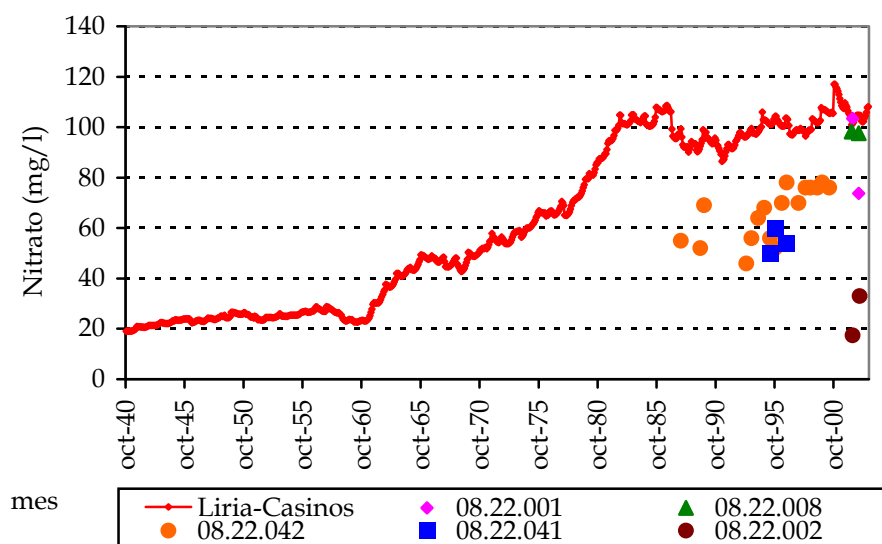


Figura 229. Concentración de nitrato en Liria-Casinos ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

### 6.2.2.1.5 *Escenarios planteados*

Se han planteado diferentes escenarios con el objeto de analizar el peso de la contaminación urbana y la contaminación agrícola en las concentraciones de nitrato registradas y, además, analizar el efecto futuro que tendría una reducción del aporte de nitrato de estos focos de contaminación.

Los escenarios planteados son los siguientes:

- Escenario 0 o escenario tendencial. Este escenario consiste en que se mantengan en el futuro las emisiones actuales de nitrato, tanto urbanas como agrícolas.
- Escenario de reducción del 50% del exceso de nitrógeno. Este escenario consiste en una reducción generalizada en toda la cuenca de un 50% del exceso de nitrógeno que se genera por las prácticas agrícolas fundamentalmente. Éste es un escenario bastante plausible si se lleva a cabo una reducción en las dosis de fertilizantes por la aplicación de las buenas prácticas agrícolas.
- Escenario de reducción del 80% del exceso de nitrógeno. Este escenario consiste en una reducción generalizada en toda la cuenca de un 80% del exceso de nitrógeno que se genera por las prácticas agrícolas fundamentalmente. Éste podría ser un límite máximo razonable de reducción de exceso de nitrógeno, o del lixiviado, con una aplicación muy rigurosa de las buenas prácticas agrícolas, teniendo muy presentes las grandes dificultades técnicas que existen para su consecución.
- Escenario de reducción del 100% del exceso de nitrógeno. Este escenario consiste en una reducción generalizada en toda la cuenca de un 100% del exceso de nitrógeno que se genera por las prácticas agrícolas fundamentalmente. Este escenario permite cuantificar la reducción en la concentración de nitrato que se produciría si no se aplicasen fertilizantes en la agricultura, indicando también el efecto que tiene la contaminación urbana en la concentración de nitrato. En principio, no es razonable que este escenario se produzca a corto o medio plazo.
- Escenario de eliminación total del nitrato aportado por las aguas residuales urbanas (Terciarios). Este escenario corresponde a una

situación en la que los sistemas terciarios de depuración eliminasen en su totalidad los nitratos de los efluentes, y permite conocer la influencia en la contaminación agrícola en las concentraciones de nitrato registradas.

Una vez definidos los escenarios de aportes antrópicos de nitrato, pueden evaluarse con el modelo de simulación de la calidad del agua "Patrical" las concentraciones de nitrato que se obtendrán en cada uno de los mismos. Para ello, debe seleccionarse las condiciones hidrológicas en las que se pretende evaluar, como el año hidrológico medio o la serie histórica de aportaciones, etc...

Las condiciones hidrológicas seleccionadas para evaluar los escenarios corresponden al periodo desde octubre de 1980 hasta septiembre de 2003, por ser un periodo suficientemente largo y el más próximo en el tiempo. Para representar los resultados se ha considerado que el tiempo de inicio de las simulaciones es octubre de 2003, ya que la simulación de la serie histórica realizada en el apartado anterior finalizaba en septiembre de 2003.

En primer lugar, la comparación del escenario tendencial con el escenario de eliminación de la contaminación urbana, determina cómo la mayor parte del nitrato registrado en los ríos de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) tiene un origen agrícola. La eliminación del nitrato de los efluentes de las depuradoras tiene, en general, efectos comparativamente reducidos y de carácter local, que son más notables en los meses de verano, ya que la carga contaminante es la misma pero los caudales circulantes son bastante inferiores. Otro aspecto a considerar es que las reducciones en las concentraciones de nitrato en los ríos, tras la reducción de la contaminación, son prácticamente inmediatas hasta los embalses de regulación. El almacenamiento de agua en los embalses genera un retardo en esta reducción de la concentración que debe ser evaluado con los modelos de gestión con calidad del agua.

Debido a que la mayor parte de la población de la CHJ se concentra en la costa, a priori, la influencia del nitrato de origen urbano debería ser mayor en las zonas próximas a la misma. Sin embargo, es en estas zonas donde se concentra también una parte muy importante de la agricultura, por lo que la influencia relativa de los efluentes urbanos queda reducida por el nitrato procedente de la



agricultura. Por este motivo en algunas zonas de cabecera de los ríos la influencia de los efluentes urbanos es mayor.

En la cabecera del río Júcar, en el embalse de Alarcón, el efecto de la reducción del aporte de nitrato de origen urbano es más notable en los meses estivales, ya que los caudales son menores y en esos casos el peso de los efluentes urbanos es mayor.

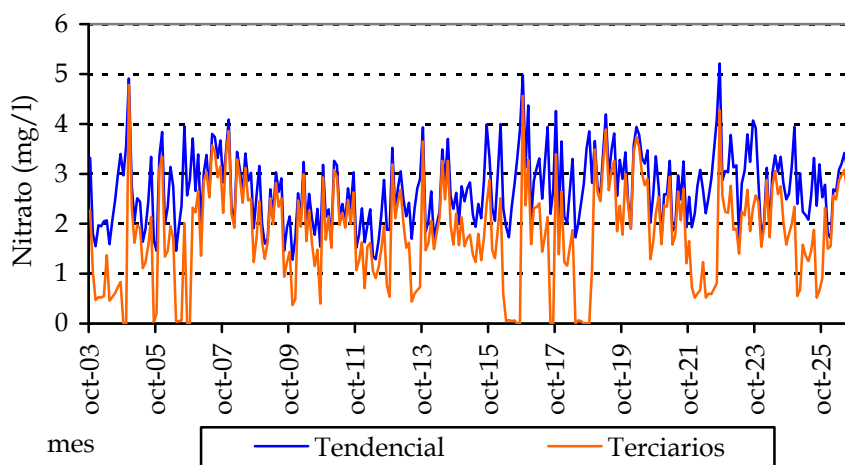


Figura 230. Concentración de nitrato en el río Júcar en el embalse de Alarcón para el escenario tendencial y de eliminación del nitrato de origen urbano ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

De esta forma, la comparación de la concentración de nitrato en el embalse de Tous, situado en el tramo final del Júcar, indica como el peso relativo de la contaminación de origen urbano es mucho menor y ya no se aprecian de forma tan significativa diferencias estacionales, entre invierno o verano.

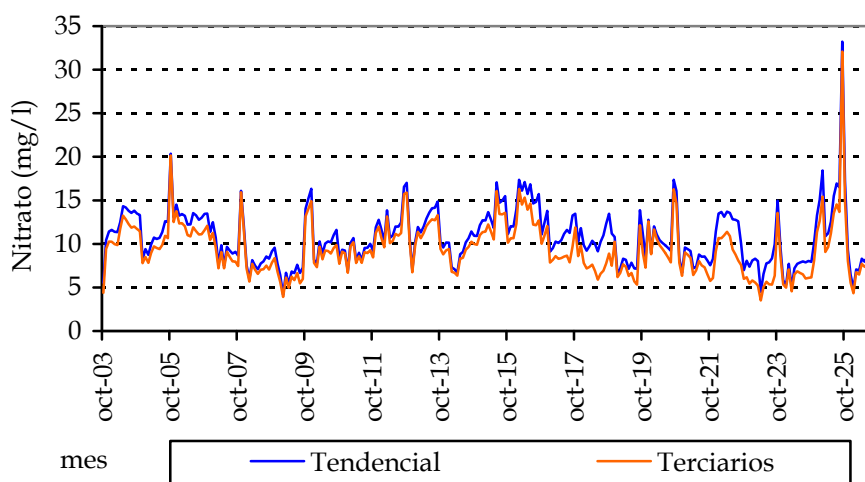


Figura 231. Concentración de nitrato en el río Júcar en el embalse de Tous para el escenario tendencial y de eliminación del nitrato de origen urbano ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Esta situación es más apreciable en puntos más cercanos a la costa, como en el caso del río Júcar a su paso por la estación de aforos de Huerto Mulet, donde la diferencia entre los nitratos con o sin aportes de efluentes de origen urbano es muy reducida.

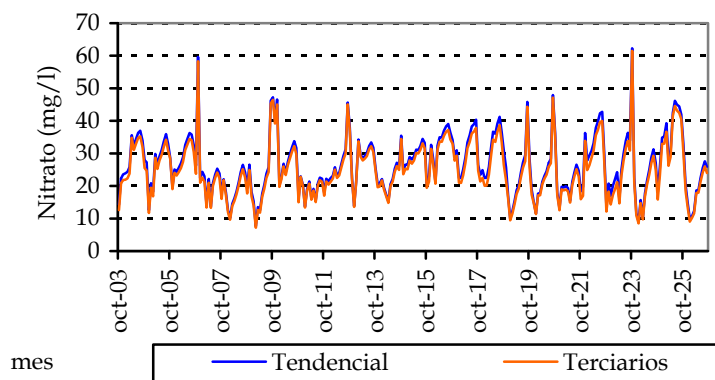


Figura 232. Concentración de nitrato en el río Júcar a su paso por la estación de aforos de Huerto Mulet, escenario tendencial y de eliminación del nitrato de origen urbano ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Esta situación se repite a lo largo de todos los puntos de la CHJ, y únicamente en puntos muy concretos se aprecian diferencias significativas al reducir la contaminación de origen urbano. Uno de estos puntos es el embalse de Beniarrés.

El embalse de Beniarrés se encuentra situado en el tramo medio del río Serpis, donde recibe los efluentes de un importante número de poblaciones con una alta actividad industrial, entre las que destacan Alcoy y Cocentaina. La reducción en los aportes de nitrato de origen urbano pueden reducir en 5 ó 10  $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$  las concentraciones que se registran en este embalse, y sobre todo en los meses de verano, época en la que mayor es el riesgo de eutrofización en el embalse.

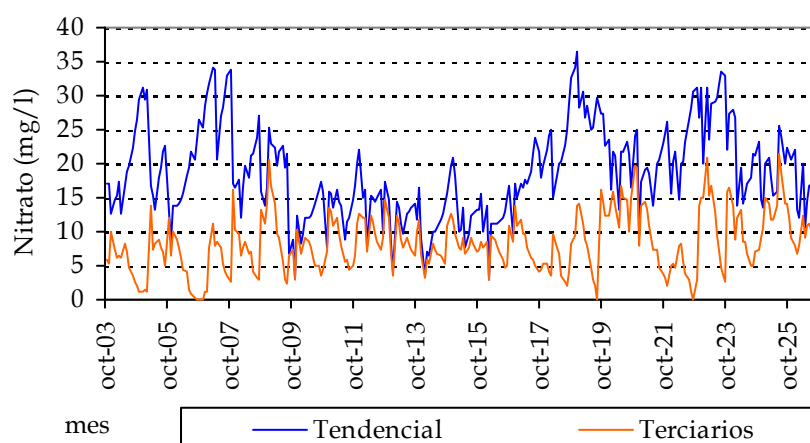


Figura 233. Concentración de nitrato en el embalse de Beniarrés situado en el río Serpis para el escenario tendencial y de eliminación del nitrato de origen urbano ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

El efecto de la reducción en el exceso de nitrógeno generado fundamentalmente por la agricultura, es mucho más significativo a lo largo de toda la cuenca. Las reducciones en las concentraciones de nitrato se producen, esta vez sí, con un desfase temporal.

En la cabecera del río Júcar, en el embalse de Alarcón, donde aguas arriba del mismo no existe una importante actividad agrícola, el escenario de reducción del 50% hace que las concentraciones desciendan entorno a  $2 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ . Reducciones mayores de los aportes antrópicos de nitrógeno tienen efectos menos significativos.

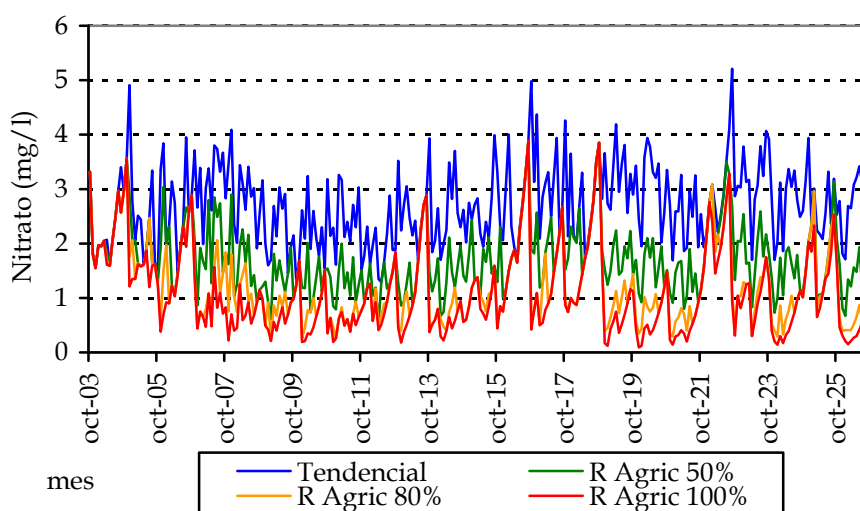


Figura 234. Concentración de nitrato en el río Júcar en el embalse de Alarcón para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

La reducción en la concentración de nitrato es más notable a medida que el río se aproxima a la costa, ya que en esas zonas existen mayores áreas de cultivo. En el embalse de Tous las concentraciones de nitrato en el escenario tendencial pueden variar entre los 5 y 15  $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$ , lo que implica, que debido al almacenamiento de agua en este embalse y el mezclado del agua que se produce, la concentración se sitúa bastante estabilizada en los 10  $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$ . Esta suposición debería ser confirmada por el modelo de gestión con calidad del agua (Figura 235).

El escenario de reducción del 50% baja la concentración de nitrato unos 5  $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$ , mientras que el escenario de reducción del 80% conseguiría bajarla 2 ó 3  $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$  más.

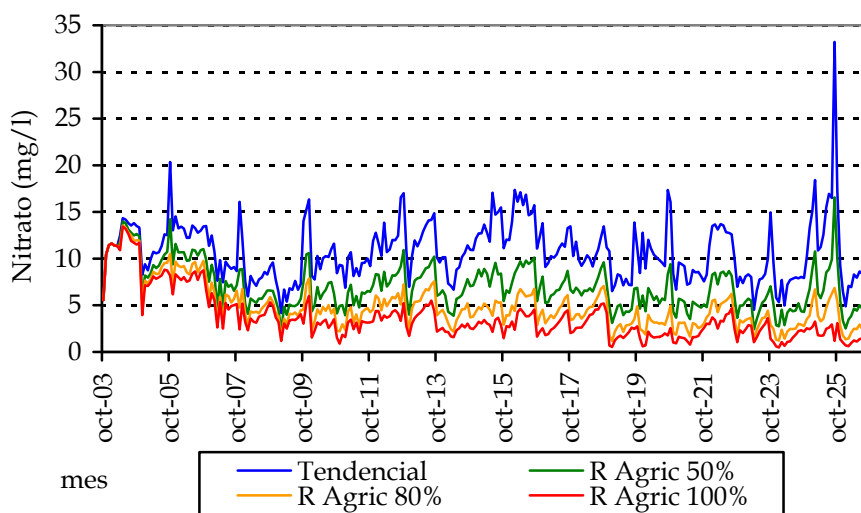


Figura 235. Concentración de nitrato en el río Júcar en el embalse de Tous para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$ ).

En el tramo final del río Júcar la concentración de nitrato podría pasar de los 20 - 30  $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$  del escenario tendencial, a situarse entre 10 y 20  $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$ , si se produce una reducción del 50% en los aportes, o a situarse entre 5 y 10  $\text{mg NO}_3^-/\text{l}$ , si la reducción del exceso de nitrógeno es del 80% (Figura 236).

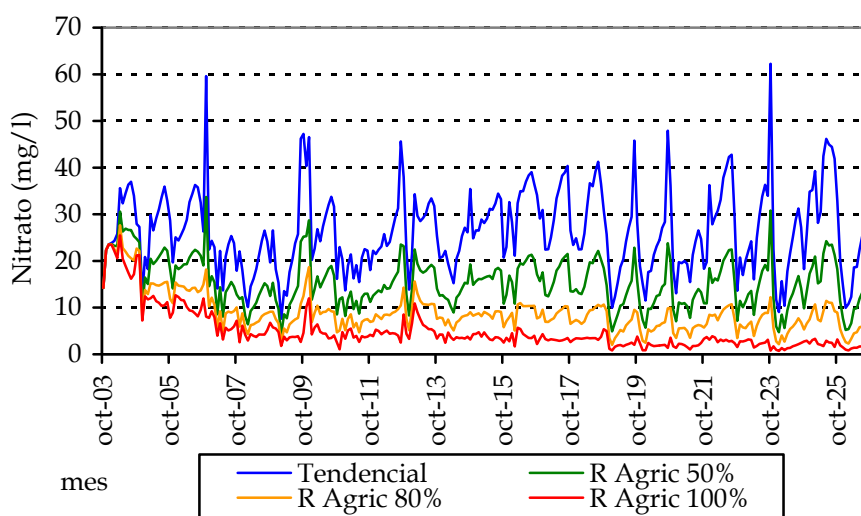


Figura 236. Concentración de nitrato en el río Júcar a su paso por la estación de aforos de Huerto Mulet para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Uno de los ríos donde la reducción en la concentración de nitrato tendría mayor repercusión es el río Turia, ya que en el paraje conocido como “La Presa” situado en Manises, se realiza la toma de parte del abastecimiento de Valencia. La concentración de nitrato descendería de los 25 ó 30  $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$  a 15 ó 10  $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$  en el escenario de reducción del 50% y de reducción del 80%, respectivamente.

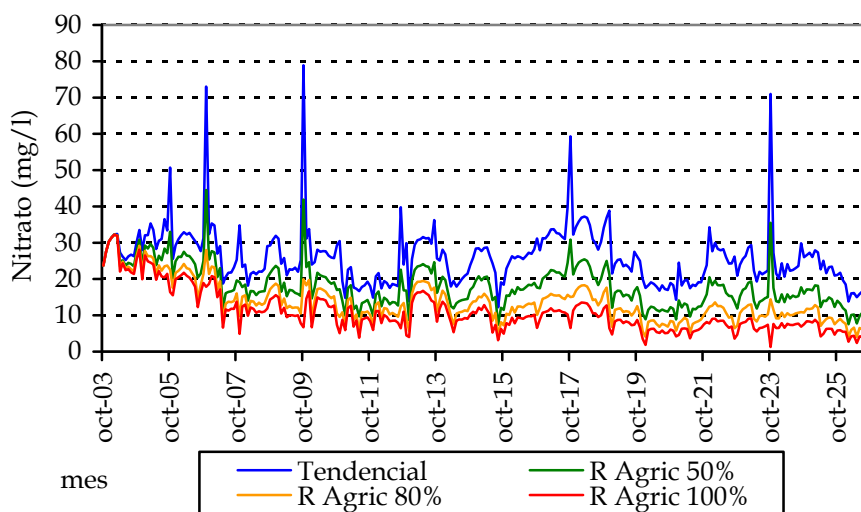


Figura 237. Concentración de nitrato en el río Turia en el paraje denominado “La Presa” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

El río Mijares en su zona baja, el embalse de Schar, tiene concentraciones de nitrato bastante reducidas, por lo que la disminución en el exceso de nitrógeno

que se produce en la cuenca provoca una mejora de un  $\text{mgNO}_3^- / \text{l}$  en el escenario plausible más estricto (de reducción del 80%) y mejora muy reducida en el escenario menos estricto (Figura 238).

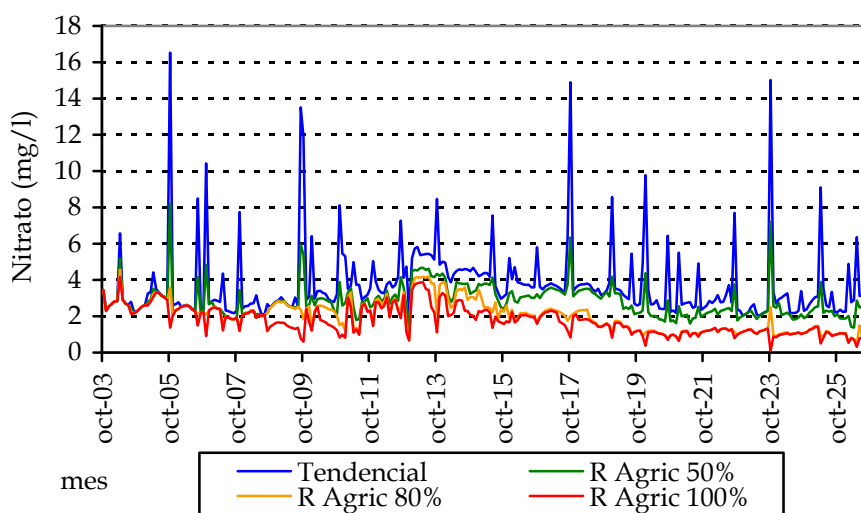


Figura 238. Concentración de nitrato en el embalse de Sichar en el río Mijares para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mgNO}_3^- / \text{l}$ ).

Los dos embalses donde la reducción es bastante significativa y puede representar una reducción importante del riesgo de eutrofización, son los embalses de Forata y de Bellús situados ambos en afluentes del río Júcar

En el embalse de Forata del río Magro la reducción es muy importante, ya que se pasa de concentraciones máximas de  $30 \text{ mgNO}_3^- / \text{l}$  en periodos secos, a concentraciones máximas de  $15$  ó  $10 \text{ mgNO}_3^- / \text{l}$  según el menor o mayor nivel de aplicación de las buenas prácticas agrícolas (Figura 239).

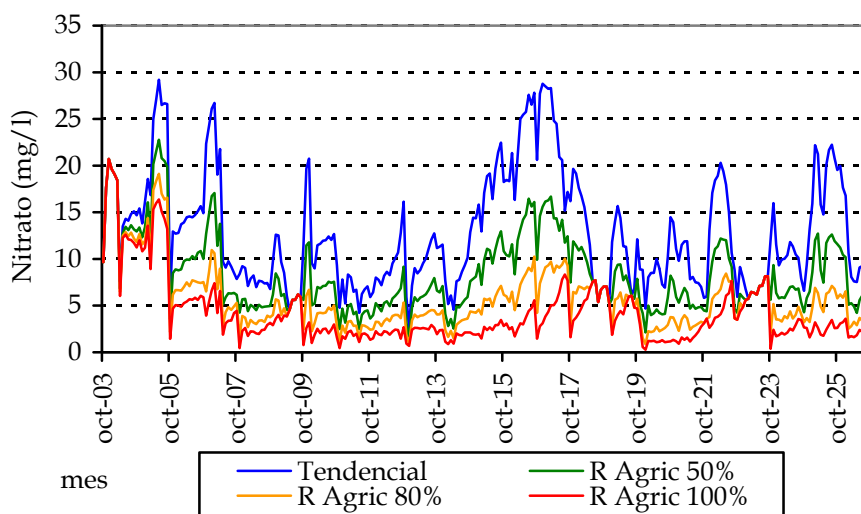


Figura 239. Concentración de nitrato en el embalse de Forata en el río Magro para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

El embalse de Bellús, influenciado tanto por el exceso de nitrógeno procedente de la agricultura como por los efluentes de las áreas urbanas, podría pasar de valores de  $50 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ , a valores de 25 ó  $20 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ , según el grado de aplicación de las medidas que reduzcan el exceso de nitrógeno (Figura 240). Pese a esta reducción este embalse seguirá estando influenciado por los efluentes de las zonas urbanas, que mantendrían una concentración mínima de  $5 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ .

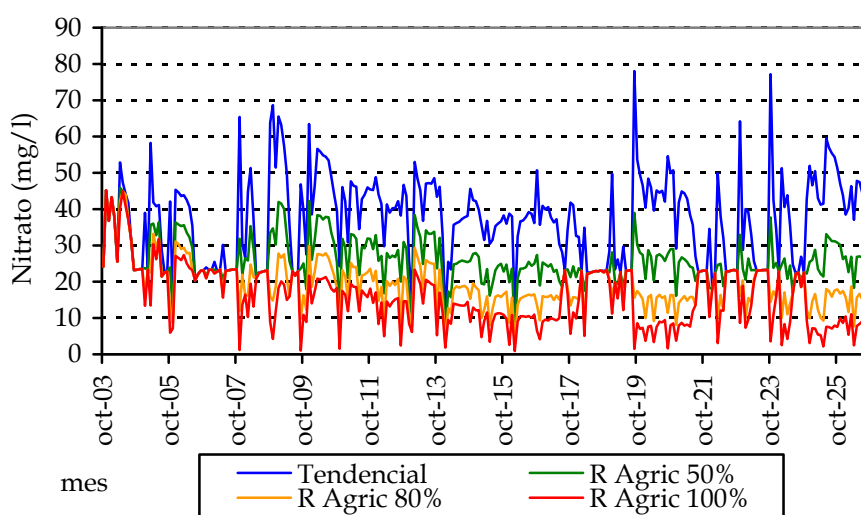


Figura 240. Concentración de nitrato en el embalse de Bellús en el río Albaida para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Las concentraciones de nitrato en los acuíferos están más fuertemente influenciadas por las prácticas agrícolas y por la cantidad de exceso de nitrógeno que se produce en las zonas situadas sobre los mismos. Además, la influencia en el cambio de las prácticas agrícolas, y más concretamente el aumento o disminución de la cantidad de excedente de nitrógeno que se genera (lixiviado), tiene un efecto diferido en las concentraciones de nitrato que se registran en los acuíferos, debido al tránsito del nitrato por el medio no saturado y por el tiempo de renovación del agua del acuífero, ya que se comporta como un almacenamiento de agua.

Un claro ejemplo de esta influencia se produce en la zona costera de la UHG 08.12 “Plana de Castellón”, que pasa de concentraciones de nitrato entre 200 y 250 mg  $NO_3^-$  /l, del escenario tendencial, a concentraciones entre 100 y 150 mg  $NO_3^-$  /l, en el primer escenario de reducción de nitrógeno (Figura 241). Para una gran parte de los acuíferos costeros, este primer escenario de reducción de nitrógeno por la agricultura es claramente insuficiente, ya que las concentraciones superan ampliamente el límite recomendado para aguas destinadas a consumo humano, de 50 mg  $NO_3^-$  /l. Para aproximarse a valores más aceptables sería necesario reducir en un 80% el exceso de nitrógeno que se produce, lo cual implica la introducción de una forma muy rigurosa de las buenas prácticas agrícolas.

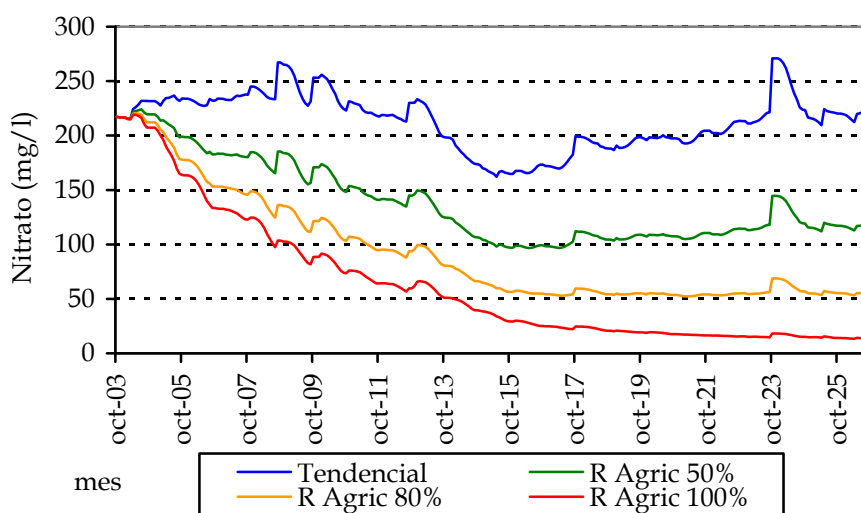


Figura 241. Concentración de nitrato en la zona costera de la UHG 08.12 “Plana de Castellón” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg  $NO_3^-$  /l).



La reducción en la concentración de nitrato en el acuífero es un proceso lento que depende del espesor del medio no saturado y del tiempo de renovación del agua en el acuífero, el cual depende, a su vez, del volumen de agua existente en el acuífero y del flujo anual de renovación de agua en el mismo. El acuífero de la Plana de Castellón puede alcanzar en el escenario de mayor reducción (del 80%) un descenso de más de 150 mg  $NO_3^-$  /l en 18 años, aunque los mayores efectos se observarían en los 5 primeros años alcanzando una reducción de unos 100 mg  $NO_3^-$  /l (Figura 242).

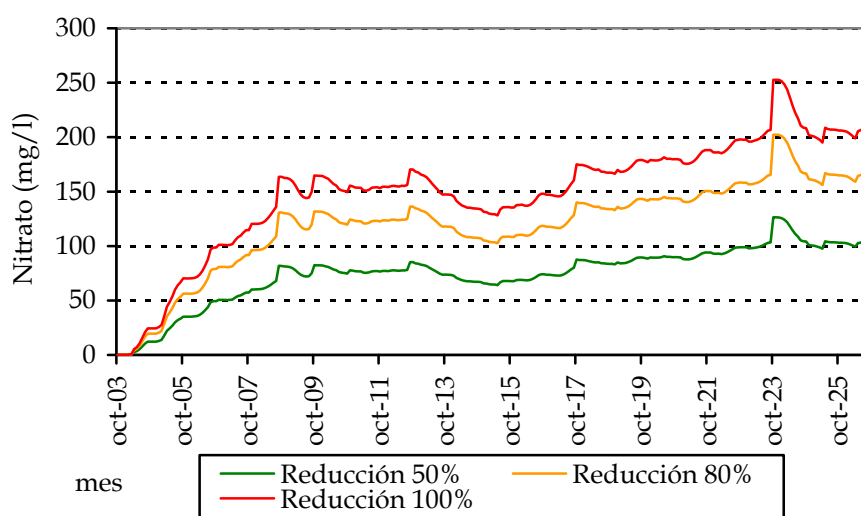


Figura 242. Reducción en la concentración de nitrato en la zona costera de la UHG 08.12 “Plana de Castellón” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno (mg  $NO_3^-$  /l).

Comportamientos similares a la Plana de Castellón tienen todas las planas litorales de la CHJ, donde únicamente varía, entre unas y otras, las concentraciones de nitrato y el tiempo en que son apreciables significativamente las mejoras.

De norte a sur, la UHG 08.10 “Plana de Vinaróz-Peñíscola” se encuentra en una situación algo peor que la Plana de Castellón. Si se mantienen las condiciones actuales, el nitrato oscilará entre los 200 y los 250 mg  $NO_3^-$  /l, en función de la hidrología, mientras que la aplicación de las medidas más rigurosas en las prácticas agrícolas no podrán hacer descender de los 60 mg  $NO_3^-$  /l la concentración de nitrato, en el mejor de los casos (Figura 243). Reducciones de únicamente el 50% del exceso de nitrógeno generado mantendrán concentraciones por encima de los 120 mg  $NO_3^-$  /l. Los efectos más significativos

se apreciarán durante los primeros 7 años desde la aplicación de las medidas correctivas.

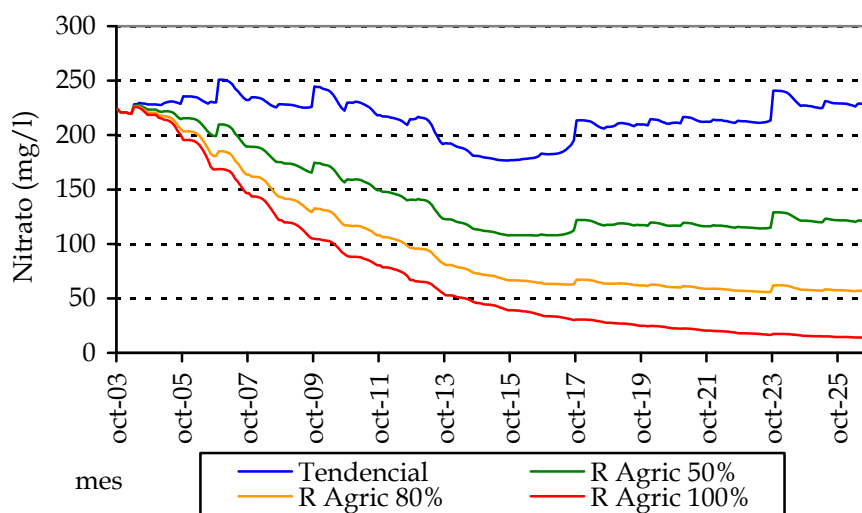


Figura 243. Concentración de nitrato en la UHG 08.10 “Plana de Vinaróz-Peñíscola” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

En mejor situación se encuentra la UHG 08.11 “Plana de Oropesa-Torreblanca”, aunque los efectos de las medidas que se realicen llegarán prácticamente a su total desarrollo en 20 años (Figura 244). La reducción del 50% en el exceso de nitrógeno permite que las concentraciones se sitúen en el entorno de los 50  $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ , mejorando si se producen reducciones mayores.



Figura 244. Concentración de nitrato en la UHG 08.11 “Plana de Oropesa-Torreblanca” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

La Plana de Sagunto (Figura 245) se asemeja, también, a la Plana de Castellón. Es necesaria la aplicación de una reducción muy importante (del 80%) para conseguir en 10 años valores de aptitud para el consumo humano.

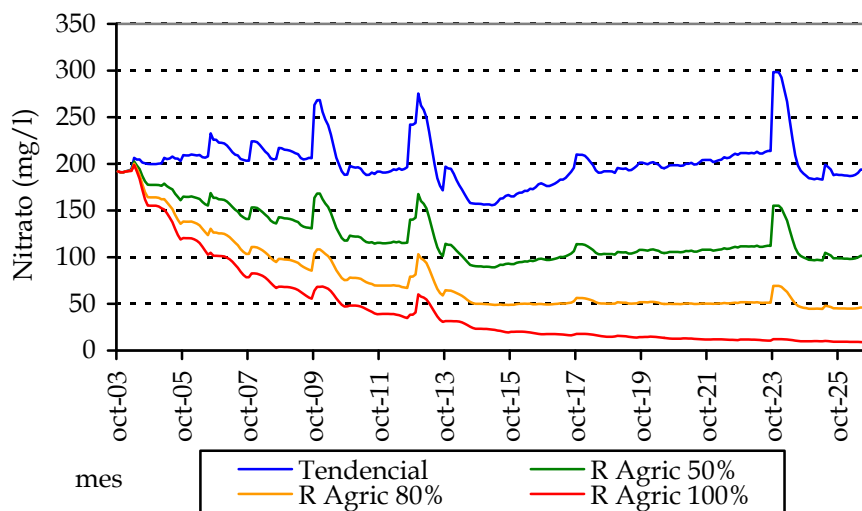


Figura 245. Concentración de nitrato en la UHG 08.21 "Plana de Sagunto" para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Las dos planas de Valencia, la norte (Figura 246) y la sur (Figura 247), junto con la Plana de "Gandia-Dénia" pueden recuperar niveles inferiores a  $50 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  en 4 años las dos primeras y en 8 años la última, si se consigue una reducción del 50% en el exceso de nitrógeno procedente de la agricultura y la ganadería, por lo que son dos UHG en las cuales sería deseable actuar lo más pronto posible.

En la "Plana de Valencia Norte", UHG 08.25, los niveles previsibles en el escenario tendencia se sitúan en el entorno de los  $80$  ó  $100 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  (Figura 246).

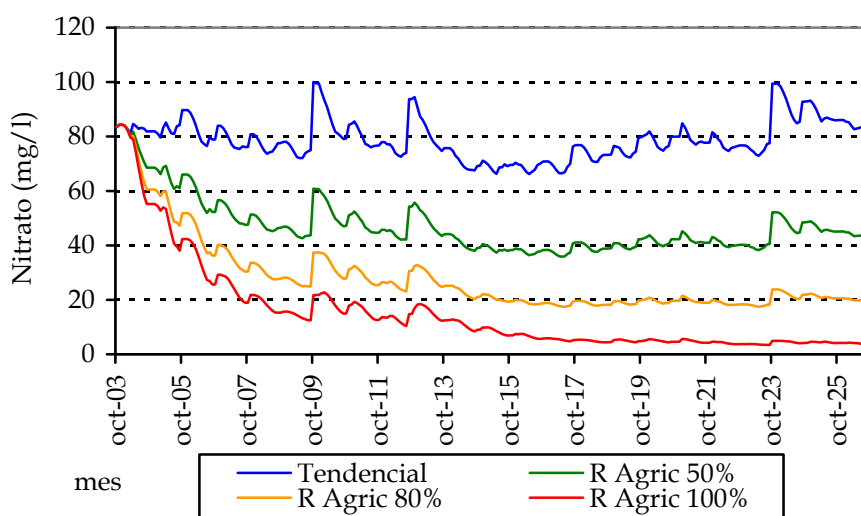


Figura 246. Concentración de nitrato en la UHG 08.21 “Plana de Valencia Norte” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Mientras que en la “Plana de Valencia Sur” las concentraciones oscilarían por los 70 – 80  $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ , en el escenario tendencial (Figura 247).

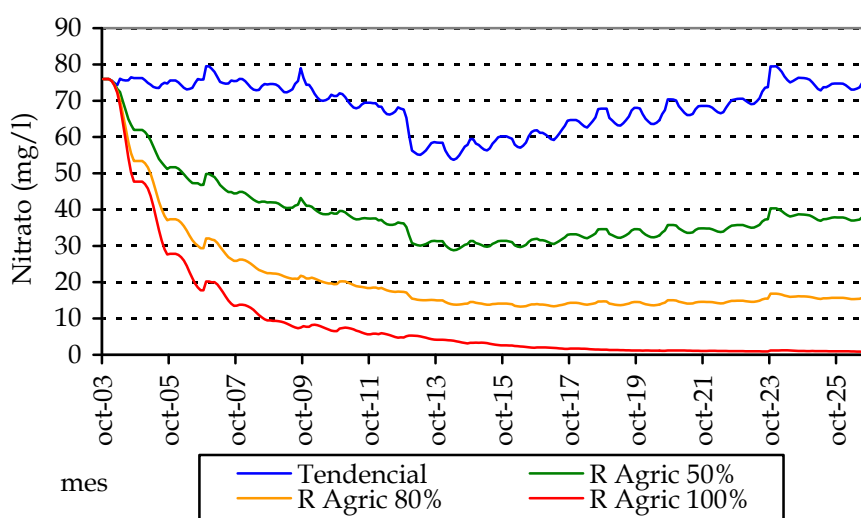


Figura 247. Concentración de nitrato en la UHG 08.26 “Plana de Valencia Sur” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Una reducción mayor en el exceso de nitrógeno puede reducir a 3 años el tiempo en que la “Plana de Gandia-Dénia”, UHG 08.38, tenga concentraciones de nitrato inferiores a 50  $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ . Sin embargo, de continuar las condiciones actuales la concentración de nitrato oscilará entre los 80 y 100  $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$  (Figura 248).

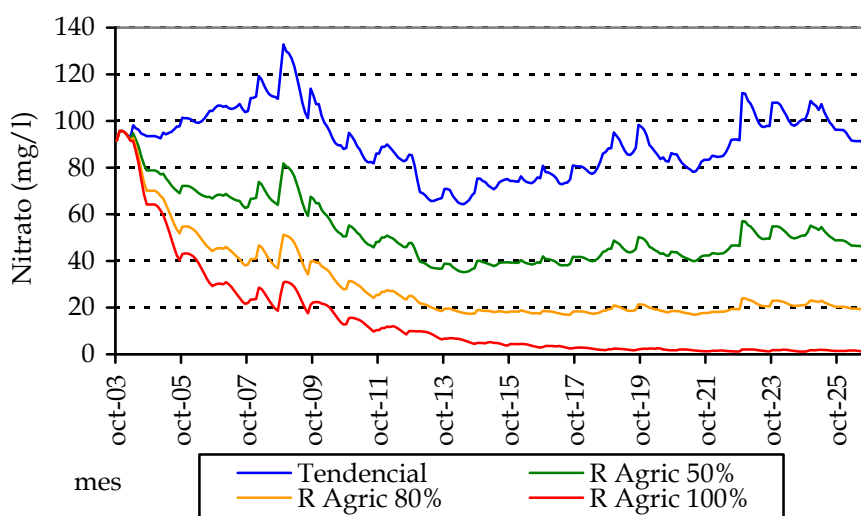


Figura 248. Concentración de nitrato en la UHG 08.38 “Plana de Gandia-Dénia” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

La UHG 08.22 “Líria-Casinos”, pese a ser una unidad no situada en la costa, soporta sobre ella una gran actividad agrícola, por lo que su situación es muy similar a la de las planas costeras (Figura 249). Los valores esperables en el futuro bajo las mismas circunstancias actuales rondan los  $120 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ , que pueden reducirse a  $80 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  con una reducción del 50% en el exceso de nitrógeno, y a  $50 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  si se aplican de forma más intensa estas reducciones.

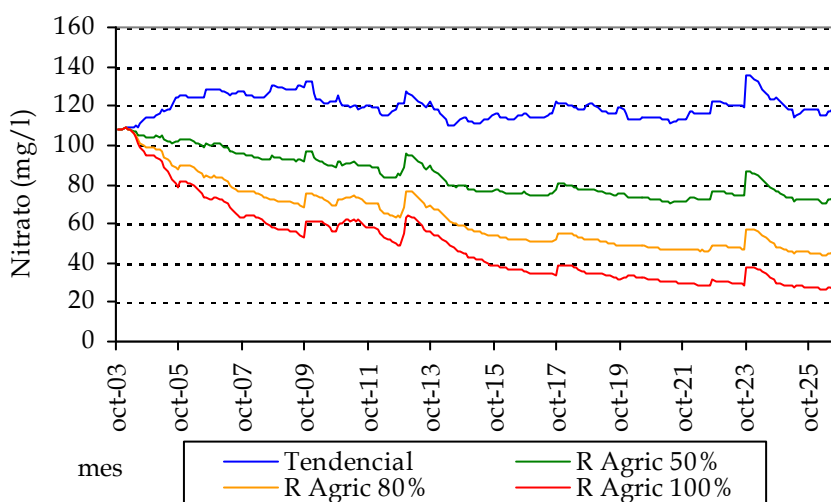


Figura 249. Concentración de nitrato en la UHG 08.22 “Líria-Casinos” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

La situación cambia considerablemente en las unidades hidrogeológicas situadas más al interior de la CHJ, así por ejemplo, la UHG 08.18 “Las

Serranías” tiene en la actualidad concentraciones bastante bajas de nitrato ( $10 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ ), por lo que es esperable que en las condiciones actuales estas concentraciones no superen los 15 ó  $20 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$  (Figura 250).

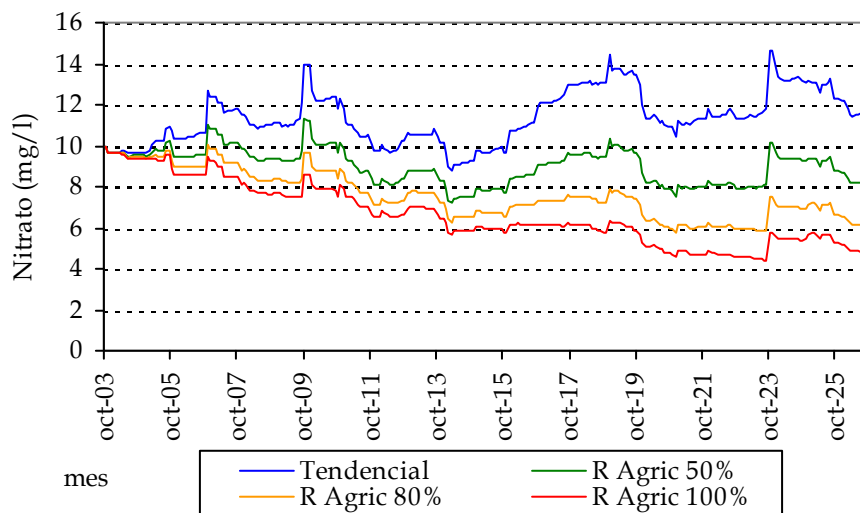


Figura 250. Concentración de nitrato en la UHG 08.18 “Las Serranías” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

La principal diferencia de las unidades del interior de la CHJ en relación a las costeras, reside en el tiempo de respuesta de las concentraciones de nitrato frente a cambios en la cantidad de nitrógeno que se produce en la superficie. Por ejemplo, en “Las Serranías” el tiempo en que se llega a obtener totalmente la respuesta en el acuífero ronda 16 años, debido al gran espesor del medio no saturado (Figura 251).

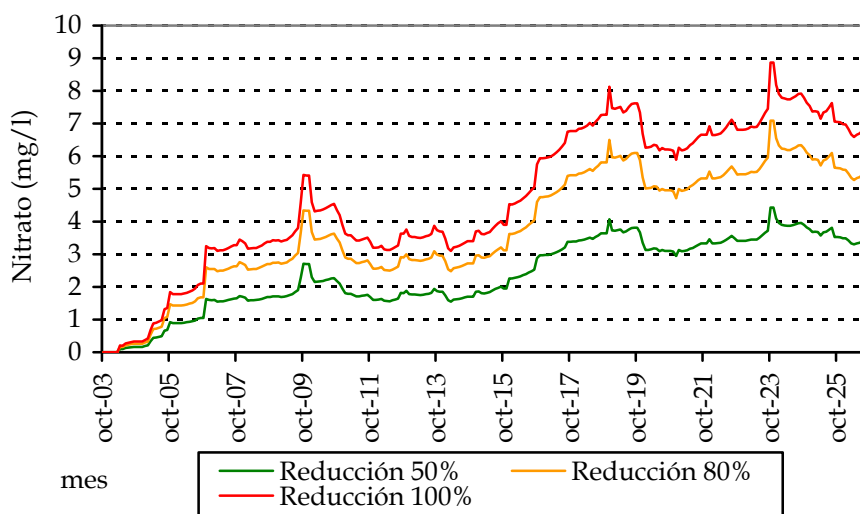


Figura 251. Reducción en la concentración de nitrato en la UHG 08.18 “Las Serranías” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

Más marcado es este retardo temporal en grandes acuíferos, como la UHG 08.29 “Mancha oriental”, donde, pese a reducirse drásticamente o eliminar los aportes de nitrógeno en la superficie del suelo, la gran cantidad de nitrato retenido en el medio no saturado, harán que la concentración de nitrato siga aumentando en los próximos 20 años (Figura 252 y Figura 253). Por otra parte, debido a la gran cantidad de agua almacenada en este acuífero, las concentraciones que se registren no llegarán a ser muy elevadas si se reducen los aportes de nitrógeno.

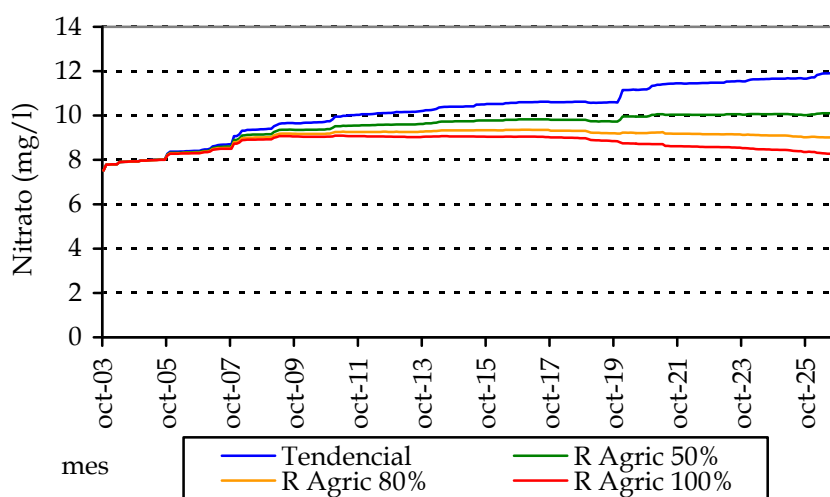


Figura 252. Concentración de nitrato en la UHG 08.29 “Mancha Oriental norte” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

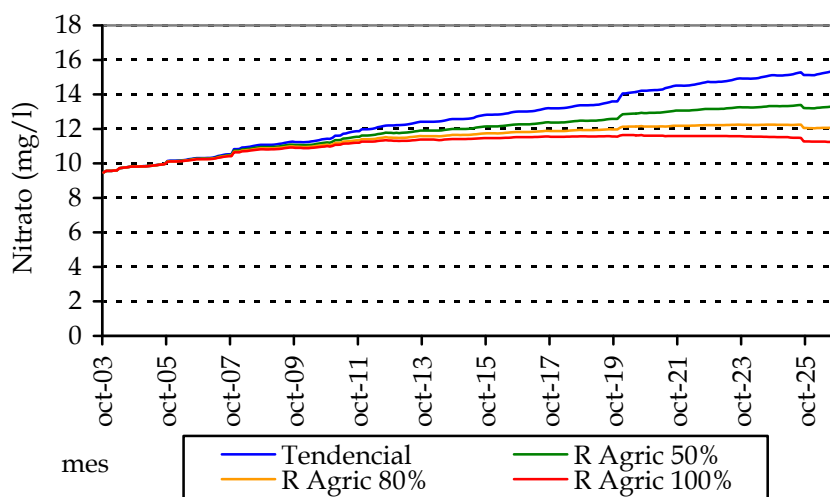


Figura 253. Concentración de nitrato en la UHG 08.29 “Mancha Oriental centro” para los diferentes escenarios de reducción del exceso de nitrógeno ( $\text{mg NO}_3^- / \text{l}$ ).

## 6.2.2.2 Simulación de la conductividad eléctrica del agua

La conductividad eléctrica es el parámetro indicativo del contenido de sales que tiene el agua y también de los sólidos disueltos. Los aportes de sales o de sólidos suspendidos tienen dos orígenes:

- los naturales, debidos a la disolución de compuestos químicos en el agua a su paso por las formaciones geológicas y los sólidos suspendidos arrastrados por el agua en la superficie terrestre, y
- los de origen humano o antrópicos, como: los vertidos de aguas residuales urbanas, depuradas o no; los retornos de riego de las actividades agrícolas; o los aportes procedentes de otras actividades cuando el agua de lluvia produce un lavado del suelo, ya sea en áreas agrícolas de secano, en áreas industriales, en áreas urbanas, etc...

### 6.2.2.2.1 Datos de entrada al modelo

Los aportes debidos a la actividad humana tienen diferente grado de caracterización según sea el origen de los mismos. En el caso de las fuentes puntuales de contaminación, los vertidos urbanos son fácilmente caracterizables al igual que sucedía con las concentraciones de nitratos, ya que se dispone de los datos de conductividad eléctrica a 25 °C de los efluentes de las estaciones depuradoras de la Comunidad Valenciana para el año 2002. Sin embargo, en el caso de las fuentes de contaminación difusa, generadas por los retornos de riego, superficiales o en forma de recargas al acuífero, su estimación presenta mayores incertidumbres, ya que no se dispone de información de muestreos de estos retornos. Adicionalmente deben considerarse los aportes de sales y sólidos suspendidos que se producen por los cultivos de secano y otras actividades humanas en los periodos de lluvia, en los cuales, el agua puede arrastrar sales y sólidos tanto superficialmente como mediante la infiltración al acuífero. Para caracterizar estas fuentes antrópicas se utiliza el mapa de usos de suelo.



Para los aportes de sales y sólidos generados de forma natural, que pueden producirse de igual forma superficialmente o en los acuíferos, se utiliza la información de la geología existente en cada acuífero y del uso del suelo que existe en la superficie del terreno.

Las formaciones geológicas han sido clasificadas en función de la mayor o menor cantidad de sales que puedan aportar según indican las referencias bibliográficas revisadas, fundamentalmente la publicación "Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water" (USGS, 1985). Atendiendo a esta clasificación y con los valores orientativos del USGS (1985) se ha iniciado el proceso de calibración del modelo de calidad del agua para la conductividad eléctrica.

Los valores finalmente definidos para cada tipo de formaciones geológicas aparecen en la Tabla 13. Estos valores varían desde los 5.000 microS/cm de las margas yesíferas hasta los 50 microS/cm de las pizarras.

Litología-Geología	Conductividad eléctrica del agua a 25 °C (microS/cm)
Margas yesíferas	5.000
Carbonatada (zona Mancha)	2.900
Calizas con yesos	1.500
Otras Arcillas yesos	1100
Evaporitas	1000
Carbonatada (zona Cabriel)	900
Aluvial (conglomerados)	350
Vulcanitas básicas	220
Turbiditas	200
Turbiditas Calcáreas	140
Masas de agua	85
Calcarenitas	80
Calizas	70
Cuarcita	60
Carbón	55
Pizarras	50
Otros	300

Tabla 13. Reclasificación de las distintas formaciones geológicas en conductividades eléctricas del agua (microS/cm).

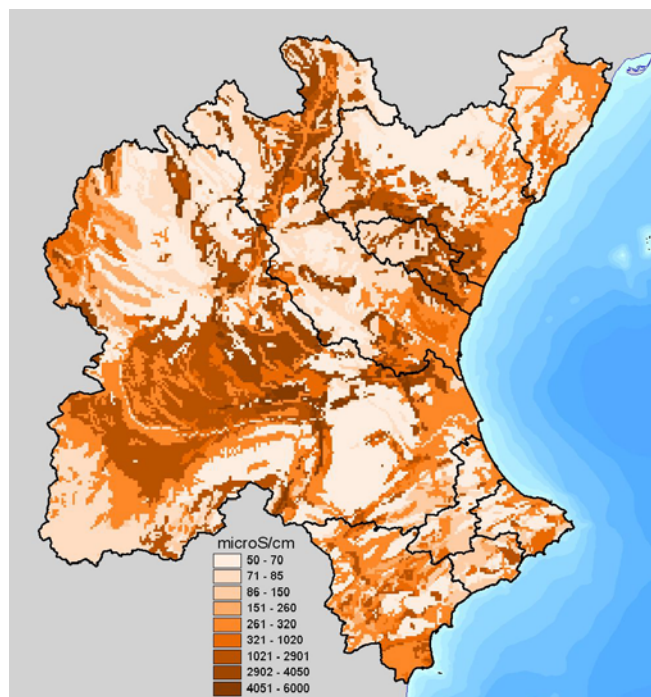


Figura 254. Conductividad eléctrica del agua debida a la geología (microS/cm).

Las sales y los sólidos suspendidos aportados al agua en la zona superficial del suelo dependen del tipo de usos de suelo, por lo que se realiza la reclasificación de los usos de suelo mediante la Tabla 14. Los valores de conductividad eléctrica definidos, se han obtenido por calibración del modelo, teniendo en cuenta que las áreas de superficies artificiales o de cultivos generan una gran cantidad de sólidos en suspensión y posiblemente también de sales que pueden ser arrastradas por el agua. Mientras que las zonas con una cobertura vegetal permanente, como praderas o como zonas forestales, producen una cantidad significativamente menor de sólidos en suspensión.

Usos de suelo	Conductividad eléctrica del agua a 25 °C (microS/cm)
Superficies artificiales	4.000
Tierras de labor en regadío	2.550
Tierras de labor en secano	2.500
Cultivos permanentes	2.250
Espacios con poca vegetación	645
Sistemas agrícolas heterogéneos	555
Sistemas agroforestales	500
Vegetación arbustiva	305
Praderas y pastizales naturales	300
Praderas y pastizales naturales_1	301
Superficies desconocidas	656
Bosque de transición	560
Bosque mixto	550

Bosques de frondosas y coníferas	500
Zonas húmedas y/o superficies de agua	100
Superficies desconocidas	655

Tabla 14. Reclasificación de los usos de suelo en conductividades eléctricas del agua (microS/cm).

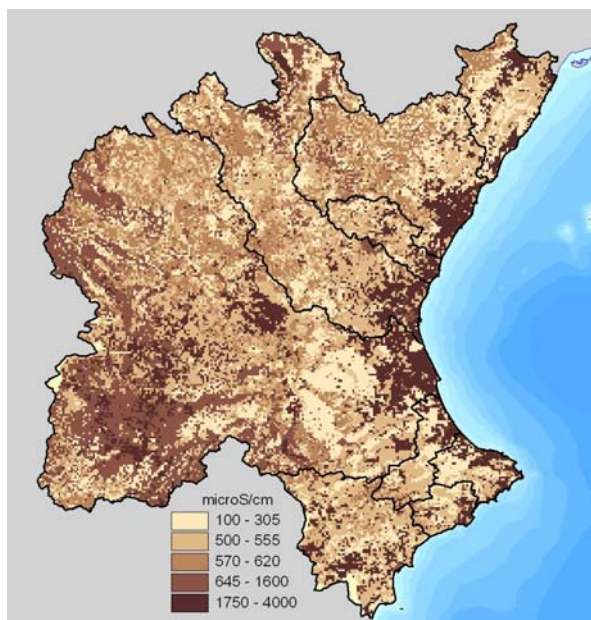


Figura 255. Conductividad eléctrica del agua generada por los usos de suelo (microS/cm).

Los datos de conductividad eléctrica a 25 °C de los efluentes de las 306 estaciones depuradoras de la Comunidad Valenciana pertenecientes al ámbito de la CHJ, dan valores de conductividad que varían desde los 627 microS/cm de la planta depuradora de Bejís, hasta los 8.916 microS/cm de la planta depuradora de Oropesa en Castellón o los 7.189 microS/cm de Santa Pola, plantas de aguas residuales de municipios costeros que estarán recibiendo aguas mezcladas con aguas marinas que se infiltrarán en la red de colectores del municipio.

La mayor parte de los efluentes tienen vertidos con conductividades entre los 1.000 y los 3.000 microS/cm, siendo las depuradoras que mayor contenido total de sales aportan: las estaciones de Pinedo 1 y 2 que tratan las aguas de la ciudad de Valencia, con 2.207 y 1.910 microS/cm respectivamente para unos volúmenes de 52,6 y 66,3 hm<sup>3</sup>/año de agua tratada; la estación de Rincón de León que trata las aguas de la ciudad de Alicante, con 3.129 microS/cm para un volumen de 28,9 hm<sup>3</sup>/año; la estación de Castellón de la Plana, con 2.160 microS/cm para un volumen de 14,3 hm<sup>3</sup>/año; la estación de Benidorm con 2.444 microS/cm, para un volumen de 12,3 hm<sup>3</sup>/año; la estación de Gandia-La

Safor con 1.828 microS/cm para un volumen de 14,5 hm<sup>3</sup>/año; la estación de la cuenca del Carraixet con 1.866 microS/cm para un volumen de 13,1 hm<sup>3</sup>/año; la estación de Quart-Benàger con 1.783 microS/cm para un volumen de 13,3 hm<sup>3</sup>/año; la estación mancomunada de Dénia-Ondara-Petrer con 3.879 microS/cm para un volumen de 6 hm<sup>3</sup>/año; la estación de Monte Orgegia de la ciudad de Alicante, con 2.693 microS/cm para un volumen de 7,9 hm<sup>3</sup>/año; y otras como, Santa Pola, L'horta Nord, Algorós del municipio de Elche, Oropesa, Canals-L'Alcúdia, Ontinient-Agullent, Alcoy, etc..

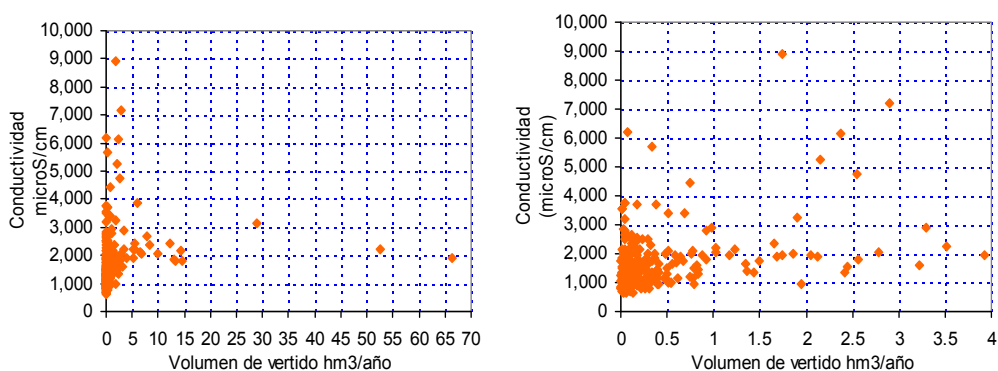


Figura 256. Conductividad eléctrica a 25 °C (microS/cm) frente al volumen total de agua de salida de la depuradora (hm<sup>3</sup>/año).

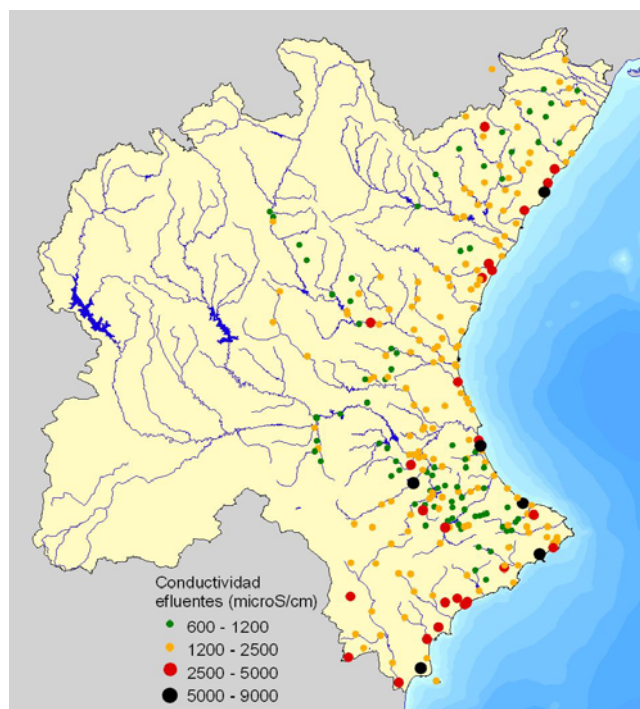


Figura 257. Conductividad eléctrica a 25 °C (microS/cm) de los efluentes de las estaciones depuradoras. Año 2002.

Al igual que en el caso del nitrato, con esta información se ha obtenido una conductividad eléctrica media para los vertidos urbanos cifrada en 2.250 microS/cm, la cual ha sido aplicada al resto de municipios de los cuales no se dispone información. Para todos los vertidos municipales que no se dispone de información de la conductividad eléctrica del efluente, se establece la hipótesis de que el vertido tiene la conductividad media de toda la información disponible, los 2.250 microS/cm indicados anteriormente.

#### ***6.2.2.2 Valores medios de conductividad eléctrica del agua muestreados en ríos y acuíferos***

Las sales procedentes de los efluentes de las estaciones depuradoras y de los municipios se incorporan al sistema superficial, de forma que no produce efectos directos en los acuíferos pero si producen efectos importantes en la conductividad eléctrica en la red fluvial.

La conductividad eléctrica del agua es una variable indicativa del contenido de sales del agua, pero también depende de la temperatura a la que se encuentra la misma, aumentando la conductividad a medida que aumenta la temperatura del agua. Los datos disponibles de conductividad eléctrica corresponden a más de 14.000 muestreos realizados a 20 °C y 25 °C, por lo que para su adecuado tratamiento se debe homogeneizar toda la información.

La conductividad eléctrica del agua varía con la temperatura, con el contenido y con el tipo de sales en el agua. La respuesta de la conductividad eléctrica respecto a las variaciones de temperatura depende del tipo de sales que contenga y de los niveles de concentración que tengan cada tipo de sal en el agua (USGS, 1985). Sin embargo, para la mayor parte de los iones, un incremento de 1°C de temperatura genera incrementos del 2% en la conductividad eléctrica en condiciones de laboratorio (USGS, 1985). También se indica que los aparatos de medida pueden tener errores entre un 2 y un 5%.

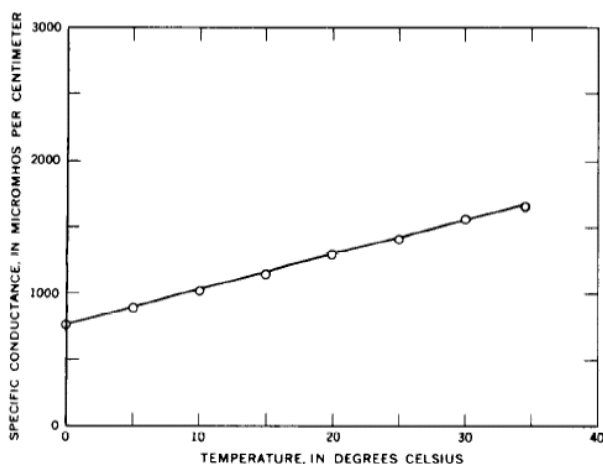


Figura 258. Conductividad eléctrica de una solución de cloruro de potasio de 745 mg/l entre 0 y 35 °C (Tomado de USGS, 1985).

El análisis de los valores medios de conductividad a 20 °C y a 25 °C de todas las estaciones de medida, indican que el paso de 20 a 25 °C implica un aumento del 10% en la conductividad eléctrica.

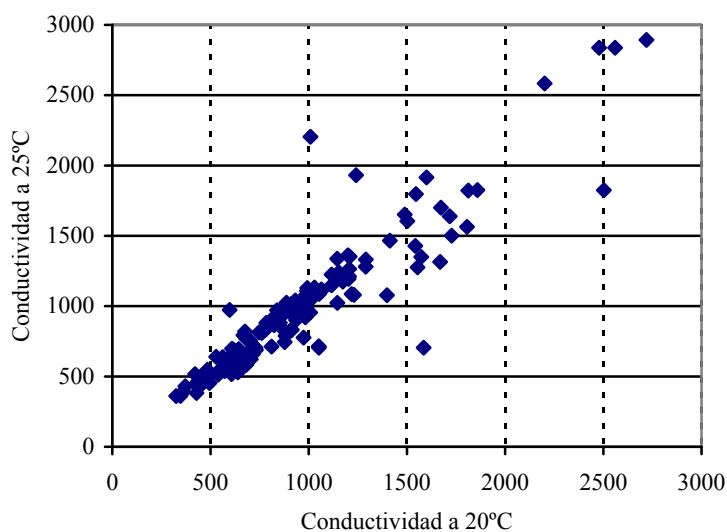


Figura 259. Relación entre la conductividad a 20 y 25 °C (microS/cm) de los valores medios muestreados.

Los valores medios de conductividad eléctrica, expresados a 25 °C, registrados en las aguas superficiales (Figura 260) varían desde bajas conductividades, como: los 313 microS/cm en la desembocadura del río Huécar, en la ciudad de Cuenca; los 333 microS/cm de la cabecera del río Alfambra en Allepuz y de la cola del embalse de Buseo en el río Sot, afluente del Turia; los 360 microS/cm del río Valbona afluente del Mijares y del embalse de Guadalest; hasta altas conductividades como: los 27.900 microS/cm de la única medida existente en el

colector Sur de la Ciudad de Valencia; los 20.000 microS/cm del embalse de Elche y proximidades, y de la Colonia de Santa Eulalia en el río Vinalopó en la zona de Sax; los 9.000 microS/cm de la desembocadura del río Belcaire; o los 5.000 microS/cm del río Molinell en Dénia, del río Bullens en Oliva y de la Acequia de Cárcer en el río Sellent.

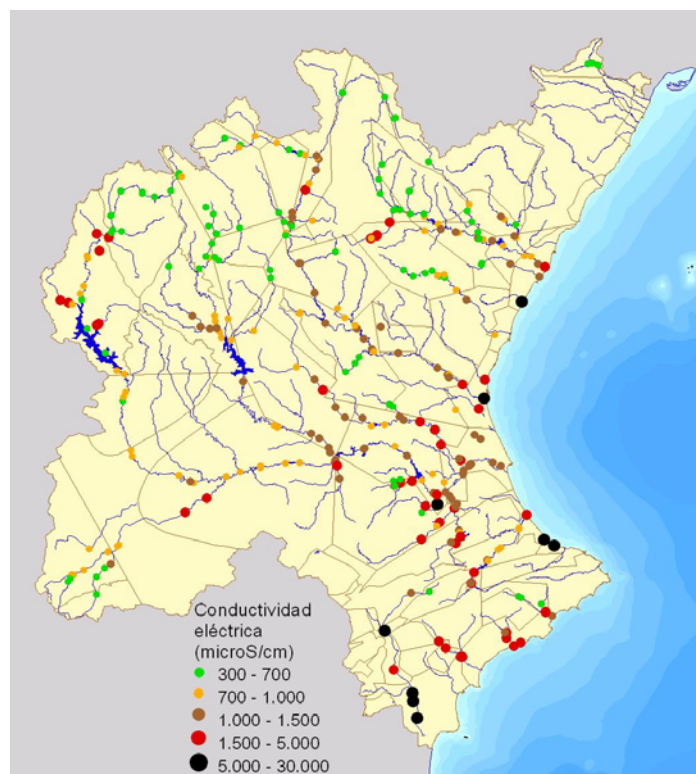


Figura 260. Conductividad eléctrica media muestreada en las aguas superficiales (microS/cm a 25 °C).

Las conductividades eléctricas registradas en las aguas subterráneas de los acuíferos costeros son un claro indicador del nivel de intrusión marina que tienen los acuíferos. En el estudio *“Implantación de un sistema de control y seguimiento del Plan Hidrológico del Júcar”* (OPH, 2001), se obtiene las zonas afectadas por intrusión localizada o por una fuerte intrusión marina, Figura 261, utilizando la conductividad eléctrica y la concentración de cloruros del agua. Valores de concentraciones de cloruros superiores a 200 mg/l o de conductividades superiores a 1.000 microS/cm, hacen que el agua no sea apta para la potabilización, y que sea exclusivamente utilizable para usos agrícolas, mientras que concentraciones de cloruros superiores a 1.000 mg/l o de conductividades superiores a 5.000 microS/cm, hacen que el agua no sea recomendable para ningún uso, incluido el uso agrícola.



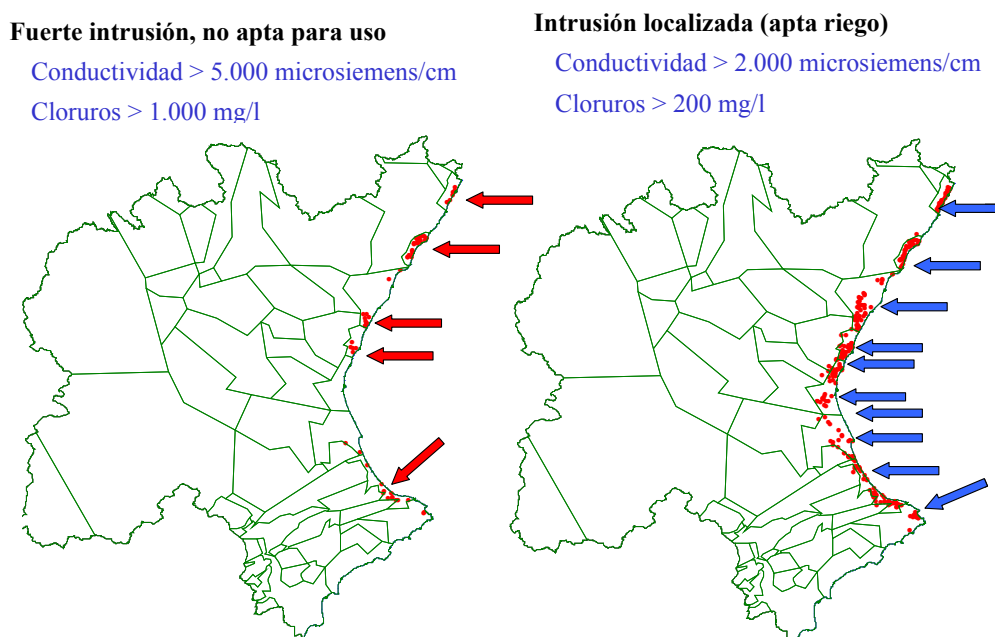


Figura 261. Conductividad eléctrica en los acuíferos costeros (microS/cm) (OPH, 2001).

El análisis de la red de control de aguas subterráneas de la CHJ, indica que la conductividad eléctrica media a 25 °C en los acuíferos depende fuertemente de la proximidad de los puntos de muestreo a la costa, debido a la mayor presencia de cloruros en el agua. Valores medios superiores a 5.000 microS/cm se registran en dos puntos de la cuenca: en el punto "08.12.128" al sur del acuífero de la Plana de Castellón en la cuenca del río Belcaire, con 6.200 microS/cm y en el punto "08.39.027" llamado "Vergel-Autopista" en la Plana de Gandia-Dénia en las proximidades del río Girona. Valores medios superiores a 4.000 microS/cm se registran en diversos puntos de la Plana de Castellón, la Plana de Gandia-Dénia y la Plana de Sagunto. El resto de Planas tienen valores entre los 1.000 y los 2.000 microS/cm.

Los valores de conductividad más bajos se obtienen en los acuíferos interiores del norte de la provincia de Alicante como en: el piezómetro "08.45.025" situado en Sierra Aitana en las proximidades del embalse de Guadalest con 286 microS/cm; el piezómetro "08.37.039" situado en Almirante Mustalla en la cabecera del río Girona con 305 microS/cm; el piezómetro "08.40.006" situado en la Sierra de Mariola llamado "Barranco de la Escalera" situado en el término municipal de Onil con 487 microS/cm.



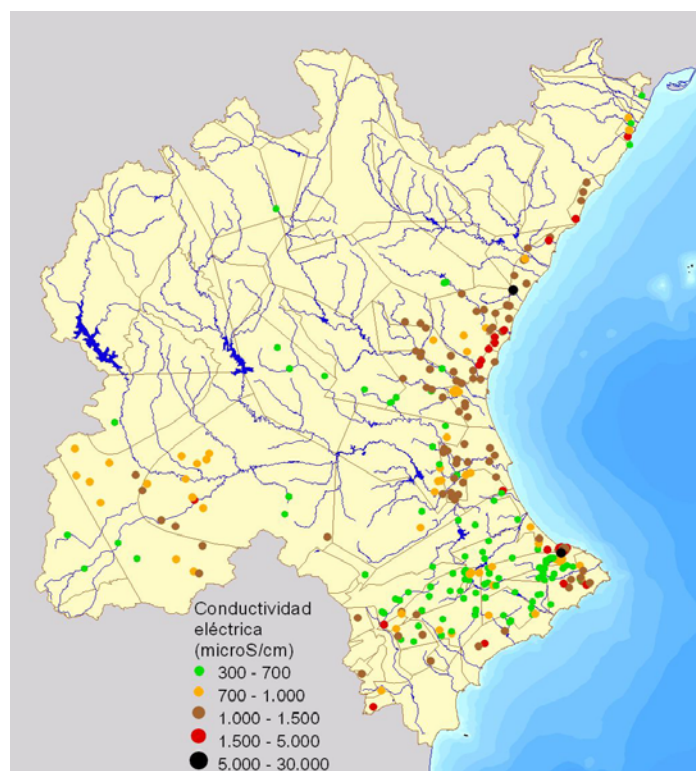


Figura 262. Conductividad eléctrica en los acuíferos (microS/cm).

### 6.2.2.2.3 *Parámetros del modelo*

Se han calibrado los mismos tres parámetros del modelo de calidad, pero en este caso para la simulación de la conductividad eléctrica del agua. Los valores adoptados aparecen en la Tabla 15:

	Valores calibrados
$k_{desn}$	0
$k_{ss}$	5,5
$k_{ns}$	0,02

Tabla 15. Valores de los parámetros para la simulación de la conductividad eléctrica.

- $k_{desn}$ , la constante de eliminación de sales por larga estancia en el suelo.
- $k_{ss}$ , el coeficiente de velocidad de paso de las sales en el suelo o de eficiencia de lavado.
- $k_{ns}$ , el coeficiente de facilidad de paso del agua a través del medio no saturado ( $\text{mm}^{-1}$ ).

El modelo responde a estos parámetros de igual forma que en el caso de la simulación del nitrato, siendo destacable las siguientes consideraciones.

Al ser la conductividad eléctrica del agua un indicador del contenido de sales o de sólidos disueltos en el agua, ambas variables no se ven reducidas en el suelo por larga duración, por lo que el parámetro  $k_{desn}$  se ha considerado con valor igual a cero, es decir no existe reducción de conductividad por este motivo.

Se ha considerado que las sales y los sedimentos del suelo son más fácilmente movilizables que los nitratos, por lo que el parámetro  $k_{ss}$  tiene un valor superior que en el caso del nitrato. Y finalmente, se ha considerado que la facilidad de paso a través del medio no saturado es menor que en el caso de los nitratos.

#### **6.2.2.2.4 Resultados obtenidos**

Los valores de conductividad eléctrica de las aguas superficiales en los principales puntos del ámbito de la CHJ varían desde los 400 microS/cm del embalse de Guadalest hasta los 1.500 microS/cm del embalse de Amadorio, ambos situados en el Sistema de la Marina Baja, aunque también existen otros puntos en la cuenca con conductividades próximas a los 1.500 microS/cm. Dos puntos situados tan próximos tienen conductividades muy diferentes, debido a las diferentes formaciones geológicas de los acuíferos que alimentan estos ríos y a los usos de suelo existentes en ambas cuencas, ya que la cuenca vertiente al embalse de Amadorio tiene una importante extensión boscosa.

Al contrastar los resultados del modelo de simulación con los datos muestreados aparecen puntos claramente fuera del orden de magnitud, al igual que sucedía con la simulación del nitrato. Estos valores anómalos en los datos muestreados se deben fundamentalmente a errores de transcripción de la información, puesto que en la mayor parte de los casos se observa que se ha desplazado el símbolo decimal un orden de magnitud.

En la cabecera del río Júcar la conductividad va aumentando desde valores de 550 microS/cm en el embalse de la Toba, hasta 700 microS/cm en el embalse de Alarcón.

La conductividad eléctrica del agua en el embalse de la Toba, entorno a los 550 microS/cm, se debe: a la incorporación de sólidos suspendidos en el agua

procedentes de las áreas boscosas de la cabecera del Júcar y, también en parte, a la existencia de algunas formaciones de yesos en la zona denominada “el triásico de Boniches”.

En esta zona los valores de conductividad son algo superiores en los meses de otoño, invierno y primavera, correspondientes a las épocas de mayores arrastres de agua superficial por la cuenca, lo que indica que la conductividad registrada tiene una clara relación con los sólidos suspendidos en el agua de la escorrentía superficial que proceden de las áreas boscosas de la serranía de Cuenca.

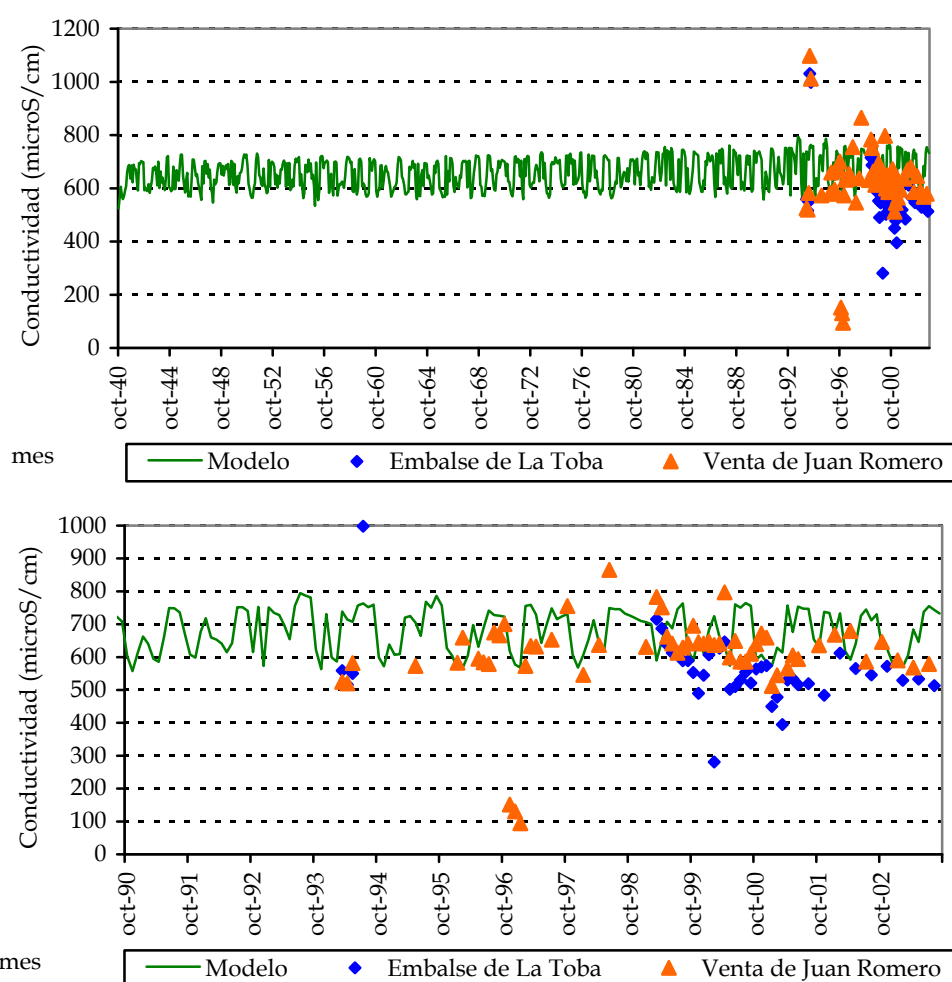


Figura 263. Conductividad eléctrica en el Embalse de la Toba en la cabecera del río Júcar (microS/cm).

La conductividad eléctrica baja ligeramente hasta los 500 microS/cm en el entorno de la ciudad de Cuenca, debido a los importantes aportes de agua del acuífero “Cretácico de Cuenca Norte” con conductividades eléctricas bajas,

valores algo menores de 500 microS/cm, ya que este acuífero esta formado principalmente por rocas calizas.

La conductividad es bastante uniforme a lo largo del año aunque se observa un ligero descenso en los meses de verano, época en la que los caudales del río proceden principalmente de los aportes del acuífero.

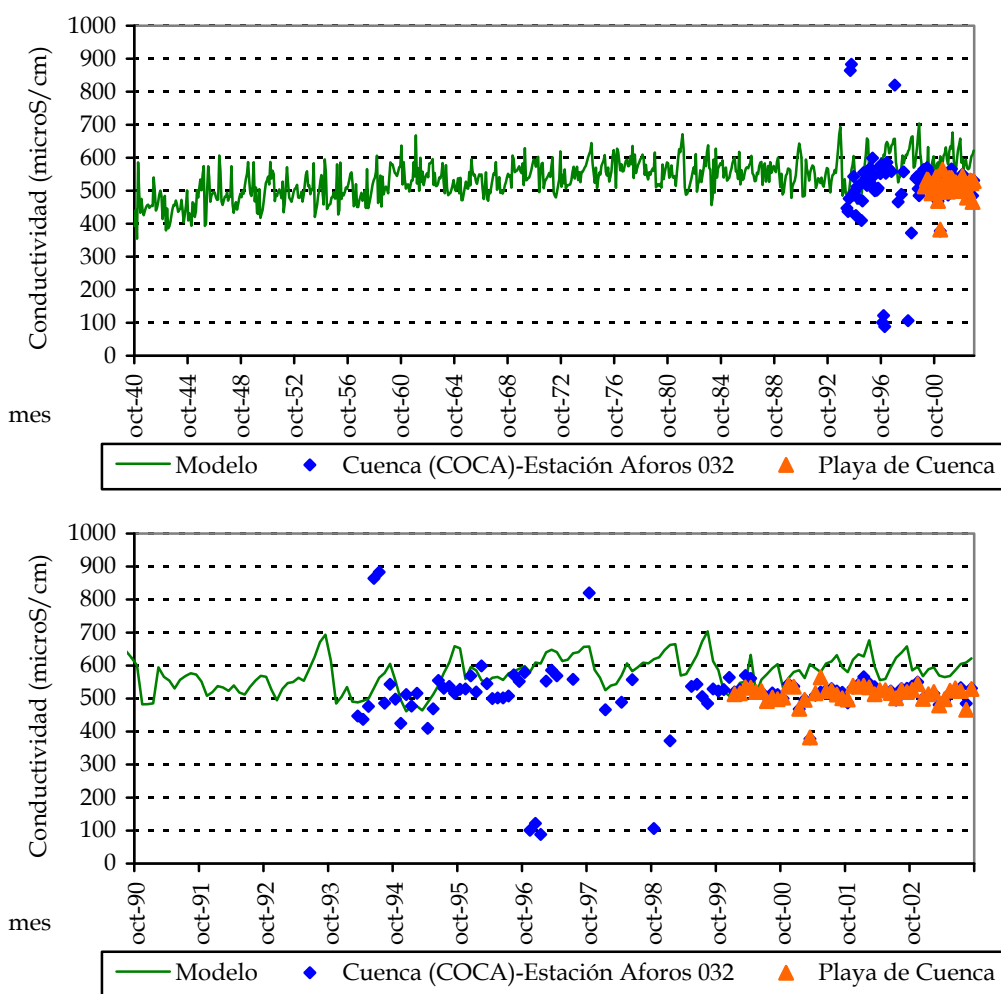


Figura 264. Conductividad eléctrica en la zona de la Ciudad de Cuenca en la cabecera del río Júcar (microS/cm).

Inmediatamente aguas abajo de la ciudad de Cuenca, la conductividad eléctrica asciende de forma importante hasta alcanzar valores entre 600 y 800 microS/cm, debido a la presencia de grandes formaciones geológicas de evaporitas y de vulcanitas con presencia de evaporitas que hay en los acuíferos de la zona. Muestra de esto, son las elevadas conductividades de los afluentes del Júcar en este tramo de río, como por ejemplo: el río Chillarón con 1.500 microS/cm, el río Marimota con 2.000 microS/cm o el río Gritos con 1.500

microS/cm. La comparación entre los datos de conductividad en la estación “Alerta Saih (Aforo Castellar)”, situada justo antes del embalse de Alarcón, y de los puntos “Embalse de Alarcón (Estación Alerta)” y “Presa de Henchideros”, situado el primero en el propio embalse y el segundo algunos kilómetros aguas abajo del embalse, muestra como el embalse actúa como tanque de mezclado parcial del agua con diferentes conductividades y que suaviza la estacionalidad de los valores mensuales de conductividad, al reducir los valores extremos de conductividad registrados a la entrada del embalse, de forma que las oscilaciones de la conductividad son más graduales.

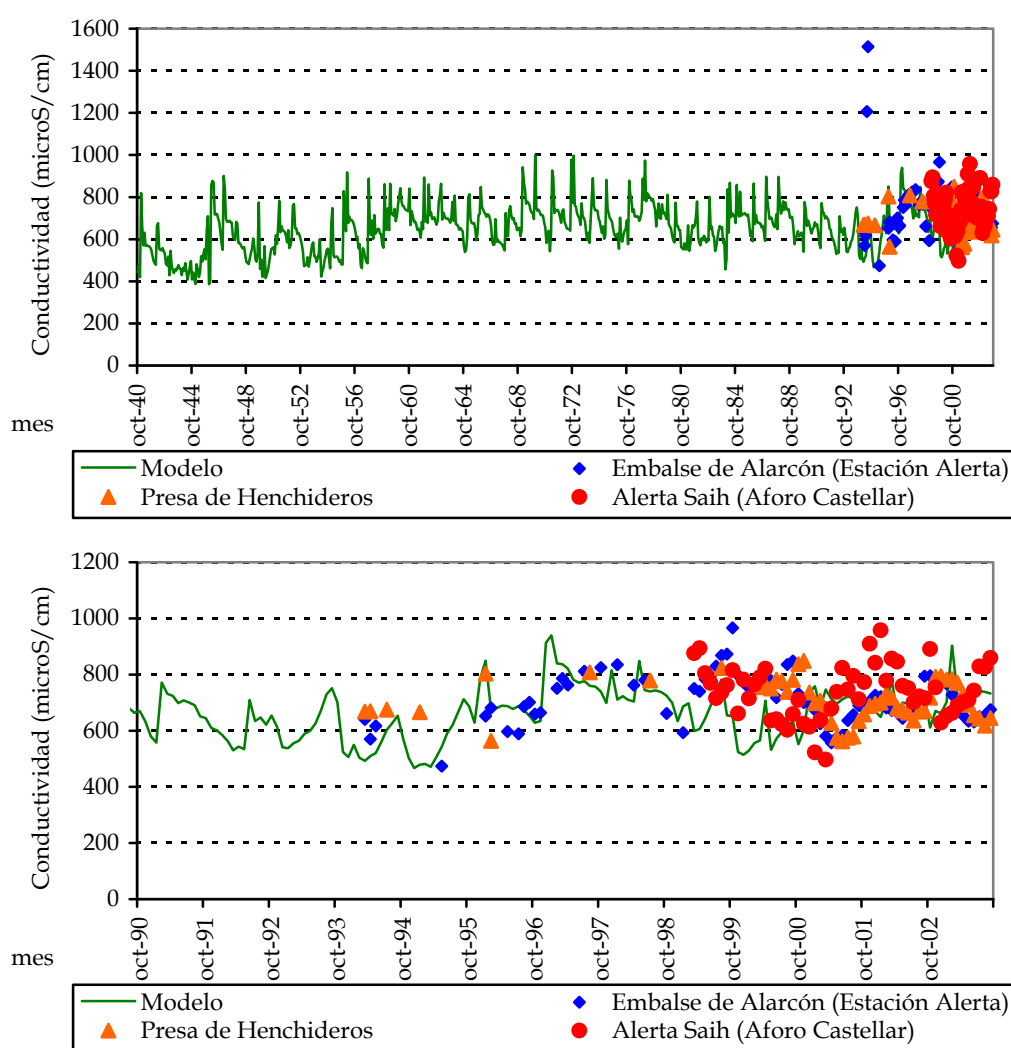


Figura 265. Conductividad eléctrica en el Embalse de Alarcón en la cabecera del río Júcar (microS/cm).

En este punto se debe destacar la incorporación de los importantes aportes del Acueducto Tajo-Segura (ATS), con una conductividad media de 700 microS/cm y un volumen de 550 hm<sup>3</sup>/año en los últimos años. Los aportes de agua se

producen a lo largo de todo el año, menos en uno de los meses de otoño o invierno que se aprovecha para operaciones de mantenimiento del canal. La comparación de la conductividad eléctrica de los aportes del ATS y de los valores registrados en el embalse no indica una relación clara entre ambos.

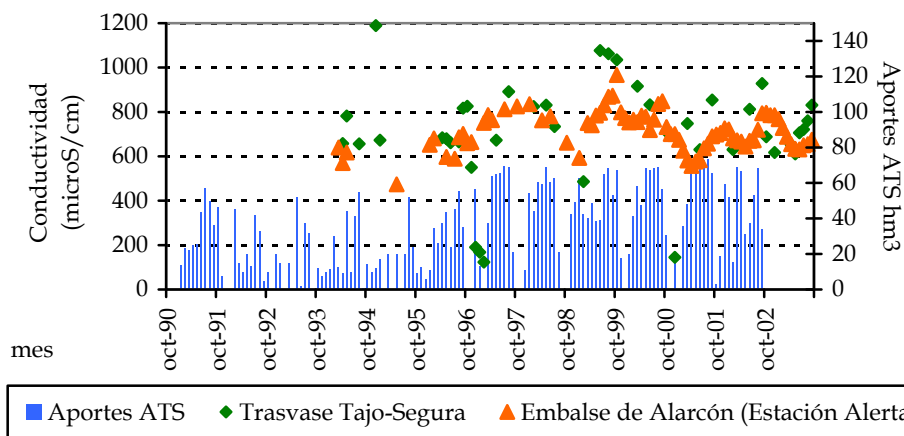


Figura 266. Conductividad eléctrica del agua del trasvase Tajo-Segura (microS/cm).

El río Júcar a su paso por el embalse de Molinar aumenta los niveles de conductividad registrados en el embalse de Alarcón, situándose en valores entre los 700 y 850 microS/cm. En este tramo, el río Júcar recibe los aportes de la llanura manchega que en la actualidad está destinada en su mayoría a los cultivos de secano y de regadío, por lo que es aquí, donde empieza a producirse las primeras alteraciones significativas en la conductividad del agua debido a la actividad antrópica.

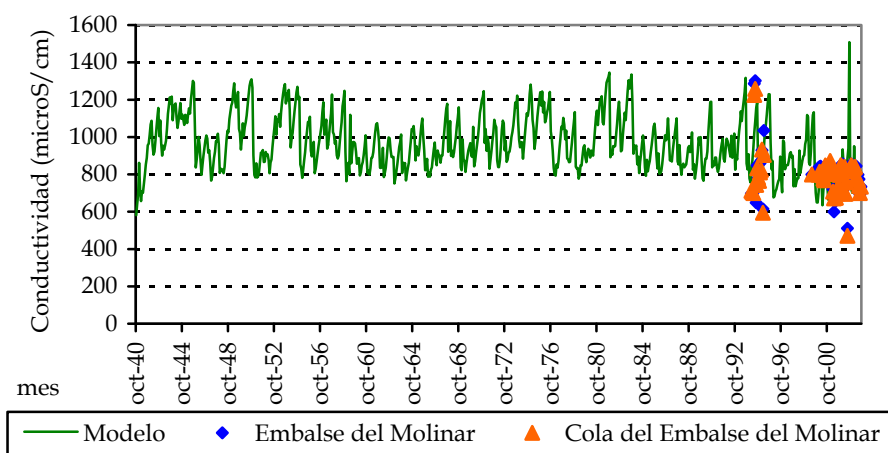


Figura 267. Conductividad eléctrica en el Embalse de Molinar en el tramo medio del río Júcar (microS/cm).

Al igual que sucedía en la modelación del transporte de nitrato, los grandes eventos de lluvia, septiembre de 2002, generan un importante arrastre de sustancias con la escorrentía superficial, el cual, en ocasiones, puede no ser registrado por las redes de medida si la medición no coincide exactamente con los caudales de crecida. En el embalse de Molinar aparece un ligero incremento de la conductividad a partir de septiembre de 2002 coincidente con el fuerte incremento que obtiene el modelo de simulación, correspondiente a un evento de fuertes precipitaciones en la llanura manchega sobre las grandes extensiones de cultivos. Posteriormente el modelo obtiene valores de conductividades menores, ya que no simula la retención de agua en el embalse y por lo tanto el almacenaje de las sales aportadas durante el evento de lluvia anterior.

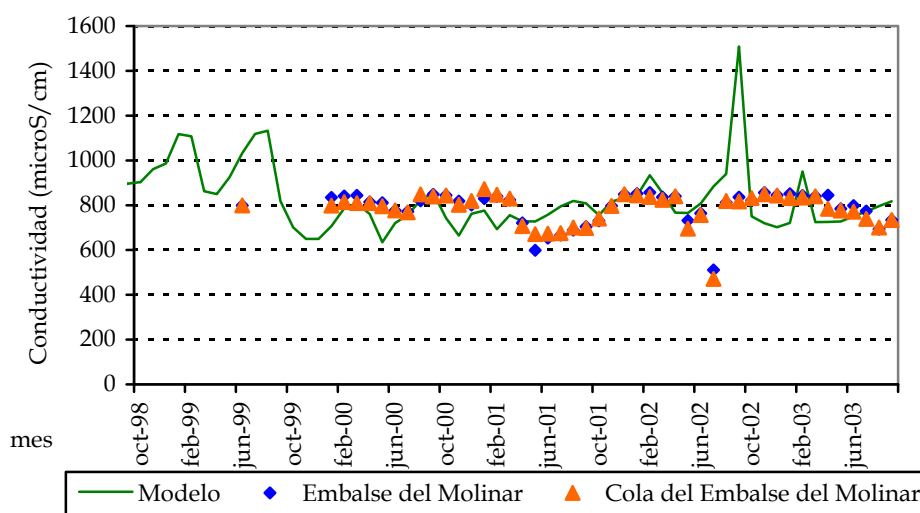


Figura 268. Detalle de la conductividad eléctrica en el Embalse de Molinar en el tramo medio del río Júcar (microS/cm).

El río Cabriel, principal afluente del río Júcar, tiene importantes formaciones de yesos en su cuenca hidrográfica y además es una de las cuencas con mayor cobertura de zonas boscosas de la CHJ, junto con el río Mijares. Ambas circunstancias hacen que los valores de conductividad estén en el entorno de los 900 ó 1.000 microS/cm en el embalse de Contreras.



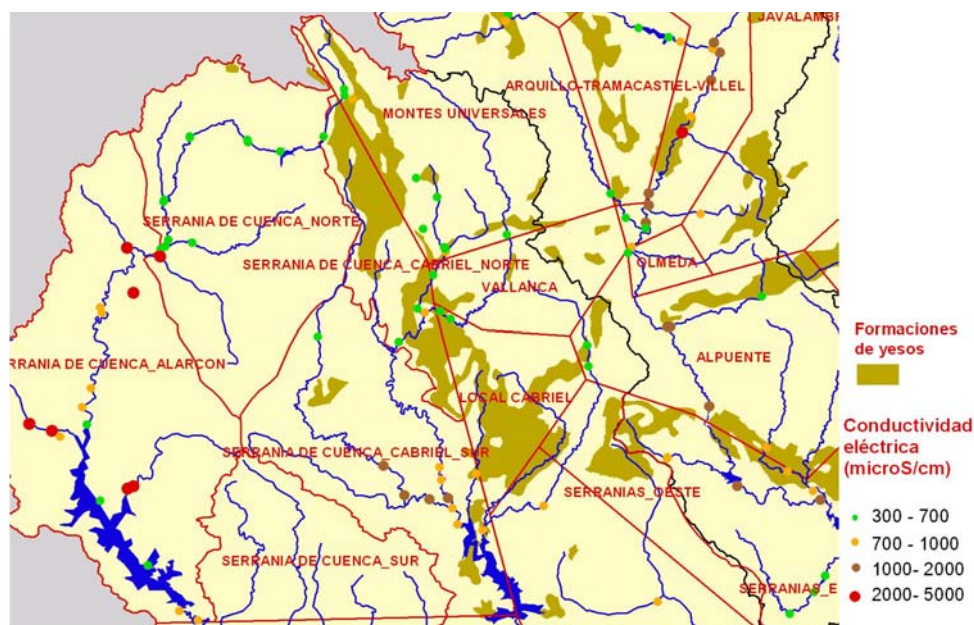


Figura 269. Conductividad eléctrica en la cabecera del río Cabriel (microS/cm) y formaciones ricas en yesos.

La conductividad media de las salidas del embalse de Contreras “Aforo del Embalse de Contreras”, en el entorno de los 1.000 microS/cm, es algo superior a la conductividad media registrada en el río Cabriel pocos kilómetros aguas arriba de este embalse “Cola del Embalse de Bujioso”, con 930 microS/cm, debido principalmente a la incorporación del afluente Guadazaón con altos niveles medios de conductividad, 1250 microS/cm. Además existe una importante estacionalidad mensual en los niveles de conductividad, tanto a la entrada como a la salida del embalse, pero algo diferente debido a la regulación del embalse. Esta estacionalidad se debe a la distinta procedencia del agua según la época del año y a las diferentes geologías y usos de suelo existentes en la cuenca del río Cabriel y en los afluentes. Los resultados del modelo de simulación reproducen la estacionalidad observada en las entradas al embalse de Contreras.



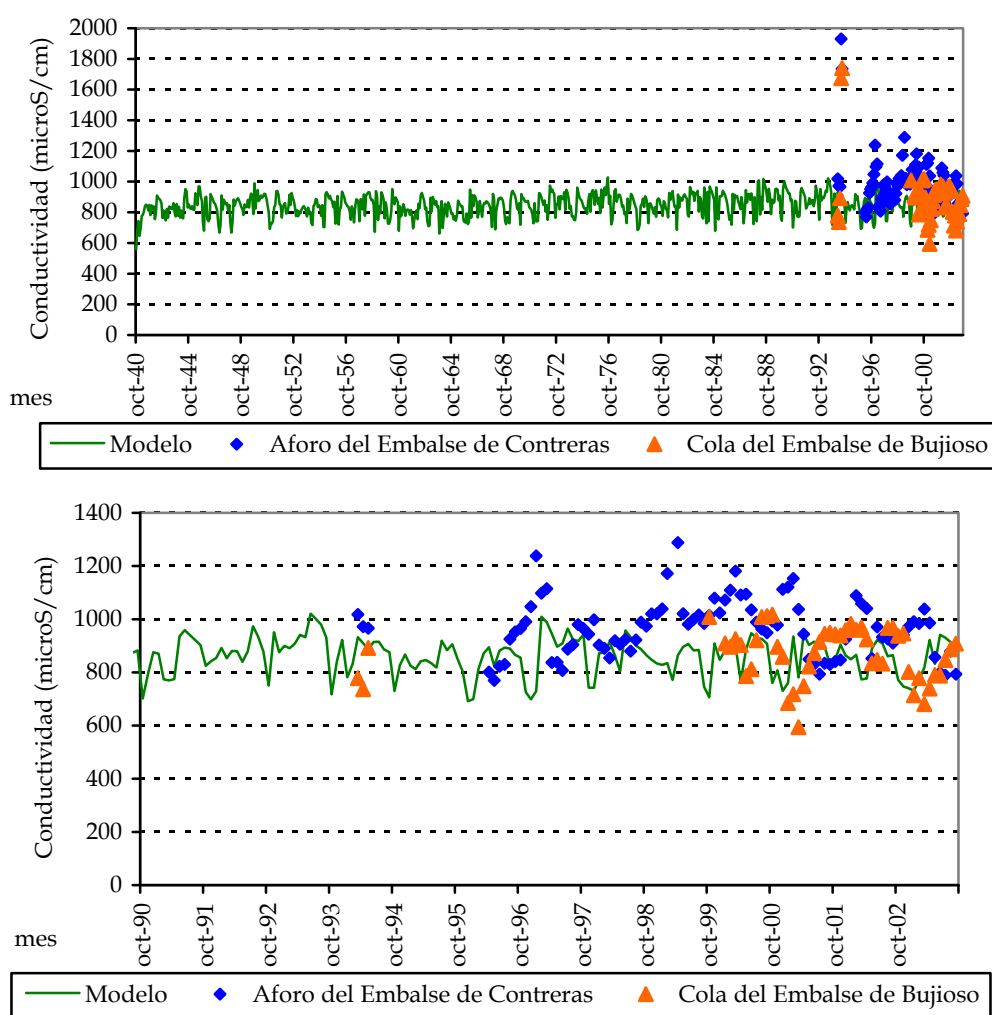


Figura 270. Conductividad eléctrica en el embalse de Contreras en la cabecera del río Júcar (microS/cm).

A partir de la incorporación del río Cabriel al río Júcar, éste aumenta su conductividad eléctrica hasta valores entre los 800 y 1000 microS/cm en el embalse de Tous dependiendo de la relación entre el aporte de agua del río Cabriel y del tramo medio y alto del río Júcar.

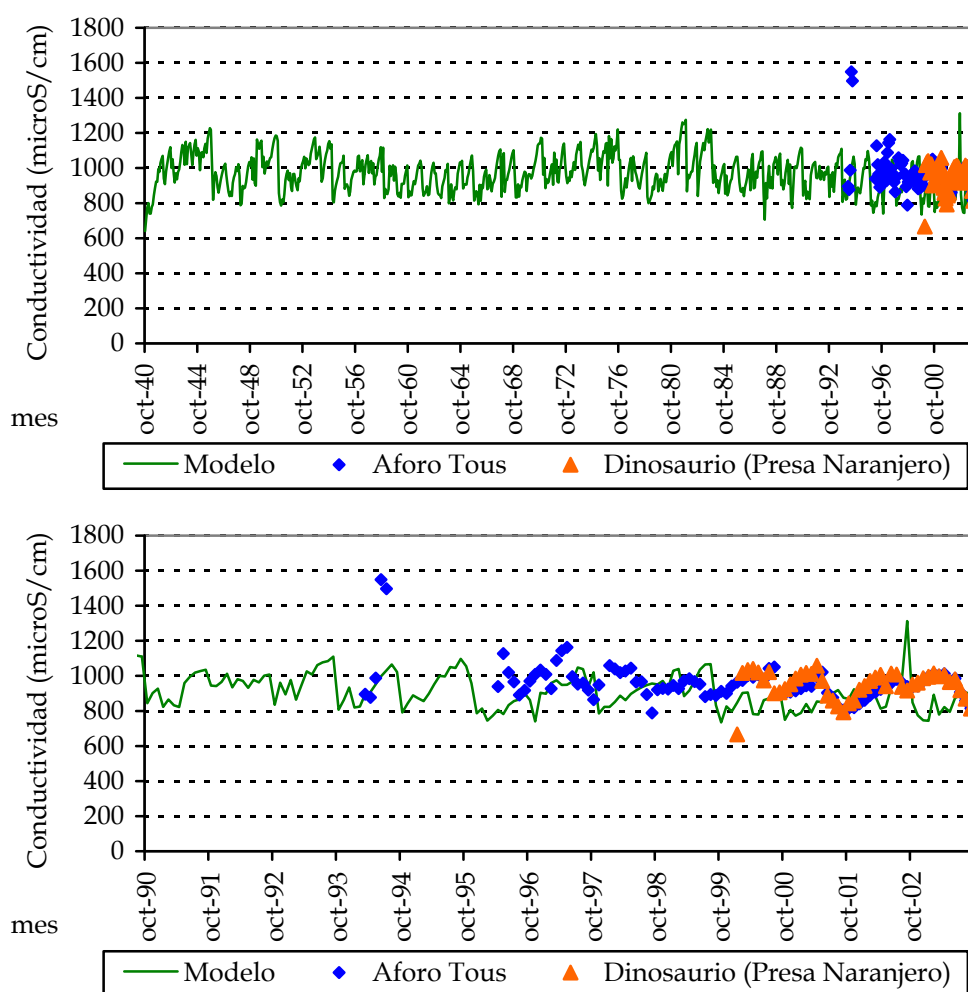


Figura 271. Conductividad eléctrica en el Embalse de Molinar en el tramo medio del río Júcar (microS/cm).

Finalmente, el tramo final del Júcar alcanza valores bastante elevados de conductividad eléctrica, sujetos a la estacionalidad que genera la regulación del embalse de Tous, de forma que estos valores oscilan en las proximidades de la población de Alcira desde 1.000 microS/cm en los meses de verano a 1.500 microS/cm en los meses de invierno. En este tramo final se observa, al igual que sucedía con los nitratos, la fuerte dependencia de los valores de conductividad con el régimen de sueltas del embalse de Tous, ya que como aparece en la Figura 272, la estacionalidad en los valores de conductividad está invertida entre los resultados del modelo y los datos muestreados. Esta inversión en los valores se debe a que el modelo realiza la simulación no considerando la regulación de los embalses y por lo tanto, los caudales procedentes del río Júcar, con menor conductividad, son mayores en invierno

que en verano, mientras que en el régimen actual los caudales procedentes del embalse de Tous son mayores en los meses de verano que de invierno.

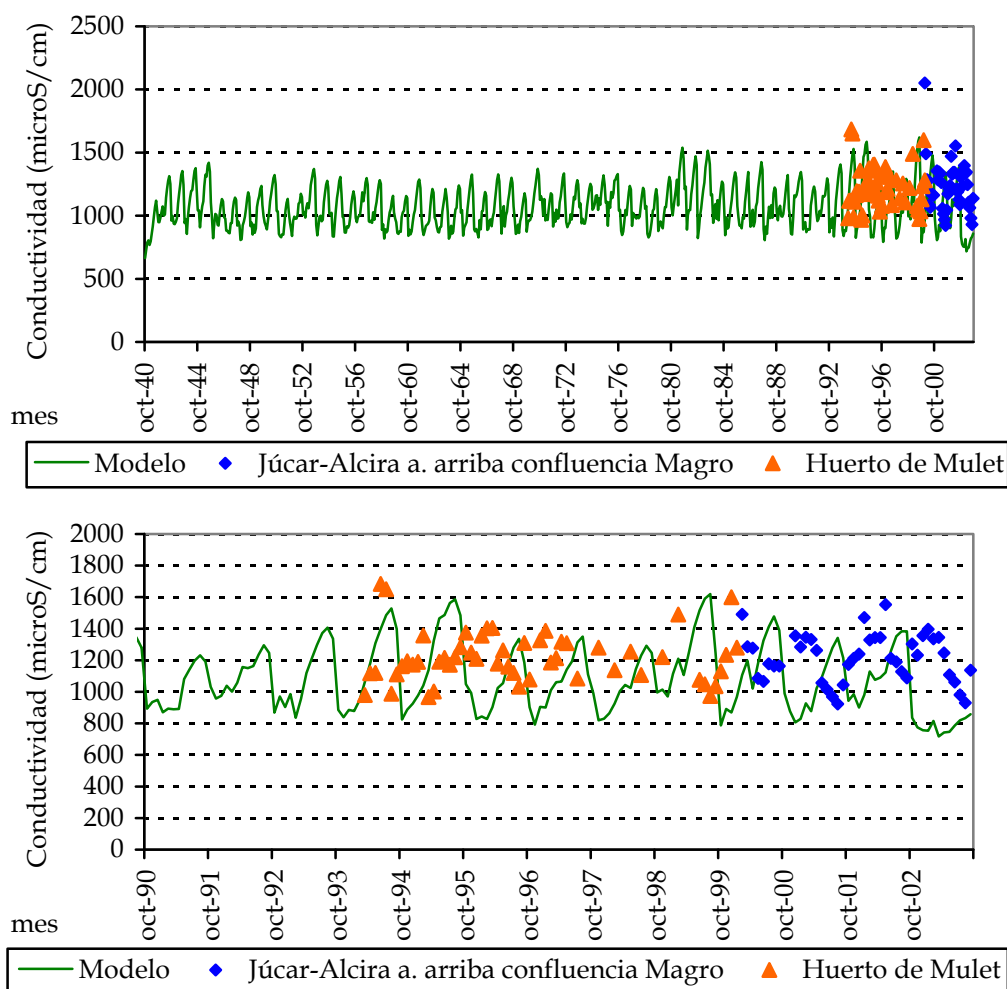


Figura 272. Conductividad eléctrica en el tramo final del río Júcar (microS/cm).

El río Albaida tiene elevados valores de conductividad eléctrica en la zona del embalse de Bellús. La estación de “Montaberner (SAICA)” situada unos pocos kilómetros aguas arriba del embalse, registra valores de conductividad entre los 1.500 y los 2.500 microS/cm dependiendo de la época del año. En los meses de verano, donde los caudales circulantes son menores y los vertidos de las depuradoras se mantienen, las conductividades eléctricas ascienden hasta los 2.500 microS/cm, mientras que en los meses de invierno, con aportaciones suficientes, estos valores descienden hasta los 1.000 o los 1.500 microS/cm. A esta situación se suma la importante extensión de cultivos situada en la cuenca hidrológica que aumenta el contenido de sales y de sólidos suspendidos en el agua.

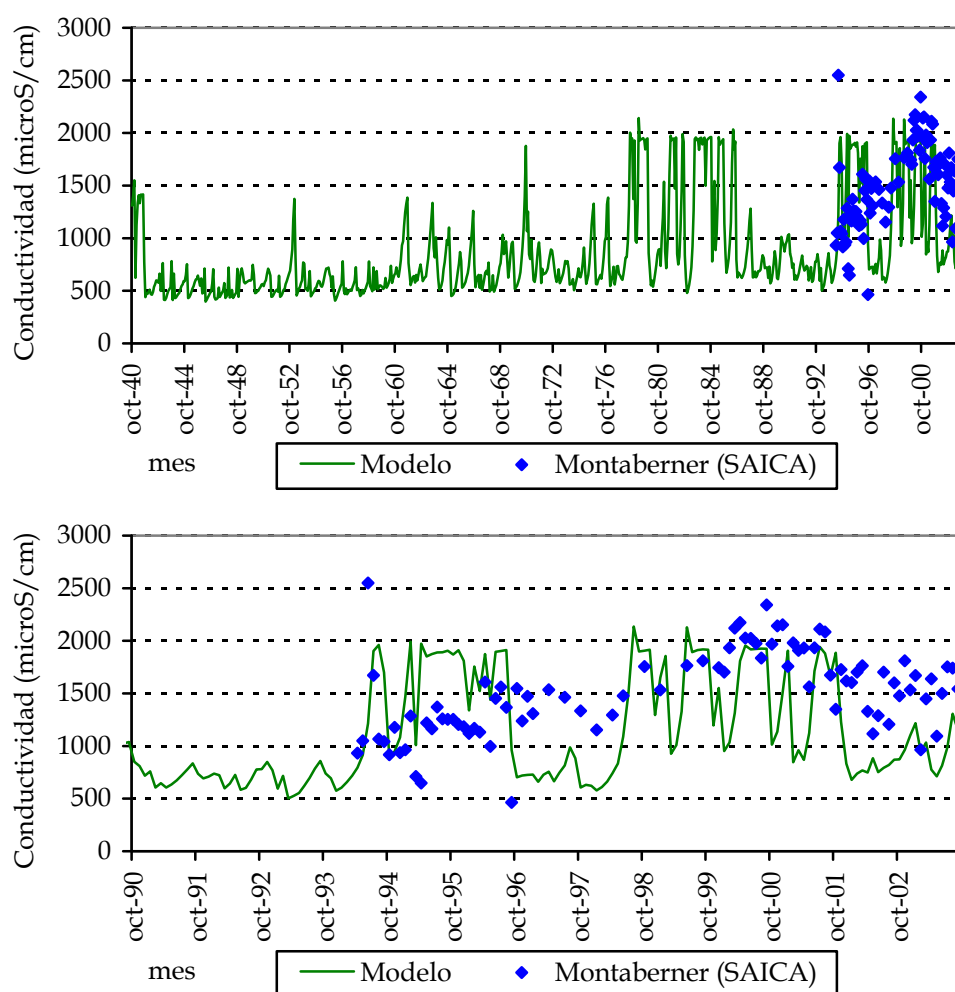


Figura 273. Conductividad eléctrica en el río Albalá en el embalse de Bellús (microS/cm).

En el sistema de explotación Turia, el río Guadalaviar tiene conductividades relativamente bajas con valores de 650 microS/cm en el embalse de Arquillo de San Blas, sin embargo a este río se le une el río Alfambra en la ciudad de Teruel, con conductividades muy superiores (entre 1.000 y 1.500 microS/cm), formando el río Turia con conductividades en el entorno de los 1.200 microS/cm.

El río Alfambra tiene niveles relativamente bajos de conductividad en su tramo de cabecera, entre 500 y 700 microS/cm, pero unos 40 km antes de su confluencia con el Guadalaviar atraviesa una importante zona agrícola, el valle de Alfambra, y además en este tramo de río existen importantes formaciones geológicas que introducen altos contenidos de sales, como: evaporitas, litologías carbonatadas, turbiditas con evaporitas, y yesos. De esta forma la

conductividad eléctrica del río Alfambra varía entre los 1.000 y los 1.500 microS/cm (Figura 274).

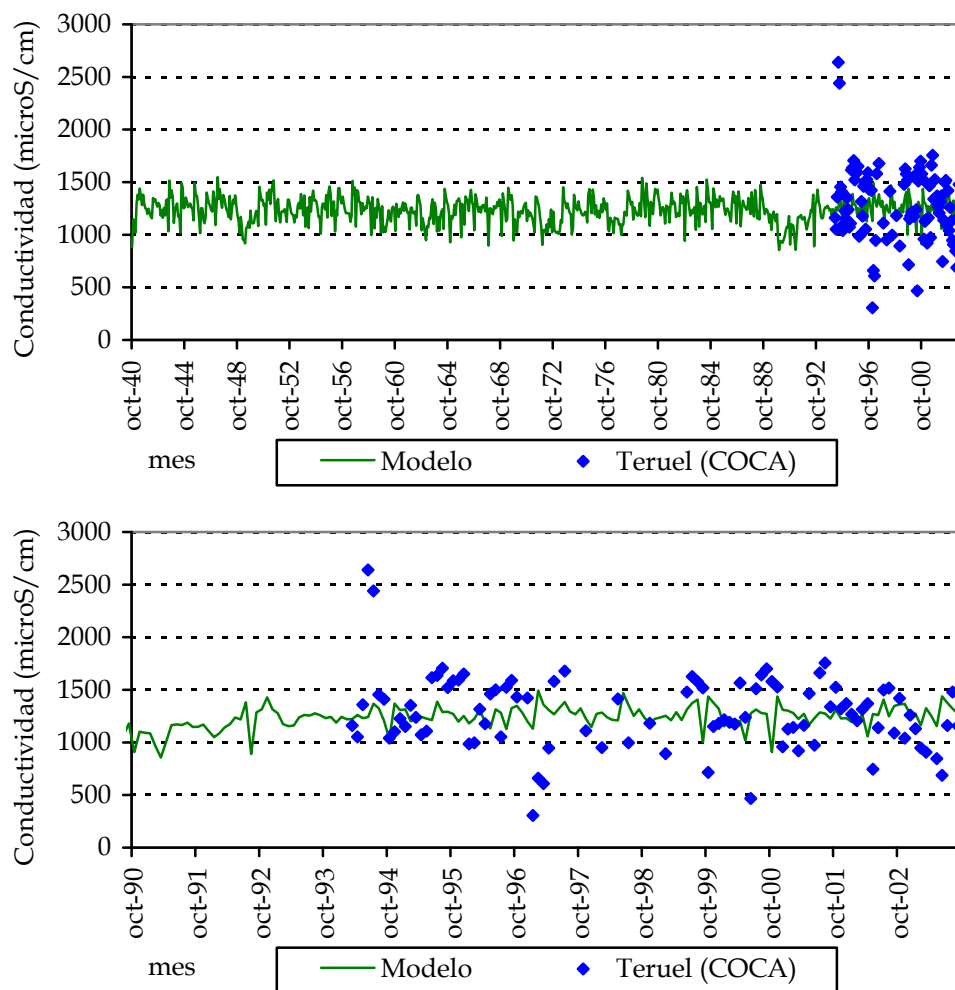


Figura 274. Conductividad eléctrica en el río Alfambra en la confluencia con el Guadalaviar (microS/cm).

El río Turia a medida que desciende va aumentando la conductividad eléctrica debido a los aportes de los acuíferos próximos que introducen altos contenidos de sales, hasta alcanzar valores medios de 1.200 y 1.300 microS/cm, en la zona de Ademúz.

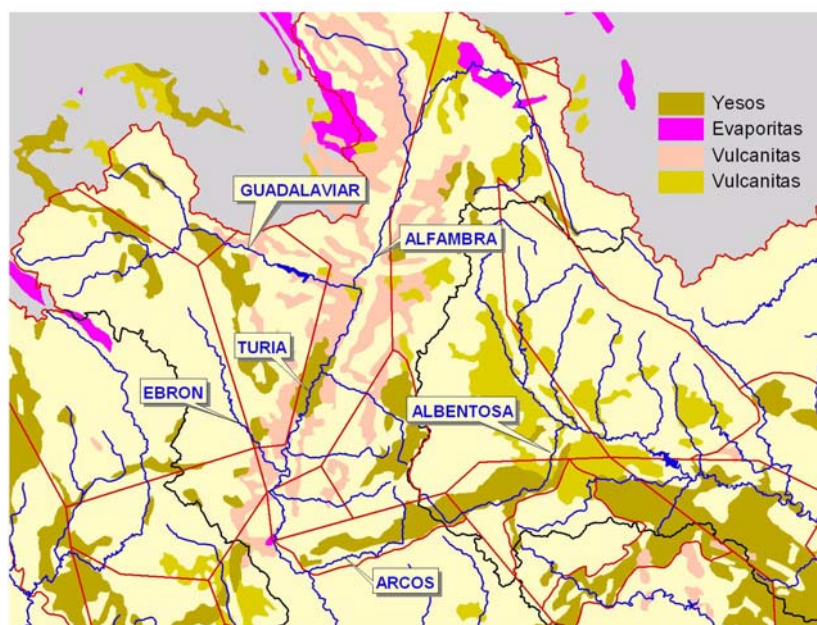


Figura 275. Tramo Alto y Medio del río Turia y formaciones geológicas (microS/cm).

A partir de este lugar recibe las aguas del río Ebrón con conductividades de 600 microS/cm, ya que este río drena un importante acuífero calcáreo. Con esta incorporación las conductividades del Turia se reducen de nuevo de los 1.000 microS/cm.

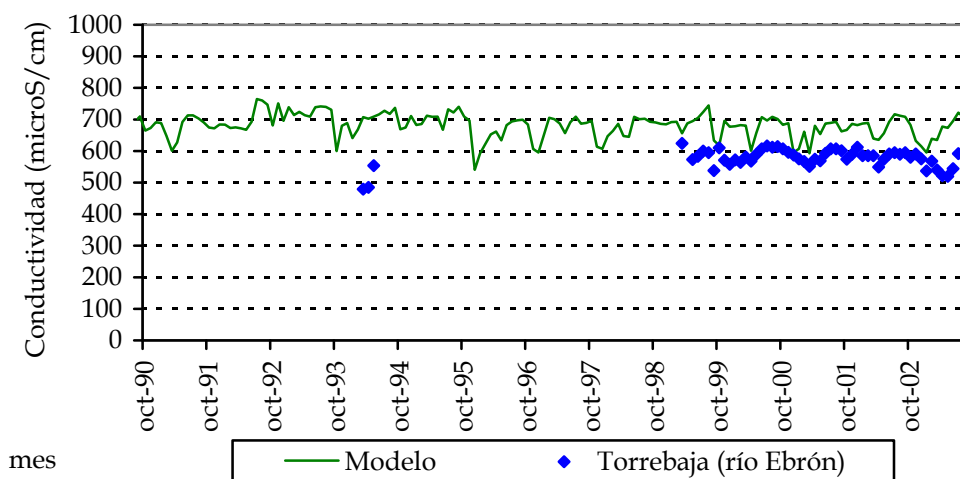


Figura 276. Conductividad eléctrica en el río Ebrón afluente del río Turia (microS/cm).

El río Turia vuelve a incrementar su conductividad hasta los 1.200 microS/cm entre el río Ebrón y el río Arcos, debido a la geológica de la zona y a las actividades agrícolas que se sitúan en las proximidades del río. Además, el río Arcos aporta caudales al río Turia con conductividades medias de 1.200 microS/cm ya que este río recibe los aportes de una gran formación de yesos en

el municipio de “Arcos de las Salinas” que, como su propio nombre indica, cuenta con la tradicional formación de salinas para la producción de sales.

Después de la confluencia del río Arcos con el río Turia, con conductividades de 1.200 microS/cm, pasa por el punto de muestreo “Zagra” y alcanza el embalse de Benagéber. Este nivel de conductividad será el que mantenga el río prácticamente hasta la desembocadura.

El embalse de Benagéber hace la función de tanque de mezclado del agua, de forma que la variabilidad recogida en el punto de muestreo “Zagra”, situado algunos kilómetros aguas arriba, queda muy suavizada en el embalse con valores en el entorno de los 1.200 microS/cm.

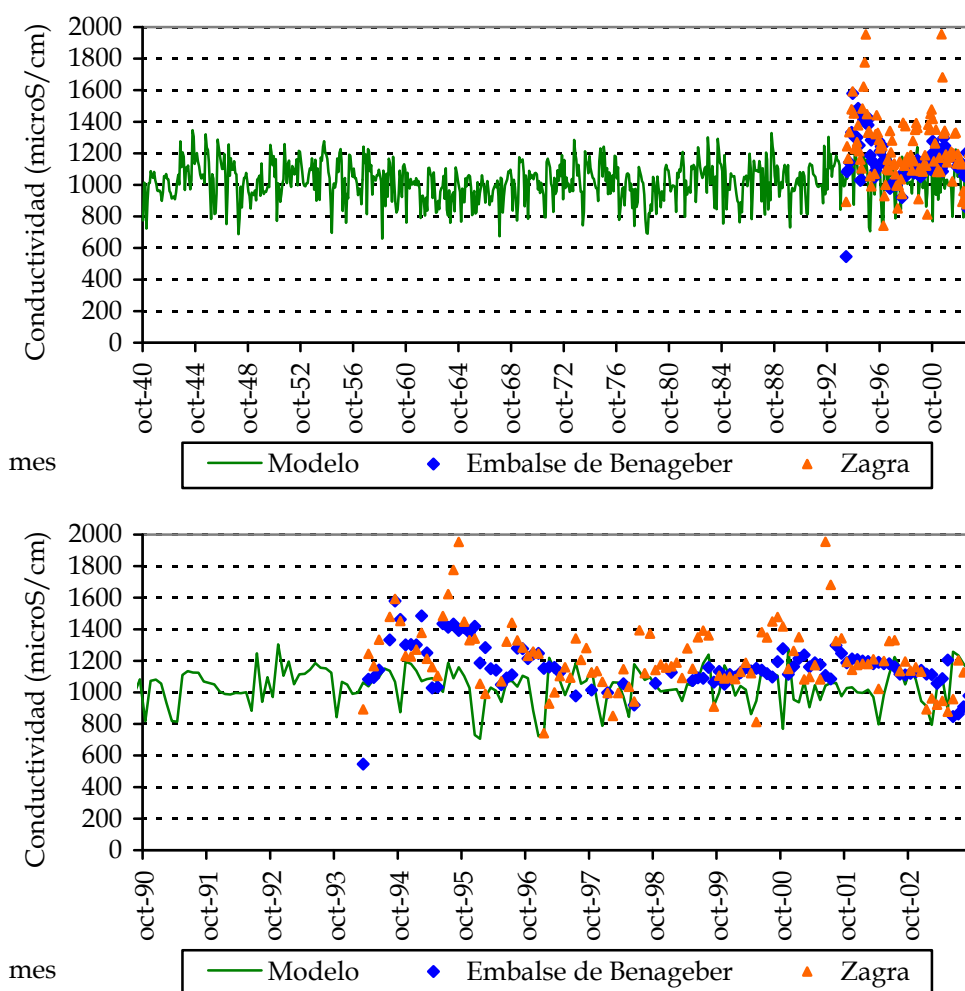


Figura 277. Conductividad eléctrica en el río Turia en el embalse de Benagéber (microS/cm).

El tramo final del Turia incrementa ligeramente el nivel de conductividad, pasando de los 1.200 microS/cm del embalse de Benagéber a aproximadamente 1.300 microS/cm en la zona de Manises. Los valores de conductividad eléctrica

en esta zona superan los 1.000 microS/cm, cifra recomendada para el agua prepotable. Debe tenerse en cuenta que la conductividad eléctrica es una variable derivada, que sirve como indicador del contenido de sales disueltas en el agua y de la cantidad de sólidos suspendidos en el agua, por lo que altos contenidos de sólidos suspendidos pueden elevar el nivel de conductividad. Los depósitos de decantación pueden reducir de forma significativa la cantidad de sólidos suspendidos y por lo tanto reducir también el nivel de conductividad del agua.

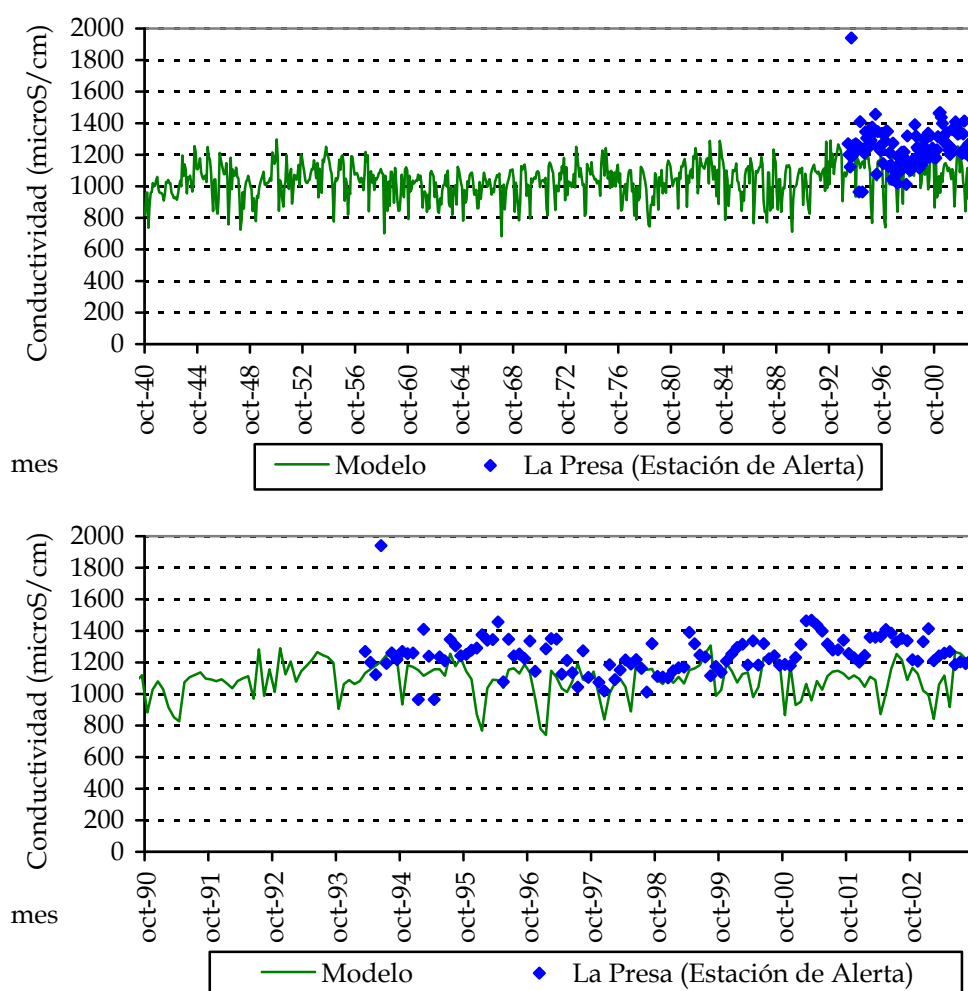


Figura 278. Conductividad eléctrica en el tramo final del río Turia, entorno de Manises (microS/cm).

La cabecera del río Mijares tiene conductividades que oscilan entre los 500 y 700 microS/cm. En la confluencia del río Valbona con el río Mijares, el río Valbona tiene una conductividad media de 500 microS/cm frente a los 575 microS/cm del río Mijares.



Justo antes del embalse de los Toranes en el río Mijares confluye el río Albentosa, que tiene una geología formada por yesos que provocan que la conductividad eléctrica del agua de este río sea muy elevada. La conductividad media en los distintos puntos del río Albentosa es de 1.550 microS/cm en el “Balneario de Manzanera”, de 1.580 microS/cm en “Albentosa-Manzanera” donde confluye poco después el río Olmos con 2.660 microS/cm, y de 1.980 microS/cm en la Ciudad de Albentosa. Justo antes de la desembocadura del río Albentosa en el Mijares recibe los importantes aportes de la fuente de la Escaleruela, con conductividades de 550 microS/cm, por lo que reduce en parte la conductividad final del río.

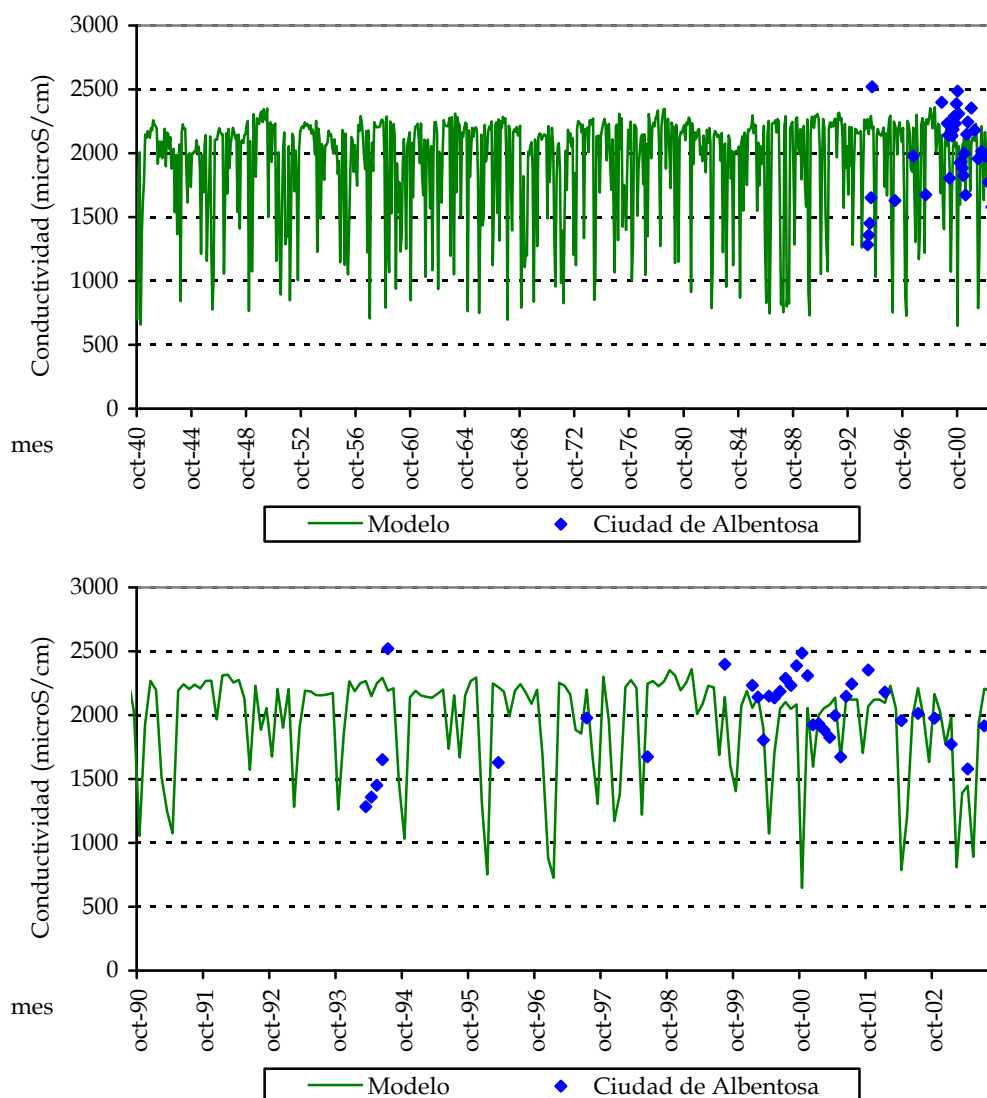


Figura 279. Conductividad eléctrica del río Albentosa afluente del Mijares (microS/cm).

La alta conductividad eléctrica de los aportes de agua del río Albentosa eleva de una forma importante la conductividad del río Mijares, alcanzando a la entrada del embalse de Arenós una media de 800 microS/cm en el punto de control “Puebla de Arenoso (Ictiofauna)”. A la salida del embalse, y debido a la deposición de sustancias químicas y sedimentos, la conductividad desciende hasta los 760 microS/cm en el punto “Estación aforos bajo Embalse de Arenós”.

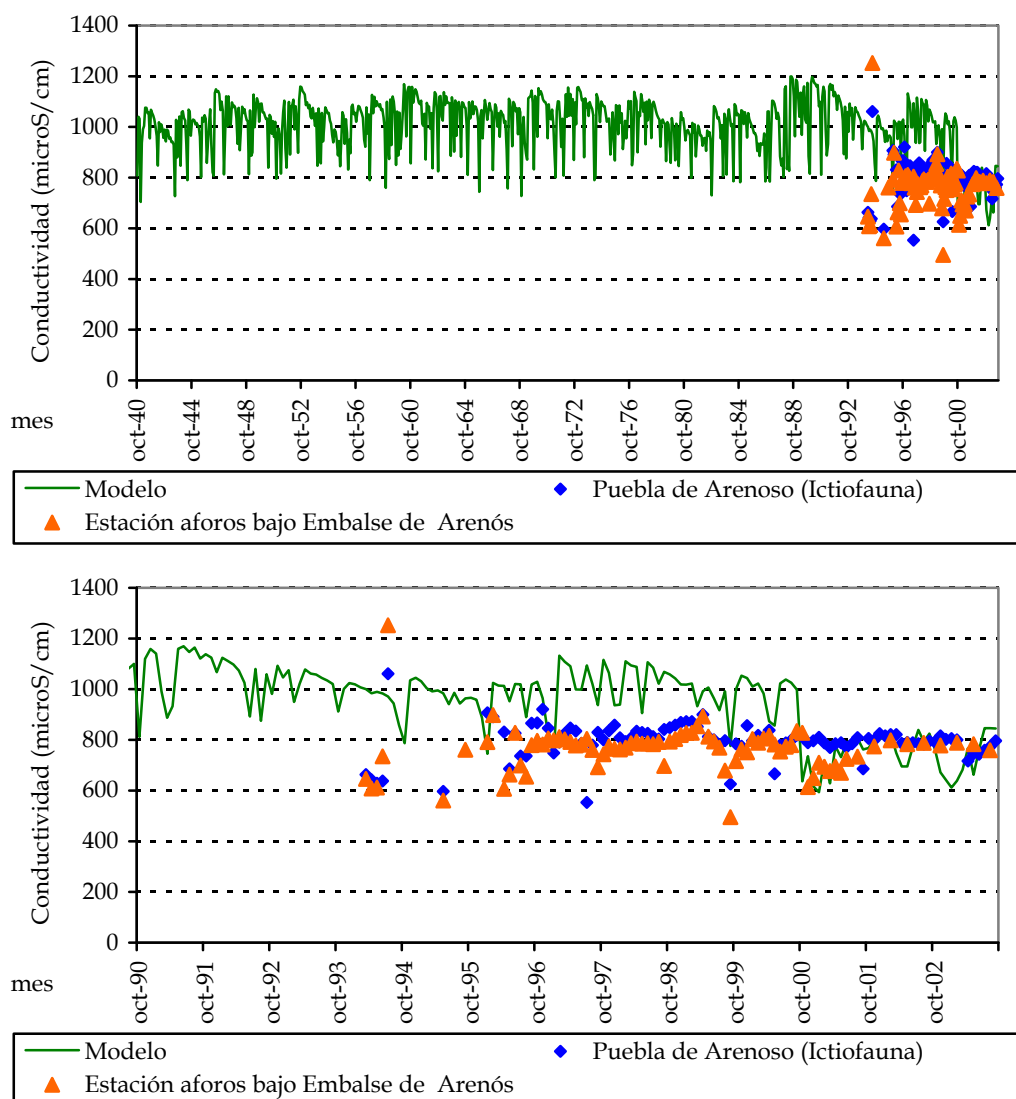


Figura 280. Conductividad eléctrica en el embalse de Arenós en el río Mijares (microS/cm).

En el tramo final del río Mijares existen varias centrales hidroeléctricas que derivan gran parte del caudal circulante. Desde el embalse de Ribesalbes se deriva un importante caudal hacia la central hidroeléctrica de Colmenar, produciéndose los retornos aguas abajo del embalse de Sichar. Por este motivo la conductividad eléctrica representativa es la correspondiente al embalse de

Ribesalbes y a la estación de Colmenar ya que los caudales que entran al embalse de Sichar son una parte de los circulantes y además tienen mayor conductividad eléctrica. Las conductividades registradas en Ribesalbes y Colmenar rondan los 800 microS/cm, frente a las conductividades registradas a la entrada del embalse de Sichar que va del orden de los 1.000 o 1.100 microS/cm.

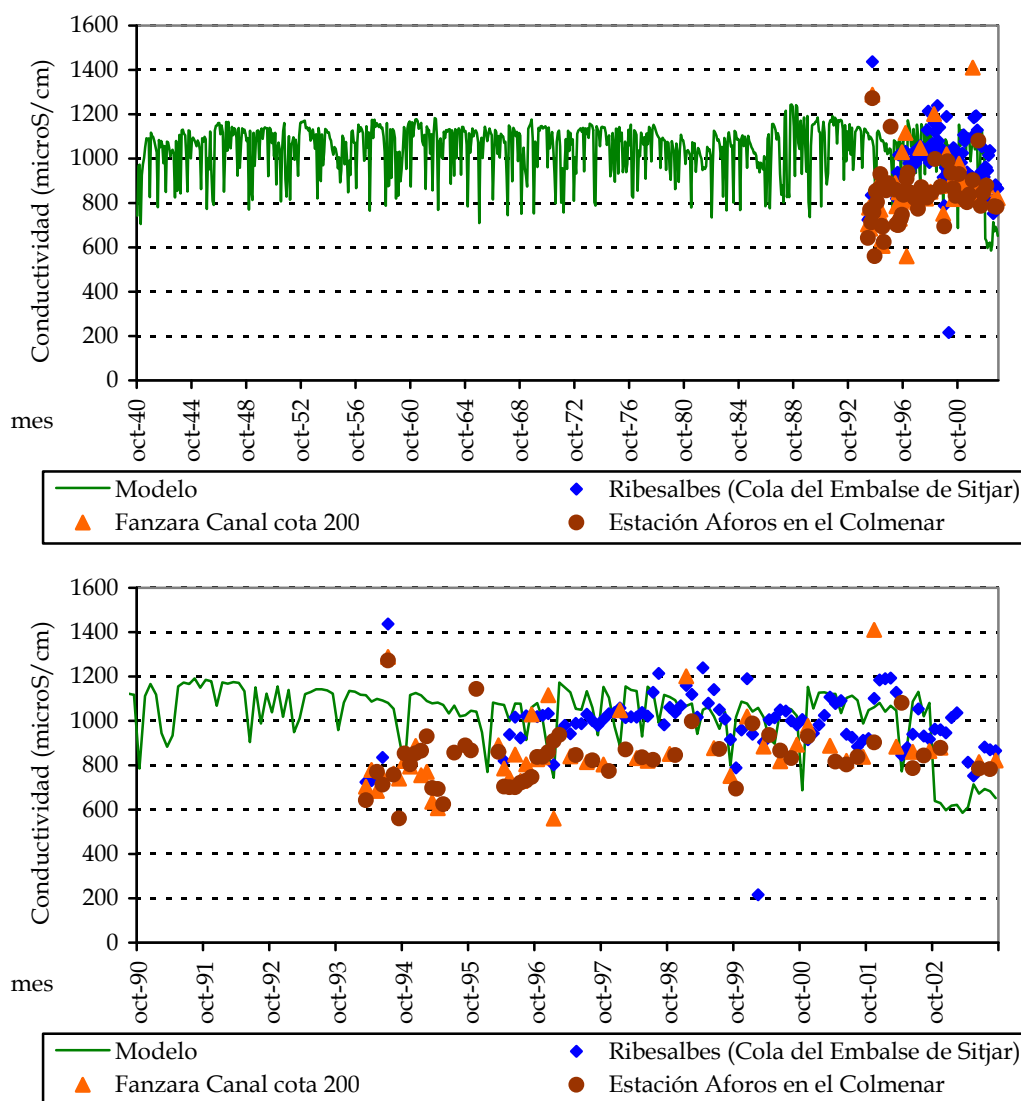


Figura 281. Conductividad eléctrica en el embalse de Sichar en el río Mijares (microS/cm).

El río Amadorio, es uno de los ríos que tiene los mayores niveles de conductividad eléctrica, entre los 1.500 y 2.000 microS/cm. Los valores en el embalse de Amadorio son bastante regulares debido al mezclado del agua, mientras que el modelo simula la conductividad de los aportes de agua al

embalse, por lo que refleja las oscilaciones invierno-verano correspondientes a la existencia de mayores y menores caudales de agua entrando en el embalse.

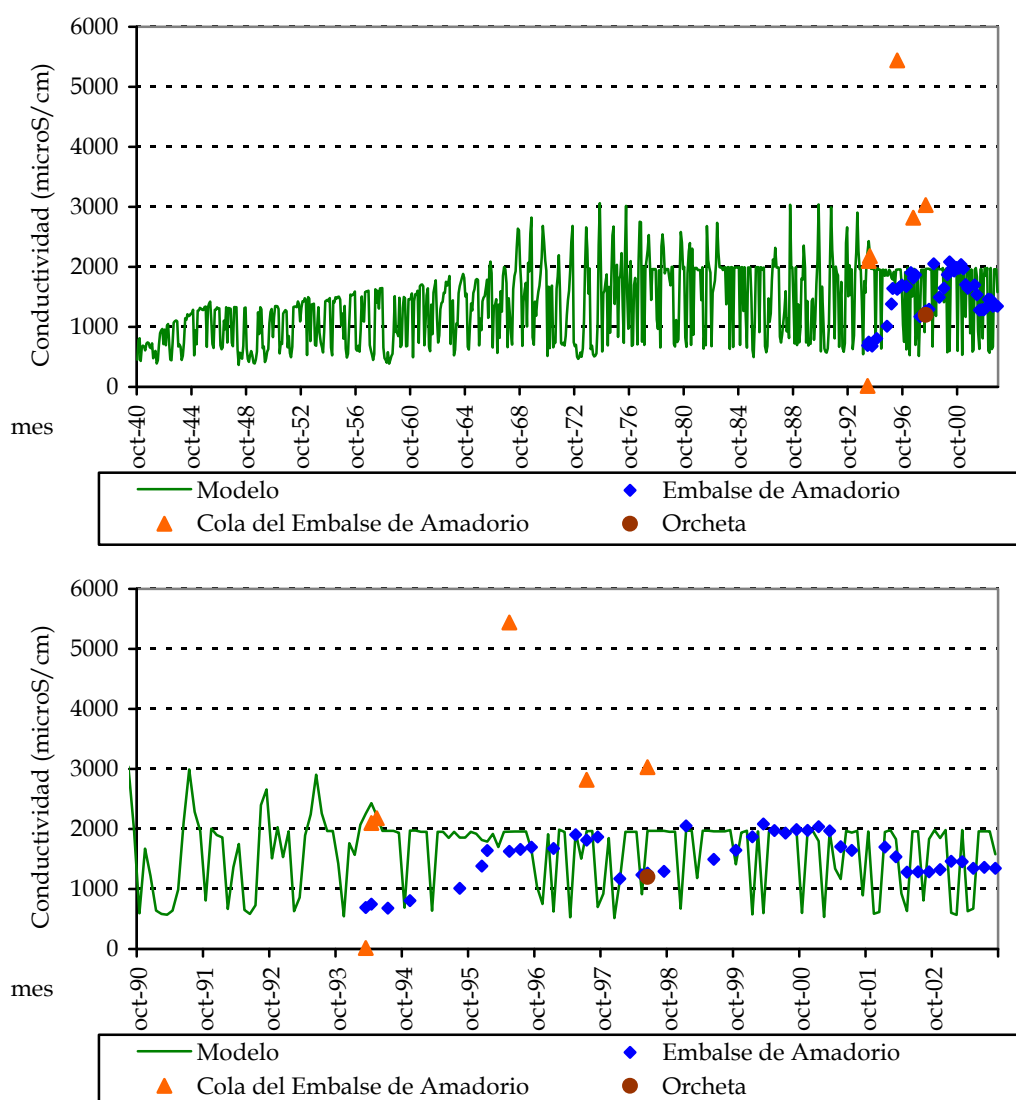


Figura 282. Conductividad eléctrica en el embalse de Amadorio en la Marina Baja (microS/cm).

La conductividad registrada en los acuíferos, varía fuertemente en los acuíferos costeros en función de la proximidad de los puntos de control a la costa. En el resto de acuíferos, la variación es mucho menor y depende de la situación hidrológica y de las alteraciones de origen antrópico.

Los resultados de conductividad del modelo de simulación corresponden exclusivamente a la geología de los acuíferos y a los aportes de origen antrópico. Este modelo de simulación no incluye los incrementos de conductividad eléctrica que pueda producir la penetración de la cuña salina en el acuífero, por lo que el contraste de los resultados del modelo debe realizarse

con puntos de muestreo suficientemente alejados de la costa. A pesar de ello, la comparación de los resultados del modelo con todos los puntos, puede servir para detectar los niveles de conductividad asociados a los aportes naturales y los aportes de origen antrópico, de los niveles de conductividad asociados a penetraciones de la cuña salina.

Uno de los acuíferos costeros con mayores variaciones son: la Plana de Oropesa-Torreblanca y la Plana de Castellón-Costa, donde existen oscilaciones entre los 400 y 3.500 microS/cm, dependiendo de la ubicación espacial de los puntos de muestreo.



Figura 283. Conductividad eléctrica media en la Plana de Oropesa-Torreblanca (microS/cm).

En la zona situada próxima al río Seco, concretamente la parte sur de la Plana Oropesa-Torreblanca y la parte norte de la Plana de Castellón-Costa, aparecen valores bastante elevados de conductividad eléctrica, con medias de 2.500 microS/cm en el punto "08.07.031", de 2.600 microS/cm en el punto "08.12.133" o de 1.950 microS/cm en el punto "08.07.030". La fuerte variabilidad temporal de la conductividad eléctrica de estos puntos indica la existencia de procesos de intrusión marina. Los demás puntos de control de estos acuíferos: el "08.37.032", el "08.11.045", el "08.12.132" y el "08.12.130", tienen valores elevados de conductividad eléctrica debidos a los aportes de sales de las

actividades agrícolas, excluyéndose en estos puntos procesos de intrusión marina.

También en la zona sur de la Plana de Castellón, en la cuenca del río Belcaire, las conductividades eléctricas son bastante elevadas con valores de 6.200 microS/cm en el punto "08.12.128" o de 4.850 microS/cm en el punto "08.12.127", dos puntos situados a más de 5 km de la costa.

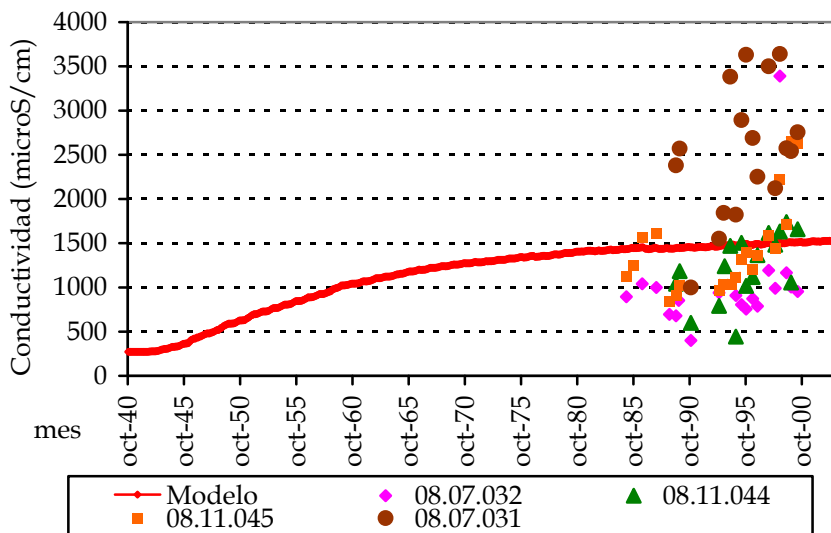


Figura 284. Conductividad eléctrica en la Plana de Oropesa-Torreblanca (microS/cm).

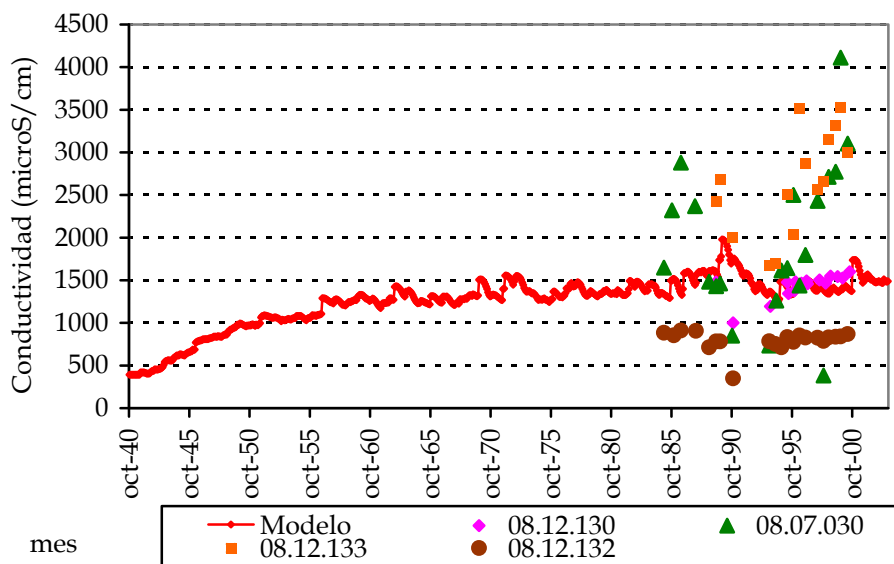


Figura 285. Conductividad eléctrica en la Plana de Castellón-Costa (microS/cm).

La Plana de Sagunto tiene también conductividades eléctricas muy elevadas, generadas por la importante actividad agrícola de la zona y por procesos de intrusión marina. La zona sur de este acuífero, punto de control "08.21.006",

registra fuertes oscilaciones en la conductividad eléctrica generada por penetraciones de la cuña salina. La zona centro del acuífero a pesar de tener altos niveles de conductividad, 2.200 microS/cm en el punto “08.21.053” y 2.450 microS/cm en el punto “08.21.057”, tiene una variabilidad temporal menor, lo que indica que estos niveles de conductividad son debidos a las afecciones de origen antrópico y a la geología del acuífero, excluyéndose el efecto de intrusión marina.

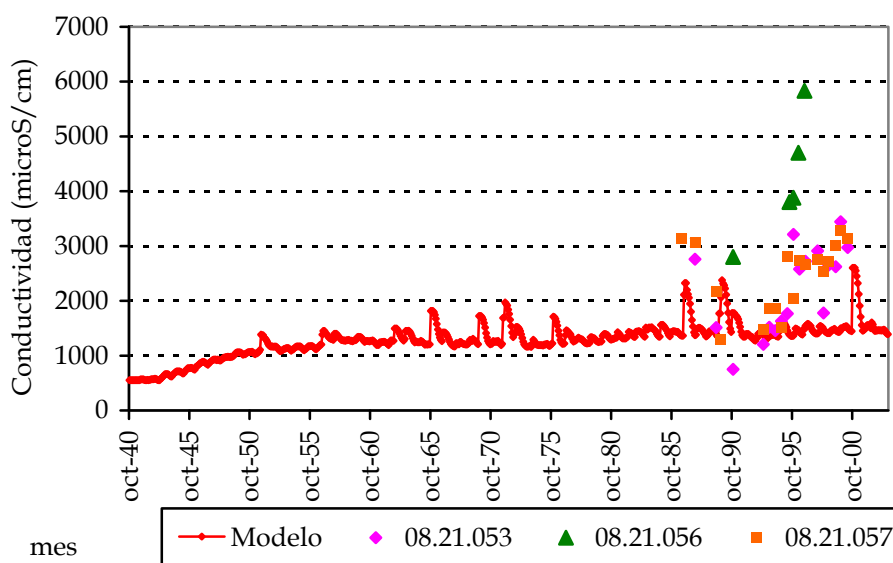


Figura 286. Conductividad eléctrica en la Plana de Sagunto (microS/cm).

El caso de las Planas de Valencia Norte y Sur es diferente al resto de Planas anteriores, ya que éstas tienen importantes descargas de agua al mar, y por lo tanto la conductividad eléctrica que se observa en ellas es debida fundamentalmente a los retornos agrícolas que se infiltran al acuífero y no a entradas de agua marina. Únicamente la zona norte de la Plana Norte de Valencia puede presentar en ocasiones problemas de intrusión de agua marina, tal y como se confirma con los datos registrados en el piezómetro “08.25.084” situado en las proximidades del puerto de La Pobra de Farnals, donde alguna medida muestra valores extremadamente elevados de conductividad eléctrica.

La Plana de Valencia Norte tiene valores de conductividad eléctrica estabilizados en el entorno de los 1.200 microS/cm. La fuerte subida de los niveles piezométricos registrada en el año 1990, genera un lavado del medio no saturado y una subida de la conductividad eléctrica en el acuífero, que



posteriormente se reduce por la salida de sales disueltas en las descargas del acuífero.

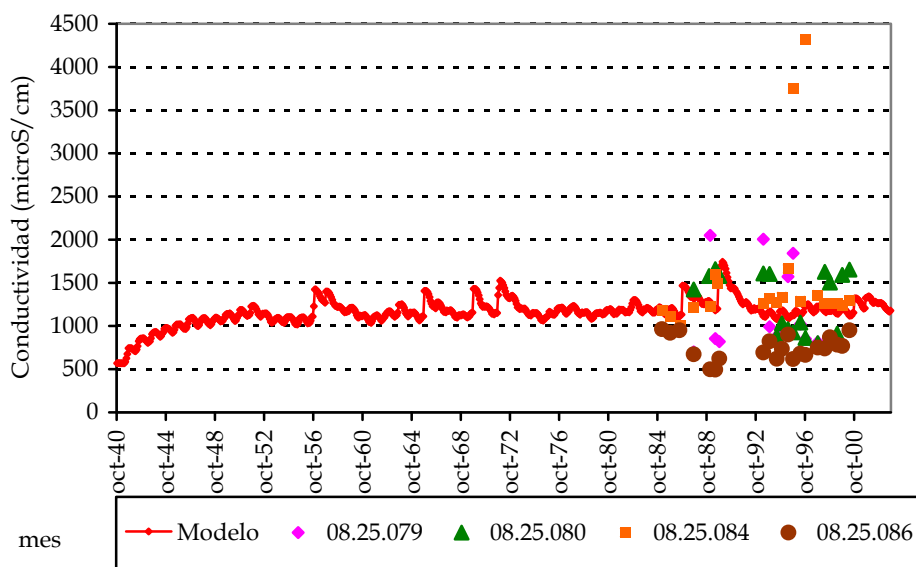


Figura 287. Conductividad eléctrica en la Plana de Valencia Norte (microS/cm).

La Plana de Valencia Sur tiene niveles de conductividad eléctrica superiores a la Plana Norte, registrando valores en el entorno de los 1.000 a 1.200 microS/cm. Al igual que la plana Norte, la Plana Sur en el año 1990 subió de forma significativa los niveles piezométricos, lo que produjo un aumento en la conductividad eléctrica del acuífero y, al igual que la Plana Norte, también reduce estos niveles posteriormente por la renovación de agua en el acuífero.

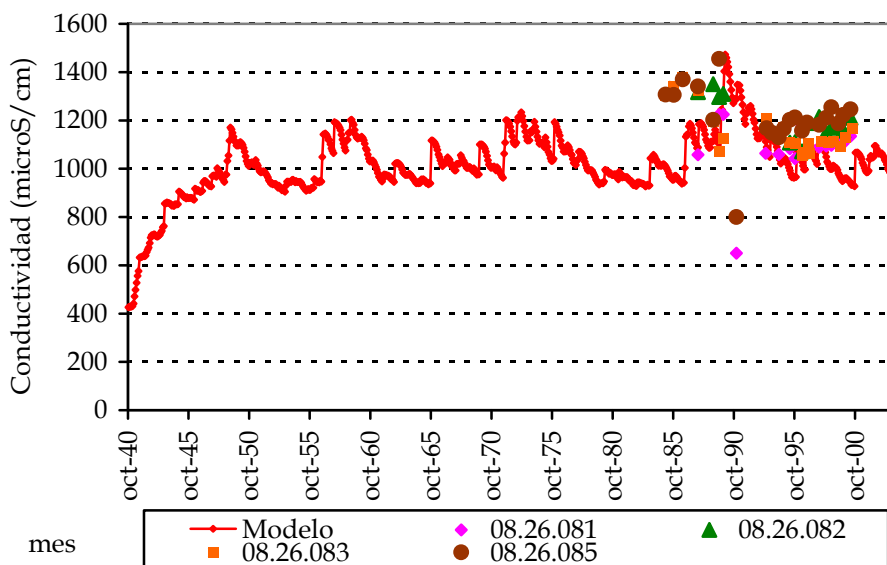


Figura 288. Conductividad eléctrica en la Plana de Valencia Sur (microS/cm).



Un acuífero no costero pero sometido a fuerte impacto antrópico, es el acuífero de Liria-Casinos, que tiene una tendencia creciente en su conductividad eléctrica, que actualmente ya ronda los 1.000 ó 1.200 microS/cm.

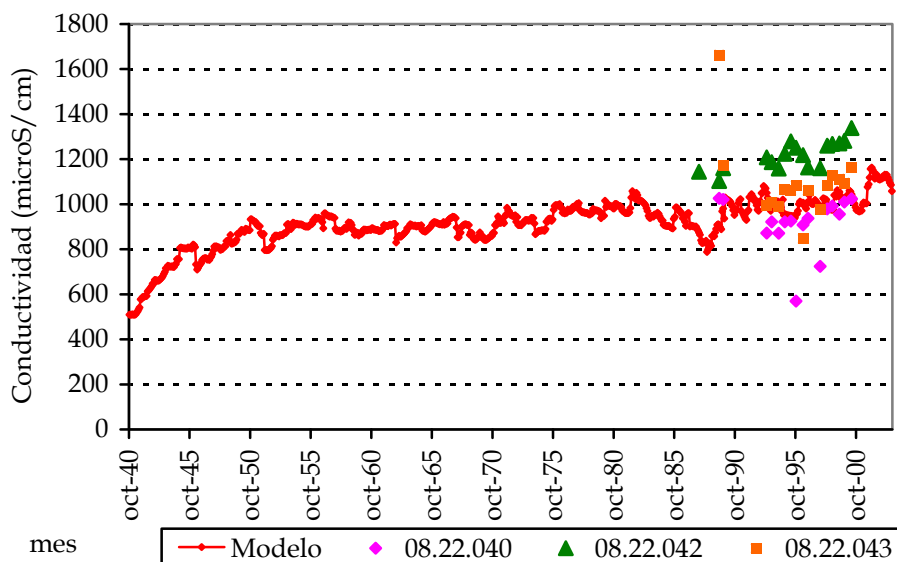


Figura 289. Conductividad eléctrica en el acuífero de Liria-Casinos (microS/cm).

Los dos acuíferos del macizo del Caroch se encuentran en una situación bastante estable, con 800 a 900 microS/cm en el Caroch Norte y de 400 a 500 microS/cm en el Caroch Sur. Los valores de conductividad en el acuífero del Caroch Norte según el modelo están bastante estabilizados en el entorno de los 900 microS/cm, lo cual es debido fundamentalmente a la geología, ya que las variaciones en la conductividad por las acciones antrópicas son muy reducidas.

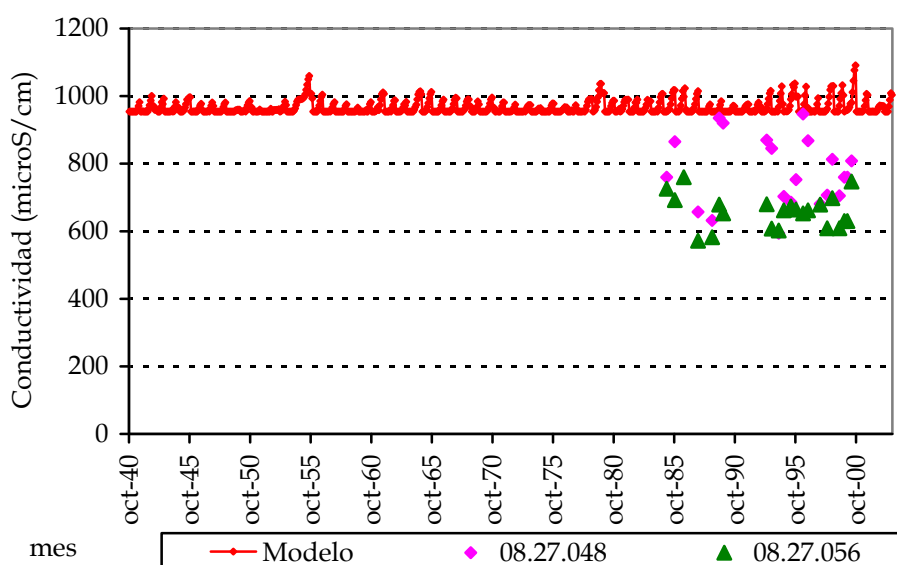


Figura 290. Conductividad eléctrica en el acuífero Caroch Norte (microS/cm).

El acuífero del Caroch Sur tiene una ligera tendencia creciente de los niveles de conductividad llegando en la actualidad hasta los 600 microS/cm.

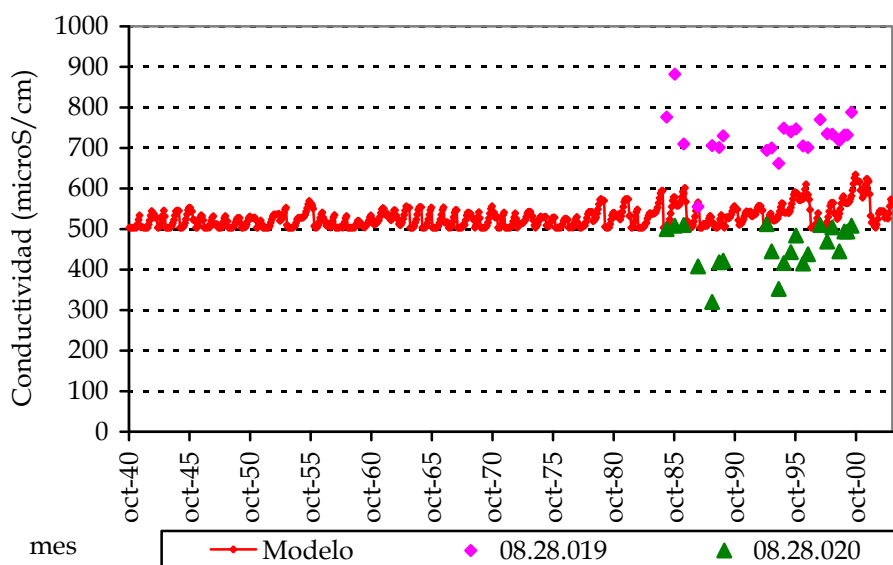


Figura 291. Conductividad eléctrica en el acuífero Caroch Sur (microS/cm).

El acuífero de Sierra Grosa que alimenta el río Albaida tiene conductividades eléctricas en el entorno de los 400 microS/cm con subidas que se producen cuando ascienden los niveles piezométricos, ya que se produce el lavado de la zona no saturada del suelo.

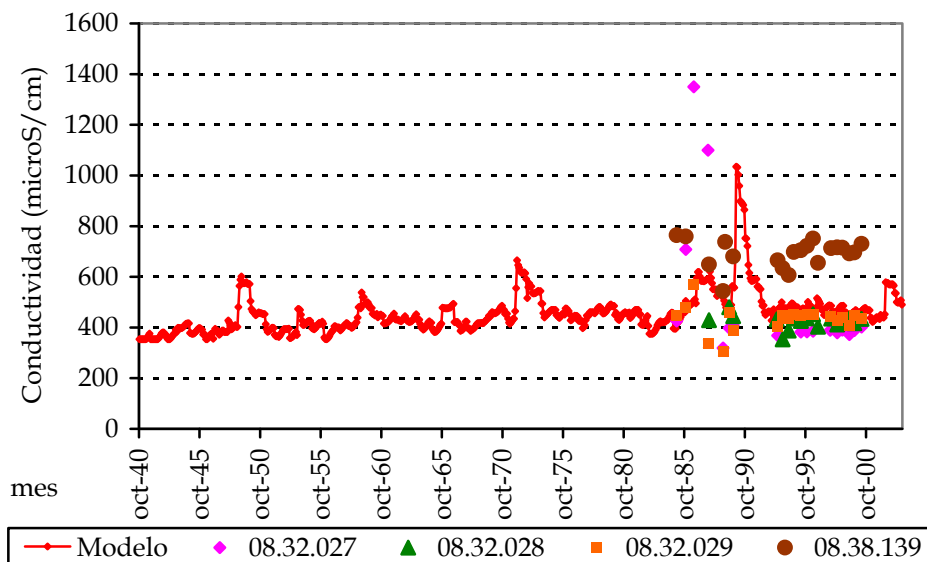


Figura 292. Conductividad eléctrica en el acuífero de Sierra Grosa (microS/cm).

# **7 RESUMEN, CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS**



## 7.1 *Resumen*

Las relaciones e interacciones entre las actividades humanas y la naturaleza son muy abundantes y complejas. Además, gran parte de esas actividades dependen de los recursos naturales. Por otra parte, los procesos naturales se ven afectados por una gran cantidad de factores y circunstancias, no siempre bien conocidas, que hace que sean más complejos que los procesos de carácter exclusivamente humano. Esta complejidad implica, que la forma de conocer y analizar los procesos naturales y las interdependencias con la actividad humana requiera el uso de modelos de simulación, donde se introducen las hipótesis básicas de comportamiento de los distintos procesos naturales y se simula su comportamiento dentro del conjunto de procesos interdependientes entre sí, de forma que se pueda evaluar el efecto final que produce cada uno de ellos.

Actualmente, y a diferencia de épocas pasadas, el hombre tiene una gran capacidad de modificar las condiciones naturales de las cuencas hidrográficas y de los recursos hídricos, tanto en su parte cuantitativa como en su parte cualitativa, generando importantes distorsiones en el ciclo hidrológico que, a su vez, pueden generar externalidades positivas o negativas en el medio natural o en otras actividades humanas. El análisis de las alteraciones antrópicas y de los efectos que producen, requiere de la superposición de estas alteraciones al ciclo hidrológico natural, por lo que debe incluirse la complejidad de los procesos naturales junto con los procesos de origen antrópico en el análisis. Esto se traduce en tener que utilizar, también, los modelos de simulación para analizar y evaluar los efectos de la actividad antrópica, donde al régimen natural se le añade las alteraciones que el hombre genera.

Por estos motivos, los modelos de simulación constituyen en la actualidad la principal herramienta para reproducir los procesos naturales y los efectos de las actividades humanas. Con el empleo de estos modelos de simulación se mejora el conocimiento del ciclo hidrológico natural y de las afecciones antrópicas a este ciclo y, además, permiten evaluar de forma objetiva los efectos que tienen las diferentes actividades humanas y los efectos de las medidas de corrección que puedan establecerse en el futuro.

La Directiva Marco del Agua (DMA), consciente de la gran complejidad de las interrelaciones entre las actividades humanas y el medio natural, y los efectos que producen en la actualidad y en el futuro, establece la necesidad de realizar el análisis de presiones e impactos en todas las Demarcaciones Hidrográficas, con el objeto de determinar cuáles son los efectos (impactos) que las actividades humanas (presiones) generan en la actualidad en el medio natural.

**En esta tesis doctoral se ha propuesto y aplicado una metodología para facilitar el análisis de presiones e impactos mediante el empleo de Sistemas de Información Geográfica**, debido a la contaminación, en una cuenca hidrográfica de gran tamaño, con el objeto de conocer las repercusiones que producen las actividades humanas y el estado actual de las masas de agua superficiales y subterráneas. Esta metodología realiza el análisis de presiones e impactos, de forma integrada en los Sistemas de Información Geográfica (SIG), en dos fases consecutivas que permiten obtener un conocimiento creciente del estado de la cuenca hidrográfica, y que además permite evaluar la eficacia de las medidas que se pretendan adoptar en el futuro para corregir el estado de las masas de agua que no cumplan los objetivos definidos en la Directiva.

**La primera fase de la metodología propuesta, “análisis en estado estacionario”**, consiste en analizar de forma sencilla cuáles son las presiones e impactos que se producen en las masas de agua superficiales en condiciones medias. Las presiones sobre las masas de agua se obtienen acumulando la información de presiones existente, en las bases de datos georeferenciadas, utilizando exclusivamente el modelo de direcciones de drenaje de la cuenca. Por otro lado, los impactos registrados en las masas de agua se determinan a partir de los valores medios de calidad del agua, de los últimos años, registrados en los diferentes puntos de muestreo.

La sencillez de este primer análisis, al estar basado en el uso del escenario hidrológico medio en lugar de utilizar la serie hidrológica completa, permite abordar un conjunto mayor de presiones y tener una primera aproximación relativamente rápida de cuál es el nivel de presión que se produce en las masas de agua superficiales. Para los impactos se utilizan los valores representativos del estado de la calidad del agua, mediante el empleo de la información de los parámetros físico-químicos y biológicos de las redes de medida como indicador de impactos.

Esta primera fase ayuda a esclarecer las relaciones que existen entre las presiones de origen antrópico y los impactos que se detectan en las redes de medida, y de ella se obtiene cuál es la situación relativa de las masas de agua superficiales, es decir, se determina si las masas de agua están sometidas a niveles altos o bajos de presión o si se detectan impactos elevados o reducidos, sin entrar en la cuantificación dimensional del estado de las masas de agua.

La combinación del nivel de presión y del impacto muestreado determina el riesgo de no alcanzar los objetivos de la DMA. Esta combinación es una forma redundante de aumentar la robustez de las conclusiones que se obtienen de esta primera fase. Además, permite tener una primera visión general del riesgo de no alcanzar los objetivos ambientales de todas las masas de agua superficiales.

**La segunda fase denominada “análisis detallado”**, consiste en la simulación temporal con un modelo distribuido del ciclo hidrológico con calidad del agua de algunos de los parámetros químicos más significativos de la cuenca hidrográfica (por ejemplo el nitrato y la conductividad eléctrica del agua), de forma que se pasa del escenario hidrológico medio a tener en cuenta la variabilidad temporal y espacial que tienen los recursos hídricos, tanto superficiales como subterráneos, y también de los aportes de sustancias químicas.

La simulación considera el transporte de sustancias químicas en el suelo, en el medio no saturado, en los acuíferos, y en la red fluvial, de forma que se obtiene cómo han afectado a lo largo del tiempo las presiones antrópicas al estado químico del agua, tanto aguas superficiales como subterráneas. Además, permite evaluar cuantitativamente la **eficacia de las medidas de corrección** que puedan definirse en el futuro.

Para realizar la segunda fase del análisis, se ha desarrollado en esta tesis doctoral un módulo para la construcción de modelos de simulación hidrológica mensual con calidad del agua para grandes cuencas hidrográficas. Con este módulo se ha construido un modelo para el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) (de aproximadamente 42.000 km<sup>2</sup>) partiendo de la experiencia obtenida con otros modelos aplicados previamente a toda o parte de la CHJ, como por ejemplo el modelo hidrogeológico distribuido de flujo tridimensional de la Mancha Oriental (Font, E., 2004), el modelo hidrogeológico

de autovalores de la cuenca media y baja del río Turia (OPH, 2002), el modelo SIMPA aplicado a la totalidad de la CHJ (Pérez, 2000) o a toda España (MIMAM, 2000).

**El módulo desarrollado, llamado “Patrical” (Precipitación Aportación en Tramos de Red Integrados con Calidad del Agua),** realiza la simulación del ciclo hidrológico de grandes cuencas hidrográficas integrado en el Sistema de Información Geográfica GRASS, mediante una formulación espacialmente distribuida y de tipo conceptual, que incluye la simulación de acuíferos, las interacciones río-acuífero y las transferencias de agua entre acuíferos de forma integrada, y evalúa las aportaciones naturales en la red fluvial utilizando el modelo digital de elevaciones. Además, realiza la simulación de la calidad del agua a través de toda la cuenca hidrográfica, concretamente de la concentración de nitratos y la conductividad eléctrica del agua, tanto en ríos como en acuíferos. La simulación de la calidad se realiza con el régimen hidrológico alterado antrópicamente, debido a que éste es el régimen hidrológico actual y para poder contrastar adecuadamente los resultados del modelo con los valores muestreados en ríos y acuíferos.

El desarrollo y la correcta aplicación del modelo de calidad del agua requiere que los flujos de agua obtenidos con el modelo hidrológico reproduzcan lo más fielmente posible los flujos de agua reales. Por este motivo ha sido necesario introducir mejoras en el modelo hidrológico respecto a otros modelos anteriores como el modelo SIMPA (Ruiz, 1998), que son: la incorporación de las transferencias laterales entre acuíferos; los niveles medios piezométricos de cada acuífero, los cuales se contrastan con los datos reales; la mejora de las relaciones río-acuífero tanto en el drenaje del acuífero como en las pérdidas producidas en cauces; y la utilización de la topografía del terreno para obtener los flujos de agua a través de la cuenca y para la determinación de los parámetros del modelo.

El modelo aplica la formulación de Témez (1977) de forma distribuida, es decir, en cada una de las celdas en que se discretiza la cuenca hidrográfica. Mediante esta formulación se obtiene el excedente que se genera en cada una de estas celdas y a partir de éste se realiza el balance del contenido de agua en el suelo. El balance de humedad del suelo se ha modificado respecto a la formulación



original para tener en cuenta el estrés de la vegetación en condiciones de escasez de humedad de agua. El balance de agua en el suelo determina el contenido de humedad que queda en el mismo a final de mes y la evapotranspiración que se produce durante el mes. El excedente generado en cada punto de la cuenca se descompone en infiltración al acuífero y en aportación superficial.

Los acuíferos reciben los aportes de agua de la infiltración de lluvia y de las pérdidas producidas en los cauces, en este último caso en función de los niveles piezométricos y de la cota del río. Los acuíferos se simulan de forma agregada mediante las ecuaciones del acuífero unicelular, teniendo en cuenta las interconexiones con el resto de acuíferos y las relaciones río-acuífero, en función en ambos casos de los niveles piezométricos del acuífero. Las salidas de los acuíferos se producen por manantiales y tramos de río, si éstos se definen, y en su defecto, por los puntos de la superficie topográfica más bajos que estén situados dentro del acuífero.

Con los aportes de agua superficial y de agua subterránea en cada celda de la cuenca se obtiene, siguiendo la red fluvial deducida del modelo digital del terreno con el algoritmo "A<sup>T</sup> Search Algorithm" (Ehlschlaeger, 1989), las aportaciones totales en la red fluvial.

La simulación del ciclo hidrológico en régimen alterado incluye las extracciones de agua y los retornos que producen las actividades antrópicas en el ciclo.

El modelo realiza la **simulación de dos variables de calidad del agua: el nitrato y la conductividad eléctrica**, teniendo en cuenta, para ello, los focos de generación y su movimiento en la cuenca a través de la zona superficial del suelo, del medio no saturado, de los acuíferos y de la red fluvial. Las dos variables seleccionadas abarcan una gran parte de la casuística posible de simulación de la calidad del agua en una cuenca hidrográfica, ya que el nitrato es un parámetro representativo de la contaminación de origen antrópico por las actividades agrícolas, urbanas e industriales, tanto como foco puntual de contaminación como foco difuso, mientras que la conductividad eléctrica del agua es un parámetro representativo del contenido de sales del agua y del contenido de sólidos suspendidos en el agua, generados tanto de forma natural como por la acción antrópica, ya sea de forma puntual o difusa.

Las elevadas concentraciones de nitratos son en la actualidad uno de los principales problemas de contaminación en las cuencas mediterráneas con alta actividad agrícola, y fundamentalmente en las aguas subterráneas, ya que en los acuíferos, donde el tiempo de renovación del agua es menor, se produce una acumulación importante de este compuesto, aumentando de forma muy significativa las concentraciones de nitrato.

La simulación del transporte de nitrato en la cuenca hidrográfica requiere modelar la zona superficial, el medio no saturado, el acuífero y la red fluvial, debido a que el movimiento o acumulación de este compuesto en cada uno de estas zonas es diferente. El nitrato depositado en el suelo es arrastrado por la precipitación cuando se genera la escorrentía superficial o cuando se infiltra agua al acuífero, pero también se produce una reducción del contenido de nitrato en el suelo por la volatilización a lo largo del tiempo. Parte del nitrato que se infiltra queda retenido en el medio no saturado en función del espesor del mismo, movilizándose gran parte de este nitrato cuando se producen subidas bruscas de los niveles piezométricos. Una vez que el nitrato alcanza el acuífero se ha considerado que se produce, por dispersión, el mezclado total del agua en el mismo.

La conductividad eléctrica del agua es un parámetro representativo del contenido de sales y de sólidos suspendidos en el agua, en ambos casos tienen un origen natural y también un origen antrópico importante. La modelación se ha realizado de forma muy similar a la del transporte del nitrato, variando únicamente la forma de introducir los focos que generan un aumento en las conductividades eléctricas. Los aumentos de conductividad eléctrica debidos a la intrusión marina en los acuíferos costeros no han sido considerados en el modelo.

El modelo de simulación del ciclo hidrológico con calidad del agua ha permitido simular diferentes escenarios futuros de reducción del exceso de nitrógeno en la agricultura o en los vertidos de los efluentes urbanos, con los cuales se ha podido evaluar la eficacia que pueden tener las diferentes medidas correctoras, como la aplicación de los códigos de buenas prácticas agrícolas, etc...

## 7.2 Conclusiones

La metodología propuesta consiste en una aproximación al análisis de presiones e impactos y, al estar dividida en dos fases de análisis consecutivas, tiene la ventaja de permitir un conocimiento progresivo y gradual del estado de la cuenca hidrográfica, de manera que se puede identificar en la primera fase, cuáles son los factores principales, o presiones principales, que producen impactos en las masas de agua superficiales de la cuenca hidrográfica, y posteriormente analizar con el modelo de simulación de forma detallada estas relaciones. Con esta metodología de complejidad gradual se simplifica considerablemente el análisis de una cuenca hidrográfica.

En su primera fase, la metodología propuesta ha permitido identificar los principales problemas de calidad química de la cuenca hidrográfica y los principales agentes que la generan, de forma que mediante la segunda fase del análisis se han simulado estos factores y se ha obtenido un conocimiento detallado de la situación de todas las masas de agua de la cuenca, superficiales y subterráneas, y de su evolución futura.

La segunda fase de este análisis ha requerido del desarrollo de una herramienta, el módulo "Patrical", que permite la construcción de modelos de simulación de la calidad del agua a escala de cuenca hidrográfica. Con este módulo se ha construido un modelo para todo el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar, mediante el cual se reproducen las concentraciones de nitrato y los niveles de conductividad eléctrica del agua, claros indicadores de contaminación antrópica o de condiciones naturales del agua. La aplicación de este modelo ha facilitado la comprensión de los diferentes procesos que se producen en la cuenca y de los flujos de agua, fundamentalmente los de agua subterránea.

La utilización del modelo del ciclo hidrológico con calidad del agua permite conocer las concentraciones o los valores de los diferentes parámetros químicos en todos los puntos de una gran cuenca hidrográfica, lo cual es un gran avance en el conocimiento del estado químico actual o futuro de las masas de agua, incluidas las masas de agua subterráneas. También permite relacionar las presiones antrópicas o las condiciones naturales con el estado químico actual

del agua, con lo que se logran esclarecer cuáles son los agentes casusantes de un deterioro o de un determiando estado de la calidad química del agua. Además, dado que se obtienen resultados en todos los puntos de una gran cuenca hidrográfica, éstos pueden servir como datos de partida para estudios de calidad del agua de mayor grado de detalle, que en algunas ocasiones encuentran grandes problemas para obtener la información de partida.

Los resultados de flujos de agua, con su caracterización química, obtenidos con este modelo de simulación pueden alimentar a los modelos de simulación de la gestión con calidad del agua, de forma que se logra conocer de manera completa la situación cuantitativa y química de una gran cuenca hidrográfica para diferentes formas de gestionar la misma.

**Del análisis en estado estacionario se concluye** que el nivel de presión sobre las masas de agua superficiales depende fuertemente de los caudales que circulan en la actualidad, ya que la misma carga contaminante se diluye en mayor o menor cantidad de agua. De esta forma los tramos de río con reducidos caudales en la actualidad sufren mayores niveles de presión, como es el caso de: el río Vinalopó, el Canal de María Cristina en la llanura manchega, las ramblas del Poyo y del Carraixet, etc... Los mayores niveles de presión que se obtienen en los principales ríos, como el Júcar, el Turia, el Palancia, el Serpis, el Magro, etc..., se producen en los tramos medios y bajos, debido a la importante reducción en los caudales circulantes en estos tramos y a la mayor cantidad de vertidos urbanos y retornos agrícolas, ya que los asentamientos de población y las principales zonas agrícolas se sitúan próximos a la costa. Las características de los agentes que generan esta presión, vertidos urbanos y retornos agrícolas, se traducen en aumentos de nutrientes en el agua, nitratos y fosfatos, que generan riesgos de eutrofización y aumentos en el contenido de sales del agua, dos de los cuales han sido analizados mediante el modelo de simulación, en la segunda fase de la metodología, con mayor grado de detalle.

La contaminación o presión por materia orgánica se ha reducido de forma muy significativa y ha dejado de ser uno de los principales problemas de las aguas superficiales en los últimos años, gracias a la puesta en servicio de un gran número de estaciones de tratamiento de aguas residuales urbanas, producido mediante la ejecución de los diferentes Planes de Saneamiento de las

Comunidades Autónomas. Los principales problemas de contaminación de las aguas superficiales en la actualidad son el contenido de nutrientes y el riesgo de eutrofización, ya que la proliferación de algas y su posterior descomposición puede producir la reducción del contenido de oxígeno en el agua, provocando la mortandad de peces y la degradación del medio natural.

Los valores de las redes de medida de parámetros químicos y de indicadores biológicos tienen en la mayoría de los puntos una alta correlación entre sí y con los niveles de presión obtenidos, de forma que en la mayoría de los puntos operan de manera redundante, con lo que se garantiza la fiabilidad de las conclusiones que se deriven. Es decir, un tramo de río con bajos contenidos de oxígeno, con bajos valores de los indicadores biológicos y con un alto nivel de presión, es un claro punto con problemas de calidad del agua y con problemas ambientales, y que tiene por lo tanto un alto riesgo de no alcanzar los objetivos ambientales.

De esta forma, la combinación de los niveles de presión calculados y de los impactos registrados con las redes de medida, permite evaluar con mayor garantía y de forma adimensional, cuál es el riesgo de no alcanzar los objetivos medioambientales. Los resultados obtenidos indican que las zonas con mayor riesgo son: el tramo final del río Turia, el tramo del río Magro situado aguas abajo del Requena, prácticamente todo el río Serpis con especial incidencia en la cabecera de este río, el río Amadorio; y otros tramos como: el tramo medio del río Turia, algunas partes del tramo medio y bajo del río Júcar, el tramo medio del río Palancia, etc...

Concluida la primera fase del análisis de presiones e impactos se obtiene, de ella, que parte de los principales problemas actuales de calidad química en el agua, en la CHJ, que tiene una importante utilización de agua, gran densidad de población y de actividad agrícola, son: los contenidos de nutrientes en el agua y la cantidad de sales y sólidos suspendidos presentes en la misma. El contenido de nutrientes en el agua se basa fundamentalmente en las concentraciones de nitrato y fósforo en las aguas superficiales y en la concentración de nitrato en las aguas subterráneas, ya que el fósforo no es arrastrado por el agua que infiltra al acuífero. Mientras que los principales indicadores de contenido de sales y de sólidos suspendidos en el agua son: la

concentración de sulfatos en el agua, la concentración de cloruros en el agua, la concentración de sólidos suspendidos y disueltos en el agua, y como indicador representativo del conjunto de sales y sólidos disueltos, la conductividad eléctrica del agua.

De esta forma, **la segunda fase del análisis basada en el empleo del modelo de simulación desarrollado**, se centra en los principales problemas detectados en la cuenca hidrográfica en la fase anterior, como por ejemplo el alto contenido de nitratos y de sales en algunas zonas de la cuenca. Esta fase puede realizar la simulación hidrológica con el transporte de sustancias químicas, o de parámetros químicos, en una cuenca hidrográfica en régimen natural o con importantes alteraciones de origen antrópico en el ciclo hidrológico, como sucede en gran cantidad de cuencas hidrográficas.

Al utilizar un modelo de simulación que calcula la serie hidrológica para largos periodos de tiempo, se puede determinar, también, la evolución temporal de los parámetros químicos, y es posible conocer y cuantificar como afecta la variabilidad hidrológica a la presencia o concentración de las diferentes sustancias químicas. Gracias a simular periodos largos de tiempo se obtiene por ejemplo: que los grandes eventos de lluvia generan un importante arrastre de sustancias químicas a través de la cuenca hidrográfica, que la diferente procedencia del agua en un río, superficiales o subterráneas, implica diferencias en las concentraciones químicas o en los niveles de conductividad eléctrica, que en las épocas de estiaje en aquellos puntos con aportaciones reducidas donde existen vertidos de origen urbano, como es evidente, las concentraciones se elevan de forma importante, etc...

La simulación hidrológica al tener en cuenta el suelo, el medio no saturado y los acuíferos, permite reproducir las inercias que tiene el sistema frente a las variaciones de concentraciones o de niveles de conductividad, por lo que se pueden deducir las tendencias a futuro en la variación de estos parámetros. La simulación también sirve para identificar adecuadamente la procedencia del agua que llega a los puntos de control, ya que los valores de concentración química de nitrato o de conductividad eléctrica del agua dependen de los lugares por los que ha pasado el agua en la cuenca hidrográfica

**Respecto al modelo de simulación hidrológica**, debe indicarse los siguientes aspectos. En cuencas hidrográficas, como el ámbito de la Confederación del Júcar (CHJ), donde más del 70% de los caudales de los ríos, en régimen natural, proceden de los aportes de los acuíferos, las mayores mejoras en la correcta reproducción del ciclo hidrológico con el modelo de simulación se obtienen con un adecuado tratamiento de las aguas subterráneas. Existen acuíferos en la CHJ donde las transferencias laterales son del mismo orden que la recarga de lluvia o los drenajes del acuífero. Las relaciones río-acuífero, los puntos de descarga de los acuíferos, las transferencias laterales entre acuíferos, o las pérdidas en cauces, son determinantes en la adecuada simulación del ciclo hidrológico. La inclusión de forma explícita de los niveles piezométricos de los acuíferos ha permitido mejorar de forma significativa el conocimiento del comportamiento de las aguas subterráneas y reproducir adecuadamente los procesos anteriores.

Otro de los aspectos significativos del modelo hidrológico ha sido la incorporación de la pendiente del terreno en la determinación de los parámetros, ya que en las zonas con mayores pendientes del terreno se genera mayor cantidad de escorrentía y además la infiltración de agua al acuífero es menor, como es el caso de la cabecera del río Mijares, determinados tramos intermedios del río Turia, etc...

**La simulación hidrológica con las afecciones antrópicas** al subsistema subterráneo ha permitido cuantificar los efectos que producen las extracciones y retornos de aguas subterráneas en los diferentes puntos de la cuenca, sobre los flujos y los almacenamientos naturales de agua. Se han localizando las zonas con mayores detracciones en los caudales superficiales debido a los bombeos, como es el caso del río Júcar en su tramo medio con el acuífero de la Mancha Oriental, o el río Turia en su tramo final; las zonas donde las recargas por retornos de riego aumentan los aportes de agua al acuífero, como las planas de Valencia Norte y Sur; las zonas donde se producen fuertes descensos en los niveles piezométricos, como el acuífero de la Mancha Oriental, los acuíferos del Sistema Vinalopó y de la Marina Baja, los acuíferos de la Plana de Castellón, de Sagunto, de Oropesa-Torreblanca, de Vinaróz-Peñíscola y de Gandia-Dénia, el acuífero de Liria-Casinos, el acuífero de Sierra de las Agujas, y de otros acuíferos conectados a éstos que de forma inducida también descienden, como

la Plana de Cénia-Tortosa, el interior de la Plana de Castellón, el acuífero del Medio Palancia, el acuífero Almirante-Mustalla, etc...

También se han podido **evaluar las salidas directas de los acuíferos al mar**, tanto en régimen natural como en régimen alterado, destacando por la importancia de sus volúmenes en los últimos años: el Maestrazgo con 125 hm<sup>3</sup>/año en régimen natural y 108 hm<sup>3</sup>/año en régimen alterado, la Plana de Valencia Sur con 46 hm<sup>3</sup>/año en régimen natural y 53 hm<sup>3</sup>/año en régimen alterado, o la Plana de Sagunto con 12 hm<sup>3</sup>/año en régimen natural y 3 hm<sup>3</sup>/año en régimen alterado.

Todos estos resultados pueden facilitar la interpretación hidrológica de la situación actual de las cuencas que forman parte del ámbito territorial de la CHJ y además incorporados a los modelos de gestión, como por ejemplo SIMGES, pueden permitir evaluar en toda su magnitud los efectos de las diferentes políticas de gestión que puedan realizar.

**La simulación de la calidad del agua realizada con el modelo "Patrical"** para la aplicación de la segunda fase de la metodología propuesta, incluye la simulación de la concentración de nitrato y de la conductividad eléctrica del agua en las aguas superficiales y subterráneas. Las conclusiones obtenidas durante el proceso de modelación, y con el modelo de simulación, son muy amplias y diversas y pueden resumirse en los siguientes aspectos.

**Respecto a la simulación del transporte de nitrato**, los mayores aportes de nitrato en el agua proceden de las actividades agrícolas, aproximadamente un 80% de los aportes totales, sin embargo, éstos se trasladan en forma de nitrato tanto a las aguas superficiales como a los acuíferos, ya sea por retornos del agua de riego o por arrastres durante los fenómenos de precipitación, mientras que los aportes de nitrato procedentes de los vertidos urbanos van exclusivamente a las aguas superficiales, lo cual hace que tengan una importancia mucho mayor en las concentraciones de nitrato que se obtienen en las aguas superficiales. Las concentraciones de nitrato en las aguas superficiales tienen mayor variabilidad que en las aguas subterráneas, ya que son función del caudal circulante por los ríos en cada momento. Los embalses reducen esta variabilidad temporal en la concentración de nitrato, ya que representan enormes tanques donde se produce el mezclado parcial del agua. Las concentraciones varían desde 2 ó 3



mg  $\text{NO}_3^-$  /l en los tramos de cabecera hasta los 20 ó 30 mg  $\text{NO}_3^-$  /l en los tramos finales de los ríos, alcanzándose en algunos puntos altamente afectados por la actividad humana valores de hasta 50 ó 60 mg  $\text{NO}_3^-$  /l, como es el caso de los embalses de Bellús o Beniarrés. De forma general las concentraciones de nitrato en las aguas superficiales se encuentran estabilizadas siempre que se mantengan los actuales flujos de agua, es decir, no es previsible que siga aumentando la concentración de nitrato o la conductividad eléctrica del agua en las condiciones actuales.

Otro aspecto importante es la movilización de grandes cantidades de nitrato durante los episodios de lluvias intensas, debido a que se produce un importante lavado de la superficie del suelo que difícilmente queda reflejado con los muestreos que se realizan, ya que no se suelen tomar muestras de calidad del agua durante las crecidas. Debería analizarse con mayor atención este aspecto, puesto que si realmente se produce este importante movimiento de nitrato durante los grandes eventos de precipitación, los sistemas convencionales de evaluación de los aportes de nitrato basados en los datos muestreados, podrían estar subestimando la cantidad de nitrato que por ejemplo llega a un embalse o a una zona húmeda.

**Las concentraciones de nitrato en los acuíferos** tienen un patrón diferente al de las aguas superficiales, debido al desfase temporal que produce la retención de nitrato en el medio no saturado y el comportamiento del acuífero como un depósito donde se produce el mezclado del agua. Estas concentraciones son más elevadas y tienen mayor inercia en los acuíferos que en las aguas superficiales, ya que el tiempo de renovación del agua en el acuífero es mayor. Varían desde 1 ó 2 mg  $\text{NO}_3^-$  /l en los acuíferos de cabecera de la cuenca donde la acción antrópica es muy reducida, como los Montes Universales, Arquillo-Tramacastiel-Villel, Javalambre, Alpunte, las Serranias, etc..., hasta los 200 mg  $\text{NO}_3^-$  /l en los acuíferos costeros con importantes zonas agrícolas, como por ejemplo la Plana de Vinaroz-Peñíscola, la Plana de Castellón, la Plana de Sagunto, etc... Especial mención hay que hacer de la Plana de Valencia Norte con aproximadamente 80 mg  $\text{NO}_3^-$  /l y de la Plana de Valencia Sur con 70 mg  $\text{NO}_3^-$  /l, ya que ambas planas superan el límite de 50 mg  $\text{NO}_3^-$  /l, establecido

para los abastecimientos urbanos, y tradicionalmente han sido fuente de múltiples abastecimientos urbanos de esta comarca.

Muchos de los acuíferos costeros con altas concentraciones de nitrato han alcanzado los niveles correspondientes al estado estacionario, es decir, que bajo las mismas condiciones de flujos de agua circulando por los mismos, no es previsible que sigan aumentando las concentraciones de nitrato debido a que la renovación del agua en el acuífero produce un lavado del mismo. Únicamente se producen fuertes aumentos de concentración cuando ascienden de forma brusca los niveles piezométricos, ya que al ascender los niveles piezométricos se produce la movilización del nitrato retenido en el medio no saturado. Las alteraciones en los flujos de agua actuales, concretamente las reducciones de flujos, manteniéndose los mismos aportes de nitrógeno, provocaría un aumento generalizado en la concentración de nitrato. La inercia de los acuíferos frente a variaciones en la concentración de nitrato depende de tres factores fundamentalmente: del espesor del medio no saturado, puesto que a mayor espesor se produce un retardo mayor en los incrementos de nitrato; de los flujos de agua que atraviesan el acuífero, ya que a mayor flujo de agua menor es el tiempo de renovación del acuífero y mayor es el lavado; y finalmente de la inercia hidrológica del propio acuífero, caracterizada por el coeficiente " $\alpha$ " de descarga del acuífero. De esta forma acuíferos con reducidos espesores del medio no saturado, como las planas, Plana de Valencia Norte y Sur, Plana de Sagunto, Plana de Castellón, Plana de Gandia-Dénia, tienen tiempos de estado transitorio hasta alcanzar el estado estacionario de entre 2 y 15 años, mientras que acuíferos con grandes espesores del medio no saturado como la Mancha Oriental o las Serranías, tienen tiempos muy superiores, entre 20 y 40 años ó todavía no han alcanzado el estado estacionario. Estos tiempos implican que las recuperaciones de los mismos, es decir, el tiempo necesario para reducir la concentración de nitrato, puede ser de esa cifra.

**Respecto a la conductividad eléctrica del agua**, que es un indicador del contenido de sales y de sólidos suspendidos en el agua, la principal componente del aumento es el origen natural, aunque también las actividades humanas pueden producir importantes aumentos de este parámetro. La conductividad eléctrica del agua es mucho más estable que la concentración de nitrato, dado su origen natural en muchos casos. Los retornos de riego y los

arrastres de sólidos durante los eventos de lluvia de las zonas con actividad agrícola, y los vertidos de las aguas residuales urbanas tienen conductividades eléctricas elevadas, entre los 1.000 y 4.000 microS/cm.

La conductividad eléctrica es también un buen indicador del origen del agua en un determinado río, es decir hace la función de un trazador, ya que el agua al pasar por los diferentes puntos de la cuenca adquiere parte de las características químicas del medio que atraviesa. De esta forma, durante la modelación y simulación de la conductividad eléctrica del agua, ha sido necesario analizar con mayor detalle los flujos de agua que se producen en la cuenca, requiriendo la división de algunos acuíferos en diferentes subunidades, que posteriormente han producido una mejora significativa en los resultados del modelo hidrológico. Éste ha sido el caso de la cabecera del río Júcar, donde el acuífero de la Serranía de Cuenca ha tenido que ser dividido en subunidades para la adecuada simulación de la conductividad eléctrica, produciendo de forma inesperada una mejora significativa en los resultados de aportaciones naturales obtenidos con el modelo en el río Júcar hasta la ciudad de Cuenca; otro ejemplo ha sido la cabecera del río Mijares o el tramo medio del río Turia.

Las conductividades eléctricas en los principales ríos de la Confederación Hidrográfica del Júcar varían desde los 400 microS/cm del embalse del Guadalest y las fuentes del Algar, hasta los 1.500 a 3.000 microS/cm del río Vinalopó, y otros ríos o barrancos del Vinalopó, o del río Amadorio. El tramo final del río Júcar tiene conductividades eléctricas que oscilan entre los 1.000 y 1.400 microS/cm debidos fundamentalmente a los retornos de riego que se producen en esta zona, cargados de sales.

**Respecto a las conductividades eléctricas del agua en los acuíferos**, el efecto antrópico es comparativamente más reducido que en el caso del nitrato. Los acuíferos con mayores aumentos de conductividad por acción humana debida a los retornos de riego son, una vez más, los acuíferos costeros, donde se alcanza valores próximos a los 1.500 microS/cm, como en la Plana de Oropesa-Torreblanca, la Plana de Castellón, la Plana de Sagunto, las planas de Valencia o la Plana de Gandia-Dénia. A estos valores de conductividad debe sumarse los incrementos que puedan producirse por aumentos del contenido de cloruros ocasionado por la intrusión marina que se produce en algunos puntos de ellos.

De forma general, los acuíferos del interior tienen conductividades eléctricas poco influenciadas por la acción humana, salvo algunas excepciones como por ejemplo: el acuífero de Liria-Casinos con 1.200 microS/cm, el acuífero Jardín-Lezuza con 600 microS/cm, etc... Al igual que sucedía con el nitrato, los tiempos de recuperación de las condiciones naturales de estos acuíferos son mayores en aquellos acuíferos con mayores espesores del medio no saturado.

**Los escenarios futuros simulados de transporte de nitrato** muestran cómo, en la mayoría de los ríos y acuíferos, las concentraciones actuales de nitrato son muy similares a las correspondientes al escenario tendencial, es decir, a las que se producirían si no se modifican sustancialmente los aportes de nitrógeno o los flujos de agua en la cuenca. Una excepción a esta situación, debido a su gran inercia, es el acuífero de la Mancha Oriental, que todavía seguirá aumentando su concentración de nitrato en los próximos 10 ó 20 años. Todo esto significa que no es previsible que se produzcan aumentos significativos en la concentración de nitrato, en ríos y acuíferos, en el futuro y también, que la única forma de reducir las concentraciones actuales de nitrato sea mediante la puesta en funcionamiento de medidas correctoras, que consisten fundamentalmente en reducir los excesos de nitrógeno que produce la agricultura y la ganadería.

La mayor parte del nitrato registrado (más del 80 ó 90% según los casos) en casi todas las masas de agua superficiales procede de la actividad agrícola y ganadera, salvo algunos casos muy concretos como el embalse de Beniarrés en el río Serpis o, en menor medida, el embalse de Forata en el río Magro, donde una parte muy significativa del nitrato que se registra tiene origen en los efluentes urbanos.

En algunas de las planas costeras, y sobre todo en la zona de la Provincia de Castellón, es necesaria una reducción muy drástica del exceso de nitrógeno, generado por la agricultura y la ganadería, si se quiere alcanzar el objetivo de reducir la concentración de nitrato a valores inferiores de los 50 mg  $NO_3^-$  /l, límite máximo para las aguas destinadas a consumo humano. Tras la puesta en funcionamiento de estas medidas, de gran dificultad técnica, será necesario esperar entre 5 y 15 años para conseguir alcanzar este objetivo.

Esta situación es más favorable en las dos planas de Valencia, ya que con una reducción del 50% del exceso de nitrógeno, de la agricultura y la ganadería, se podría conseguir, en 4 años, estar por debajo de los  $50 \text{ mg NO}_3^- / \text{l}$ .

Finalmente, los modelos de simulación son en la actualidad una de las mejores herramientas para analizar el ciclo hidrológico y todos los procesos asociados a él, como las afecciones humanas, el transporte de sustancias químicas, etc... Estos modelos permiten la incorporación progresiva de nuevos procesos que aportan luz sobre otros problemas no bien conocidos, como por ejemplo el desarrollo de la vegetación en la cuenca, el transporte de sedimentos, la peligrosidad de desertización, etc..., por lo que las perspectivas de futuro son un mayor empleo de los mismos y una mayor complejidad de los problemas que resuelven. Estos modelos a escala de cuenca constituyen en la realidad una fuente de información para modelos de mayor detalle, como por ejemplo: los modelos de simulación distribuida de las aguas subterráneas, los modelos de simulación de la gestión, los modelos de calidad del agua, en los cuales no siempre es fácil obtener los datos necesarios, etc...

## 7.3 *Líneas futuras*

Las líneas futuras de esta investigación consisten en la incorporación de la simulación de la generación y transporte del fósforo en grandes cuencas hidrográficas. El fósforo junto con el nitrato son los dos nutrientes principales para el desarrollo biológico y los agentes desencadenantes de los procesos de eutrofización, que es uno de los principales problemas de la cuenca mediterránea. Los aportes de fósforo en las cuencas hidrográficas proceden principalmente de los vertidos urbanos, con o sin depuración, ya que la mayor parte de estaciones de tratamiento de aguas residuales no incluyen la eliminación de fósforo. Además, el transporte del fósforo en las cuencas hidrográficas se produce principalmente a través de las aportaciones superficiales y asociado de una forma importante al transporte de sedimentos. La relación que existe entre el transporte de fósforo y el transporte de sedimentos permite incluir en esta línea de investigación, la generación y posterior transporte de sedimentos a través de la cuenca hidrográfica.

La simulación de la generación y transporte de sedimentos puede aportar luz acerca de los problemas de aterramiento de embalses, o de los riesgos de desertificación de las cuencas hidrográficas, además de permitir evaluar la cantidad total de sedimentos que aportan los ríos a la costa.

Otra variable importante a incluir en la modelación es el transporte y degradación de la materia orgánica desde la cuenca hidrográfica hasta las masas de agua. Sin embargo, en la actualidad y dado el gran esfuerzo en tratamiento de aguas residuales, la presencia de materia orgánica en las masas de agua de las cuencas hidrográficas se ha reducido de forma significativa, produciendo un incremento de nutrientes y aumentando el riesgo de eutrofización.

Otra de las líneas futuras es la integración entre los resultados del modelo desarrollado a escala de cuenca, con las afecciones al sistema subsuperficial en aquellos casos que sea necesario, con los modelos de gestión de los sistemas de recursos hídricos, de forma que se pueda considerar en su totalidad todos los

efectos que producen las diferentes formas de gestionar el agua en una cuenca hidrográfica.

Además, los resultados de este modelo de simulación, caudales y parámetros de calidad del agua, pueden ser utilizados como datos en los modelos de simulación de la gestión de sistemas de recursos hídricos con calidad del agua. En ocasiones podría realizarse esta integración mediante la incorporación de un submódulo de gestión en la simulación de la cuenca hidrográfica, con el objeto de tener en cuenta en su totalidad la variabilidad espacial de las aplicaciones de riego, el arrastre de sustancias químicas que generan los retornos de riego, etc...

Las aguas subterráneas representan un factor clave en cuencas hidrográficas donde más del 70% de los caudales de los ríos en régimen natural proceden de los acuíferos, como es el caso de la Confederación Hidrográfica del Júcar. La mejora de la componente subterránea y especialmente las relaciones río-acuífero producen resultados más precisos. El siguiente paso a seguir es modelar cada subunidad de acuífero, en lugar de con un modelo agregado, con un modelo distribuido operando de forma conjunta con el resto de procesos del ciclo hidrológico, de manera que la intersección directa de los niveles piezométricos del modelo distribuido con la topografía del terreno determine los manantiales del acuífero.

Finalmente otra línea futura es la realización de simulaciones de calidad del agua para la conductividad eléctrica únicamente con los vertidos urbanos, o únicamente con los retornos agrícolas. De esta forma, se podrá caracterizar y cuantificar cuál es el efecto que está produciendo en la cuenca cada una de estas fuentes de contaminación, con el fin de determinar lo más adecuadamente posible un programa de medidas para corregir estas presiones. Además, con el modelo de simulación puede evaluarse la efectividad de las medidas correctivas que se propongan para reducir la conductividad eléctrica del agua.





# 8 REFERENCIAS



- Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. and Rasmussen, J., 1986a. An introduction to the European Hydrological System-- Systeme Hydrologique European, 'SHE', 1: history and philosophy of a physically-based distributed modelling system, *J. Hydrol.*, 87, 45-59
- Abbott, M.B., Bathurst, J.C., Cunge, J.A., O'Connell, P.E. and Rasmussen, J., 1986b. An introduction to the European Hydrological System-- Systeme Hydrologique European, 'SHE', 2: structure of a physically-based distributed modelling system, *J. Hydrol.*, 87, 61-77.
- Abbott, M.B., Bathurst, J.C. 1987. An introduction to the European Hydrological System, SHE. History and philosophy of a physically based distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, 87: 47-59.
- Adams F. and Martín J.B., 1984. Liming effects on nitrogen use and efficiency. Nitrogen in crop production. Hauck R.D. (editor). American Association Agronomical, Madison, WI, pp 417-439.
- Addiscott, T. M. and A. P. Whitmore. 1991. Simulation of solute leaching in soils of differing permeability. *Soil Use and Management* 7: 94-102.
- Alba-Tercedor, J. and A. Pujante, 2000. Running-water biomonitoring in Spain: opportunities for a predictive approach. Assessing the biological quality of fresh waters. Freshwater Biological Association.
- Aldwell, C.R.; Burdon, D.J.; Sherwood, M., 1982. Impact of agriculture on groundwater in Ireland. Proc. 16<sup>th</sup> Congress of I.A.H. Prague: 99-114.
- Alley, W. M. 1984. The Palmer drought severity index: Limitations and assumptions. *Journal of Climate and Applied Meteorology*. 23: 1100-1109.
- Alley, W. M. 1984b. On the Treatment of Evapotranspiration, Soil Moisture Accounting and Aquifer Recharge in Monthly Water Balance Models. *Water Resources Research*. Vol 20. No. 8. Pages 1137-1149. August 1984.
- Alley, W. M.: 1985, Water balance models in one month ahead stream flow forecasting *Water Resour. Res.* 21(4), 597-606.
- Alonso, C.V., F.D. Theurer, & D.W. Zachmann. 1996. Technical Report No. 5—Tucannon River Offsite Study: sediment intrusion and dissolved oxygen transport model. USDA-Agricultural Research Service, National Sedimentation Laboratory, PO Box 1157, Oxford, MS 38655. November 1996. 400 pp. Internet at [http://www.sedlab.olemiss.edu/cwp\\_unit/Sido.html](http://www.sedlab.olemiss.edu/cwp_unit/Sido.html).
- Ambroise, B. 1998. La dynamique du cycle de l'eau dans un bassin versant - Processus, Facteurs, Modèles. EPFL, HGA (Ed.), Bucarest, 200 p.
- Andreu, J., J. Capilla, and E. Sanchis, 1996. AQUATOOL, A Generalized Decision-Support System for Water-Resources Planning and Operational Management, *Journal of Hydrology* 177 (1996), pp. 269-291.
- AnnAGNPS, 2003. AnnAGNPS TECHNICAL PROCESSES. Ronald L. Bingner, Fred D. Theurer and Yongping Yuan. Version 3.3. September 2003.
- ANSWERS, 2000. Pagina web de ANSWERS. <http://dillaha.bse.vt.edu/answers/index.htm>. Theo Dillaha, Professor of Biological Systems Engineering, Virginia Tech, Blacksburg.
- Arnell, N. W.: 1992, Factors controlling the effects of climate change on river flow regimes in a humid temperate environment, *J. Hydrol*, 132, 321-342.
- Arnold J.G. 1990. ROTO - a continuous water and sediment routing model. ASCE Proc. of the Watershed Management Symposium. Durango, Co, p. 480-488
- Arnold, J.G., J.R. Williams, A.D. Nicks, and N.B. Sammons. 1990. SWRRB-A basin scale simulation model for soil and water resources management. Texas A&M Press. College Station, TX. 255 pp.
- Arnold J.G., Allen P.M., Bernhardt G., 1993. A comprehensive surface-groundwater flow model. *Journal of Hydrology*, 142, 47-69
- Arnold, J.G., J.R. Williams, R. Srinivasan, K.W. King, and R.H. Griggs, 1995: SWAT - Soil and Water Assessment Tool: Draft Users Manual, USDA-ARS, Temple, TX.
- Arnold, J. G., R. Srinivasan, R. R. Muttiah, and J. R. Williams. 1998. Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part I: Model Development. *Journal of the American Water Resource Association*. 34(1): 73 - 89.

- Arnold, J.G., R. S. Muttiah, R. Srinivasan, and P. M. Allen. 2000. Regional estimation of base flow and groundwater recharge in the Upper Mississippi river basin. *Journal of Hydrology*. 227(1):21-40.
- Aulakh, M.S., Doran, J.W. and Mosier, A.R. 1992. Soil Denitrification-Significance. Measurement and Effects of Management. In *Advances in Soil Science*. B.A. Stewart (ed.). Springer-Verlag. New York. pp. 2-57.
- Barracough, D., 1989a. A useable mechanistic model of nitrate leaching. I. The model. *Journal of Soil Science* 40: 543-554.
- Barracough, D., 1989b. A useable mechanistic model of nitrate leaching. II. Application. *Journal of Soil Science* 40: 555-562
- Barracough, D., M. J. Hyden and G. P. Davies. 1983. Fate of fertilizer nitrogen applied to grassland. I. Field leaching results. *Journal of Soil Science* 34: 483-497.
- Barragan, 1981. Resumen de la Mesa Redonda sobre: Contaminación de aguas subterráneas por actividades agrícolas. Barcelona. 1:175-189.
- Bathurst, J. C., 1986. "Sensitivity analysis of the Systeme Hydrologique European ~SHE! for an upland catchment." *J. Hydrol.*, 87, 103-123.
- Bathurst, J. C., Wicks, J. M., and O'Connell, P. E. 1995. "Chapter 16: The SHE/SHESED basin scale water flow and sediment transport modeling system." *Computer models of watershed hydrology*, V. P. Singh, ed., Water Resources Publications, Littleton, Colo. 563-594.
- Beasley, D. B., Huggins, L.F., and Monke, E.J. 1980. ANSWERS: A model for watershed planning. *Trans. of the ASAE* 23(4):938-944.
- Bergstrom, S., 1976. "Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian countries." SMHI Rep. No. 7, Norrkoping, Sweden.
- Bergstrom, L. and N. Brink. 1986. Effects of differentiated applications of fertilizer N on leaching losses and distribution of inorganic N in the soil. *Plant and Soil* 93: 333-345.
- Bergstrom, S., 1992. "The HBV model—its structure and applications." SMHI Rep. RH, No. 4, Norrkoping, Sweden.
- Bergstrom, S., 1995. "Chapter 13: The HBV model." *Computer models of watershed hydrology*, V. P. Singh, ed., Water Resources Publications, Littleton, Colo.
- Betson, R.P. (1964) What is watershed runoff? *J. Geophys. Res.* 69(8): 1541-1551
- Beven, K J and Kirkby, M J., 1979. A physically based variable contributing area model of basin hydrology *Hydrol. Sci. Bull.*, 24(1),43-69.
- Beven, K J. 1984. Infiltration into a class of vertically non-uniform soils, *Hydrol. Sci. J.*, 29, 425-434.
- Beven, K., Calver, A. and Morris, E. M., 1987. Institute of hydrology distributed model, Internal Report, Institute of Hydrology, Wallingford
- Beven, K. J. 1995. "Chapter 18: TOPMODEL." *Computer models of watershed hydrology*, V. P. Singh, ed., Water Resources Publications, Littleton, Colo.
- Bicknell, B.R., J.C. Imhoff, J.L. Kittle Jr., T.H. Jobs, and A.S. Donigian, Jr. 2001. Hydrological Simulation Program - Fortran (HSPF). User's Manual for Release 12. U.S. EPA National Exposure Research Laboratory, Athens, GA, in cooperation with U.S. Geological Survey, Water Resources Division, Reston, VA.
- Box, G.E. and Jenkins, G.M., 1976. *Time series analysis: forecasting and control*. Holden-Day, Oakland, Calif.
- Boll, J., E.S. Brooks, C.R. Campbell, C.O. Stöckle, S.K. Young, J.E. Hammel, and P.A. McDaniel. 1998. Progress toward development of a GIS based water quality management tool for small rural watersheds: modification and application of a distributed model. Presented at the 1998 ASAE Annual International Meeting in Orlando, Florida, July 12-16, Paper 982230, ASAE, 2950 Niles Road, St. Joseph, MI 49085-9659, USA.

- Bourouai, F. and T.A. Dillaha III, 1994. ANSWERS 2000: Continuous simulation version. Presented at the ASAE annual meetings, Paper No. 94-2154. ASAE, 2950 Niles Road, St. Joseph, MI 49085-9659.
- Bourouai, F. and T. A. Dillaha. 1996. ANSWERS-2000: Runoff and sediment transport model. *Journal of Environmental Engineering*, ASCE 122(6):493-502.
- Bourouai, F., G. Vachaud, R. Haverkamp and B. Normand. 1997. A distributed physical approach for surface-subsurface water transport modeling in agricultural watersheds. *J. of Hydrology* 203(1997):79-92.
- Bourouai, F., Braud, I., and Dillaha, T. A. 2002. "ANSWERS: A nonpoint source pollution model for water, sediment and nutrient losses." *Mathematical models of small watershed hydrology and applications*, V. P. Singh and D. K. Frevert, eds., Water Resources Publications, Littleton, Colo.
- Budyko, M.I., y Zubenok, 1961. The determination of evaporation from the lands surface. *Izv. Akad, Nauk SSSR, Ser. Geogr.* No 6, 3-17. 1961.
- Bureau of Reclamation. 1991. *Inventory of Hydrologic Models*, U.S. Dept. of the Interior, Denver.
- Burnash, R. J. C., Ferral, R. L., and McGuire, R. A., 1973. "A generalized streamflow simulation system—conceptual modeling for digital computers." Rep., U.S. Dept. of Commerce, National Weather Service, Silver Springs, Md., and State of California, Dept. of Water Resources, Sacramento, Calif
- Burnash, R. J. C., 1975. "Chapter 10: The NWS river forecast system catchment modeling." *Computer models of watershed hydrology*, V. P. Singh, ed., Water Resources Publications, Littleton, Colo.
- Calver, A., and Wood, W. L., 1995. "Chapter 17: The Institute of Hydrology distributed model." *Computer models of watershed hydrology*, hydrology, V. P. Singh, ed., Water Resources Publications, Littleton, Colo.
- Cameron, K.C., and R.J. Haynes. 1986. Retention and movement of nitrogen in soils. p. 166-241. In R.J. Haynes (ed.). *Mineral nitrogen in the plant-soil system*. Academic Press, Inc., Orlando, Fla.
- Carter, J. N. and F. E. Allison, 1960. Investigation of denitrification in well-aerated soils. *Soil Science* 90: 173-177.
- CE, 2000. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de Octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.
- CEDEX, 1991. Determinación de las dotaciones de riego en los planes de regadío de la cuenca del Júcar.
- CEDEX, 2004. Selección preliminar de posibles tramos fluviales en la red de referencia. Centro de Estudios Hidrográficos del CEDES. Enero 2004.
- CEOTMA, 1983. Modelo de la calidad de aguas subterráneas de la Plana de Castellón. Centro de Estudios de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente (CEOTMA) y Consell de la Comunidad Valenciana. 1983.
- CD, 1975. Council Directive 75/440/EEC of 16 June 1975 concerning the quality required of surface water intended for the abstraction of drinking water in the Member States
- CD, 1976a. Council Directive 76/464/EEC of 4 May 1976 on pollution caused by certain dangerous substances discharged into the aquatic environment of the Community
- CD, 1976b. Council Directive 76/160/EEC of 8 December 1975 concerning the Quality of Bathing Water
- CD, 1978. Council Directive 78/659/EEC of 18 July 1978 on the quality of fresh waters needing protection or improvement in order to support fish life
- CD, 1991a. Council directive 91/271/EEC of 21 May 1991 concerning urban waste water treatment
- CD, 1991b. Council directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources
- CHJ, 1998. Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar. Ministerio de Medio Ambiente. Confederación Hidrográfica del Júcar.
- CHJ, 1999. Determinaciones de contenido Normativo del Plan Hidrológico de la cuenca del Júcar. Orden de 13 de agosto de 1999 por la que se dispone la publicación de las determinaciones de contenido normativo del Plan Hidrológico de Cuenca del Júcar, aprobado por el Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio.

- CHJ, 2004. Júcar Pilot River Basin, Provisional Article 5. Report Pursuant to the Water Framework Directive. 208 pages. ISBN 84-922007-2-3. NIPO 315-04-001-4. Authors in alphabetic order: Estrela, Teodoro; Fidalgo Aránzazu; Fullana, Juan; Maeztu, Josefina; Pérez, Miguel Angel; Pujante, Ana.
- CHJ, 2005. Informe sobre los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua. Informe para la Comisión Europea sobre los artículos 5 y 6 de la Directiva Marco del Agua. Demarcación hidrográfica del Júcar. Abril 2005.
- Chiew, F. H. S., and T. A. McMahon, Application of the daily rainfallrunoff model MODHYDROLOG to twenty eight Australian catchments, *J. Hydrol.*, 153, 383-416, 1994..
- Chong, S. K. y Teng, T. M. (1986). Relationship between the runoff curve number and hydrologic soil properties. *Journal of Hydrology*, 84(1/2): 1-7.
- CICYT, 1998. GUADALMED-1. The ecological status of Mediterranean Rivers. Development of an integrated index for the measure of the Mediterranean Rivers' ecological status. Ref. HID98-0323-C05. Interministerial Commission of Science and Technology.
- Clark, C. O. 1945. Storage and the unit hydrograph. *Transactions of the American Society of Civil Engineers* 110, pp. 1419-1446.
- Cornell U., 2003 - The Soil Moisture Distribution and Routing Model. SMDR. January 2003. Soil and Water Laboratory, Biological and Environmental Engineering Department, Cornell University. Ithaca, NY 14853.
- Costanza, Robert, R. d'Arge, R. deGroot, S. Farber, M. Grasso, B. Hannon, K. Limburg, S. Naeem, R.V. O'Neill, J. Paruelo, R.G. Raskin, P. Sutton, and M. van den Belt. 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital . *Nature* 387: 253-260
- Coutagne, 1935. Le déficit d'écoulement et l'évaporation réelle. Mesure et interprétation dans les conditions naturelles, *La Météorologie*, 4, 379-401
- Crawford, N.H. and Linsley, R.K. 1963. A conceptual model of the hydrologic cycle. *IAHS Publications* 63, 573-587.
- Crawford, N.A. and R.K. Linsley 1966. Digital Simulation in hydrology: the Stanford Watershed Simulation Model IV. Technical Report no.39. Department of Civil Engineering, Stanford University. Stanford. Calif.
- Crawford, N.H. and A.S. Donigian, Jr., 1973. Pesticide Transport and Runoff Model for Agricultural Lands, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 660/2 74 013.
- Cronshey, R.G. and F.D. Theurer, 1998. AnnAGNPS - Non-point pollutant loading model. Proceedings of the First Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference. Proceedings of the First Federal Interagency Hydrologic Modeling Conference. Las Vegas, Nevada. April 19-23, 1998. p. 1-9 to 1-16
- Daily, Gretchen C., ed., 1997. *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington, D.C
- David R. Maidment., 1993.. *Hanbook of Hydrology*. MacGraw-Hill. Editor David R. Maidment
- Di Luzio, M.; Srinivasan, R.; Arnold, J.G.; Neitsch, S.L., 2002. Soil and Water Assessment Tool. ArcView Interface for SWAT2000. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service. Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station
- DHI, 1985. Introduction to the SHE. European Hydrologyc System. Danish Hydraulic Institute
- DHI, 2004. MIKE-SHE Flow Modules. Technical Reference. Danish Hydraulic Institute
- Donigian, A.S. Jr. and N.H. Crawford, 1976a. Modeling Pesticides and Nutrients on Agricultural Lands, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 600/3 76 043.
- Donigian, A.S. Jr. and N.H. Crawford, 1976b. Modeling Nonpoint Pollution from the Land Surface, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, EPA 600/3 76 083.
- Donigian, A.S. Jr., J.C. Imhoff, B.R. Bicknell and J.L. Kittle. 1984. Application Guide for Hydrological Simulation Program Fortran (HSPF), prepared for U.S. EPA, EPA 600/3 84 065, Environmental Research Laboratory, Athens, GA

- Donigian, A. S., Beyerlein, D. C., Davis, H. H., and Crawford, N. H. 1977. "Agricultural runoff management ARM model version II: Refinement and testing." Rep. No. EPA-600/3-77-098, U.S. EPA Environmental Research Laboratory, Athens, Ga.
- Donigian, A.S. Jr. and Imhoff, John C. 2002. From the Stanford model to BASINS: 10 years of watershed modeling.
- Downer, C.W., and F.L. Ogden. 2002. GSSHA user's manual, gridded surface subsurface hydrologic analysis version 1.43 for WMS 6.1. ERDC Technical Report, Engineering Research and Development Center, Vicksburg, MS.
- Dunne, T. and Black, R.D. (1970) Partial area contributions to storm runoff in a small New England watershed. *Water Resour. Res.* 6(5): 1296-1311
- EC, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the European Council of 23 October 2000 establishes a framework for Community action in the field of water policy. It is the so called Water Framework Directive 2000/60/EC or WFD
- EC, 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Identification of water bodies, January 2003
- EC, 2002a. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Analysis of Pressures and Impacts in accordance with the Water Framework Directive. 2002.
- EC, 2002b. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Best Practices in River Basin Management Planning. WP1 Identification of River Basin Districts in Member States. Overview, criteria and current state of play, August 2002.
- EC, 2002c. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Working Group GIS, Guidance Document on Implementing the GIS Elements of the WFD. December 2002.
- ECETOP, 1988. Nitrate and Drinking Water. European Chemical Industry Ecology and Toxicology. Center 27. 165 pp. Brussels.
- EEA, 2000. Calculation of nutrient surpluses from agricultural sources. Statistics spatialisation by means of CORINE land cover. Application to the case of nitrogen. Technical report n° 51. European Environment Agency.
- EEA, 2001 Sustainable Water Use in Europe – Part 3: Extreme hydrological events: floods and droughts. Environmental Assessment report No 21. European Environment Agency. Copenhagen, 2001
- EPS, 2000. Entidad Pública de Saneamiento de Aguas Residuales de la Comunidad Valenciana. Anuario año 2000.
- Estrela, T, 1992. Metodologías y recomendaciones para la evaluación de recursos hídricos. Centro de Estudios Hidrográficos del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. CEDEX. Ministerio de Obras Públicas.
- Estrela, T, 1992b. Modelos matemáticos para la evaluación de recursos hídricos. Centro de Estudios Hidrográficos del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. CEDEX. Ministerio de Obras Públicas.
- Estrela, T., M. Ferrer y L. Ardiles, 1995. Estimación of precipitation-runoff regional laws and runoff maps in Spain using a Geographical Information System. International Hydrological Programme (IHP). UNESCO FRIEND AMHY. Thessaloniki, Greece. 1995.
- Estrela, T. y L. Quintas, 1996a. El sistema integrado de modelización precipitación-aportación SIMPA. *Revista de Ingeniería Civil*, no. 104. CEDEX-Ministerio de Fomento, 1996.
- Estrela, T. y Quintas, L. 1996b. A distributed hydrological model for water resources assessment in large basins. RIVERTECH 96 1<sup>st</sup> International Conference on New/Emerging Concepts for Rivers. IWRA. Sep 22-26, 1996. Chicago. EE.UU.
- Ehlschlaeger, 1989. Using the A<sup>T</sup> Search Algorithm to Develop Hydrologic Models from Digital Elevation Data," International Geographic Information System Symposium, Baltimore MD, 1989. Proceedings of International Geographic Information Systems (IGIS) Symposium '89, pp 275-281 (Baltimore, MD, 18-19 March 1989), by Charles Ehlschlaeger, U.S. Army Construction Engineering Research Laboratory.

- FAO, 1997. Lucha Contra la Contaminación Agrícola de los Recursos Hídricos. (Estudio FAO Riego y Drenaje - 55). E.D. Ongley. GEMS/Water Collaborating Centre Canada Centre for Inland Waters Burlington, Canadá.
- Fenn, L. B. and L. R. Hossner. 1985. Ammonia volatilization from ammonium or ammonium-forming nitrogen fertilizers. In *Advances in Soil Sci.* New York: Springer-Verlag, Inc. pp. 125-169.
- Ferreira, V.A., and R.E. Smith. 1992. Opus, an integrated simulation model for transport of nonpoint source pollutants at the field scale: Volume II, User Manual. ARS-98. Washington: USDA Agricultural Research Service. 200 pp.
- Ferrer, 1986. Un modelo para el estudio de contaminantes de tipo regional en acuíferos libres. Tesis Doctoral de José Ferrer Polo, Universidad Politécnica de Valencia. 1986.
- Ferrer y Ramos, 1983. La Plana de Castellón. Modelo de Calidad. Curso sobre "Utilización conjunta de aguas superficiales y Subterráneas" Valencia-Castellón de la Plana. Abril 1983. José Ferrer Polo y Francisco Ramos Ramis.
- Ferrer, 2002. Tesis doctoral "Análisis de nuevas fuentes de datos para la estimación del parámetro número de curva del modelo hidrológico del SCS: datos de perfiles de suelos y teledetección". Monserrat Ferrer i Juliá. Salamanca 2002. Departamento de Geografía Área de Geografía Física Facultad de Geografía e Historia. Universidad de Salamanca
- Fiering, M. B., 1967. *Streamflow Synthesis*, Harvard Univ. Press, Cambridge, Mass., 1967.
- Firestone, M. K. 1982. Biological denitrification. In *Nitrogen in Agricultural Soils*, ed. F. J. Stevenson. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, pp. 67-122.
- Font, E.; Pérez, M.A.; Estrela, T.; Ferrer, J. 2004. Modelo hidrogeológico del acuífero de la Mancha Oriental para el análisis de los efectos de las diferentes alternativas de sustitución de extracciones por aguas superficiales. VIII Simposio de Hidrogeología. Zaragoza, Octubre 2004.
- Frankenberger, J. R. 1996. Identification of Critical Runoff Generating Areas Using a Variable Source Area Model. Ph.D. Dissertation, Cornell University.
- Frankenberger, J. R., M. F. Walter, and J. Boll. 1996. Use of a GIS-Based Hydrologic Model to Schedule Farm Manure Applications in the New York City Watershed. AWRA
- Frankenberger, J.G., E.S. Brooks, M.T. Walter and T.S. Steenhuis. 1999. A GIS-based variable source area hydrology model. *Hydrol. Processes* 13:805-822. Cornell University.
- Gabos, A. and Gasparri, L.: 1983, Monthly runoff model for regional planning, *Water Internat.* 8, 42-45.
- Girard G., Charbonneau R., Morin G., 1972. Modèle hydro-physiographique. *Comptes rendus Symposium international sur les techniques de modèles mathématiques appliquées aux systèmes de ressources en eau.* Environnement Canada, Ottawa, 9-12 mai 1972, vol. 1, 190-205
- Green, W.H. and G.A. Ampt. 1911. Studies on soil physics, 1. The flow of air and water through soils. *Journal of Agricultural Sciences* 4:11-24.
- Hamon, W., Estimating the potential evapotranspiration, *ASCE J. Hydraul. Div.*, 87, 107-120, 1961.
- Hanson, J. D., L. R. Ahuja, M. D. Shaffer, K. W. Rojas, D. G. DeCoursey, H. J. Farahani., K. Johnson. 1998. RZWQM: Simulating the effects of management on water quality and crop production. *Agri. Systems* 57:161-195.
- Hanson, J. D. 1999. Generic crop production model for the root zone water quality model. In: Ahuja, L. R., J. D. Hanson, K. W. Rojas, and M. J. Shaffer (eds). *The Root Zone Water Quality Model*. Water Resources Publications LLC. Highlands Ranch, CO.
- Hargreaves, G., and Z. Samani, Reference crop evapotranspiration from temperature, *Applied Engineering in Agriculture*, 1, 96-99, 1985.
- Harris, G. L., M. J. Goss, R. J. Dowdell, K. R. Howse and P. Morgan. 1984. A study of mole drainage with simplified cultivation for autumn sown crops on a clay soil. 2. Soil water regimes, water balances and nutrient loss in drain waters. *Journal of Agricultural Science* 102: 561-581.
- Havlin, J. L., J. D. Beaton, S. L. Tisdale and W. L. Nelson. 1999. *Soil Fertility and Fertilizers*. 6th Edition. Prentice Hall. Upper Saddle River, NJ.



- Haynes, R. J. 1986. The decomposition process: Mineralization, immobilization, humus formation, and degradation. Ed. Haynes, R. J., *Mineral Nitrogen in the Soil-Plant System*, Academic Press, Orlando, Florida, pp. 52-126.
- Harmel, R.D., C. W. Richardson, K. W. King. 2000. Hydrologic response of a small watershed model to generated precipitation. *Transactions of ASAE*. 43 (6): 1483-1488.
- Havelka UD, Boyle MG, Hardy RWF. 1982. Biological nitrogen fixation. In: Stevenson FJ, Bremner JM, Hauck RD, Keeney DR, editors. *Nitrogen in agricultural soils*. Agronomy monographs 22. p 365-422.
- Hawkins, R.H., 1978: Runoff curve numbers with varying site Moisture. *J. Irrig. and Drain. Div., ASCE*, 104(4), 389-398.
- Hellawell, J. M., 1978. *Biological surveillance of rivers*. Water Research Centre, 332 pp
- Hewlett, J.D. and Hibbert, A.R., 1967. Factors affecting the response of small watersheds to precipitation in humid areas. In Sopper, W.E. and Lull, H. W. (Eds): *Forest Hydrology. Proc. Int. Symp. on Forest Hydrol.*, Penn. State Univ., University Park, Pennsylvania, pp. 275-290
- Hjelmfelt, A. T. 1980. "Curve Number Procedure as an Infiltration Method," *Journal of the Hydrology Division, American Society Civil Engineers*, HY6, pp 1107-1111.
- Hjelmfelt, a. T., Kramer, I. A. y Burwell, r. E., 1982. Curve numbers as random variables. En: V. P. Singh [Ed]: *Rainfall-runoff relationship*. Proceedings of the International Symposium on Rainfall-Runoff Modeling held May 18-21 (1981) at Mississippi State University, Littleton, Colorado, Water Resources Publications, 365-370 pp.
- Holmes, R. M. (1961): Estimation of soil moisture content using evaporation data. *Proceedings of Hydrology Symposium n° 2 as Evaporation 18496*. Queens Printer, Ottawa.
- Holtan, H. N. 1961. A concept for infiltration estimates in watershed engineering. *USDA-ARS Bulletin* 41-51, Washington, DC. 25 p.
- Holtan, H. N., Stitner, G. J., Henson, W. H. and Lopez, N. C. 1975. *USDAHL-74 Revised Model of Watershed Hydrology*. Technical Bulletin No. 1518, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.
- Horton, R. E. 1919. "Rainfall interception." *Monthly Weather Rev.*, 147, 603-623.
- Horton, R. E. 1933. "The role of infiltration in the hydrologic cycle." *Trans., Am. Geophys. Union*, 145, 446-460.
- Horton, R. E. 1935. "Surface runoff phenomena, Part 1—Analysis of hydrograph." *Horton Hydrology Laboratory Publication* No. 101, Voorheesville, N.Y.
- Horton, R. E. 1939. "Analysis of runoff plot experiments with varying infiltration capacities." *Trans., Am. Geophys. Union* 20~IV!, 683-694.
- Horton, R. E. 1940. "An approach toward a physical interpretation of infiltration capacity." *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 5, 399-417.
- Horton, R. E. 1945. "Erosional development of streams and their drainage basins: Hydrophysical approach to quantitative geomorphology." *Bull. Geol. Soc. Am.*, 56, 275-370.
- Huggins, L. F. and E.J. Monke. 1966. The mathematical solution of the hydrology of small watersheds. *Technical Report* No. 1, Water Resources Research Center, Purdue University, West Lafayette, IN. 130 p.
- IFA, 2005. Nitrogen, phosphate and potash statistics 1973-1973/74 to 2002-2002/03 IFADATA statistics online. International Fertilizer Industry Association (IFA). Disponible en: <http://www.fertilizer.org/ifa/statistics/IFADATA/dataline.asp>
- Jakeman, A.J., Littlewood, I.G. et Whitehead, P.G. (1990). Computation of the instantaneous unit hydrograph and identifiable component flows with application to two small upland catchments. *Journal of Hydrology*, 117, 275-300.
- Jones, C. and J. Jacobsen. 2002. *Nutrient management module No. 3: Nitrogen cycling, testing and fertilizer recommendations*. Montana State University Extension Service. Disponible en <http://www.montana.edu/wwwpb/pubs/mt44493.pdf>

- Johanson, R.C., J.C. Imhoff and H.H. Davis, Jr. 1980. User's Manual for Hydrological Simulation Program FORTRAN (HSPF). Research Grant No. R804971 01. Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA.
- Parsons, John E., Thomas, Daniel L., Huffman, Rodney L., editors 2001. Agricultural non-point source water quality models: their use and application. Southern Cooperative Series Bulletin #398, July, 2001. Southern Association of Agricultural Experiment Station Directors. North Carolina State University. ISBN: 1-58161-398-9.
- Julien, P.Y., Saghafian, B., and Ogden, F.L., 1995, Raster-based Hydrological Modeling of Spatially-varied Surface Runoff, *Water Resources Bulletin*, AWRA, Vol. 31, No. 3, June 1995, pp 523-536.
- Kanwar, R. S. and J. L. Baker. 1993. Tillage and chemical management effects on groundwater quality. In *Agricultural Research to Protect Water Quality: Proceedings of the Conference*, 455-459. Ankeny, IA: Soil and Water Conservation Society.
- Kirkby, M. J., 1975. Hydrograph modelling strategies. In *Processes in Physical and Human Geography*. eds. Peel, R. Chisholm, R. and Haggett, P., pp. 69-90, Oxford: Heinemann.
- Kittle, J.L., A.M. Lumb, P.R. Hummel, P.B. Duda and M.H. Gray. 1998. A Tool for the Generation and Analysis of Model Simulation Scenarios for Watersheds (GenScn). WRI Report 98-4134. U.S. Geological Survey, Reston VA.
- Klein, M. 1994. Evaluation and comparison of pesticide leaching models for registration purposes. Results of simulations performed with the Pesticide Leaching Model. *J. of Envir. Sci. and Health*, A29(6):1197-1209.
- Knisel, W.G., ed. 1980. CREAMS: A Field-Scale Model for Chemical, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems. Conservation Research Report 26, U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C.
- Knisel, W. G., Leonard, R. A., Davis, F. M., and Nicks, A. D. 1993. "GLEAMS version 2.10, Part III, user's manual." Conservation Research Rep., USDA, Washington, D.C.
- Knisel, W. G., and Williams, J. R. 1995. "Chapter 28: Hydrology components of CREAMS and GLEAMS models." *Computer models of watershed hydrology*, V. P. Singh, ed., Water Resources Publications, Littleton, Colo.
- Knowles, R. 1981. Denitrification. p. 323-369. In E.A. Paul and J. Ladd (ed.) *Soil biochemistry*. Vol. 5. Marcel Dekker, New York
- Kolenbrander, G. J. 1981. Leaching of nitrogen in agriculture. *Nitrogen Losses and Surface Runoff from Land Spreading of Manures*, ed. J. C. Brogan. Netherlands: Martinus Nijhoff/Junk, Dordrecht.
- Lahlou, M., L. Shoemaker, S. Choudhury, R. Elmer, A. Hu, H. Manguerra, A. Parker, 1998, *Better Assessment Science Integrating Point and Nonpoint Sources - BASINS 2.0 User's Manual*, EPA-823-B98-006, U.S. E.P.A., Office of Water, Washington, DC.
- Langendoen, E. J. 2000. CONCEPTS -CONservational Channel Evolution and Pollutant Transport System Report, U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service, National Sedimentation Laboratory, Oxford, MS.
- Langendoen, E., R. Thomas, and A. Simon. 2001. Modelling bank and near-bank processes using the CONCEPTS model. In *Proceedings of the BGRG Conference*, Nottingham, UK.
- Leonard, R.A., W.G. Knisel, and D.A. Still. 1987. GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. *Trans. ASAE* 30:1403-1418
- Linsley, R. K.: 1967, The relation between rainfall and runoff, *J. Hydrol.* 5, 297-371.
- Littlewood, I.G. et Jakeman, A.J. 1994. A new method of rainfall-runoff modelling and its applications in catchment hydrology. In: *Environmental Modelling*, P. Zannetti (Ed.), Computational Mechanics Publications, Southampton, 2, 143-171.
- Littlewood, I.G., Down, K., Parker, J.R. et Post, D.A., 1997. The PC version of IHACRES for catchment-scale rainfall-streamflow modelling. Version 1.0. User Guide. Institute of Hydrology (Ed.), 89 p.

- Lombardo, P. 1973. *A Critical Review of Available Water Quality Simulation Models*. Hydrocomp, Inc., Palo Alto, CA.
- López Camacho, B. 1981. Método simplificado de gestión de acuíferos para una integración en sistemas de explotación conjunta. IV Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Zaragoza. España.
- Lumb, A.M. and J.L. Kittle. 1984. ANNIE, an Interactive Processor for Hydrological Models, in: *Emerging Computer Techniques in Stormwater and Flood Management*, pp. 352-365. American Society of Civil Engineers. New York, NY.
- Lumb, A.M. and J.L. Kittle, Jr. 1993. Expert System for Calibration and Application of Watershed Models, in: *Proceeding of the Federal Interagency Workshop on Hydrologic Modeling Demands for the 90's*, U.S. Geological Survey WRI Report 93-4018, pp. 4:1-7, Reston, VA.
- MAPA, 1998. Balance de Nitrógeno en la Agricultura Española del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación del año 1997. Noviembre de 1998.
- McCuen, R. H., 1982. *A guide to hydrologic analysis using SCS methods*, Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, New Jersey 07632.
- MCYT, 2001. GUADALMED-2. Ecological status of Mediterranean Rivers. Ecological regionalization, reference stations and predictive methods for quality evaluation. Ref. REN2001-3438-C07. Ministry of Science and Technology.
- Mein, R. G. and Larson, C. L. 1973. Modeling Infiltration During a Steady Rain, *Water Res. Res.*, V17(4), 1005-1013.
- MIMAM, 2000. *El Libro Blanco del Agua en España*. Ministerio de Medio Ambiente, Secretaría de Estado de Agua y Costas, Madrid. Texto final de septiembre de 2000. Dirección General de Obras Hidráulicas.
- MIMAM, 2000b. "Guía para la elaboración de estudios del medio físico", cuarta reimpresión. Secretaría General de Medio Ambiente. Ministerio de Medio Ambiente 2000. Versiones anteriores del Ministerio de Obras Públicas y Transporte, 1993, pp.343-344
- MIMAM, 2001. Caracterización de las fuentes agrarias de contaminación de las aguas por nitratos. Subdirección General de Tratamiento y Control de Calidad de las Aguas. Ministerio de Medio Ambiente. 2001.
- MIMAM, 2003. Manual para el análisis de presiones e impactos relacionados con la contaminación de las masas de agua superficiales Subdirección General de Tratamiento y Control de la Calidad de las Aguas. Septiembre 2003.
- Mockus, V., 1949. Estimation of total (and peak rates of) surface runoff for individual storms, U. S. Department of Agriculture.
- Monteith, J. L.: 1965, Evaporation and environment, in: G. E. Fogg (ed.), *The State and Movement of Water in Living Organisms (Symposia of the Society for Experimental Biology, Number XIX)*, The Company of Biologist, Cambridge, pp. 205-234.
- Morell y Fernández, 2000. *El agua en Castellón. Un reto para el siglo XXI*. Autores: Ignacio Morell y Félix Fernández. Publicacions de la Universitat Jaume I, D.L. 2000.
- Morel-Seytoux, H.J. and Al Hassoun, S. (1989). The unsaturated component of SWATC: a multiprocess watershed model for runoff generation and routing. In : H.J. Morel-Seytoux (Ed.) "Unsaturated Flow in Hydrologic Modeling -Theory and Practice", NATO ASI Series C, Vol. 275, Kluwer Academic Publ., 413-433.
- Morgan, R. P. C. and J. N. Quinton. 1997. The European soil erosion model (EUROSEM): a process-based approach for predicting soil loss from fields and small catchments. *Earth Surface Processes and Landforms*.
- Neeteson J. J., Greenwood, D. J. & Habets, E. J. M. H. (1986). Dependence of soil mineral N on N-fertilizer application. In: *Fundamental, Ecological and Agricultural Aspects of Nitrogen Metabolism in Higher Plants*, (edt H. Lambers, J.J. Neeteson & I. Stulen), Dordrecht: Martinus Nijhoff Publishers, pp 439-442

- Neitsch, S.L.; Arnold, J.G.; Kiniry, J.R.; Williams, J.R.; King, K.W. 2002. Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation. Version 2000. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service. Blackland Research Center, Texas Agricultural Experiment Station
- Novotny, V. and H. Olem. 1994. Water Quality: Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution. New York: Van Nostrand Reinhold.
- NRCS. 2001. National Engineering Handbook, Section 4. Hydrology, National Resources Conservation Service. <http://www.wcc.nrcs.usda.gov/water/quality/common/neh630/4content.html>.
- OCDE, 1982. Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. Paris, 1982.
- OPH, 2001. "Implantación de un sistema de control y seguimiento del Plan Hidrológico del Júcar". Realizado por la Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Júcar 2001.
- OPH, 2002. "Consultoría y asistencia para el estudio de utilización conjunta de los recursos hídricos superficiales y subterráneos de las cuencas media y baja de los ríos Júcar y Turia". Oficina de Planificación Hidrológica de la Confederación Hidrográfica del Júcar. 2002.
- OPH, 2004. Seguimiento general del Plan Hidrológico de Cuenca del Júcar. Documento de síntesis (2004).
- Palmer, W. C. 1965. Meteorological drought. Research Paper 45. U.S. Department of Commerce, Weather Bureau, Washington, D. C., 58pp.
- Palmer, W. C. 1968. Keeping Track of Crop Moisture Conditions, Nationwide: the new Crop Moisture Index, *Weatherwise*, 21:156-161.
- Paredes, 2004. Integración de la modelación de la calidad del agua en un sistema de ayuda a la decisión para la gestión de recursos hídricos. Tesis Doctoral de Javier Paredes Arquiola en el Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente. Universidad Politécnica de Valencia. Octubre de 2004.
- Pérez, 2000. Modelación cuasidistribuida de los recursos hídricos y estudio de explotación en el río Turia. Premio Uralita Escuela de Caminos de la Universidad Politécnica de Valencia del año 2.000.
- Pinault, J.L., Pauwels, H., Fritsche, V. and Cann, C., 1997. Mechanisms affecting streamflow and stream water quality: a new spectral analysis of time-series approach. In: Viville, D. and Littlewood, I. G. ( eds.). Ecological processes in small basins, proceedings of the Sixth Conference of the European Network of Experimental and Representative Basins (ERB), Strasbourg, September 24-26, 1996. IHP-V, Technical Documents in Hydrology, n° 14, UNESCO, Paris, 77-84.
- Ponce, V. M. and R. H. Hawkins. 1996. Runoff curve number: Has it reached maturity? *Journal of Hydrologic Engineering* 1(1):11-19
- Ragab, R., Cain, J. D. (1997). Aggregation of input parameters for catchment scale model and its implication to model validation. Monitoring and modelling of soil moisture: Integration over time and space. Workshop program W3. 5<sup>th</sup> Scientific Assembly of the International association of Hydrological Sciences (IAHS), Rabat, Morocco, 23- April - 3 May 1997. (Abstract of a paper presented at the assembly).
- Ragab, R., Finch, J. and Harding, R. (1997). Estimation of groundwater recharge to the Chalk and sandstone aquifers using simple soil models. *Journal of Hydrology*, 190, 19-41.
- Reddy, K.R., R. Khaleel, M.R. Overcash, and P.W. Westerman. 1979. A nonpoint source model for land areas receiving animal wastes: II. Ammonia volatilization. *Trans. ASAE* 22:1398-1404.
- Refsgaard, J. C., and Storm, B. 1995. "Chapter 23: MIKE SHE." Computer models of watershed hydrology, V. P. Singh, ed., Water Resources Publications, Littleton, Colo. runoff modeling." *J. Hydrologic Eng.*, 5(1), 8-16.
- Rewerts, C. C., and B. A. Engel, 1991. ANSWERS on GRASS: Integrating a watershed simulation with a GIS. ASAE Paper No. 91-2621, ASAE, St. Joseph, MI.
- RD, 1994. Real Decreto 1541/94, de 8 de julio, por el que se modifica el Anexo I del Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, aprobado por el Real Decreto 927/88, de 29 de julio.
- Rigon, R. G. Bertoldi, T.M. Over, and D. Tamanini. 2004. GEOTOP: a distributed model of the hydrological cycle in the remote sensing era, in Proceedings of the 2nd international CAHMDA workshop on: The Terrestrial Water Cycle: Modelling and Data Assimilation Across Catchment Scales, edited by A.J.

- Teuling, H. Leijnse, P.A. Troch, J. Sheffield and E.F. Wood, pp. 102-104, Princeton, NJ, October 25-27. Dept. of Civil and Environmental Engineering - CUDAM, University of Trento, Trento, Italy. Dept. of Geology/Geography, Eastern Illinois University, Charleston, Illinois, USA
- Ruiz, J. M.; Estrela, T. e Quintas, L., 1994 - Modelización Hidrológica Distribuida en el Proyecto Guadiana. El modelo Simpa 1.0 (Simulación Precipitación-Aportación). CEDEX, Madrid, España
- Ruiz, J.M., 1998. Desarrollo de un modelo hidrológico conceptual-distribuido de simulación continua integrado en un sistema de información geográfica. Tesis Doctoral presentada en la Universidad Politécnica de Valencia.
- Ruiz, J.M., 1999. Modelo distribuido para la evaluación de recursos hídricos. Monografías CEDEX, Madrid, 1999.
- Rushton, K. R. and C. Ward, 1979. The estimation of groundwater recharge. *Journal of Hydrology*. 41, 345-361, 1979.
- Sahuquillo, A., 1981. Obtención de funciones de influencia sobre caudales de un río, de los bombeos en un acuífero rectangular homogéneo e isótropo conectado con él. IV Asamblea Nacional de Geodesia y Geofísica. Zaragoza. España.
- Saleh, A., J. G. Arnold, P. W. Gassman, L. M. Hauck, W. D. Rosenthal, J. R. Williams, and A. M. S. McFarland. 2000. Application of SWAT for the Upper North Bosque River Watershed. *Transactions of ASAE*. 43 (5):1077-1087.
- Sanchis, 1981. Los nitratos en los acuíferos costeros de Valencia. Su distribución en el espacio y en el tiempo. *Actas Jorn. Anal. Evol. Cont. Ag. Subt. España*. Barcelona. 1: 39-51.
- Sanchis, 1991. Estudio de la contaminación por nitratos de las aguas subterráneas de la provincia de Valencia. Origen, balance y evolución espacial y temporal. Emilio J. Sanchis Moll. Diputación Provincial de Valencia.
- Schaake, J. C. and Liu, C.: 1989, Development and application of simple water balance models to understand the relationship between climate and water resources, in: M. L. Kavvas (ed.), *New Directions for Surface Water Modeling (Proceedings of the Baltimore Symposium, May 1989)*, IAHS Publ. No. 181.
- Schenkeveld, M. M., 1971. Study of water resources and their exploitation for irrigation in eastern Crete. Watershed of Messara basins. Food and Agriculture Organization of the U.N. - Working document No. 24. Iraklio, Greece
- Schepers, J.S., and R.H. Fox. 1989. Estimation of N budgets for crops. In R. Follet (ed.) *Nitrogen management and groundwater protection*. USDA-ARS, Fort Collins, CO.
- SCS, 1954. *Hydrology guide for use in watershed planning*, USDA Soil Conservation Service U.S. Dept. of Agriculture.
- SCS, 1972. *S.C.S National engineering handbook, Section 4. Hydrology*, USDA. Soil Conservation Service U.S. Dept. of Agriculture, U.S.D.A. 1972, Washington D.C
- SCS, 1975. *Urban hydrology for small watersheds*. TR 55, USDA Soil Conservation Service U.S. Dept. of Agriculture.
- SCS, 1986. *Urban hydrology for small watersheds*, USDA Soil Conservation Service U.S. Dept. of Agriculture.
- Seyhan, E. 1976. Calculation of runoff from basin physiography. *Utrechtse Geografische Studies* 2, Utrecht.
- Shaffer, M.J., Halvorson, A.D. and Pierce, F.J. 1991. Nitrate leaching and Economic Analysis Package (NLEAP): Model description and application. pp. 259-283. IN R.F. Follett, D.R. Keeney (eds.). *Managing Nitrogen for Ground-Water Quality and Farm Profitability*. Soil Sci. Soc. Am. Madison, WI. 357 p.
- Shirmohammadi, A. and W. G. Knisel. 1994. Evaluation of the GLEAMS model for pesticide leaching in Sweden. *J. of Envir. Sci. and Health*, A29(6):1167-1182.
- Singh, V. P. and W. T. Dichinson, 1975. A simple runoff model utilizing soil moisture parameters. *Proceedings, Second World Congress*. V: 111-6, held December 1975 in New Delhi, India.

- Singh, Vijay P.. Editors 1995. *Computer Models of Watershed Hydrology*. U.S. Library of Congress Catalog Card number 94-61748. revised edition by Water Resources Publications.
- Singh, Vijay P.; and Woolhiser, David A.. 2002. *Mathematical Modeling of Watershed Hydrology*. *Journal of Hydrologic Engineering* Jul/ August 2002. 7 (4): 270-292
- Sloan, P.G., I.D. Morre, G.B. Coltharp, and J.D. Eigel. 1983. *Modeling surface and subsurface stormflow on steeply-sloping forested watersheds*. Water Resources Inst. Report 142. Univ. Kentucky, Lexington.
- Smith, R.E. 1992. *Opus, an integrated simulation model for transport of nonpoint source pollutants at the field scale: Volume I, Documentation*. ARS-98. Washington: USDA Agricultural Research Service. 120 pp.
- Smith, R.E., D.C. Goodrich, and J.N. Quinton, 1995a. *Dynamic, distributed simulation of watershed erosion: The KINEROS2 and EUROSEM models*, *Journal of Soil and Water Conservation*, 50(5):517-520.
- Smith, R. E., Goodrich, D. C., Woolhiser, D. A., and Unkrich, C. L. 1995b. "Chapter 20: KINEROS—A kinematic runoff and erosion model." *Computer models of watershed hydrology*, V. P. Singh, ed., Water Resources Publications, Littleton, Colorado.
- Smith, R. E., 1997. Discussion to "Runoff curve number: has it reached maturity?". *Journal of Hydrologic Engineering*, 2(3): 145-147.
- Sokolov, A.A. y T.C. Chapman., 1981. *Métodos de cálculo del balance hídrico. Guía internacional de métodos de investigación (versión en Español)*. Instituto de Hidrología de España-UNESCO
- Sophocleous, M., and S. P. Perkins. 2000. *Methodology and application of combined watershed and ground-water models in Kansas*. *Journal of Hydrology*. 236(3):185-201.
- Spruill, C.A., S. R. Workman, and J. L. Taraba. 2000. *Simulation of daily and monthly stream discharge from small watersheds using the SWAT model*. *Transactions of ASAE*. 43(6): 1431-1439.
- Srinivasan, R., T. S. Ramanarayanan, J. G. Arnold, and S.T. Bednarz. 1998a. *Large Area Hydrologic Modeling and Assessment Part II: Model Application*. *Journal of the American Water Resources Association*. 34(1): 91 - 101.
- Srinivasan, R., J.G. Arnold, and C. A. Jones. 1998b. *Hydrologic modeling of the United States with the Soil and Water Assessment Tool*. *International Journal of Water Resources Development*. 14(3):315-325.
- Stanford, G. and E. Epstein. 1974. *Nitrogen mineralization-water relations in soils*. *Soil Science Society of America Proceedings* 38: 103-107.
- Stanford, G. and Smith, S.J. *Nitrogen mineralization potentials of soils*. *Soil Science Society of America Journal, Madison*, v.36, p.465-472, 1972.
- Steenhuis, T.S., J.-Y. Parlange, and S.A. Aburime. 1995. *Preferential Flow in Structured and Sandy Soils: Consequences for Modeling and Monitoring*. Chapter 5, In: *Handbook of Vadose Zone Characterization and Monitoring*, L. Everett, S. Cullen, and L. Wilson, Eds. Lewis Publishers, Ann Arbor, MI. pp. 61-77
- Steve W. Lyon, M. Todd Walter, Pierre Gérard-Marchant, Tammo S. Steenhuis. August 2003. *Using a topographic index to distribute variable source area runoff predicted with the SCS curve-number equation*. Department of Biological and Environmental Engineering, Cornell University, Ithaca, NY 14853, USA.
- Stevenson, F.J. 1982. *Organic forms of soil nitrogen*. In *Nitrogen in Agricultural Soils*, ed. F. J. Stevenson, 67-122. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin.
- Storm, D. E., T. A. Dillaha, S. Mostaghimi, and V. O. Shanholtz. 1988. *Modeling phosphorus transport in surface runoff*. *Transactions of the ASAE* 31(1):117127.
- Sugawara M, 1979. *Automatic calibration of the Tank Model*. *Hydrol. Sci. Bull.* 24 (3) 375-388.
- Sugawara, M., I. Watanabe, E. Ozaki and Y. Katsuyama. 1986. *Tank Model Programs for Personal Computer and the Way to Use*. Research Report of National Research Center for Disaster Prevention, No37. Japan. (In Japanese).
- Sugawara, M., 1995. *Tank Model*. In: *Computer Models of Watershed Hydrology*, V.P. Singh (Editor). Water Resources Publishers, Baton Rouge, Louisiana, pp. 165-214
- Témez, J.R. 1977. *Modelo matemático de transformación precipitación-aportación*. ASINEL, 1977.

- Témez, J. R. 1987. Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales. MOPU, Dirección General de Carreteras, 111 pp.
- Theurer, F.D., K.A. Voos, and W.J. Miller. 1984. Instream Water Temperature Model. Instream Flow Inf. Pap. 16. U.S. Fish and Wildl. Serv. FWS/OBS-84/15. v.p.
- Thomas, H. A., 1981. Improved methods for national water assessment, report, Contract WR 15249270, U.S. Water Resour. Council, Washington, D. C., 1981.
- Thomas, D. L., M. L. Griffin, and D. B. Beasley. 1989. ANSWERS. in application of water quality models for agricultural and forested watersheds, D. B. Beasley and D. L. Thomas, editors. So. Coop. Ser. Bul. No. 338. pp 5-13.
- Thornthwaite, C.W.: 1948, An approach toward a rational classification of climate, Geogr. Rev. 38(1), 55-94.
- Thornthwaite, C. W. and Mather, J. R.: 1955, The water balance, Publ. Climatol. Lab. Climatol. Dresel Inst. Technol. 8(8), 1-104.
- Thornthwaite, C. W. and Mather, J. R.: 1957, Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance, Publ. Climatol. Lab. Climatol. Dresel Inst. Technol 10(3), 185-311.
- Tigkas, D. and Tsakiris, 2004. Medbasin: A Mediterranean rainfall-runoff software package. Lab. of Reclamation Works & Water Resources Management National Technical University of Athens.
- Tisdale, S. L., W. L. Nelson and J. D. Beaton. 1985. Soil Fertility and Fertilizers. London: Macmillan Publishing.
- Todini, E. 1988. Rainfall-Runoff Modeling: Past, Present and Future. Journal of Hydrology. 100(1): 341-352.
- Todini, E. 1996. "The ARNO rainfall-runoff model." J. Hydrol., 175, 339-382.
- TRAGSA, 1998. Restauración Hidrológico Forestal de Cuencas y control de la Erosión. Ingeniería Medioambiental. Editado por Tragsa, Tragasatec y el Ministerio de Medio Ambiente.
- Tsykin, E.N., 1985. Multiple nonlinear statistical models for runoff simulation and prediction. Journal of Hydrology, 77, 209-226.
- Turc, L., 1963. Evaluation des besoins en eau d'irrigation, évapotranspiration potentielle, formulation simplifiée et mise à jour. Ann. Agron., 12: 13-49.
- Underhill, H. W., Schenkeveld, M. M., Goodwill, I. M., 1970. Study of water resources and their exploitation for irrigation in eastern Crete. Trials of mathematical watershed model for runoff simulation. Food and Agriculture Organization of the U.N. - Provisional document, Iraklio, Greece
- USACE, 1998. HEC-1, Flood Hydrograph Package. User's Manual. June 1998. V4.1. Hydrologic Engineering Center. US Army Corps of Engineers.
- USACE, 2000. HEC-HMS, Hydrologic Modeling System. Technical Reference Manual. March 2000. Hydrologic Engineering Center. US Army Corps of Engineers.
- USACE, 2003. HEC-GeoHMS, Geospatial Hydrologic Modeling Extension. User's Manual. December 2003. V1.1. Hydrologic Engineering Center. US Army Corps of Engineers.
- USDA. 1980. "CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems." W. G. Knisel, ed., Conservation Research Rep. No. 26, Washington, D.C.
- USGS 1985. Study and interpretation of the chemical Characteristics of Natural Water. Third Edition by John D. HEM. US Geological Survey Water-Supply, Paper 2254.
- Vallarino, E. 1980. Obras Hidráulicas. Cuestiones generales y funcionales. ETSICCP.
- Van Deursen, W.P.A. en J.C.J. Kwadijk, 1989. 'Using the Watershed tools for modeling the river Rhine catchment'. First European Conference on GIS EGIS 1989, Amsterdam 1989.
- Van Deursen, W.P.A. and J.C.J. Kwadijk, 1993. 'RHINEFLOW: an integrated GIS water balance model for the river Rhine,' Application of Geographic Information Systems in Hydrology and Water Resources Management, HydroGIS 1993.

- Vanclouster M., 1995. Nitrogen transport in soil: theoretical, experimental and numerical analysis. Ph.D. Thesis, Katholieke Universiteit Leuven. 220 pp.
- Vandewiele, G. L., Xu, C.Y. and NiLarWin: 1992, Methodology and comparative study of monthly water balance models in Belgium, China and Burma, *J. Hydrol.* 134, 315-347.
- Vélez, J.; Vélez, I.; Puricelli, M.; Francés, F. 2002. Hydrological Simulation of Flood Events At Large Basins Using Distributed Modelling. EGS XXVII General Assembly, Nice, 21-26 April 2002, abstract #5594.
- Vinten, A. J. A. and K. A. Smith. 1993. Nitrogen cycling in agricultural soils. In *Nitrate Processes, Patterns and Management*. ed. T. P. Burt, A. L. Heathwaite and S. T. Trudgill, 39-75. England: John Wiley & Sons Ltd.
- Vogel, R. M., Y. Tsai, and J. F. Limbrunner, The regional persistence and variability of annual streamflow in the United States, *Water Resour. Res.*, 34(12), 3445-3459, 1998.
- WATECO, 2002. Economics and the Environment. The implementation challenge of the Water Framework Directive. A Guidance Document. Working group for the economic studies of the WFD
- WHI, 2000. Visual Modflow User's Manual., 2000. Waterloo Hydrogeologic Inc
- WHI, 2000b. Modflow Packages Reference Manual. 2000. Waterloo Hydrogeologic Inc.
- White, D. (1988). Grid-Based Application of Runoff Curve Number. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 114(6): 601-612.
- Williams, J.R. 1975. Sediment-yield prediction with universal equation using runoff energy factor. p. 244-252. In *Present and prospective technology for predicting sediment yield and sources: Proceedings of the sedimentyield workshop*, USDA Sedimentation Lab., Oxford, MS, November 28- 30, 1972. ARS-S-40.
- Williams, J.R., C.A. Jones, and P.T. Dyke. 1984. The EPIC model and its application. pp. 111-121 In *Proc. ICRISAT-IBSNAT-SYSS Symp. on Minimum Data Sets for Agrotechnology Transfer*, March 1983, Hyderabad, India
- Williams, J.R., A.D. Nicks, and J.G. Arnold, 1985. Simulator for Water Resources in Rural Basins. *ASCE, Journal of Hydraulic Engineering* 111(6):970-986
- Wischmeier, W.H. and D.D. Smith. 1965. Predicting rainfall-erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. *Agriculture Handbook* 282. USDA-ARS
- Wischmeier, W.H. and D.D. Smith. 1978. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. *Agriculture Handbook* 282. USDA-ARS
- Wolfe, M. L., T. A. Dillaha, S. Mostaghimi, C.D. Heatwole and W. D. Batchelor. 1995. A farm scale water quality planning system for evaluating best management practices. Final report submitted to the Chesapeake Research Consortium, Inc., under cooperative agreement NPS#1-A. Dept. Of Biological Systems Engineering, Virginia Tech, Blacksburg, VA. 15 p.
- Wolfe, M. L., W. D. Batchelor, T. A. Dillaha, C.D. Heatwole and S. Mostaghimi. 1995. Modeling the effects of farm management practices on off-site water quality. *Proceedings of the International Symposium on Water Quality Modeling*, April, 1995. Kissimmee, Florida.
- Woolhiser, D.A., R.E. Smith and D.C. Goodrich. 1990. KINEROS, A kinematic runoff and erosion model: documentation and user manual. USDA-Agricultural Research Service, ARS-77, pp 130
- Wu, W., and Vieira, D.A. 2000. "One-Dimensional Channel Network Model CCHE1D 2.0 - Technical Manual," Technical Report No. NCCHE-TR-2000-1, National Center for Computational Hydroscience and Engineering, The University of Mississippi
- Xu, C.Y. and Vandewiele, G. L.: 1994, Sensitivity of monthly rainfall-runoff models to input errors and data length, *Hydrol. Sci. J.* 39(2), 157-176.
- Xu, C.Y. and Halldin, S.: 1996, The effect of climate change in river flow and snow cover in the NOPEX area simulated by a simple water balance model, *Proc. of Nordic Hydrological Conference*, Alkureyri, Iceland, Vol. 1 pp. 436-445.
- Xu, C.Y. and Singh, V. P.: 1996, A Review on Monthly Water Balance Models for Water Resources Investigations. *Water Resources Management* 12: 31-50, 1998.



Young, R.A., C.A. Onstad, D.D. Bosch, and W.P. Anderson. 1987. AGNPS, Agricultural nonpoint source pollution model: A large watershed analysis tool. USDA, ARS Conserv. Res. Report # 35. 77 pp.

Young, R.A., C.A. Onstad, D.D. Bosch, and W.P. Anderson. 1989. AGNPS: A nonpoint-source pollution model for evaluating agricultural watersheds. *J. of Soil and Water Conservation*. 44(2):168-173.

Young, R.A., C.A. Onstad, D.D. Bosch, and W.P. Anderson. 1994. Agricultural Non-Point Source Pollution Model, Version 4.03 AGNPS USER'S GUIDE. July 1994. USDA-NRS-NSL, Oxford, MS.

Young, R. A., Onstad, C. A., and Bosch, D. D. 1995. "Chapter 26: AGNPS: An agricultural nonpoint source model." *Computer models of watershed hydrology*, V. P. Singh, ed., Water Resources Publications, Littleton, Colo.

Zhao, R. J., Zhuang, Y.-L., Fang, L. R., Liu, X. R., and Zhang, Q. S. 1980. "The Xinanjiang model." *Proc., Oxford Symposium on Hydrological Forecasting*, IAHS Publication No. 129, International Association of Hydrological Sciences, Wallingford, U.K., 351-356.

Zhao, R. J., and Liu, X. R. 1995. "Chapter 7: the Xinjiang model." *Computer models of watershed hydrology*, V. P. Singh, ed., Water Resources Publications, Littleton, Colo.