



Título del Trabajo Fin de Máster:

Sistema de ayuda a la decisión para la gestión de la cuenca del Júcar y el sistema acuífero Mancha Oriental mediante redes bayesianas y teoría de juegos.

Intensificación:

RECURSOS HÍDRICOS

Autor:

ASENSIO GARCÍA, FRANCISCO JAVIER

Director/es:

DR. PULIDO VELÁZQUEZ MANUEL

Fecha: SEPTIEMBRE, 2014

Título del Trabajo Fin de Máster:

Sistema de ayuda a la decisión para la gestión de la cuenca del Júcar y el sistema acuífero Mancha Oriental mediante redes bayesianas y teoría de juegos.

Autor: **ASENSIO GARCÍA, FRANCISCO JAVIER**

Tipo	A <input type="checkbox"/> B <input checked="" type="checkbox"/>	Lugar de Realización	VALENCIA
Director	MANUEL PULIDO VELÁZQUEZ	Fecha de Lectura	SEPTIEM., 2014
Codirector1			
Codirector2			
Tutor			

Resumen:

Resumen: Cada día crecen las dificultades a la hora de gestionar el agua, sobre todo a escala de cuenca, debido a la escasez de la misma. Es una realidad que el agua es esencial para el desarrollo de cualquier actividad humana, y las demandas van en aumento como consecuencia tanto del incremento de población como del nivel de vida de la misma y las actividades económicas asociadas. La gestión de una cuenca como la del Júcar, siempre acarrea dificultades de diversas índoles: técnicas, económicas, sociales, políticas, etc. El excesivo uso de aguas tanto subterráneas como superficiales en las últimas décadas, ha provocado situaciones insostenibles en algunos puntos de la cuenca (como la Mancha Oriental), así como la pérdida de calidad del agua debido a la gran contaminación. En este trabajo, se pretende facilitar la gestión a escala de cuenca del Júcar, mediante la realización de un modelo de redes bayesianas, y el estudio del caso concreto del trasvase Júcar – Vinalopó mediante la técnica de la Teoría de Juegos. Se han generado diferentes escenarios para estudiar el comportamiento del sistema y ver cómo afecta cada actuación a las diferentes variables. Para generar el modelo se han empleado Redes Bayesianas, que son modelos matemáticos basados en la probabilística que han demostrado su eficiencia para resolver problemas en diferentes campos de actuación, entre ellos problemas medioambientales. Así mismo, la Teoría de Juegos es esencialmente el estudio matemático de la competencia y la cooperación, e ilustra cómo las interacciones estratégicas entre los jugadores dan lugar a diferentes resultados en función de las deseabilidades individuales y colectivas. Algunos de los resultados más significativos que se han obtenido son la importancia que adquieren las políticas de gestión que se están llevando a cabo en el sistema acuífero de la Mancha Oriental, sobre todo con la sustitución de las fuentes de suministros (sustitución de pozos) que supone un importante volumen de agua ahorrada, y se ha demostrado que la aplicación de OPADs también produce un efecto positivo tanto en la zona de riegos de la Mancha Oriental como de los regantes de la Ribera.

Resum: Cada dia creixen les dificultats a l'hora de gestionar l'aigua, sobretot a escala de conca, a causa de l'escassetat de la mateixa. És una realitat que l'aigua és essencial per al desenvolupament de qualsevol activitat humana, i les demandes van en augment com a conseqüència tant de l'increment de població com del nivell de vida de la mateixa. La gestió d'una conca com la del Xúquer, sempre comporta dificultats de diverses índoles: tècniques, econòmiques, socials, polítiques, etc. L'excessiu ús d'aigües tant subterrànies com superficiales en les últimes dècades, ha provocat situacions insostenibles en alguns punts de la conca (com la Manxa Oriental), així com la pèrdua de qualitat de l'aigua a causa de la gran contaminació. En aquest treball, es pretén facilitar la

gestió a escala de conca del Xúquer, mitjançant la realització d'un model de xarxes bayesianes, i l'estudi del cas concret del transvasament Xúquer - Vinalopó mitjançant la tècnica de la Teoria de Jocs. S'han generat diferents escenaris per estudiar el comportament del sistema i veure com afecta cada actuació a les diferents variables. Per generar el model s'ha emprat l'ús de les Xarxes Bayesianes, que són models matemàtics basats en la probabilitística que han demostrat la seva eficiència per resoldre problemes en diferents camps d'actuació, entre ells problemes mediambientals. Així mateix, la Teoria de Jocs és essencialment l'estudi matemàtic de la competència i la cooperació, i il·lustra com les interaccions estratègiques entre els jugadors donen lloc a diferents resultats en funció de les desitjabilitats individuals i col·lectives. Alguns dels resultats més significatius que s'han obtingut són la importància adquirida per algunes polítiques de gestió que s'estan duent a terme a l'aqüífer de la Mancha Oriental, especialment el de substitució fonts de subministrament (substitució de pous) que representa un volum significatiu d'aigua estalviada, i s'ha demostrat que l'aplicació d'OPADs també produeix un efecte positiu tant en l'àrea de regadius de la Mancha Oriental com la zona dels agricultors de la Ribera.

Abstract: The difficulties of managing water resources are growing day by day, especially at basin-scale, due to the shortage of it. It is a fact that water is essential for the development of any human activity, and the demands are increasing as a result of both the increase in population and living standards of it. Managing a basin like the Júcar, always brings difficulties of various kinds: technical, economical, social, political, etc. Excessive use of both groundwater and surface water in recent decades has caused unsustainable situations in some parts of the basin (such as the Mancha Oriental aquifer), and loss of water quality due to heavy pollution. This work is aim to facilitate the basin-scale management of the Jucar river by performing a model of Bayesian Networks and the study of the particular case of the Júcar - Vinalopó transfer by the technique of Game Theory. Different scenarios will be generated to study the system's behaviour and see how it affects each performance to different variables. To generate the model has employed the use of Bayesian Networks, which are mathematical models based on probabilistic that have shown that efficiency to solve problems in different fields of activity, including environmental issues. Moreover, game theory is basically the mathematical study of competition and cooperation, and illustrates how strategic interactions between players give different results depending on the individual and collective desirabilities. Some of the most significant results that we have been obtained are the importance acquired by some management policies that are being carried out at the Mancha Oriental aquifer, especially the supply sources replacement (wells substitution) that represents a significant volume of water saved, and it has been shown that the application of OPADs also produces a positive effect both in the Mancha Oriental irrigation area and the Ribera farmers area.

Palabras clave:

REDES BAYESIANAS, TEORÍA DE JUEGOS, JÚCAR, MANCHA ORIENTAL, TRASVASE JÚCAR-VINALOPÓ.

AGRADECIMIENTOS

A mis tutor, Manuel Pulido Velázquez por su apoyo técnico y moral y su inestimable colaboración en este proyecto. A Antonio López por los buenos consejos y los datos facilitados.

A mis padres y amigos por estar siempre ahí.

Gracias.

ÍNDICE

ÍNDICE DE FIGURAS	9
ÍNDICE DE TABLAS	12
ÍNDICE DE ECUACIONES	13
CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN	15
1.1 PROBLEMÁTICA DE LA GESTIÓN DE CUENCAS CON ESCASEZ HÍDRICA Y EXPLOTACIÓN INTENSIVA.	16
1.2 ANTECEDENTES Y MOTIVACIÓN.	23
1.3 OBJETIVOS DEL ESTUDIO.	26
1.4 ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO.	26
CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO 1 “REDES BAYESIANAS APLICADAS A LA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS”.	29
2.1 ESTADO DEL ARTE.	30
2.2 DESCRIPCIÓN TÉCNICA.	31
CAPÍTULO 3: CASO DE ESTUDIO	35
3.1 DESCRIPCIÓN DEL SISTEMA JÚCAR.	36
3.1.1 PROBLEMÁTICA.	42
3.1.2 MASAS DE AGUA.	47
3.1.3 CARACTERIZACIÓN DE LOS USOS Y DEMANDAS DEL AGUA.	49
3.1.4 IDENTIFICACIÓN DE ZONAS VULNERABLES Y SENSIBLES.	52
3.2 DESCRIPCIÓN DEL ACUÍFERO DE LA MANCHA ORIENTAL.	53
3.2.1 PROBLEMÁTICA.	53
3.2.2 CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL SISTEMA ACUÍFERO DE LA MANCHA ORIENTAL.	57
3.2.3 PIEZOMETRÍA.	64
3.2.4 ANÁLISIS DE LA EXPLOTACIÓN DEL ACUÍFERO POR BOMBEO.	70
3.2.5 HIDROQUÍMICA.	72
3.2.6 MARCO SOCIOECONÓMICO.	76
CAPÍTULO 4: MODELO DE REDES BAYESIANAS DEL ACUÍFERO DE LA MANCHA ORIENTAL.	79
4.1 ANTECEDENTES	80
4.1.1 MODELO DE REDES BAYESIANAS DE LA UNIVERSIDAD DE CASTILLA LA MANCHA.	80
4.1.2 MODELO MATEMÁTICO DE FLUJO.	82
4.1.3 MODELO HIDROECONÓMICO DE LA UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE VALENCIA.	84
4.2 ESTRUCTURA DE LA RED BAYESIANA DEL SISTEMA MANCHA ORIENTAL.	88
4.3 VARIABLES DE LA RED.	90
4.4 INTERVENCIONES Y POLÍTICAS DE GESTIÓN.	93

4.5 VARIABLES HIDROLÓGICAS.	104
4.6 VARIABLES HIDROECONÓMICAS.	110
4.7 OTRAS VARIABLES.	123

CAPÍTULO 5: ESCENARIOS Y RESULTADOS DEL ACUÍFERO MANCHA ORIENTAL. **127**

5.1 DEFINICIÓN DE ESCENARIOS.	128
5.2 SIMULACIÓN DE ESCENARIOS.	129
5.3 ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD.	137

CAPÍTULO 6: MODELO DE REDES BAYESIANAS DEL SISTEMA JÚCAR. **139**

6.1 SIMPLIFICACIÓN DEL SISTEMA JÚCAR.	140
6.2 RED BAYESIANA DE LA CUENCA DEL JÚCAR.	145
6.2.1 POLÍTICAS DE GESTIÓN	148
6.2.2 DEMANDAS	151
6.2.3 ENTRADAS.	155
6.2.4 EMBALSES.	156
6.2.5 NODOS INTERMEDIOS.	159
6.2.6 NODOS DE CAMBIO CLIMÁTICO.	160

CAPÍTULO 7: ESCENARIOS Y RESULTADOS PARA EL SISTEMA JÚCAR. **161**

7.1 DEFINICIÓN DE ESCENARIOS.	162
7.1.1 TRASVASE AL VINALOPÓ.	162
7.1.2 SATISFACCIÓN DE CAUDAL ECOLÓGICO.	162
7.1.3 CAMBIOS EN LA GESTIÓN DE EXPLOTACIÓN DE LA MANCHA ORIENTAL (MO).	164
7.1.4 ESCENARIO CON CAMBIO CLIMÁTICO.	164
7.1.5 OPAD'S A LOS AGRICULTORES.	169
7.2 SIMULACIÓN DE ESCENARIOS.	169
7.2.1 ESCENARIO BAU (BUSINESS AS USUAL, TODO SIGUE IGUAL)	169
7.2.2 TRASVASE AL VINALOPÓ.	170
7.2.3 SATISFACCIÓN DE CAUDAL ECOLÓGICO.	171
7.2.4 CAMBIOS EN LA GESTIÓN DE EXPLOTACIÓN DE LA MANCHA ORIENTAL (MO).	171
7.2.5 ESCENARIO CON CAMBIO CLIMÁTICO.	174
7.2.6 OPAD'S A LOS AGRICULTORES.	174
7.3 RESULTADOS	175

CAPÍTULO 8: MARCO TEÓRICO 2 "TEORÍA DE JUEGOS EN LA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS". **181**

8.1 INTRODUCCIÓN.	182
8.2 ESTADO DEL ARTE.	182
8.3 TEORÍA DE JUEGOS	184
8.3.1 CONTRIBUCIÓN A LA RESOLUCIÓN DE CONFLICTOS.	184
8.3.2 DILEMA DEL PRISIONERO.	185

8.4 TEORÍA DE JUEGOS PARA RESOLVER PROBLEMAS DE RECURSOS HÍDRICOS.	187
<u>CAPÍTULO 9: APLICACIÓN DE LA TEORÍA DE JUEGOS AL CONFLICTO JÚCAR-VINALOPÓ.</u>	<u>189</u>
9.1 CASO DE ESTUDIO.	190
9.2 ANÁLISIS DE RESULTADOS.	197
<u>CAPÍTULO 10: SÍNTESIS, CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS.</u>	<u>199</u>
<u>REFERENCIAS</u>	<u>203</u>
<u>ANEXOS</u>	<u>207</u>

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 Fases de planificación e implementación de la gestión integrada de recursos hídricos (ONU-agua GWP, 2007).....	17
Figura 2 Procedencia del agua utilizada para riego en España (JCRMO, 2010)	19
Figura 3 Procedencia del agua para riego en la MO (JCRMO, 2010).....	19
Figura 4 Situación geográfica de la cuenca del Júcar.	20
Figura 5 Ejemplo de red bayesiana.....	33
Figura 6 Esquema del río Júcar entre su cabecera y el embalse de Alarcón (M.S. Ingenieros, 2002).....	37
Figura 7 Esquema del río Júcar entre Alarcón y embalse de Molinar (M.S. Ingenieros, 2002).....	38
Figura 8 Esquema del río Cabriel entre su cabecera y el embalse de Contreras (M.S. Ingenieros, 2002).....	39
Figura 9 Tramo del Júcar entre Molinar y Tous (M.S. Ingenieros, 2002).	41
Figura 10 Esquema de la cuenca baja del Júcar (M.S. Ingenieros, 2002).	42
Figura 11 Captaciones subterráneas para uso urbano (CHJ, 2009).....	43
Figura 12 Captaciones subterráneas para uso agrícola (CHJ, 2009).	44
Figura 13 Mapa de índices de explotación (CHJ, 2009)	44
Figura 14 Esquema metodológico para determinar el Q ecológico (Anejo 5, borrador del plan de cuenca, CHJ 2013).....	46
Figura 15 Clasificación de las masas de agua categoría río tras la verificación de la identificación preliminar (CHJ, 2013).....	49
Figura 16 Porcentaje de demandas del sistema Júcar (CHJ, 2013).....	50
Figura 17 Origen del agua empleada en el sistema Júcar (CHJ, 2013).	51
Figura 18 Zonas vulnerables a la contaminación por nitratos (Plan de cuenca CHJ, 2013).....	53
Figura 19 Situación de la CHJ (izquierda) y del sistema Júcar y Unidad hidrogeológica de la Mancha Oriental (derecha) (Domínguez, 2004)	54
Figura 20 Imagen por satélite donde se muestra parte del cultivo por regadío en el año 2000 (JCRMO, 2009)	55
Figura 21 Superficies de riego y extracciones de agua (JCRMO, 2002)	55
Figura 22 Descensos piezométricos producidos en la Unidad Hidrogeológica 8.29 Mancha Oriental en la ciudad de Albacete (MA CHJ, 2002).	57
Figura 23 Masas de agua subterránea (CHJ, 2009).....	58
Figura 24 División de acuíferos del Sistema Júcar, donde se aprecia la importancia del número 29 por su tamaño (CHJ, 2011).....	60
Figura 25 Mapa geológico simplificado y sección transversal del sistema MO (Sanz et al., 2011)	61
Figura 26 Mapa de sobreexplotaciones y explotaciones sostenibles dentro de la CHJ (CHJ, 2011)	63
Figura 27 Simulación de la desconexión río-acuífero (Sanz et al, 2011).....	63
Figura 28 Situación del estado cuantitativo de los acuíferos de la CHJ (MMA, 2011).....	64
Figura 29 Tipos de relación río-acuífero. Fuente: www.usgs.gov	65
Figura 30 Caudal entre el río y el acuífero en la zona comprendida entre El Picazo y Los Frailes (UPV-UCLM, 2008)	66
Figura 31 Caudal entre el río y el acuífero en la zona comprendida entre Los Frailes y Alcalá (UPV-UCLM, 2008) .	67
Figura 32 Interacción río (en la capa UH2) acuífero del Mioceno (UPV-UCLM, 2008)	68
Figura 33 Interacción río (en la capa UH3) acuífero del Cretácico (UPV-UCLM, 2008)	68
Figura 34 Piezómetro representativo 1 (UPV-UCLM, 2008)	69
Figura 35 Piezómetro representativo 2 (UPV-UCLM, 2008)	69
Figura 36 Consumo total/Sustitución de bombeos/%utilización (Elaboración propia a partir de los datos del ETI, 2009/ITAP, 2011).....	70
Figura 37 Comparativa de los planes de explotación en los últimos años (JCRMO, 2011).....	72
Figura 38 En rojo se señalan las zonas vulnerables a contaminación por nitratos (MMA, 2011)	73
Figura 39 Zonas vulnerables por nitratos en Castilla La Mancha. Fuente: ASAJA de Castilla la Mancha, 2007.....	74
Figura 40 Contenido en nitratos en pozos de abastecimiento (ITAP, 2000)	76
Figura 41 Gráfico comparativo edades titulares/jefes de explotación en Albacete. Fuente: INE, 2011.....	78
Figura 42 Red bayesiana (Domínguez, 2004).	81

Figura 43 Datos de recarga al acuífero y volúmenes de agua drenado por el río, simulados por el modelo en régimen natural (Sahuquillo et al., 2008).....	82
Figura 44 Modelización en 3D del Sistema de la MO a partir de los datos de techos y muros de las unidades acuíferas (Sahuquillo et al., 2008).	83
Figura 45 Diagrama que describe la estructura del modelo (Peña-Haro, 2009)	85
Figura 46 Emplazamiento del caso de estudio del modelo hidroeconómico (Peña-Haro et al., 2009).....	86
Figura 47 Red Bayesiana para el acuífero de la Mancha Oriental	89
Figura 48 Zona OPAD (JCRMO, 2009).....	96
Figura 49 Gráfico precio oferta OPAD/Hm3 de ahorro.	97
Figura 50 Agua sustituida en Los Llanos y La Herrera (JCRMO, 2011)	99
Figura 51 Gráfico de los pagos PAC en Albacete, cultivos herbáceos (Junta Centra de Castilla La Mancha, 2010)	100
Figura 52 Esquema de la aplicación de la financiación de la PAC en España (fega, 2011)	101
Figura 53 Coste por sector agrícola (Comisión Europea, 2010).....	102
Figura 54 Evolución histórica de precios de fertilizante (Peña-Haro et al., 2009)	103
Figura 55 Gráfico de la recarga por lluvia (ETI, 2009)	105
Figura 56 Agua subterránea aplicada para agricultura.	108
Figura 57 Relación entre demanda de agua para riego - lluvia.....	111
Figura 58 Distribución temporal del precio de los cultivos. Datos: ITAP.....	113
Figura 59 Evolución y estimación de los precios de la energía	113
Figura 60 Análisis de la evolución de precios del mercado eléctrico (JCRMO,2010)	114
Figura 61 Comparación precio energía con precio del cultivo (JCRMO, 2009)	116
Figura 62 Relación agua aplicada - rendimiento de cultivo para trigo (Peña-Haro et al., 2009)	117
Figura 63 Relación agua aplicada - rendimiento de cultivo para maíz (Peña-Haro et al., 2009)	118
Figura 64 Relación fertilizante aplicado - rendimiento de cultivo para trigo (Peña-Haro et al., 2009).....	118
Figura 65 Relación fertilizante aplicado - rendimiento de cultivo para maíz (Peña-Haro et al., 2009).....	119
Figura 66 Gráfico histórico de lluvias (UPV-UCLM, 2008).....	124
Figura 67 Distribución temporal de los cultivos (JCRMO,2011).....	125
Figura 68 Tiempo de recuperación para humedales con los distintos escenarios, resultados determinísticos.	135
Figura 69 Margen neto de beneficios con los distintos escenarios, resultados determinísticos.	135
Figura 70 Rendimiento de cultivos con los distintos escenarios, resultados determinísticos.	136
Figura 71 Balance del acuífero con los distintos escenarios, resultados determinísticos.....	136
Figura 72 Transferencia río-acuífero con los distintos escenarios, resultados determinísticos.	137
Figura 73 Concentración de nitratos para los distintos escenarios, resultados determinísticos.	137
Figura 74 Ejemplo de expansión de una red bayesiana.....	139
Figura 75 Esquema completo del sistema Júcar en Aquatool (IIAMA, UPV).	140
Figura 76 Simplificación del esquema en Aquatool (IIAMA, UPV).	141
Figura 77 Volumen a final de año en Alarcón en los 3 esquemas.	142
Figura 78 Volumen a final de año en Contreras en los 3 esquemas.	143
Figura 79 Volumen a final de año en Tous en los 3 esquemas.	143
Figura 80 Valores promedio para el esquema simplificado (En Hm3/año).	144
Figura 81 Red Bayesiana del sistema Júcar.	145
Figura 82 Interrelación Red del sistema Júcar - Red de la Mancha Oriental.	148
Figura 83 Justificación de la relación entre caudal turbinado y GWh generados, con el volumen de los embalses de cabecera.	153
Figura 84 Balance en el embalse de Alarcón.	157
Figura 85 Balance en el embalse de Contreras.....	158
Figura 86 Balance en el embalse de Tous.	158
Figura 87 Relación volumen almacenado en Tous y sueltas del embalse de Tous.	160
Figura 88 Trazado del trasvase Júcar-Vinalopó.....	162
Figura 89 Tasas de residencia en los azudes del Bajo Júcar (CHJ, 2014).	164

<i>Figura 90</i> Evolución equiprobable de la precipitación con los modelos ENSEMBLES seleccionados (Escrivá, 2012).	166
<i>Figura 91</i> Evolución equiprobable de la temperatura con los modelos ENSEMBLES seleccionados (Escrivá, 2012).	166
<i>Figura 92</i> Aportaciones medias mensuales en Alarcón para los escenarios ENSEMBLES considerados (Escrivá, 2012).	167
<i>Figura 93</i> Aportaciones medias mensuales en Contreras para los escenarios ENSEMBLES considerados (Escrivá, 2012).	168
<i>Figura 94</i> Zona de la red afectada por las variables de cambio climático.	168
<i>Figura 95</i> Comparativa de resultados entre los valores del verdadero régimen natural y el simplificado para la red del sistema Júcar.	169
<i>Figura 96</i> Zona de la red afectada por el trasvase del Vinalopó.	170
<i>Figura 97</i> Zona de la red afectada para la recuperación de humedales.	172
<i>Figura 98</i> Relación precio OPAD - Agua ahorrada en regadío (Datos de la Mancha Oriental)	175
<i>Figura 99</i> Entradas a Alarcón y Contreras en los diferentes escenarios planteados.	176
<i>Figura 100</i> Producción hidroeléctrica en Cortes en los diferentes escenarios planteados.	177
<i>Figura 101</i> Riegos en el Canal Júcar – Turia en los diferentes escenarios planteados.	177
<i>Figura 102</i> Riegos en la Ribera Alta y Ribera Baja en los diferentes escenarios planteados.	178
<i>Figura 103</i> Efecto de la mancha Oriental sobre el Río Júcar en los diferentes escenarios planteados.	179
<i>Figura 104</i> Matriz de pagos del dilema del prisionero (Madani, 2009).	186
<i>Figura 105</i> Distribución de dotaciones trasvase Júcar-Vinalopó (CHJ, 2004)	190
<i>Figura 106</i> Vista aérea de la Balsa de San Diego.	191
<i>Figura 107</i> Representación de estrategias predominantes.	197
<i>Figura 108</i> Equilibrio de Nash para el juego propuesto.	198
<i>Figura 109</i> Red bayesiana del sistema Júcar en el escenario de Régimen BAU.	207
<i>Figura 110</i> Red bayesiana del sistema Júcar en el escenario de Traspase al Vinalopó.	208
<i>Figura 111</i> Red bayesiana del Sistema Júcar en el escenario de Caudales Ecológicos.	209

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1 Valor mínimo para la vida (Fuente: Pacific Institute, 2008)	22
Tabla 2 Índices de explotación de las masas de agua subterránea del Júcar (Anejo 12, borrador del plan de cuenca, CHJ 2013)	45
Tabla 3 Masas de agua de categoría río identificadas según su alteración morfológica como muy modificadas y artificiales según la fase de identificación preliminar (CHJ, 2013)	48
Tabla 4 Demanda total, para toda la cuenca del Júcar. (CHJ, 2009)	50
Tabla 5 Resumen de demandas por origen (CHJ, 2009).	51
Tabla 6 Previsión de uso del agua (CHJ, 2013)	52
Tabla 7 Distribución por ámbito territorial de la CHJ (CHJ, 2011)	59
Tabla 8 Piezómetros considerados para el Informe del Modelo (UPV-UCLM, 2008)	65
Tabla 9 Rangos orientativos de dosis máximas (Kg N./ha) de fertilizantes nitrogenados a emplear en cultivos de regadío en función del contenido inicial de nitrógeno en suelo y el aportado con el agua de riego: Fuente: ASAJA Castilla La Mancha.	75
Tabla 10 Titulares de las explotaciones de Albacete. Fuente: INE, 2011.	77
Tabla 11 Jefes de explotación de Albacete. Fuente: INE, 2011.	77
Tabla 12 Datos para la simulación de la parte hidroeconómica de la Red Bayesiana (Peña-Haro et al., 2009)	87
Tabla 13 Tabla de variables de la Red Bayesiana	92
Tabla 14 Intervenciones y políticas de gestión	93
Tabla 15 Probabilidades de los planes de explotación	94
Tabla 16 Datos OPAD en Hm ³ (Gutiérrez Visier, 2009)	96
Tabla 17 Probabilidades OPAD	97
Tabla 18 Fuente: Esquema de Temas Importantes, 2009	98
Tabla 19 Probabilidad de ahorro de agua debido a la sustitución de pozos	99
Tabla 20 Probabilidad PAC	100
Tabla 21 Probabilidad precio del fertilizante	103
Tabla 22 Variables hidrológicas	104
Tabla 23 Probabilidad de retornos urbanos y por riego	105
Tabla 24 Probabilidad de entradas laterales	107
Tabla 25 Demandas de agua MO (ETI, 2009)	109
Tabla 26 Probabilidad de suministro urbano por aguas subterráneas	109
Tabla 27 Variables hidroeconómicas	111
Tabla 28 Probabilidad de precios de mercado de la energía	114
Tabla 29 Coste de otros productos	120
Tabla 30 Total costes maquinaria.	120
Tabla 31 Variable idoneidad de cultivos	122
Tabla 32 Otras variables	123
Tabla 33 Probabilidades de intervalos de lluvia anual	123
Tabla 34 Probabilidad de tipo de cosecha	124
Tabla 35 Resultados al variar la fecha de recuperación para nitratos	132
Tabla 36 Resultados determinísticos (1)	133
Tabla 37 Resultados determinísticos (2)	134
Tabla 38 Justificación de la simplificación con caudales y garantías a demandas.	142
Tabla 39 Variables de la red bayesiana del sistema Júcar	147
Tabla 40 Políticas de gestión.	148
Tabla 41 Probabilidad del nodo "Sustitución de la Mancha Oriental".	151
Tabla 42 Demandas de la red del Júcar.	151
Tabla 43 Probabilidad de agua cedida al acuífero en relación a cantidad de agua en Alarcón.	152
Tabla 44 Probabilidad de dotación de agua a los riegos de la Ribera Alta.	154
Tabla 45 Probabilidad de agua cedida a la Albufera en función de agua en la Ribera Alta.	155
Tabla 46 Probabilidad de dotación de agua a los riegos de la Ribera Alta.	155

Tabla 47 Entradas de la red del sistema Júcar.	155
Tabla 48 Probabilidad de las entradas de agua en el embalse de Alarcón.	155
Tabla 49 Probabilidad de las entradas de agua en el embalse de Contreras.	156
Tabla 50 probabilidad de las aportaciones intermedias a la red.	156
Tabla 51 Probabilidad de aportaciones finales a la red.	156
Tabla 52 Embalses de la red del sistema Júcar.	157
Tabla 53 Nodos intermedios incluidos en la red.	159
Tabla 54 Tiempo de residencia de cada azud para diferentes caudales (CHJ, 2014).	163
Tabla 55 Resultados con trasvase al Vinalopó.	171
Tabla 56 Efecto del cambio climático a corto y largo plazo en las variables de la red.	174
Tabla 57 Efecto de las OPADs en los riegos	175
Tabla 58 Escenarios posibles del Juego	194
Tabla 59 Valores de la función de ganancia y la función de utilidad para el juego propuesto.	196
Tabla 60 Tabla de deseabilidad de escenarios.	197
Tabla 61 Matriz de pagos.	197

ÍNDICE DE ECUACIONES

Ecuación 1 Teorema de Bayes	32
Ecuación 2 Función de utilidad	194
Ecuación 3 Función de ganancia	194

CAPÍTULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1 Problemática de la gestión de cuencas con escasez hídrica y explotación intensiva.

La escasez de agua afecta ya a todos los continentes. Cerca de 1.200 millones de personas, casi una quinta parte de la población mundial, vive en áreas de escasez física de agua, mientras que 500 millones se aproximan a esta situación. Otros 1.600 millones, alrededor de un cuarto de la población mundial, se enfrentan a situaciones de escasez económica de agua, donde los países carecen de la infraestructura necesaria para transportar el agua desde ríos y acuíferos. Este es uno de los principales desafíos del siglo XXI al que se están enfrentando ya numerosas sociedades de todo el mundo. A lo largo del último siglo, el uso y consumo de agua creció a un ritmo dos veces superior al de la tasa de crecimiento de la población y, aunque no se puede hablar de escasez hídrica a nivel global, va en aumento el número de regiones con niveles crónicos de carencia de agua. La escasez de agua es un fenómeno no solo natural sino también causado por la acción del ser humano. Hay suficiente agua potable en el planeta para abastecer a los 7.000 millones de personas que lo habitamos, pero ésta está distribuida de forma irregular, se desperdicia, está contaminada y se gestiona de forma insostenible (ONU-Agua, 2008).

El agua es un factor determinante en el desarrollo económico y social y, al mismo tiempo, cumple la función básica de mantener la integridad del entorno natural. A pesar de ello, el agua es solo uno de los recursos naturales vitales y resulta por ello imperativo que los temas hídricos no sean tratados de forma aislada.

Los gestores, tanto gubernamentales como del sector privado, han de tomar decisiones complicadas sobre la asignación del agua. Con mayor frecuencia, éstos se enfrentan a una oferta que disminuye frente a una demanda creciente. Factores como los cambios demográficos y climáticos también incrementan la presión sobre los recursos hídricos. Éste es el fundamento del enfoque para la Gestión Integrada de los Recursos Hídricos (GIRH), aceptado ahora internacionalmente como el camino hacia un desarrollo y gestión eficientes, equitativos y sostenibles de unos recursos hídricos cada vez más limitados.

Existen grandes diferencias entre regiones en lo referente a disponibilidad de agua, éstas van desde las situaciones extremas de escasez en los desiertos a las de abundancia en los bosques tropicales. Además, también hay variabilidad en cuanto al suministro en el tiempo a consecuencia tanto de la variación estacional como interanual. Con demasiada frecuencia, el grado de variabilidad y el momento y la duración de los periodos de suministro, alto o bajo, son demasiado impredecibles. Esto implica una falta de fiabilidad del recurso, lo que supone

un importante reto para los gestores del agua en particular y para la sociedad en su conjunto. Los países más desarrollados han superado en gran medida la variabilidad natural con infraestructuras para gestionar la oferta que aseguran un suministro fiable y reducen los riesgos, aunque ello a un alto precio y, a menudo, con un impacto negativo sobre el medio ambiente y sobre la salud de las personas y los medios de vida. Muchos de los países menos desarrollados, y algunos de los desarrollados, se encuentran ahora con que considerar únicamente la gestión de la oferta no resulta adecuado a la hora de abordar una cada vez más creciente demanda provocada por presiones demográficas, económicas y climáticas. Frente a ello, se han puesto en marcha medidas de tratamiento de aguas residuales, reciclaje del agua y de gestión de la demanda.



Figura 1 Fases de planificación e implementación de la gestión integrada de recursos hídricos (ONU-agua GWP, 2007)

Además de los problemas relacionados con la cantidad disponible de agua, también se presentan problemas relacionados con la calidad del agua. La contaminación de las fuentes de agua constituye uno de los principales problemas que afrontan los usuarios de los recursos hídricos y supone una amenaza para el mantenimiento de los ecosistemas naturales.

En muchas regiones, la disponibilidad de agua, tanto en cantidad como en calidad, se está viendo gravemente afectada por la variabilidad y el cambio climático, con más o menos precipitaciones según las diferentes regiones y una mayor frecuencia de fenómenos atmosféricos extremos. También, en numerosas regiones, la demanda se ve incrementada como resultado del crecimiento de la población y otros cambios demográficos (en particular, la urbanización) y la expansión agrícola e industrial que resultan de la modificación de los patrones de consumo y de producción. Como consecuencia, algunas regiones se encuentran ahora mismo en un permanente estado de niveles de demanda superados y muchas otras regiones lo padecen en momentos críticos del año o en años de escasez de agua. Los análisis realizados en el Libro Blanco del Agua en España (MIMAM, 1999) muestran que varias cuencas del territorio nacional se encuentran en situación global de escasez, con zonas con un importante déficit estructural de recursos hídricos.

Un problema importante en el caso de la gestión de aguas subterráneas es que si no están bien monitorizadas, no se reconoce el daño hasta que está muy desarrollado, no como ocurre en otros casos donde la realidad física está a simple vista. Los problemas se presentan unas veces como descenso prolongado y creciente del nivel de agua subterránea de los pozos, lo que incrementa los gastos energéticos de bombeo y los de construcción de nuevos pozos, cada vez más profundos. Y otras veces se presentan en forma de agua salina procedente de formaciones geológicas o del mar que se introduce en pozos llegando a hacerlos inutilizables. Pero estos dos problemas no son los únicos. Se pueden añadir más, como la afección a embalses, mala calidad natural, comunicación entre distintos niveles acuíferos de diferente calidad por los sondeos, etc... La causa de este conjunto de problemas se conoce por el nombre de sobreexplotación, y ha pasado de ser una mera posibilidad (en los años 60, se bombeaban escasamente unos centenares de $\text{hm}^3/\text{año}$) a un fenómeno real y actual. En la realidad la designación de sobreexplotación de acuíferos es principalmente un adjetivo que trata de calificar a una evolución preocupante bajo determinados puntos de vista, sin que tenga una significación hidrodinámica precisa (Custodio, 2002). El concepto de sobreexplotación aplicado a acuíferos no es fácil de definir con precisión. Algunas veces se asocia a una explotación que hace disminuir las reservas, y otras, más genéricamente, a una explotación excesiva con consecuencias indeseables para los usuarios del acuífero o para terceros (Margat, 1992).

La cantidad de recursos de agua subterránea (renovable o no) extraídos anualmente a nivel global tiene un valor aproximado de entre 600 y 700 Km^3 , lo que representa el 20% del consumo mundial de agua (WWAP, 2009). En el caso de nuestro país, en 2006 según la Encuesta sobre el Uso del Agua en el Sector Agrario, se dispusieron 17473 hm^3 de agua para el

regadío. Se estima que el origen del agua fue 80% superficial, 19% subterránea, y 1% de otras procedencias como el agua desalada o regenerada. Esta agua puede ser gestionada por las comunidades de regantes o por las explotaciones agrícolas por medio de captación propia. Las comunidades de regantes administraron alrededor del 77% de esta cantidad (INE, 2008). En España, unos 13 millones de personas y una cuarta parte de la agricultura dependen de las aguas subterráneas (Informe UE, 2007). Y en nuestra zona de estudio estas cifras son aún mucho mayores:



Figura 2 Procedencia del agua utilizada para riego en España (JCRMO, 2010)



Figura 3 Procedencia del agua para riego en la MO (JCRMO, 2010)

Al bombear se modifica el balance natural de los acuíferos. El periodo de tiempo durante el cual se va a producir y el volumen de bombeo deben ser tales que no se originen problemas. En la práctica esto no es nada fácil de conseguir. Cuando se “sobrebombea” en una zona sin el adecuado mecanismo de gestión, se desencadena un largo proceso por el que los efectos individuales se van asumiendo progresivamente hasta llegar a situaciones muchas veces insostenibles (como el aumento del coste de la extracción debido al descenso de niveles piezométricos). Es entonces cuando se plantea la alternativa de disponer de nuevas fuentes de

abastecimiento, o bien abandonar la riqueza generada, con el malestar social que esto puede conllevar. A partir de este momento puede desencadenarse otra situación de desequilibrio: si el Estado acude en auxilio de la zona afectada, habilitando nuevos recursos hídricos, generalmente importados y de origen superficial, la situación tiende a empeorar ya que suelen crearse conflictos por la diferencia de los precios del agua y la procedencia de la misma. El descenso no recuperado en un largo periodo de tiempo puede ser (cuando se añaden consideraciones sociales, políticas y económicas) un índice de sobreexplotación. En general existe para cada zona de explotación, una profundidad máxima de bombeo que viene fijada por los costes de perforación, equipos, energía,... y que se establece de forma espontánea en función de las leyes de mercado. Al descenso de niveles de aguas subterráneas se asocian otros muchos problemas, como la desecación de humedales (ecológicos), el descenso de caudales en muchos ríos (hidráulicos), o subsidencia y compactación de terrenos (geotécnicos) (Navarro, 1989).

Se deben distinguir los conceptos de sobreexplotación y de explotación intensiva, que es cuando se extrae una cantidad significativa del recurso renovable interanual de los acuíferos, de modo que:

- Modifica apreciablemente su régimen hidrogeológico.
- Produce cambios importantes en las relaciones río-acuífero o humedal-acuífero.
- Causa impactos políticos, legales, socioeconómicos significativos (Molina, 2008).



Figura 4 Situación geográfica de la cuenca del Júcar.

La capacidad de almacenamiento de un acuífero puede aprovecharse si se hace más uso de los embalses superficiales o de los caudales de los ríos en los periodos húmedos y se bombea más de los acuíferos en periodos secos. Este tipo de uso conjunto, denominado utilización alternativa (Sahuquillo, 1996) es el que presenta, a priori, más posibilidades en España (Libro Blanco del Agua, 2000).

El clima en España hace que haya un reparto muy desigual de lluvias y ríos por todo el territorio. De este modo, hay zonas que pueden considerarse secas y otras muy húmedas. La precipitación media anual es inferior a la de la mayoría de países europeos. Por otra parte, dada nuestra geografía, cuando se consiguen juntar los requisitos de clima, agua y suelo apropiado, las calidades y rendimientos de nuestros cultivos adquieren niveles muy altos. En España no solo se dispone de pocas aportaciones hídricas, sino que además por la desigual distribución se necesitan importantes caudales para equilibrar la balanza entre la precipitación media anual y las necesidades de agua de los cultivos. La importancia especial que tiene el regadío en España, derivada de la diferencia enorme de rendimiento con el secano, ha favorecido que a lo largo de los últimos años, los gobiernos hayan prestado mayor atención a las políticas hídricas. Como dato significativo, durante el siglo XX se han destruido en España más del 80% de los humedales existentes (Fayanás, 2011).

La proporción de agua consumida por la población española es muy parecida a la de los países desarrollados. La cantidad que se consume en las necesidades municipales y domésticas, no es muy grande respecto al total, siendo su calidad en general buena. Sin embargo, el precio que se paga por ella es barata lo que provoca la mala utilización y la poca importancia que hasta ahora se le ha dado como factor económico de desarrollo. Los ríos españoles recogen unos 106.000 hm³ anuales de agua. Esto es así, porque tienen grandes diferencias de caudal entre unas estaciones climáticas y otras, siendo su régimen torrencial, lo que ocasiona que su aprovechamiento sea muy difícil. Por ejemplo, en Francia el 40% del agua de sus ríos es aprovechable sin necesidad de hacer grandes embalses. Esta escasa capacidad de retención en España se ve agravada por la desaparición de gran parte de sus humedales.

Actualmente hay una disponibilidad de agua de unos 2.800 m³ por persona/año, superior a muchos países europeos. El problema principal es que su distribución por las distintas regiones del país es muy irregular y en algunas zonas secas tienen una escasez crónica. Los españoles consumen una media de 165 litros por habitante/día. Castilla la Mancha es la región que más consume, mientras que Galicia y Baleares presentan los consumos más bajos de todo el país. Nuestro sistema hídrico se está convirtiendo cada vez más vulnerable e insostenible. La demanda de agua crece a un ritmo del 13% anual, a pesar de seguir disponiendo de los mismos

recursos hídricos, unos 110.000 Hm³ potenciales. Sólo son aprovechables directamente el 9%, presentando el 91% restante, grandes dificultades de utilización (Fayanás, 2011).

Dotación mínima de agua	
Litros / habitante / día	
Bebida	5
Servicios de saneamiento	25
Higiene	15
Preparación de alimentos	10
Total	55

Tabla 1 Valor mínimo para la vida (Fuente: Pacific Institute, 2008)

Las aguas subterráneas sostienen el caudal mínimo de los ríos y son utilizados como recurso sistemático para resolver el gran desequilibrio existente en nuestro país entre oferta y demanda. Existen en España en estos momentos entre medio millón y un millón de pozos, en su inmensa mayoría no declarados legalmente y que provocan una explotación bastante irracional de los acuíferos. Cuando se produce una explotación intensiva de las aguas subterráneas por la sequía u otras causas, se provoca que disminuya el nivel freático de los acuíferos, lo que origina problemas ecológicos, como por ejemplo en el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, que son humedales de gran importancia y que acogen gran cantidad de aves (acuífero de la Mancha Occidental).

La calidad de agua en un acuífero no es homogénea, bien sea porque en profundidad la renovación del agua es más lenta, bien porque existe una estratificación natural de la calidad, bien porque con la explotación se produzca la intrusión de aguas saladas. La explotación de los acuíferos en estos casos no tiene por qué presentar más problemas que los referentes a las normativas de uso. Sin embargo, en algunos casos la calidad, puede ser un factor limitante de la utilización. Uno de los problemas más importantes que tenemos en nuestras aguas subterráneas son los altos niveles de concentración de nitratos. El límite máximo permitido por la ley es de 50 mg/l para el abastecimiento de la población. En más de un millar de municipios, que suponen una población de más de dos millones de habitantes, situados mayoritariamente en la zona costera mediterránea se han detectado cantidades superiores a esa cifra. Hay 85 sistemas de acuíferos existentes en España, y la mitad de ellos presentan puntos de concentraciones de nitratos superiores a los 50 mg/l. De dichos puntos, el 25% evoluciona favorablemente, mientras que el resto sigue igual o empeorando, todo ello es consecuencia de la sobreexplotación sistemática que se practica en el país. En la actualidad en nuestro país, la extracción de aguas de origen subterráneo supone el suministro de 5.300 hm³, de los cuales 1.500 hm³ se destinan al abastecimiento de agua potable a las poblaciones y el resto a riegos

agrícolas que abastecen una superficie de más de un millón de hectáreas agrícolas. (Fayanás, 2011).

Las principales causas de la sobreexplotación son la falta de una adecuada planificación y, más importante todavía, la falta de control de las extracciones, lo que produce en determinadas zonas una utilización superior a las posibilidades del acuífero o una mala distribución de las captaciones, que tienden a concentrarse como ocurre en ciertas áreas del interior o en las proximidades del litoral. Teniendo en cuenta que en ciertas zonas la utilización de las aguas subterráneas está todavía en pleno proceso de expansión, es posible prever que los problemas puedan proseguir o incluso aumentar en el futuro. Pese a esto, el acuífero de la Mancha Oriental es un acuífero explotado intensivamente, pero no declarado como sobreexplotado. Por otra parte, el que existan en algunos lugares problemas de sobreexplotación de acuíferos no implica que no pueda en otros extenderse el uso de las aguas subterráneas con efectos positivos (Libro Blanco del Agua, 2000).

1.2 Antecedentes y motivación.

Podemos agrupar los antecedentes en dos grandes grupos; estudios de modelación hidrogeológica y estudios de evaluación de recursos.

Los principales estudios de modelación hidrogeológica realizados en la cuenca son:

- “Modelo hidrodinámico del Caroch-Plana de Valencia” (IGME, 1982): Consiste en un modelo realizado con el programa de Prickett y Lonquist (Prickett et al. 1971), y que abarca el área geográfica desde el delta del Palancia hasta la desembocadura del río Júcar comprendiendo las Planas Norte y Sur.
- “Evaluación, a nivel de aplicación, de los recursos hídricos subterráneos disponibles en los acuíferos del sector sur del sistema 51 (Plana de Valencia). Posibilidades de su utilización inmediata” (IGME, 1986): En este estudio la extensión del modelo que se confeccionó se corresponde con el acuífero de la Plana de Valencia. El objeto del modelo era la simulación de diversas alternativas de gestión del acuífero 51 basadas en diversas posibilidades de recarga artificial con aguas no reguladas del río Júcar, en invierno, y su explotación posterior en época de riego.
- “Caracterización estadística de los recursos subterráneos que afluyen al Júcar aguas abajo de Tous” (CHJ, 1989): realizado por la Confederación Hidrográfica del Júcar en 1.989, es un

modelo hidrogeológico que abarca la unidad hidrogeológica de la Plana Sur. El objetivo de este estudio fue el análisis de las posibilidades de trasvase al Vinalopó y la respuesta del acuífero ante distintas reglas de operación del embalse de Tous.

- “Estudio del plan general de adecuación del sistema de explotación de los aprovechamientos tradicionales del Júcar” (CHJ, 1997): En este estudio se puso a punto un nuevo modelo que incluía la misma zona que la del estudio del IGME (1.986), es decir el acuífero de la Plana de Valencia. Este estudio realiza un análisis hidrogeológico del acuífero mediante el modelo de Prickett.

Por otra parte los estudios de evaluación de recursos de la cuenca más relevantes son:

- “Anteproyecto, Estudio Canal Júcar-Vinalopó” (INTECSA – DGOH, 1988): es un estudio de necesidades de agua y estudio de regulación. El estudio de necesidades de agua se refiere a la zona del Vinalopó y las Marinas, tanto a demandas agrícolas, como a demandas urbanas. Se realiza con un modelo confeccionado con SIM-V. El modelo incluye un esquema que tiene 9 embalses, y contiene de forma detallada las demandas de la Ribera del Júcar, así como las del Turia. Las aportaciones que se utiliza cubren el período 1940-1970. Utiliza series de aportaciones para: Alarcón, Contreras, Tous, Bellús, Forata, Bajo Júcar, Generalísimo, Loriguilla, Buseo, y Manises. Las aportaciones en Tous incluyen el río Escalona, y se dividen posteriormente en Molinar (que en realidad es Embarcaderos), Cortes, y Tous, con factores de reparto de 0.554, 0.233, y 0.213 respectivamente. Las aportaciones en Molinar son las que soportan, en los casos en que ésta se considera, la detracción de 250 hm³ atribuida a los bombeos para los riegos de Albacete.
- “Modelos de evaluación y gestión de recursos hidráulicos del Júcar, incluyendo el análisis del comportamiento del acuífero de la Plana” (DIHMA, 1997) realizado por el Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universidad Politécnica de Valencia en convenio con INCISA para la DGOH. Incluye la modelación de la gestión de los sistemas Júcar y Turia mediante el modelo SIMGES, tanto del subsistema superficial como del subsistema subterráneo de forma conjunta. Los acuíferos considerados son el acuífero de la Mancha Oriental y el acuífero de la Plana de Valencia ambos adaptados al método de los autovalores.
- “Implantación en la Confederación Hidrográfica del Júcar de herramientas de decisión en materia de recursos hídricos” (DIHMA, 2001). Realizado por el DIHMA de la UPV para el Área de Explotación de la Confederación Hidrográfica del Júcar. En él se realiza un nuevo análisis de las aportaciones y demandas del sistema Júcar. Además, se pone en funcionamiento un

modelo de simulación de la gestión basado en riesgo para el río Júcar (modelo SIMRISK), el cual sirve de apoyo a la toma de decisiones de las Comisiones de Desembalse que realiza el Área de Explotación todos los meses.

Por otro lado, son varios los organismos que han estudiado el Sistema Hidrogeológico de la Mancha Oriental con el fin de llevar a cabo una correcta gestión y planificación de los recursos hídricos. Entre ellos se encuentran la Dirección General de Obras Hidráulicas (DGOH), el Instituto Geológico y Minero de España (IGME) y la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) los cuales han elaborado trabajos en la zona de estudio tales como IGME (1979, 1980); DGOH (1988, 1993); CHJ (1999 y referencias incluidas) y Font (2004) entre otros.

Se han realizado varios modelos de simulación de flujo subterráneo hasta la fecha. El primer modelo fue elaborado por el IGME en 1984 en el marco del proyecto titulado “Modelo matemático de los acuíferos de Albacete”. Este modelo fue el antecedente directo del confeccionado cuatro años después por la empresa INTECSA dentro de los trabajos del proyecto titulado “Estudio de la explotación de aguas subterráneas en el acuífero de la Mancha Oriental y su influencia sobre los caudales del río Júcar” (DGOH, 1988). La revisión crítica de estos trabajos puso de manifiesto lagunas importantes de conocimiento que afectaban a los resultados de las diferentes simulaciones de los modelos, éstas son:

- Correcta cuantificación de las extracciones subterráneas tanto en el tiempo como en el espacio.
- Necesidad de definir las distintas unidades hidrológicas, estableciendo las correspondientes condiciones de contorno y las relaciones entre ellas.
- Aproximación en la cuantificación de los parámetros hidrogeológicos, permeabilidad y coeficiente de almacenamiento en sus diferentes unidades, estableciendo el sistema de flujo en cada una de ellas.
- Cuantificar rigurosamente la recarga en el espacio y en el tiempo.

Esta problemática se ha ido estudiando de forma prolongada en el tiempo, mediante proyectos de Investigación y Desarrollo (I+D) o a través de la elaboración de tesis doctorales, efectuadas principalmente por las universidades de Castilla – La Mancha (UCLM), Complutense de Madrid (UCM) y Politécnica de Valencia (UPV).

Por último, La Oficina de Planificación Hidrológica (OPH) de la CHJ apoyó la elaboración del ejercicio de fin de carrera de Font titulado “Colaboración en el desarrollo y aplicación de un modelo distribuido de flujo subterráneo de la Unidad Hidrogeológica 08.29 Mancha Oriental, en las provincias de Albacete, Cuenca y Valencia”. En este trabajo se modeliza el acuífero de una manera más detallada que en el modelo anterior, donde se simula el funcionamiento del acuífero y sus relaciones con el río Júcar durante un periodo de sesenta años, mucho antes de

comenzarse la explotación intensa de las aguas subterráneas. Los pasos de tiempo son mensuales.

Además de todos estos estudios, este trabajo toma en muchos de sus puntos como referencia el Nuevo Plan de Cuenca del Júcar, así como el Esquema de Temas Importantes (CHJ, 2014). Tal como establece el Reglamento de Planificación Hidrológica (RD 907/2007), el Proyecto de Plan Hidrológico de cuenca ha requerido el informe preceptivo del Consejo del Agua de la Demarcación, la conformidad del Comité de Autoridades Competentes y el informe preceptivo del Consejo Nacional del Agua.

1.3 Objetivos del estudio.

El principal objetivo que se pretende alcanzar en este estudio es el desarrollo de un sistema de ayuda a la decisión (SAD) para la gestión del recurso hídrico, en el sistema Júcar, mediante la novedosa aplicación tanto del sistema de redes bayesianas como de la teoría de juegos. Ello se concretará en:

- El desarrollo de una red bayesiana que modelice la situación actual del sistema acuífero de la Mancha Oriental y que nos permita simular varios escenarios posibles, sirviendo como herramienta para el apoyo a la toma de decisiones en la gestión del acuífero, partiendo de los trabajos previos en Asensio García, 2012. Esta herramienta incorporará criterios tanto socioeconómicos como ambientales.
- Desarrollo de un modelo de redes bayesianas para todo el Júcar, con el que se enlazará el modelo anterior de la Mancha Oriental.
- Evaluación del efecto de diferentes alternativas que puedan implantarse bajo diferentes escenarios futuros, en la gestión del recurso hídrico de la cuenca del río Júcar.
- Evaluación del impacto económico que pueden tener diversas actuaciones sobre la economía del sistema. Para ello se introducirán diferentes políticas de gestión.
- Aplicación del modelo al proceso de toma de decisiones para la búsqueda de soluciones a los principales conflictos en la gestión del sistema Júcar y del acuífero de la Mancha Oriental.
- Aplicación de aspectos de la teoría de juegos para completar el análisis anterior.

1.4 Estructura del documento.

El documento se estructura de la siguiente forma: dada ya una breve explicación de la problemática de la gestión en cuencas con escasez hídrica así como de la explotación intensiva de recursos subterráneos, el siguiente capítulo tratará de la explicación teórica sobre la técnica del uso de redes bayesianas y su aplicación a estudios hídricos.

Acto seguido se describirá en profundidad el sistema del río Júcar, explicando ampliamente su problemática y detallando sus características más relevantes respecto a masas de aguas, usos y demandas y zonas vulnerables. Se explicará cual es la problemática específica actual del acuífero de la Mancha Oriental y sus características generales, cómo han ido evolucionando los niveles piezométricos de un acuífero históricamente sobreexplotado debido a extracciones por bombeo no controladas y mal gestionadas en muchos casos. El tema de la contaminación por nitratos será tratado a continuación, y se definirán cuáles son los problemas derivados de emplear un agua con un déficit importante en sus características hidroquímicas. Después se centrará el estudio en el marco socioeconómico al que afecta.

Una vez concluida la definición del ámbito de estudio, será el momento de repasar la metodología de las redes bayesianas empleadas en el trabajo *“Diseño de un sistema de apoyo a la decisión mediante redes bayesianas para la gestión integrada del sistema acuífero de la Mancha Oriental”* (Asensio García, 2012). Resumiremos cómo se ha gestionado el acuífero durante años, para ponernos en antecedentes, y explicaremos el modelo de flujo e hidroeconómico que emplearemos. Se definirán las variables que componen la red, y se explicará la estructura de la misma. Acto seguido será el momento para proponer y simular distintos escenarios de estudio, con sus correspondientes análisis de sensibilidad, comentarios y teorías al respecto de cada uno de ellos.

Después se aplicará el sistema de redes bayesianas para el estudio del sistema Júcar, relacionándolo con el estudio anterior. Se explicarán todas las variables y políticas de gestión, así como los diferentes escenarios propuestos de simulación. Se discutirán los diferentes resultados obtenidos.

Por último se dedicará un capítulo a la explicación teórica de la Teoría de Juegos, comentando además su estado del arte y cómo esta técnica puede ayudar a resolver conflictos de carácter hídrico. En el último capítulo se aplicará esta metodología a un caso concreto del estudio del Júcar (Trasvase Júcar-Vinalopó) y se compararán los resultados entre ambas metodologías, redes bayesianas y teoría de juegos

Se finalizará el estudio con las conclusiones que se deducen del mismo, y las líneas futuras de investigación a seguir.

CAPÍTULO 2: MARCO TEÓRICO 1 “REDES BAYESIANAS APLICADAS A LA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS”.

2.1 Estado del arte.

Las redes bayesianas surgieron de la investigación con inteligencia artificial (IA), donde se desarrollaron originalmente como un medio en las estrategias de toma de decisiones en condiciones de incertidumbre. Ha sido demostrado que pueden ser aplicadas en una amplia gama de problemas, sin embargo, solo recientemente han empezado a ser utilizadas para modelizar problemas medioambientales. En la actualidad, la no linealidad de los problemas, la retroalimentación y en muchos casos la demora en la toma de decisiones en cuanto a temas medioambientales, requieren el empleo de ésta técnica avanzada para estos casos (Molina et al, 2011).

En la legislación internacional del agua, como la Directiva Marco del Agua (DMA) (Directiva 2000/60/CE) europea, se ha optado por la vía de la sostenibilidad, exigiendo a los Estados Miembros que se cumplan unas directrices básicas mediante planes de gestión. Esto ha generado que se desarrollen herramientas y técnicas que permitan abordar los problemas de los recursos hídricos mediante la gestión integrada. Las redes bayesianas son muy populares en el campo de la IA debido a su capacidad para apoyar el razonamiento probabilístico de los datos con incertidumbre. Pueden representar las correlaciones entre variables aleatorias y las probabilidades condicionales de cada variable a partir de un conjunto de datos dado (Wong, 2010).

Castelletti y Soncini-Sessa (2007) explica los pros y los contras de emplear redes bayesianas para la planificación de los recursos hídricos y su gestión. Mediero-Orduña (2007) muestra el desarrollo de un modelo de pronóstico probabilístico de caudales con aplicación al proceso de toma de decisiones en una situación real de avenidas. En este caso, el modelo de pronóstico se fundamenta en la combinación de un conjunto de herramientas que permiten la simulación del comportamiento hidrológico de la cuenca y un modelo de redes bayesianas que permite captar la variabilidad e incertidumbre de los procesos hidrológicos desde un punto de vista probabilístico.

Ticehust et al. (2008), demuestra que las herramientas de apoyo para la decisión pueden ser de gran ayuda a la hora de estudiar la gestión y planificación de los numerosos lagos costeros de Nueva Gales del Sur (Australia). Se emplean los sistemas de apoyo a la decisión para predecir resultados de varios escenarios futuros y como recurso educativo. La gran variedad de exigencias económicas, ecológicas y sociales en los lagos y los recursos finitos de sus zonas de influencia, están aumentando los conflictos sobre su uso y su gestión sostenible. Este artículo, describes el método para el desarrollo de una herramienta de apoyo a la decisión que proporcione información sobre los impactos que generan las decisiones de gestión sobre los

componentes clave de una laguna costera. La integración de los componentes de la zona de captación se realizó empleando una BN. En concreto se estudia mediante el sistema de apoyo a la decisión (SAD) el caso del Lago Merimbula, en la costa Este de Australia, para ilustrar las ventajas de utilizar una BN, y cómo el SAD ayuda a hacer frente a alguna de las limitaciones inherentes en el método de integración.

Farmani (2009) da un paso más y se centra en las redes bayesianas evolutivas con el fin de encontrar la gestión óptima de la contaminación de las aguas subterráneas. En aplicaciones muy complejas, la tarea de definir la red podría ser difícil, sin embargo en este trabajo la metodología propuesta se puede utilizar en la validación de la estructura de la red y los parámetros de la relación probabilística. En los problemas de apoyo a la decisión donde es difícil elegir una combinación adecuada de intervenciones, los estados de las variables clave en todo su rango de opciones de gestión, no pueden ser analizados mediante BNs como única herramienta de estudio. El método de optimización propuesto por Farmani se utiliza para tratar la complejidad de la probabilística y realizar inferencia. Mediante un algoritmo de optimización, se generan valores de variables de los estados que son introducidos en la BN. De esta forma se examinó, realizando una gestión óptima, los riesgos de contaminación de las aguas subterráneas en una zona a las afueras de Copenhague.

Zorrilla et al. (2011) analizaron el potencial del plan especial del alto Guadiana para resolver los conflictos sociales y recuperar las tablas de Daimiel. En dicho estudio, se presentan los resultados de un modelo de probabilidades sobre la gestión del agua en el acuífero de la Mancha Occidental, con la involucración y participación de los representantes de los principales grupos interesados. Mediante el modelo se analizaron diferentes medidas de gestión, integrando variables económicas, sociales y ambientales. Este modelo proporciona algunos resultados como que los cereales en regadío son los cultivos que más agua requieren en proporción a los beneficios económicos y a los puestos de trabajo que generan, o que una ejecución completa del Plan Especial del Alto Guadiana podría conseguir que el acuífero se recuperase en el año 2027. Como se puede apreciar, el uso de redes bayesianas en el estudio de recursos hídricos puede otorgar conclusiones claras y concisas o directrices, cumpliendo su cometido como sistema de apoyo a la decisión.

2.2 Descripción técnica.

Las redes bayesianas (Bayesian Networks, BN) también conocidas como “redes de creencia”, son modelos probabilísticos gráficos que representan un conjunto de variables aleatorias y sus interdependencias condicionales a través de un gráfico acíclico dirigido (DAG), esto significa que para cada vértice “V”, no hay un camino directo que empiece y termine en “V”. Se puede

usar para explorar y visualizar las relaciones causales entre los factores clave y los resultados finales de un sistema de una forma directa y comprensible. Como las BN son causales, también se pueden utilizar para calcular la efectividad de las intervenciones, como decisiones de gestión alternativas u otras políticas. Es importante destacar que las incertidumbres asociadas a estas relaciones causales también pueden ser estudiadas al mismo tiempo.

Las redes bayesianas aplican el teorema de Bayes. Este teorema expresa la probabilidad condicional de un evento aleatorio A dado B en términos de la distribución de probabilidad condicional del evento B dado A y la distribución de probabilidad marginal de sólo A. El teorema de Bayes es de enorme relevancia puesto que vincula la probabilidad de A dado B con la probabilidad de B dado A. Es decir que sabiendo la probabilidad de que llueva dado que hay bajas presiones, podemos saber, la probabilidad de que haya bajas presiones dado que llueve.

$$P(A_i|B) = \frac{P(B|A_i)P(A_i)}{P(B)}$$

Ecuación 1 Teorema de Bayes

Dónde: $P(A_i|B)$ es la probabilidad a posteriori de "A_i" dado "B".

$P(A_i)$ es la probabilidad a priori de "A_i".

$P(B)$ es la probabilidad marginal de "B".

$P(B|A_i)$ es la probabilidad de "B" en la hipótesis "A_i".

Las Redes Bayesianas comprenden 3 elementos; primero un grupo de variables que representan los factores relevantes de un sistema, segundo las relaciones entre esas variables, y por último las tablas de probabilidad condicional (CPTs) que se usan para calcular el estado del nodo. Las dos primeras forman el diagrama de una red bayesiana, mientras que la tercera hace que la red esté en pleno funcionamiento (Bromley et al., 2005).

Un ejemplo sencillo de aplicación para una red bayesiana sería el siguiente:

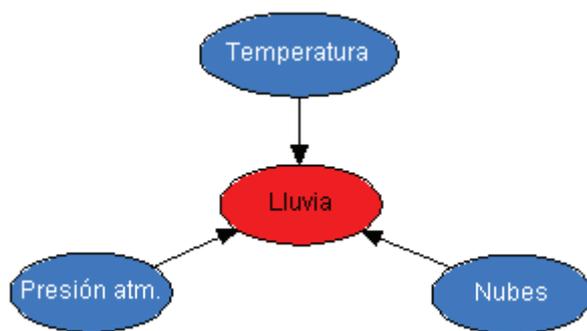


Figura 5 Ejemplo de red bayesiana

Dependiendo de las distribuciones de probabilidad que se dan en las variables “Presión atmosférica”, “Temperatura” y “Nubes” y de la tabla de probabilidad condicionada que se establezca entre dichas tres variables padre y “Lluvia”, se podría obtener la probabilidad de que llueva o no en función de estas condiciones climáticas.

A diferencia de muchas otras técnicas de modelación utilizadas para aplicaciones ambientales, las BN utilizan métodos probabilísticos en vez de deterministas, expresiones para describir las relaciones entre variables. La aplicación de la teoría bayesiana de probabilidad, permite evaluaciones subjetivas de la probabilidad. Dado que la incertidumbre se tiene en cuenta en el modelo en sí mismo, las redes bayesianas son un método especialmente apropiado para tratar con sistemas donde la incertidumbre es inherente, lo que suele ocurrir en temas del ámbito ecológico. Las BN tienen un gran número de propiedades que las hacen muy útiles para el análisis de datos y la toma de decisiones. Tienen una sencilla estructura gráfica causal, que puede ser fácilmente modificada y ampliada. Son muy funcionales para examinar alternativas y ayudar a optimizar el resultado deseado, así como ayudar en el proceso de aprendizaje social y desarrollar una comprensión más amplia dentro de un grupo de interés (stakeholders).

Los problemas ambientales raramente suelen estar bien estructurados, particularmente cuando son descritos por los usuarios. Las redes bayesianas son capaces de construir una red en la que los usuarios pueden desarrollar la estructura ambiental que ellos perciben, e investigar las interacciones y relaciones entre las diferentes variables.

Las Redes Bayesianas Orientadas a Objetos (OBN, en sus siglas en inglés) facilitan la representación de redes con un gran número de nodos de una manera modular (Koller y Pfeffer 1997). Por tanto, es posible reutilizar subredes ya construidas dentro del sistema en las que cada subred tiene su propia identidad, ahorrando tiempo y esfuerzo a los encargados de modelar el sistema. La topología y las tablas de probabilidad pueden ser reusadas sin ninguna

modificación. Las redes pueden estar compuestas de subredes, que a su vez, pueden contener otras subredes, etc. (Rodríguez et al., 2007).

El programa informático HUGIN está concebido para para desarrollar sistemas expertos basados en la teoría probabilística mediante la utilización de redes bayesianas. Son sistemas que resuelven problemas estocásticos (aquellos en los que existe un cierto nivel de incertidumbre en la información con la que debe trabajarse, como es el caso de nuestro estudio). Este software está considerado como una de las herramientas más eficaces para desarrollar y computar redes bayesianas (Millán, 2000). Se elaboró en la empresa Hugin Expert, de la Universidad de Aalborg, Dinamarca. Para la construcción de la red en nuestro caso de estudio hemos utilizado la versión 7.3 de este programa. La base de cálculo empleada por esta herramienta para la propagación de la evidencia en redes múltiplemente conexas, es decir, aquellas en las que aparecen bucles, es el denominado algoritmo HUGIN (Jensen et al., 1990), que es una mejora del Método de agrupamiento (Lauritzen y Spiegelhalter, 1988). El paquete informático está compuesto por una interfaz gráfica de usuario y un motor de inferencia para el desarrollo de la aplicación. La interfaz gráfica de usuario es el enlace entre el sistema experto y el usuario. Permite diseñar la red bayesiana en forma de diagramas de influencia, construir bases de conocimiento a partir de bases de datos y generar tablas de probabilidades a partir de la información introducida.

Como señala el Prof. Bromley de la Universidad de Oxford (Oxford Centre for Water Research), la gestión integrada es la clave para el desarrollo sostenible de los recursos hídricos de Europa. Esto significa que las decisiones deben ser tomadas no solo a raíz de las consideraciones ambientales, sino también de sus impactos económicos, sociales y políticos. Requiere una participación activa por parte de los interesados en la toma de decisiones. Las redes bayesianas permiten evaluar una serie de factores que unidos entre sí, proporcionan un marco dentro del cual las opiniones de las partes involucradas e interesadas (stakeholders) pueden ser recogidas.

CAPÍTULO 3: CASO DE ESTUDIO

3.1 Descripción del sistema Júcar.

El río Júcar tiene una longitud aproximada de 500Km., su nacimiento se sitúa en la Sierra de Albarracín, en los Montes Universales a partir de la confluencia de numerosos manantiales. En la misma zona geográfica tienen su nacimiento el río Tajo, el Guadalaviar o Turia y el afluente más importante del Júcar, el río Cabriel. En su inicio, el Júcar se dirige hacia el sureste cruzando montes cubiertos por pinares, y poco después se unen las aguas del arroyo de Almagrero, que aporta un caudal mayor que el del río principal. La vegetación de la zona es de tipo mediterráneo, con variaciones debidas a la altitud: pino, sabina y sauces y chopos en las cercanías de los cauces.

Un poco más aguas abajo, el Salto de Villalba aprovecha un desnivel de 170 metros para la producción de energía hidroeléctrica. La Central hidroeléctrica de Villalba o de La Toba es una de las más importantes del sistema con una potencia de 10,40 Mw. El caudal máximo de la central es de 8,20 m³/s.

Más adelante, se incorpora por la derecha el caudal del río Villalbilla. A partir de esta zona el río va tomando una orientación sur, pasa a través de la Sierra de Valdecabras al Este, y las estribaciones de la Sierra de Bascunana al Oeste y recibe las aguas del río Mariana por la derecha. Este último tramo, desde Villalba de la Sierra hasta Cuenca, es una de las principales áreas del sistema sometidas a inundación, ya que el río discurre por un amplio valle fluvial.

Cuando el río Júcar llega a la ciudad de Cuenca une sus aguas con las del río Huecar en un paraje en el que ambos ríos han labrado dos profundas hoces sobre las que se sitúa la ciudad, con sus famosas Casas Colgantes. Las márgenes del río Huecar presentan una abundante y bien conservada vegetación de ribera.

En el tramo siguiente el río forma numerosos meandros según se va clavando en los sedimentos del Terciario inferior que forman el lado oeste de la Cordillera Ibérica. En esta zona se reciben numerosos arroyos y barrancadas, como el del Chillaron, por la derecha y el río San Martín, por la izquierda y se encuentran las también denominadas Lagunas de los Cedazos, humedal de origen cárstico sobre yesos blancos y arcillas. Más adelante, siguen incorporándose afluentes: por la derecha los pequeños cauces de los ríos Fresneda y Altarejos y llegando a la cola del Embalse de Alarcón, se incorpora el río Belvis por la derecha y el río Gritos por la izquierda que recoge las aguas del amplio valle donde está enclavado el pueblo de Valverde del Júcar.

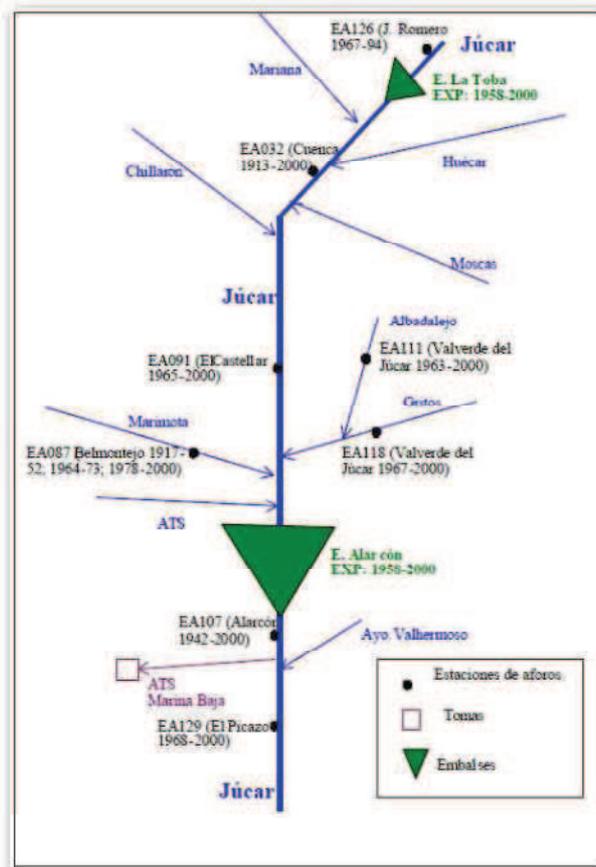


Figura 6 Esquema del río Júcar entre su cabecera y el embalse de Alarcón (M.S. Ingenieros, 2002).

El Embalse de Alarcón, con un volumen de embalse de 1.112 hm^3 y una superficie de 6.480 hectáreas es el primer embalse de gran tamaño en el curso fluvial. El uso al que está destinado es el riego y la producción de energía eléctrica. La presa es de gravedad con una altura de 71 metros y una longitud de coronación de 317 metros, el aliviadero, de compuertas, tiene una capacidad de $1.750 \text{ m}^3/\text{s}$. Al igual que en otros puntos de la red hidrográfica, en el embalse de Alarcón se ha instalado una estación automática de alerta para el seguimiento de la calidad de las aguas.

En este embalse se unen las aguas de los ríos Júcar y Tajo, ya que a la altura de la confluencia del río Belvis entra el Canal del Trasvase Tajo- Segura. Las aguas del embalse son reguladas en base a las necesidades propias de la cuenca y del trasvase, los caudales de ambos ríos se miden con el fin de dirigir las aguas procedentes del Júcar hacia el contra embalse de Castillejos o del Picazo y las del Tajo hacia la cuenca del Segura. La presa del embalse de Alarcón, se sitúa a unos 40 km aguas abajo, cerrando el comienzo de las Hoces de Alarcón, un estrecho labrado por el río en las calizas cretácicas. Sobre la presa cruza la carretera de Madrid a Valencia, comienza aquí un tramo en el que el río ha tallado un cauce muy angosto que forma numerosos y agudos meandros al irse adaptando a las distintas direcciones estructurales que compartimentan el afloramiento cretácico que atraviesa.

Tras la central de La Manchega existe una zona de infiltración en la que el cauce puede llegar a secarse. Algo más adelante, el río Júcar recibe las aguas del río Valdemembra, que solo llega a desembocar en el Júcar en épocas de abundantes caudales, tiene una fuerte contaminación de tipo urbano y agrícola.

El aporte principal procede de las aguas del Canal de María Cristina, construido a lo largo de los siglos XVIII y XIX con objeto de vaciar hacia el Júcar las aguas del arroyo de Balazote y otros arroyos de los Llanos de Albacete que sistemáticamente se estancaban en este área semiendorreica. Este Canal, también llamado de Albacete, tiene una longitud de 32 Km y un caudal medio de 0,9 m³/s.

En esta zona existe una amplia superficie de regadío (algo más de 60.200 hectáreas) que obtiene sus recursos del acuífero Mancha Oriental cuya demanda ha experimentado un incremento notable, lo que ha producido una disminución en el caudal drenado hacia el Júcar y el Cabriel y un descenso en las reservas del sistema. El acuífero presenta continuos descensos del nivel del agua de sus pozos y, en consecuencia, de los caudales, pese a lo cual se siguen construyendo nuevos pozos, existen además problemas de calidad para abastecimiento y elevadas concentraciones de nitratos en algunas zonas.

En la zona del Júcar Medio existen un total de 3.980 hectáreas de regadío, de las que 1.000 pertenecen a los riegos de Almansa.

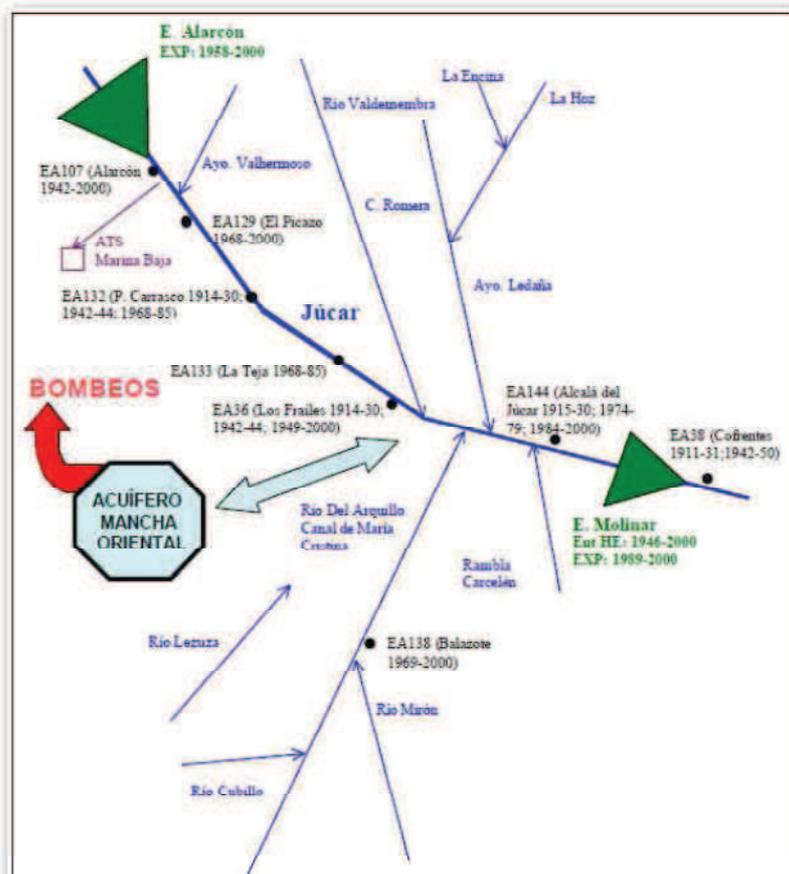


Figura 7 Esquema del río Júcar entre Alarcón y embalse de Molinar (M.S. Ingenieros, 2002).

El Río Cabriel es el principal afluente del Júcar. Nace en la Sierra de Albarracín, a los pies de la Muela de San Juan, en la misma zona que tienen sus nacimientos el río Tajo y el Guadalaviar. Se trata de un río de 262 km de longitud que desde su nacimiento corre en dirección sur por zonas de fuertes pendientes, atraviesa la Sierra de Zafrilla, pasa por la población de Vallecillo, atraviesa el límite de las provincias de Teruel y Cuenca y recoge las aguas de su afluente, el Río Zafrilla hasta llegar a la población Salvacanete. Pasa por el paraje denominado El Castillo en la Sierra de Cuerdas y por una zona de extensas vegas, como la Vega de Las Tajadas, continua en dirección Sur-Sureste y atraviesa el punto denominado El Salto, en donde el río salva una altura de 100 metros. A partir de aquí el río discurre por un cauce muy profundo y por dos minas o túneles hechos artificialmente para el paso de maderas, donde las aguas a la salida caen formando una serie de cascadas de más de 40 metros que son aprovechados por las empresas hidroeléctricas, como es el caso del Salto de Villora, de 111 metros de altura, donde está instalada la homónima central hidroeléctrica.

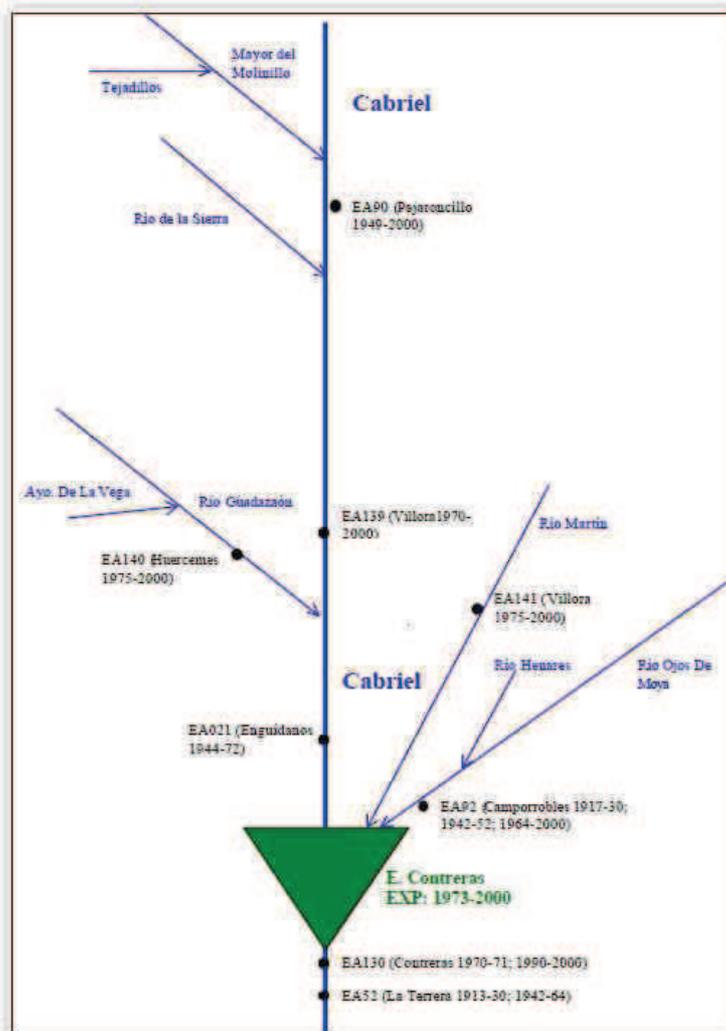


Figura 8 Esquema del río Cabriel entre su cabecera y el embalse de Contreras (M.S. Ingenieros, 2002).

Cerca de Villa de Ves, las aguas se remansan en el pequeño Embalse del Molinar, cuyas aguas son aprovechadas por la central hidroeléctrica de Cofrentes, retornándolas en el tramo final del río Cabriel, antes de su desembocadura en el Júcar. Tras la presa del Molinar, el Júcar entra en la provincia de Valencia recorriendo un primer tramo muy escabroso. En el punto de confluencia de los ríos Reconque, Cabriel y Júcar se sitúa la central nuclear de Cofrentes que aprovecha las aguas del cauce como refrigerante.

El Cabriel llega a la cola del embalse de Contreras donde también desagua el Río Mira o Algarra. Este embalse posee una capacidad de 884 hm³ y una superficie de lamina de agua de 271 hectáreas, tiene dos cerradas, la presa principal o de Contreras y la Presa del Collado, ambas de tipo gravedad con una altura de 129 metros y 36 metros respectivamente. Sus aguas se utilizan para abastecimiento, riego y producción de energía eléctrica.

Aguas abajo del Embalse de Contreras, el río atraviesa el paraje de Las Hoces del Cabriel, espacio declarado como Reserva Natural y que está constituido por un territorio que abarca 1.662 ha. en el límite entre las provincias de Cuenca y Valencia. Una vez superadas Las Hoces, el río atraviesa un valle bastante amplio, de unos 100 metros de anchura media hasta la confluencia del Cabriel con el Río Júcar a la altura de Cofrentes, en el nuevo Embalse de Cortes II. Esta presa ha creado una retención de 116 hm³ de capacidad englobando el antiguo embalse de Cortes y el de Embarcaderos, sirve de depósito inferior al salto reversible de La Muela, cuyo depósito superior de 22 hm³, situado junto a la población de Cortes de Pallas, acumula el volumen bombeado aprovechando la energía nocturna sobrante en la central nuclear de Cofrentes. La Central de La Muela tiene una potencia de 635 Mw.

Las aguas turbinadas de La Muela se dirigen a la cola del Embalse del Naranjero, que ha inundado al antiguo Embalse de Millares y tiene una capacidad menor que el Embalse de Cortes de Pallas (29 hm³), aunque su aportación media anual es la misma, debido a que no se realizan en la zona aprovechamientos consuntivos destacables.

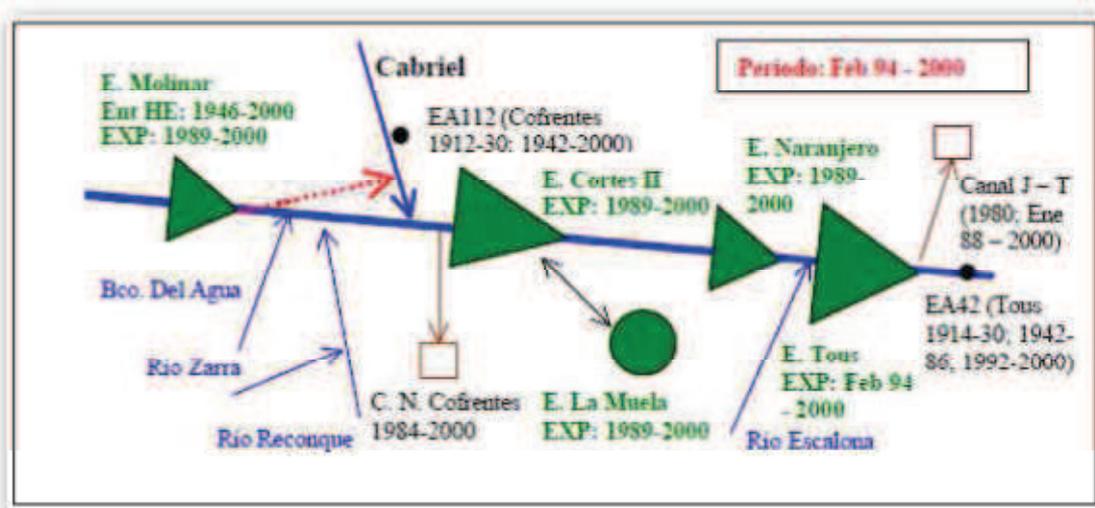


Figura 9 Tramo del Júcar entre Molinar y Tous (M.S. Ingenieros, 2002).

Tras el Salto de Millares nos entramos en la cola del embalse de Tous, realizado por la nueva presa de Tous. La presa es de escollera y tiene una altura de 125 metros. Su construcción permite una mejor regulación fluvial y la laminación de avenidas, también garantiza el suministro de caudales para abastecimiento del área metropolitana de Valencia y para los riegos de la comarca de la Ribera y del Canal Júcar-Turia con unas 52.000 hectáreas de regadío. Las aguas son utilizadas, igualmente, para la producción de energía eléctrica mediante dos centrales situadas a pie de presa.

Desde la presa de Tous parte el Canal Júcar-Turia, de 60 Km. de longitud y una capacidad de 32 m³/s, cuyos cauces se dedican al riego y al abastecimiento de la ciudad de Valencia y Sagunto a través de la potabilizadora de Picassent que emplea un caudal medio de 3 m³/s. Se prevé también una transferencia de recursos al Vinalopó.

A partir de Tous el Júcar entra en la Plana de Valencia donde el nivel del acuífero está por encima del cauce del río, por lo que recibe descargas en su recorrido. En la Plana son muy importantes los aprovechamientos para riego (unas 58.215 hectáreas) de las aguas del Júcar.

La Acequia Real del Júcar tiene 54 Km. de longitud y una capacidad de 34 m³/seg. El Plan Hidrológico prevé la mejora y modernización de estos riegos, especialmente los de la Acequia Real del Júcar. Más adelante recorre las tierras de Utiel y Requena, salvando en varios escalones la diferencia de altitud entre su tramo alto y la plana litoral. Sus aguas se recogen en el Embalse de Forata, cerca del término municipal de Yatova que tiene un volumen de 39 hm³ y ocupa una superficie de 220 hectáreas. Las aguas las distribuye el Canal del Magro, con un caudal de 3 m³/s y una longitud de 44 Km. riega un área de unas 4.350 hectáreas. En las comarcas de la Ribera Alta y Ribera Baja, el río Magro forma una llanura de inundación.

Una vez pasado Algemesi y hasta su desembocadura al sur de Cullera, el Júcar baña una serie importante de poblaciones. Dos kilómetros antes de Cullera el río forma una recta de rumbo

Sursureste hasta su desembocadura. A partir del azud de la Marquesa existe un flujo reversible tierra-mar.

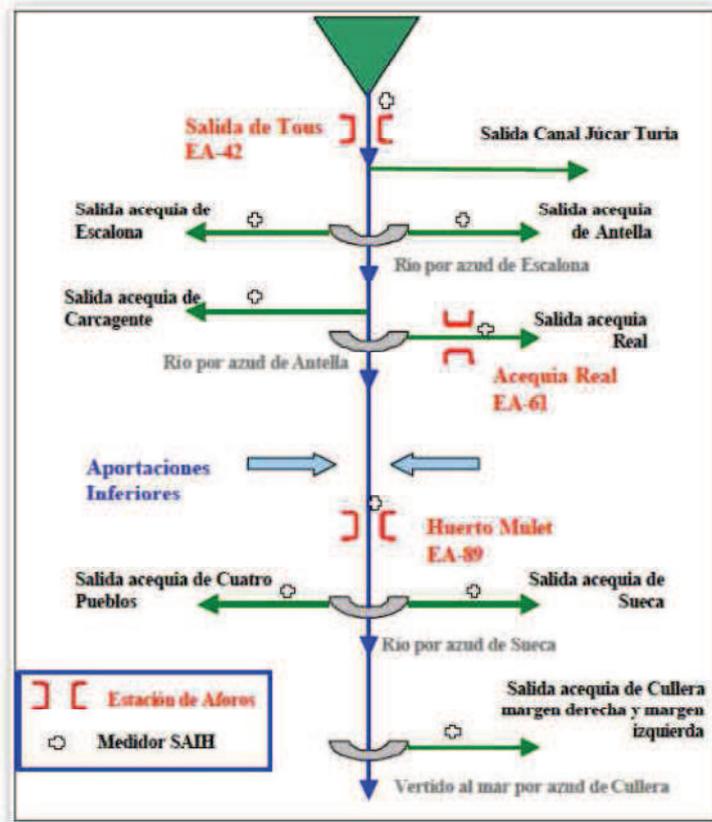


Figura 10 Esquema de la cuenca baja del Júcar (M.S. Ingenieros, 2002).

3.1.1 Problemática.

Diversos grupos políticos y agrupaciones de usuarios instan al gobierno valenciano a rechazar el borrador del Nuevo Plan del Júcar y exigir a la Confederación Hidrográfica del Júcar un nuevo texto que cierre la posibilidad de trasvases desde cualquier punto del río que no sea el Azud de la Marquesa, una disminución importante de las extracciones del acuífero de la Mancha Oriental, que los caudales ecológicos mínimos del río y de la Albufera se incrementan significativamente y que la asignación de agua superficial del Júcar para los abastecimientos de la Ribera tenga la misma consideración que la asignación otorgada a Albacete, Sagunto y Valencia y su área metropolitana, sin estar condicionada a permutas onerosas con otros usuarios.

A continuación se detallan algunos de los problemas específicos que sufre la cuenca del Júcar, y que se recogen en el Esquema de Temas Importantes (CHJ, 2013):

1. La importante explotación de los recursos subterráneos de la Mancha Oriental ha provocado un importante descenso de los niveles piezométricos con una intensa influencia sobre los

caudales del río Júcar. En la siguiente figura se ven todas las captaciones de agua subterránea existentes en la cuenca del Júcar.

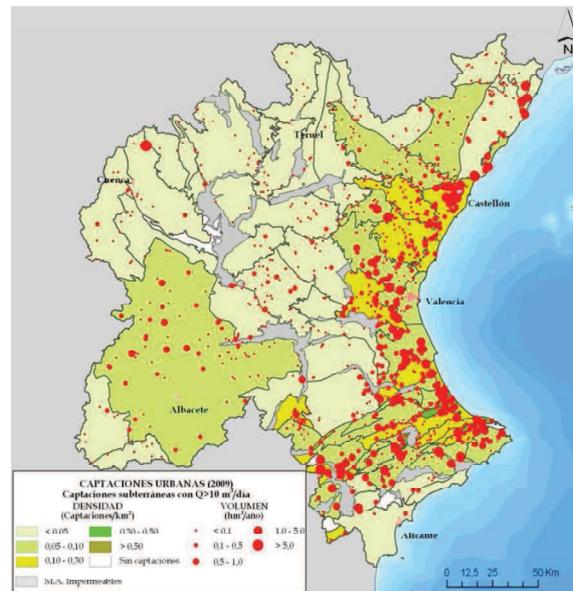


Figura 11 Captaciones subterráneas para uso urbano (CHJ, 2009).

La reducción de estos niveles ha llegado a invertir en determinados tramos la relación río-acuífero, pasando el río de ser ganador a ser perdedor con problemas puntuales por falta de caudales mínimos en situación de sequía aguas debajo de embalse de Alarcón (incumplimiento de caudales ecológicos). Esto provoca una presión por extracción de aguas subterráneas. Las masas de agua subterránea que presentan un mayor número de captaciones para abastecimiento urbano son 080.129 Mancha Oriental (404 captaciones), 080.130 Medio Palancia (83 captaciones) y 080.131 Liria-Casinos (75 captaciones). Se ampliará la información sobre este problema en el apartado [3.2 "Descripción del acuífero de la Mancha Oriental"](#). En la figura inferior se observe el volumen demandado de origen agrario en cada una de las masas subterráneas.

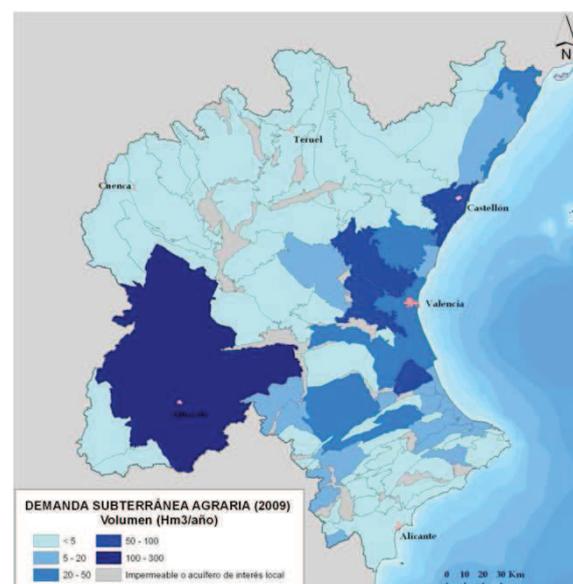


Figura 12 Captaciones subterráneas para uso agrícola (CHJ, 2009).

Se define como índice de explotación de una masa de agua subterránea, como la relación directa entre la demanda total de agua para dicha masa (urbana más agrícola) y el recurso total disponible. Se ha considerado que están sometidas a presión significativa por extracción de aguas subterráneas aquellas masas que presentan un índice de explotación superior a 0,8 (Borrador del plan de cuenca).

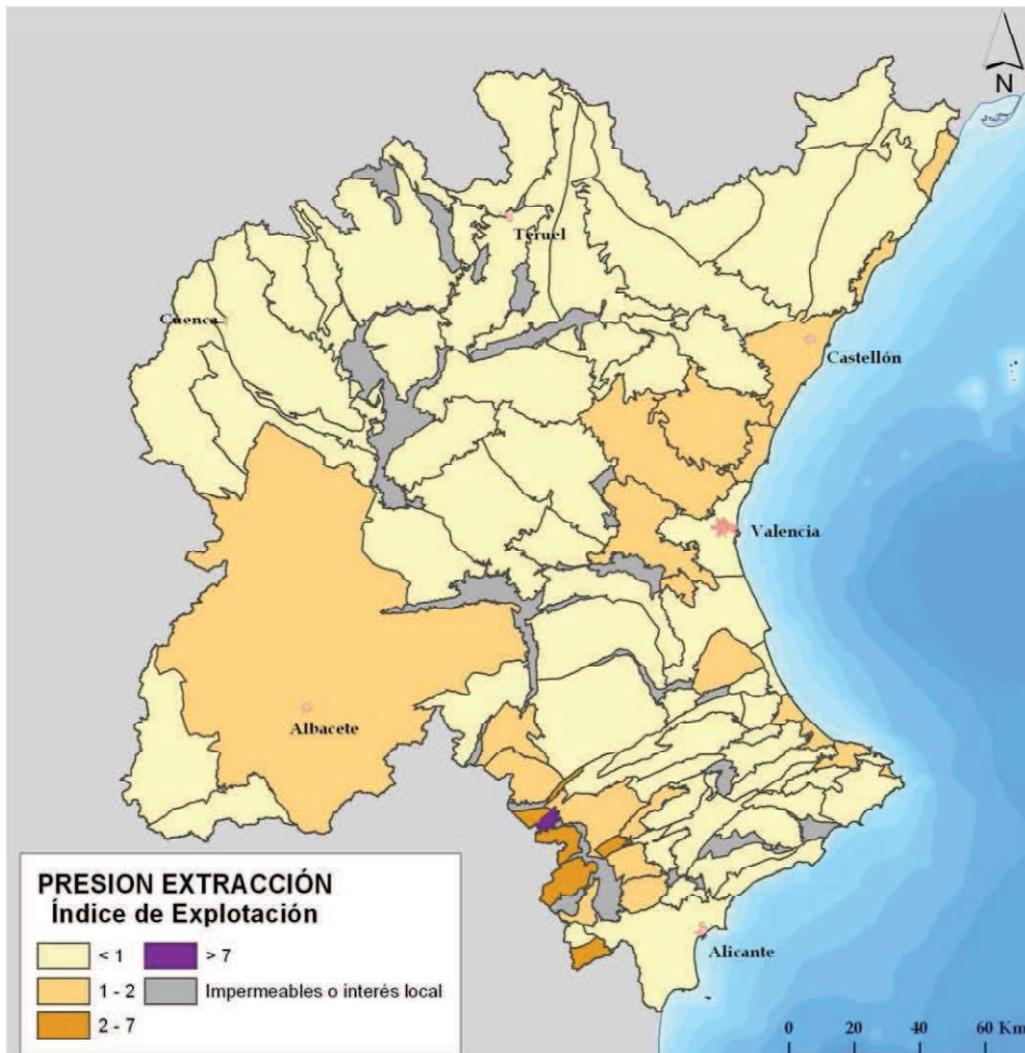


Figura 13 Mapa de índices de explotación (CHJ, 2009)

En la figura superior se observa la cuenca del Júcar, con las diferentes masas de agua subterránea distinguidas. Todas aquellas que no están en color claro tienen un índice de explotación mayor a 1, y por tanto están sometidas a presión. Esto significa que las extracciones son mayores que las recargas de los acuíferos y por tanto el balance es negativo.

Código masa de agua subterránea	Nombre de la masa de agua subterránea	Demanda total de aguas subterráneas (hm ³ /año)	Recurso disponible (hm ³ /año)	Índice de Explotación
080.120	Cretácico de Cuenca Sur	0,4	17,9	0,0
080.121	Jurásico de Cardenete	0,0	10,3	0,0
080.122	Vallanca	0,2	20,2	0,0
080.123	Alpuente	1,4	36,6	0,0
080.124	Sierra del Toro	0,2	4,2	0,0
080.125	Jérica	5,7	15,5	0,4
080.126	Onda - Espadán	9,1	21,7	0,4
080.127	Plana de Castellón	129,2	110,8	1,2
080.128	Plano de Egueva	27,0	18,4	1,2
080.129	Mancha Oriental	311,4	261,7	1,2
080.130	Medio Palancia	42,4	32,6	1,3

Tabla 2 Índices de explotación de las masas de agua subterránea del Júcar (Anejo 12, borrador del plan de cuenca, CHJ 2013)

- Cambio climático: En las últimas décadas se ha observado una ligera disminución de las precipitaciones y de las aportaciones medias para el total de la CHJ, tal y como se recoge en el apartado 4.1 del anejo de sostenibilidad ambiental del borrador del plan de cuenca donde se observa que para el total de la Demarcación Hidrográfica del Júcar la aportación total de la serie reciente se ha reducido un 8% con respecto a la serie completa, aunque el valor de la precipitación de la serie reciente con respecto a la serie completa sólo se ha reducido un 3%. Esta disminución no ha sido homogénea en todo el ámbito, sino que se ha concentrado en las zonas de cabecera y del interior, aumentando incluso la precipitación media de la serie reciente en las zonas costeras. Este ligero aumento de la precipitación en las zonas costeras provoca una mayor escorrentía superficial y genera unos recursos que son menos aprovechables desde el punto de vista de la planificación hidrológica, aumentando, además, el riesgo de inundación.
- Definición de caudales ecológicos. El régimen de caudales ecológicos es aquel que permite mantener de forma sostenible la funcionalidad y estructura de los ecosistemas acuáticos y de los ecosistemas terrestres asociados, contribuyendo a alcanzar el buen estado o potencial ecológico en ríos o aguas de transición. Los caudales mínimos del régimen de caudales ecológicos se han determinado en el plan de cuenca mediante la aplicación de métodos hidrológicos y de modelación del hábitat de acuerdo con lo indicado en la IPH y según el esquema metodológico que se muestra en la siguiente figura.

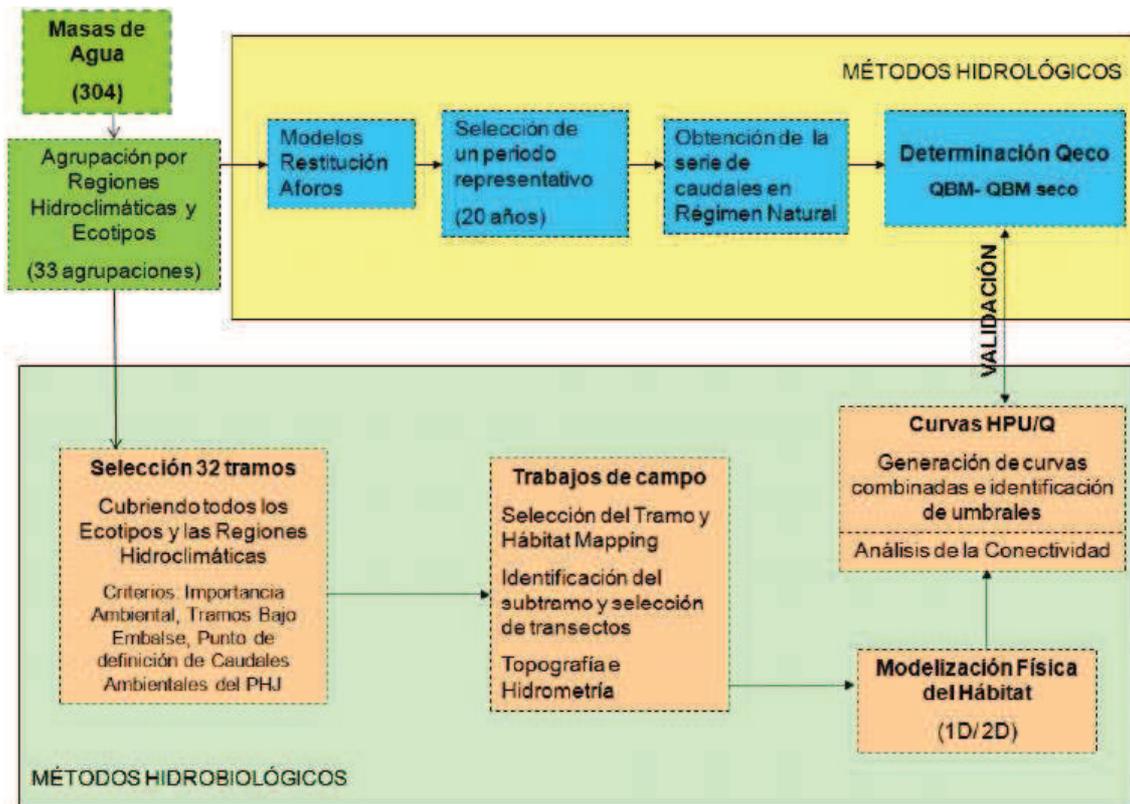


Figura 14 Esquema metodológico para determinar el Q ecológico (Anejo 5, borrador del plan de cuenca, CHJ 2013)

4. Disputas con el trasvase al Vinalopó. La interconexión entre el Júcar y el Vinalopó fue incluida en el Catálogo de Infraestructuras Básicas del Plan Hidrológico de la Cuenca del Júcar y fue incluida en el convenio de colaboración entre el Ministerio de Medio Ambiente y la Generalitat Valenciana en materia de obras de infraestructura hidráulica, para paliar el déficit hídrico del área del Vinalopó - Alacantí - Marina Baja (Alicante), cifrado en unos 80 Hm³ por año. La interconexión se materializa por medio de una conducción que va desde la desembocadura del Júcar hasta la cuenca del Vinalopó. En sus tramos finales, se ubica un gran depósito de 20 Hm³ de capacidad, con el fin de servir de depósito de regulación, que permita independizar en cierta medida las captaciones de agua del Júcar de la demanda de los usuarios del Vinalopó. En este caso lo que nos encontramos es la polémica que aún divide a los regantes alicantinos y valencianos en torno a la insistencia de los primeros en que se construya una toma de agua en la zona alta del río Júcar (en torno a Cortes de Pallás). El trasvase, con la infraestructura construida y pendiente de obras menores y de unas normas de explotación para ponerlo en marcha, derivará el agua del Júcar desde el Azud de la Marquesa, en el tramo final cerca de Cullera, una solución que no satisface en absoluto las demandas de los regantes del Vinalopó.

5. Presiones hidromorfológicas como por ejemplo los problemas por efecto barrera en los azudes (generada por la presencia de azudes cuya altura es mayor a la capacidad de salto de las

especies piscícolas presentes en el tramo), presión por efecto remanso de azudes, o presión por efecto aguas abajo por presencia de un embalse, en las masas de agua identificadas en los artículos 5 y 6 de la DMA como masas de agua muy modificadas por encontrarse inmediatamente aguas abajo de un embalse.

3.1.2 Masas de agua.

La Directiva Marco del Agua (DMA), incorporada al ordenamiento jurídico español mediante el Texto refundido de la Ley de Aguas (TRLA) y el Reglamento de Planificación Hidrológica (RPH), determina que los estados miembros de la Unión Europea deberán establecer las medidas necesarias para alcanzar el buen estado de las aguas superficiales y subterráneas como muy tarde a los 15 años después de la entrada en vigor de la Directiva.

Para ello deben ser identificados en los planes hidrológicos las masas de agua y definir los objetivos ambientales que corresponden a cada una de ellas. El artículo 4 de la DMA estipula que ciertas masas de agua pueden ser designadas como artificiales o muy modificadas cuando se cumplen una serie de condiciones. En estas masas de agua el objetivo ambiental a conseguir consiste en alcanzar el buen potencial ecológico y el buen estado químico en el año 2015.

En los trabajos correspondientes a la elaboración del presente Plan Hidrológico se ha procedido a la revisión de las masas de agua de la demarcación, tomando como base el nuevo inventario de presiones.

Según la IPH se identifican las masas de agua candidatas a ser designadas como muy modificadas en función de la magnitud de sus alteraciones hidromorfológicas por presa y azudes, por canalizaciones y protecciones de márgenes y por dragados y extracción de áridos. Esto es lo que conformaría la fase 1 de identificación de masas de agua modificadas. En la siguiente tabla se puede ver el número de masas de agua afectadas por las diferentes alteraciones morfológicas, para toda la cuenca del Júcar.

Categoría	Naturaleza	Alteración morfológica	Nº masas de agua
Ríos	Muy Modificadas	Efecto aguas arriba por presas (embalses)	27
		Azudes que generan efecto remanso	34
		Azudes que generan efecto barrera	164
		Efecto aguas abajo por presencia de presas (masas aguas abajo de un embalse)	16
		Encauzamientos	38
		Dragados y Extracción de áridos	-
		SUBTOTAL	215*
	Artificiales	Balsas	-
		Embalses	1
		Canales	3
		Graveras	-
		SUBTOTAL	4
	Naturales	SUBTOTAL	85*
TOTAL MASAS			304

Tabla 3 Masas de agua de categoría río identificadas según su alteración morfológica como muy modificadas y artificiales según la fase de identificación preliminar (CHJ, 2013)

En lo que al sistema Júcar se refiere, nos encontramos un total de 141 masas de agua, de las cuales 32 están en estado natural, 106 están catalogadas como muy modificadas y 3 son artificiales.

Para las masas de agua identificadas de forma preliminar como candidatas a muy modificadas (Fase 1), se verifican si los valores de los indicadores de los elementos de calidad biológicos no alcanzan el buen estado. Las masas de agua en las que los indicadores alcanzan el buen estado han sido clasificadas como naturales revisadas, y sucesivamente, en la clasificación final, como naturales. Los datos para evaluar los indicadores biológicos han sido extraídos del programa de seguimiento de indicadores biológicos e hidromorfológicos de la CHJ. Tras esta segunda fase, las 141 masas de agua del sistema Júcar quedan de la siguiente manera: 20 sin evaluar (o sin agua en los muestreos), 32 naturales, 54 naturales revisadas, 32 muy modificadas y 3 artificiales.

La fase 3 es la designación definitiva, donde se catalogan las masas de agua modificadas por efecto de presas o embalses. En la figura de abajo se muestra la clasificación de las masas de agua tras la verificación de la identificación preliminar (fase 2).



Figura 15 Clasificación de las masas de agua categoría río tras la verificación de la identificación preliminar (CHJ, 2013)

3.1.3 Caracterización de los usos y demandas del agua.

Para caracterizar los usos del agua en el sistema del Júcar, primero debemos separarlos según su tipología en: uso en poblaciones, usos agrarios, usos industriales y otros usos. En primer lugar, en la tabla siguiente se muestra el volumen de demanda de los distintos usos por sistema de explotación en el horizonte 2009 (CHJ), indicándose en cada caso el porcentaje de la demanda total de la demarcación que representa.

Sistema de explotación	Demandas									
	Urbana		Agraria		Industrial		Recreativa		TOTAL	
	Hm3	%	Hm3	%	Hm3	%	Hm3	%	Hm3	%
Cenia-Maestrazgo	20,42	0,7	102,81	3,3	1,02	0	0,5	0	124,75	4
Mijares-Castellón	53,51	1,7	219,68	7,1	6,76	0,2	1,19	0	281,13	9
Palancia- Los Valles	8,6	0,3	54,44	1,7	1,39	0	0	0	64,43	2,1
Turia	74,79	2,4	482,59	15,5	24,36	0,8	1,92	0,1	583,65	18,7
Júcar	208,34	6,7	1340,55	43,1	33,63	1,1	1,68	0,1	1584,1	50,9
Serpis	29,74	1	79,63	2,6	2,7	0,1	0,15	0	112,22	3,6
Marina Alta	31,85	1	54,95	1,8	0,14	0	1,81	0,1	88,75	2,9

Marina Baja	28,33	0,9	28,98	0,9	0,17	0	1,83	0,1	59,31	1,9
Vinalopó-Alacantí	45,47	1,4	91,56	2,9	13,23	0,4	2,24	0,1	149,5	4,8
Externo	50,6	1,6	14,59	0,5	0	0	0	0	65,19	2,1
TOTAL	548,65	17,6	2469,78	79,3	83,37	2,7	11,31	0,4	3113,1	100

Tabla 4 Demanda total, para toda la cuenca del Júcar. (CHJ, 2009)

Se observa que la demanda total consuntiva de la demarcación es de 3.113,12 hm³/año, siendo la demanda agraria la que representa el mayor volumen, con 2.470 hm³/año, lo que representa un 79% de la demanda total. Dentro de la demanda agraria, la ganadera, estimada en 16 hm³/año, representa únicamente el 0,6%. La demanda urbana supone 549 hm³/año y representa un 18%. La demanda industrial no dependiente de las redes de abastecimiento urbano (incluyendo la industria manufacturera y la refrigeración para producción de energía eléctrica), supone 83 hm³/año (2,7%) y por último se encuentra la demanda recreativa con 11 hm³/año (<1%).

El sistema de explotación que abastece las mayores demandas es el Júcar con un 51% respecto al total de la demarcación, seguido del sistema Turia (19%). Respecto a los diferentes tipos de demandas, el uso agrario es la principal demanda en todos los sistemas de explotación, seguido del urbano. En la figura inferior vemos el porcentaje de demandas de cada clase para el sistema Júcar.

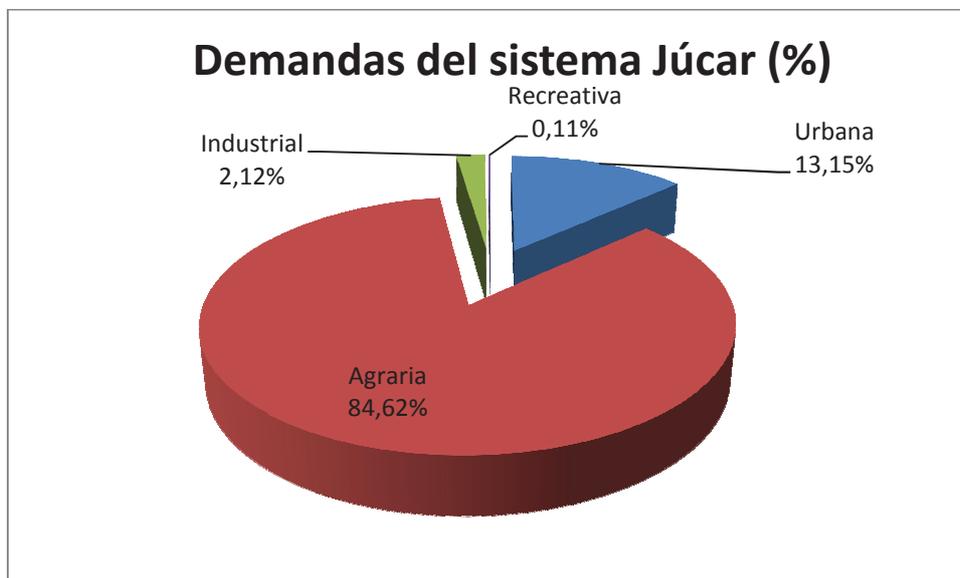


Figura 16 Porcentaje de demandas del sistema Júcar (CHJ, 2013).

En la tabla siguiente se resumen las demandas por sistema de explotación y origen para el horizonte 2009. El reparto del suministro entre superficial y subterráneo es casi paritario. Del orden del 48% de las demandas totales de la demarcación son satisfechas con agua subterránea. En algunos sistemas supera incluso el 85% del total de la demanda, es el caso de Vinalopó-Alacantí, la Marina Alta y Cenia-Maestrazgo poniendo de manifiesto la importancia

de las aguas subterráneas en la demarcación. Las aguas superficiales (teniendo en cuenta los recursos que provienen de otros sistemas) por su parte, satisfacen un 49% de la demanda de la demarcación, siendo más importante en los sistemas Turia y Júcar, donde supera el 50% del total de la demanda seguido de cerca por la Marina Baja con un 47% del volumen. Respecto a los recursos no convencionales, poco a poco se incrementa su uso, destacando la Marina Baja y el Vinalopó-Alacantí en reutilización y la Marina Alta en desalación.

Sistema de explotación	Origen								
	Superficial		Subterráneo		Reutilización		Desalación		TOTAL
	Hm3	%	Hm3	%	Hm3	%	Hm3	%	Hm3
Cenia- Maestrazgo	12,04	9,7	112,09	89,9	0,62	0,5	0	0	124,75
Mijares- Castellón	103,09	36,7	175,23	62,3	2,82	1	0	0	281,13
Palancia- Los Valles	23,39	36,3	38,39	59,6	2,65	4,1	0	0	64,43
Turia	322,48	55,3	224,74	38,5	36,44	6,2	0	0	583,65
Júcar	931,18	58,8	647,17	40,9	5,82	0,4	0	0	1584,18
Serpis	41,27	36,8	70,43	62,8	0,51	0,5	0	0	112,22
Marina Alta	4,22	4,8	79,62	89,7	1,39	1,6	3,53	4	88,75
Marina Baja	27,9	47	23,23	39,2	8,18	13,8	0	0	59,31
Vinalopó- Alacantí	4,69	3,1	130,27	87,1	14,54	9,7	0	0	149,5
Externo	65,19	100	0	0	0	0	0	0	65,19
TOTAL	1535,45	49,3	1501,16	48,2	72,97	2,3	3,53	0,1	3113,12

Tabla 5 Resumen de demandas por origen (CHJ, 2009).

En la figura inferior vemos el origen del agua empleada en el sistema Júcar, que es el que estudiaremos en este trabajo.

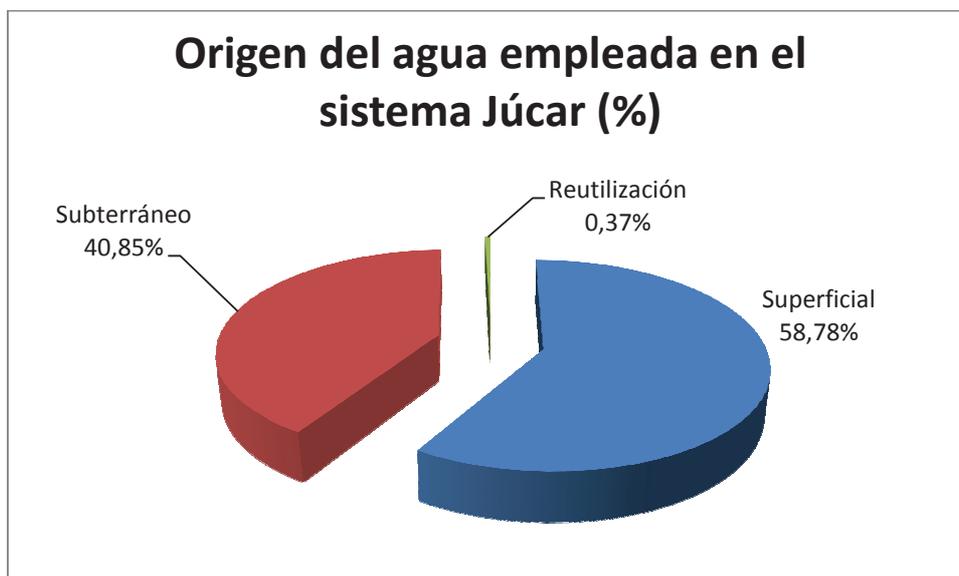


Figura 17 Origen del agua empleada en el sistema Júcar (CHJ, 2013).

Seguidamente se presenta una tabla que resume el estado actual y las tendencias esperadas (Anejo 3 del borrador de plan de cuenca, CHJ) para los principales usos en la demarcación del sistema Júcar: urbano, agrícola, industria manufacturera y producción energética. Estos datos son los que definen el punto de partida para la estimación de demandas actuales y previsibles en los escenarios de planificación.

	Población total	Superficie regada (ha)	VAB industrial (miles de €)	Potencia instalada (MW)
Sistema Júcar 2009	1.253.055	201.551	2.485.661	1.092,00
Sistema Júcar 2015	1.282.181	201.551	2.729.398	1.391,80
Sistema Júcar 2027	1.326.810	201.551	3.467.049	1.391,80

Tabla 6 Previsión de uso del agua (CHJ, 2013)

3.1.4 Identificación de zonas vulnerables y sensibles.

Son las zonas susceptibles a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias. El marco normativo para su designación y protección lo establece la Directiva del Consejo de 12 de diciembre de 1991 relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura (91/676/CEE), incorporada al ordenamiento jurídico español mediante el RD 261/1996, de 16 de febrero, sobre protección de aguas contra la contaminación producida por los nitratos procedentes de fuentes agrarias.

Cabe destacar que la designación de las zonas vulnerables la efectúan los órganos competentes de las Comunidades Autónomas, de acuerdo con el artículo 4 (1) del Real Decreto 261/1996.

En la demarcación hidrográfica se han declarado 279 municipios como zonas vulnerables, con una superficie total de 13.700,77 Km², equivalente a un 31,8 % de la extensión de la demarcación.

Las zonas susceptibles a la contaminación por nitratos están situadas principalmente en el litoral y en el acuífero de la Mancha Oriental. La principal causa de las altas concentraciones de nitratos es la contaminación difusa debida al uso de fertilizantes en la agricultura.

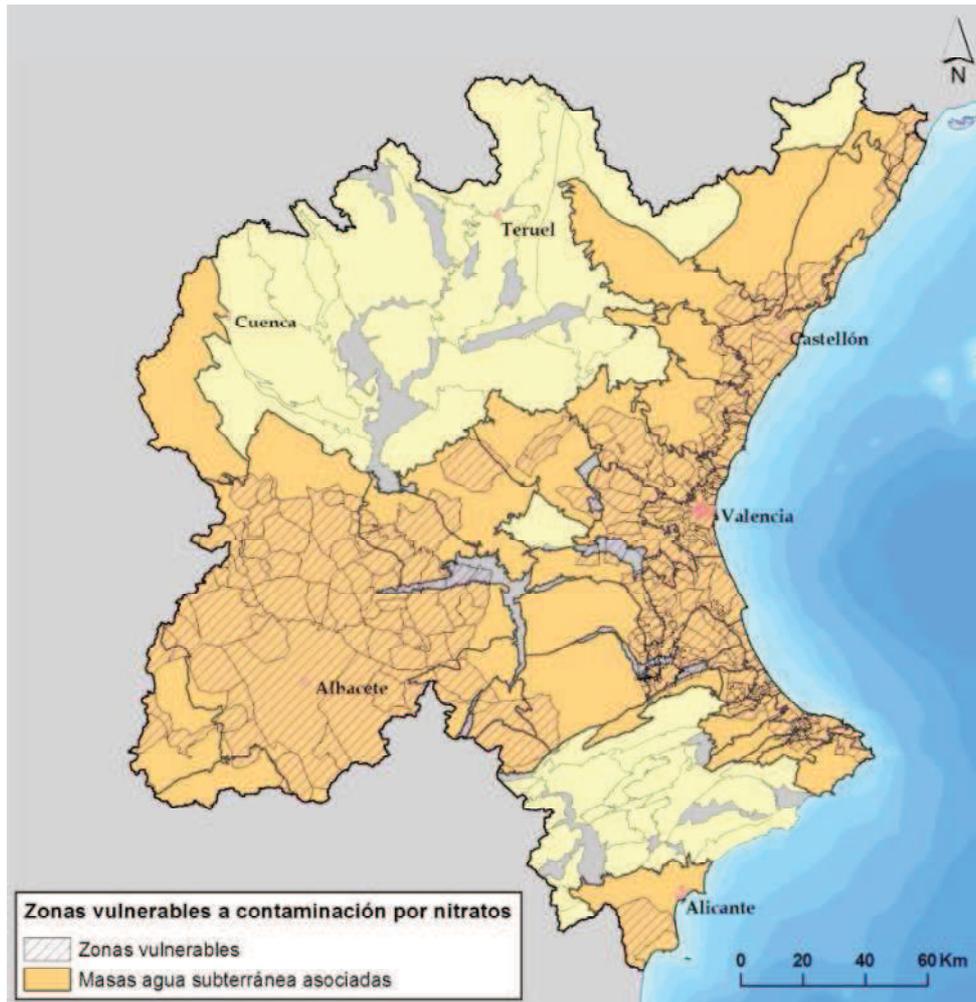


Figura 18 Zonas vulnerables a la contaminación por nitratos (Plan de cuenca CHJ, 2013).

3.2 Descripción del acuífero de la Mancha Oriental.

3.2.1 Problemática.

El sistema acuífero de la Mancha Oriental es uno de los mayores acuíferos dentro de España (7260 Km²), y está situado en la cuenca del río Júcar.

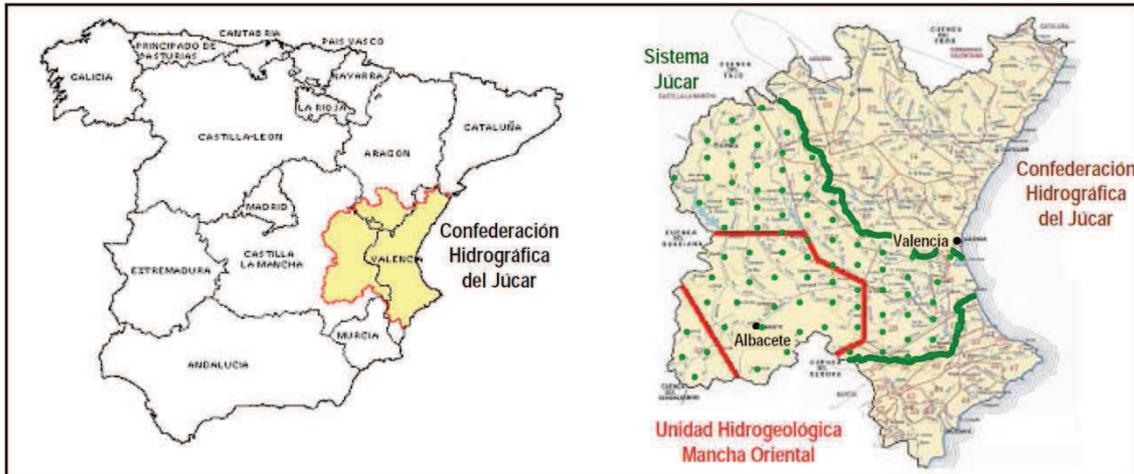


Figura 19 Situación de la CHJ (izquierda) y del sistema Júcar y Unidad hidrogeológica de la Mancha Oriental (derecha) (Dominguez, 2004)

Durante las últimas décadas, el desarrollo socioeconómico de la región se ha debido en gran medida al uso intensivo de las aguas subterráneas para riego de cultivos ($\approx 1000 \text{ Km}^2$). El bombeo del agua subterránea (un promedio de $406 \text{ Hm}^3/\text{año}$) ha provocado una caída constante en el nivel de las aguas subterráneas y un descenso de la descarga del acuífero al río Júcar (Sanz et al, 2011).

En las últimas décadas, la agricultura de la zona de la Mancha Oriental ha sufrido una fuerte transformación. Los tradicionales cultivos de secano han sido sustituidos por cultivos de regadío provocando un aumento considerable de las extracciones de agua subterránea. En la siguiente figura se observa parte de la superficie de regadío en el año 2000, obtenida a partir de imágenes por satélite.



Figura 20 Imagen por satélite donde se muestra parte del cultivo por regadío en el año 2000 (JCRMO, 2009)

En la figura 8 se aprecia la evolución de la superficie de riego con agua subterránea en la Unidad Hidrogeológica de la Mancha Oriental, cercana a las 75.000 ha en 2002, determinada a partir de técnicas de teledetección (SIG). Para estas Unidades Hidrogeológicas se tiene un volumen bruto de extracción de 400 hm³ en el año 2000 (JCRMO, 2002).

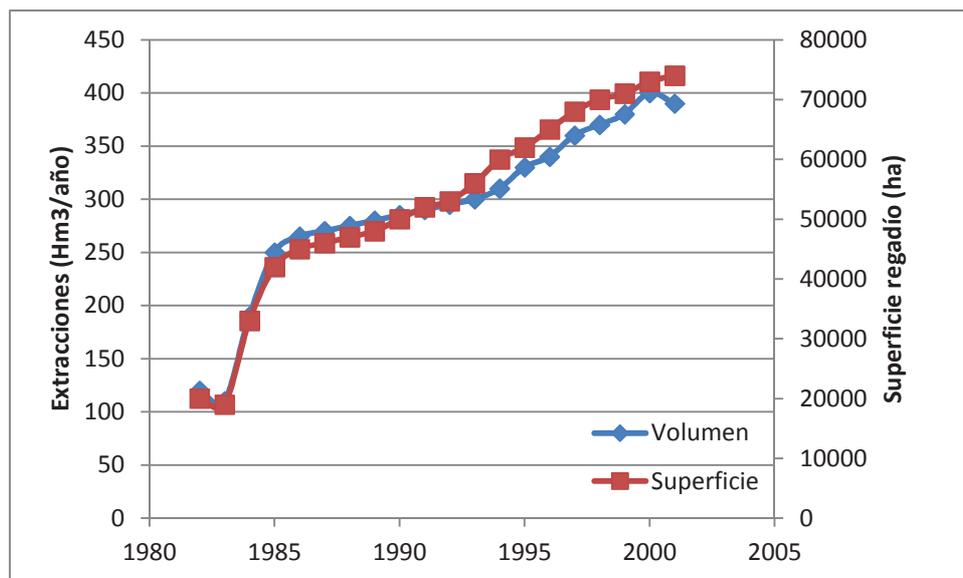


Figura 21 Superficies de riego y extracciones de agua (JCRMO, 2002)

A estos valores de extracción hay que añadirle el volumen correspondiente a UGH's con superficie inferior a 10 ha, que no se han tenido en cuenta en el análisis, y el volumen de

extracciones de pozos inscritos según el artículo 54.2 de la Ley de Aguas. Se estima un valor de 5 hm³/año para las primeras, y un valor de 10 hm³/año para los segundos (Delegación CHJ en Albacete). Actualmente ya no hay que incluir en las extracciones el valor del abastecimiento urbano a la ciudad de Albacete, cercano a 20 hm³ en el año 2000, dado que el suministro de Albacete ahora es completamente superficial. Por tanto el valor de las extracciones brutas de agua subterránea de la Unidad Hidrogeológica 08.29 en el año 2000 se cifraban en 435 hm³. El aumento de la superficie en regadío en las últimas décadas ha provocado una explotación intensiva de los recursos de agua subterránea de la Unidad Hidrogeológica. Las extracciones se concentran en determinadas áreas, y su considerable magnitud afecta al sistema fundamentalmente en estos dos aspectos:

- Descensos del nivel piezométrico, muy significativos en determinadas zonas.
- Un descenso de los aportes al río Júcar, que actúa como dren de la Unidad Hidrogeológica.

Cerca de 406 millones de m³ son bombeos procedentes de aguas subterráneas, de los cuales el 98% se usa para riego de cultivos. El volumen de extracción de aguas no es comparable con el de recarga de los acuíferos que se estima en 320 Hm³/año, según el PHJ. De hecho el análisis cuantitativo realizado en la cuenca por la Directiva Marco del Agua (DMA, 2000/60/CE) se indica claramente que los objetivos ambientales establecidos no se están alcanzando en la actualidad y hay un alto riesgo de no cumplirlos para el año 2015 (Sanz et al, 2011).

El primer aspecto a tener en cuenta son los importantes descensos de niveles que se han producido en determinadas zonas. Desde 1975 se viene observando un descenso continuado de 1,1 m/año de valor medio. Especialmente en la margen derecha del Júcar, al sur de Albacete, el descenso ha sido más intenso, llegando a 3 m/año. Como ejemplo se muestra la siguiente figura, los descensos que se han medido en un piezómetro próximo a la ciudad de Albacete.

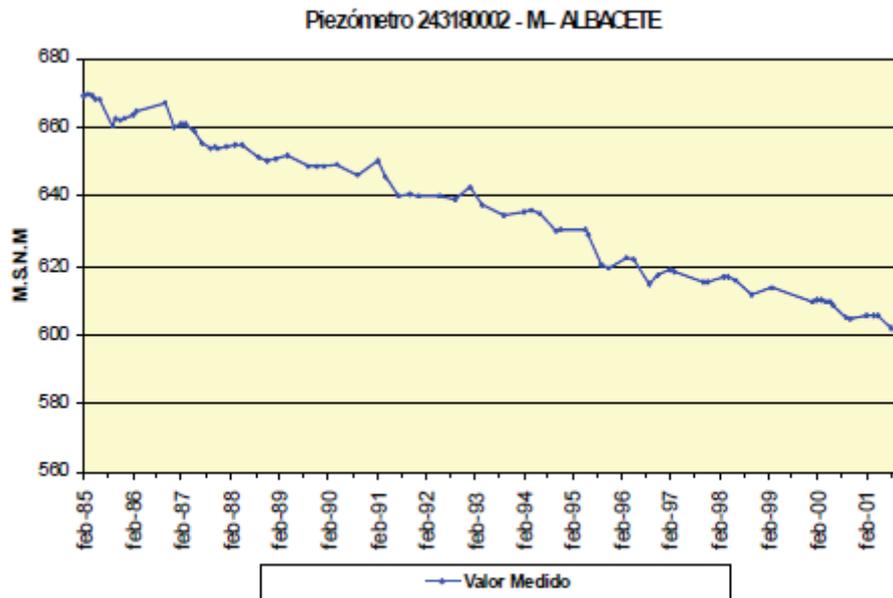


Figura 22 Descensos piezométricos producidos en la Unidad Hidrogeológica 8.29 Mancha Oriental en la ciudad de Albacete (MA CHJ, 2002).

El segundo aspecto a destacar es que estos descensos de los niveles piezométricos, además de los incrementos en los costes de bombeo y de reprofundización de pozos, provocan afecciones a la conexión río-acuífero con el Júcar. El tramo del río Júcar entre el embalse de Alarcón y el embalse de Molinar presenta un alto grado de afecciones en su régimen natural, debido a la explotación intensiva del acuífero (Castaño Fernández, UCLM).

Las medidas propuestas para frenar la problemática del acuífero de la Mancha Oriental (ETI, 2009) son las siguientes:

- Modernización de Regadíos.
- ETAP “Los Llanos” Fases I y II y ETAP “El Picazo”.
- Sustitución de bombeos para uso agrícola.
- Actuaciones para el control de extracciones.
- Actuaciones excepcionales por sequía.

3.2.2 Características generales del sistema acuífero de la Mancha Oriental.

El acuífero pertenece a la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), y forma parte del sistema Júcar. La CHJ está formada por 9 sistemas de explotación, siendo el número 5 el sistema Júcar. Como se aprecia en la Figura 12, tiene especial importancia el acuífero número 29 por su tamaño (Mancha Oriental). Tiene una superficie de 8.500 km² en las provincias de Albacete (74%), Cuenca (18%), Valencia (7,5%) y Murcia (0,5%).

En el marco del nuevo ciclo de planificación hidrológica que ha de culminar con la elaboración del Plan Hidrológico del Júcar (PHJ), desde marzo de 2007 se viene realizando una revisión de

la identificación y delimitación de las masas de agua superficial y subterránea del ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ, 2009). El vigente PHJ, define 52 unidades hidrogeológicas (UHG) en la CHJ. Por unidad hidrogeológica se entiende uno o varios acuíferos agrupados a efectos de conseguir una racional y eficaz administración del agua.



Figura 23 Masas de agua subterránea (CHJ, 2009)

Las últimas informaciones hidrogeológicas disponibles (Sanz, 2005) han permitido presentar una nueva delimitación de la antigua masa número 29 (Mancha Oriental) a la que se han debido adaptar el conjunto de las masas que se disponen a su alrededor. La nueva masa 29 viene definida de la siguiente manera:

- el límite noreste está representado por los afloramientos arcillosos y yesíferos del Keuper.
- el borde suroeste se ajusta al trazado cartográfico de los materiales margosos y arcillosos de la Formación Madroño de edad Jurásico Inferior.
 - el límite norte se dispone en las cabeceras del río Valdemembra y arroyo Ledaña.
- el límite situado al este se relaciona con materiales del Keuper asociados a estructuras diapíricas.
- el borde sureste se encuentra en la divisoria del río Reconque.
- los límites sur y noroeste se encuentran respectivamente en las divisorias entre el río Júcar y el Segura y entre el río Guadiana y el Júcar.

DISTRIBUCIÓN DEL ÁMBITO TERRITORIAL DE LA CHJ POR COMUNIDAD AUTÓNOMA Y PROVINCIA.				
Provincia/C. Autónoma	Extensión total (km²)	Extensión cuenca (km²)	Porcentaje	Participación en la CHJ (%)
Teruel	14.804	5.386	36,38 %	
ARAGÓN	47.669	5.386	11,30 %	12,58 %
Albacete	14.858	7.447	50,12 %	
Cuenca	27.060	8.715	32,20 %	
CASTILLA - LA MANCHA	79.226	16.162	20,40 %	37,73 %
Tarragona	6.283	86	1,37 %	
CATALUÑA	31.930	86	0,27 %	0,20 %
Alicante	5.863	4.623	78,85 %	
Castellón	6.679	5.786	86,63 %	
Valencia	10.789	10.789	100,00 %	
COMUNIDAD VALENCIANA	23.305	21.198	90,96 %	49,49 %
TOTAL	182.130	42.832		

Tabla 7 Distribución por ámbito territorial de la CHJ (CHJ, 2011)

Desde el año 1.999 hasta hoy en día, mediante varios convenios de colaboración suscritos entre la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) y la Junta Central de Regantes de la Mancha Oriental (JCRMO) se han venido realizando tareas de definición de las Unidades de Gestión Hídrica (UGH) en la Mancha Oriental. En virtud de los mismos se ha efectuado la caracterización física y administrativa de los aprovechamientos de regadío y otros usos del agua, con asignación de los correspondientes expedientes administrativos que habilitan al uso del agua, en aplicación de lo dispuesto en el art. 32 del Plan Hidrológico del Júcar (correspondiente al art. 24 de la Orden de 13 de agosto de 1999) (Junta Central de Regantes MO, 2010).



Figura 24 División de acuíferos del Sistema Júcar, donde se aprecia la importancia del número 29 por su tamaño (CHJ, 2011)

El Sistema Júcar (figura 6) comprende la cuenca propia del río Júcar, que incluye la de sus afluentes, la zona abastecida por el Canal Júcar – Turia y las cuencas litorales situadas entre la Gola de El Saler y el límite de los términos municipales de Cullera y Tabernes de Valldigna, estando incluida la cuenca endorreica de Pozohondo. Este Sistema está regulado por cuatro grandes embalses: Alarcón, Contreras y Tous en el río Júcar y Benageber en el río Turia, así como por otros de menor envergadura destinados al aprovechamiento hidroeléctrico. Los dos primeros se encuentran situados en el límite superior de la unidad 29, perteneciendo a la cuenca del Júcar y del Cabriel, respectivamente. Ambos son de regulación hiperanual, debiendo disponer de recursos para varios años, y están concebidos como embalses de regulación, es decir, que almacenan agua los años lluviosos para utilizarla durante los de sequía. La capacidad del embalse de Alarcón es de 1.112 hm³, mientras que la del de Contreras es 852´4 hm³. La recarga anual de ambos es muy variable, considerándose como cifras medias alrededor de 450 hm³ /año en el caso de Alarcón y de 180 hm³ /año en el caso de Contreras (MMA, 1997).

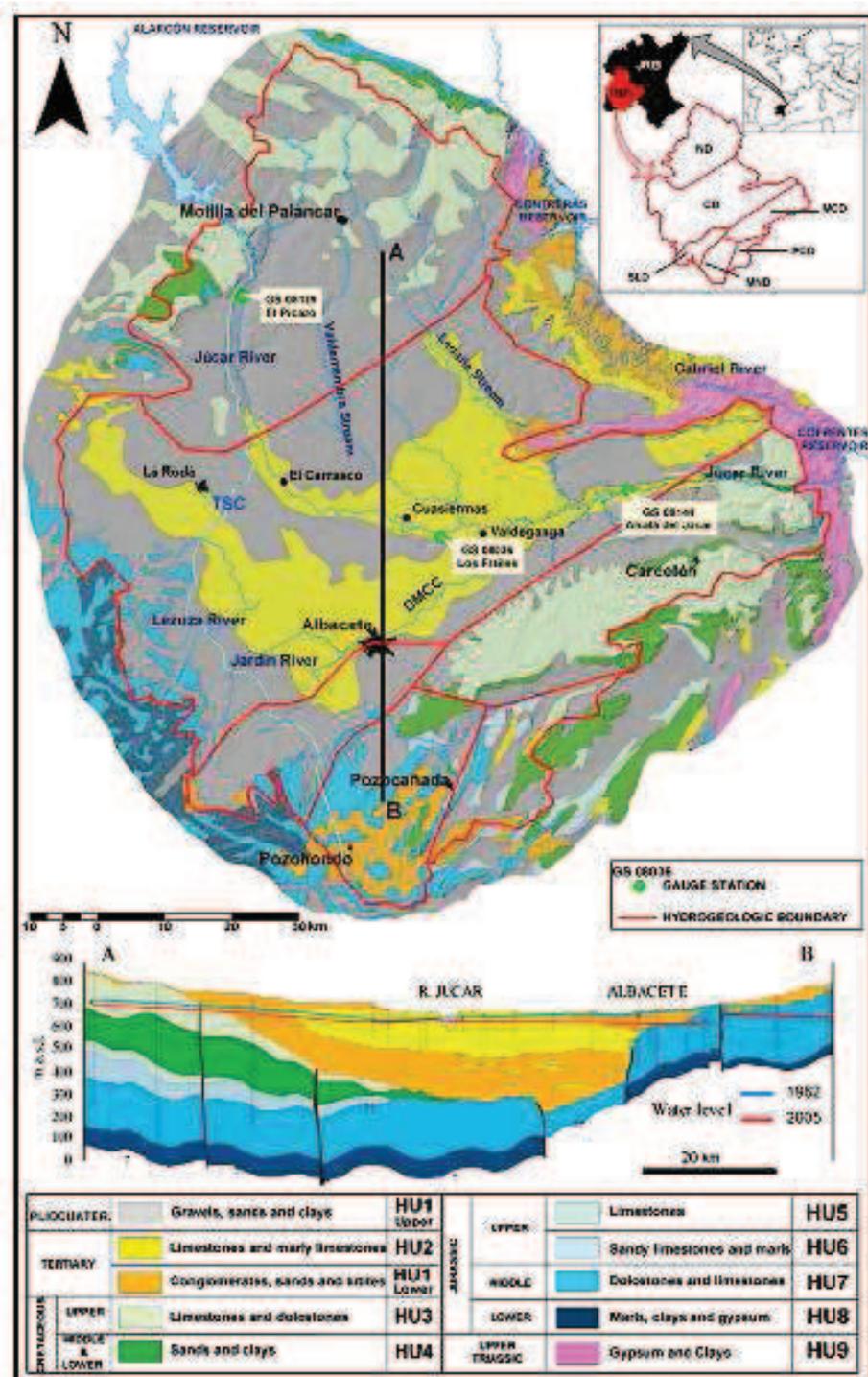


Figura 25 Mapa geológico simplificado y sección transversal del sistema MO (Sanz et al., 2011)

Las principales aportaciones que recibe el río Júcar, dentro de la unidad hidrogeológica, provienen del río Cabriel, su afluente más importante, y por cesiones del acuífero en el tramo comprendido entre los embalses de Alarcón y El Molinar, durante un recorrido aproximado de 80 km.

Desde el punto de vista geológico (figura 13), la unidad se caracteriza por la presencia de un gran acuífero multicapa con rocas permeables de las edades del Jurásico, Cretácico y Mioceno, concretamente correspondientes a las formaciones "Chorro", "Benejama" y "Pontiense"

respectivamente, que frecuentemente se encuentran interconectadas hidráulicamente y drenadas en conjunto, a través de la última de ellas por los ríos Júcar y Cabriel.

La conexión y desconexión entre formaciones se debe a una serie de fracturas de dirección Suroeste-Noreste, en combinación con otras de dirección Este-Oeste, y el carácter discordante del Mioceno en relación con el Jurásico y el Cretácico. El conjunto del acuífero muestra una potencia variable de unos sectores a otros y en ocasiones puede alcanzar los 450-500 metros. El impermeable de base es el Trías arcilloso-yesífero y en algunas áreas el Lías margoso; el impermeable lateral es el Trías.

La formación acuífera del pontiense, se localiza en el sector central de la unidad (zona de Llanos) y puede alcanzar 150 metros de espesor, mientras que hacia el borde de la cuenca de depósito llega a desaparecer, como consecuencia de que experimenta un cambio de facies litológico pasando a ser margosa. Por otro lado la formación "Benejama" aparece generalmente representada en el sector norte y en algunas áreas centrales con potencias que oscilan entre 50 y 150 metros. En el sur es el acuífero de la formación "Chorro" el único representado, con potencias de hasta 350 metros (Rodríguez Estrella y Quintana García)

En cuanto al modelo conceptual del acuífero, éste se recarga mediante las aportaciones procedentes de la infiltración de las aguas del río Júcar, de los ríos Lezuza, Jardín y Valdemembra, así como de la lluvia, los retornos de los regadíos y los de origen urbano e industrial. Existen numerosos trabajos en los que se estima la recarga media anual del mismo (Fernández Mejuto, 2002). Sin embargo, el Plan Hidrológico del Júcar (PHJ) en su artículo 24 (PHJ, 1999) indica que el volumen máximo de extracciones para regadíos no debe ser superior a 320 hm³ año⁻¹ brutos, sin considerar los bombeos para el abastecimiento de núcleos urbanos e industriales debido a su escasa magnitud.

Los desembalses establecidos para el mantenimiento del caudal ecológico del río Júcar aguas abajo de Alarcón son de 2 m³ s⁻¹, además de asegurar, en el río Cabriel, un caudal ecológico de 0'4 m³ s⁻¹ aguas abajo de Contreras, en el río Cabriel, según el Plan Hidrológico del Júcar.

En el caso particular del acuífero de la Mancha Oriental, no es posible mantener la sostenibilidad del Acuífero con el nivel de extracciones de las últimas décadas. La sustitución de bombeos por aguas superficiales, tal y como viene recogido en el PHJ, trata de invertir esta situación. De los 80 hm³ considerados únicamente para ese cometido, así como la parte correspondiente de los 65 hm³ con los que se pretende además consolidar regadíos existentes y desarrollar otros nuevos, en 2003 fueron utilizados únicamente 24 hm³, como consecuencia de la insuficiente infraestructura existente en el ámbito del Acuífero. Desde principios de 2004 se disponen de 30 hm³ siempre que existan los recursos necesarios (CHJ, 2004b; JCRMO, 2004).

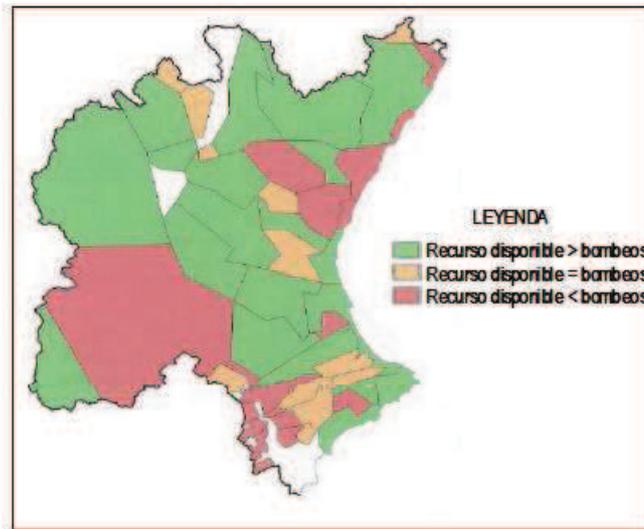


Figura 26 Mapa de sobreexplotaciones y explotaciones sostenibles dentro de la CHJ (CHJ, 2011)

Está demostrado que a pesar de que la extracción de aguas aumentó considerablemente entre la década de los 80 y 2000, el agotamiento del agua almacenada en el acuífero fue menor de lo esperado. Esto se debe principalmente a la recarga del acuífero producida por el río Júcar, inducida por la extracción de aguas subterráneas. La zona de desconexión entre el río y el acuífero (es decir, cuando el nivel del agua subterránea es más bajo que el lecho del río) se ha desplazado 20 Km aguas abajo desde que comenzaron los bombeos.

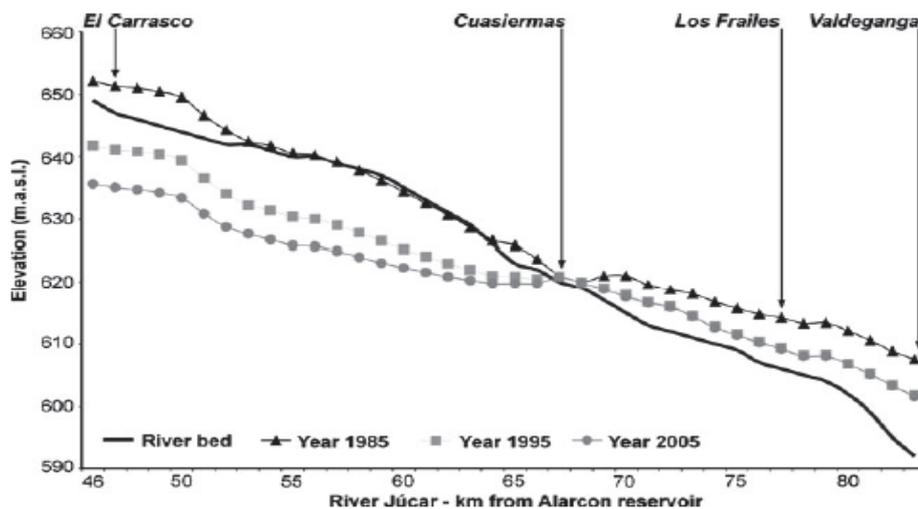


Figura 27 Simulación de la desconexión río-acuífero (Sanz et al, 2011)

Como podemos ver en la siguiente figura, la UHMO se encuentra en un mal estado cuantitativo.

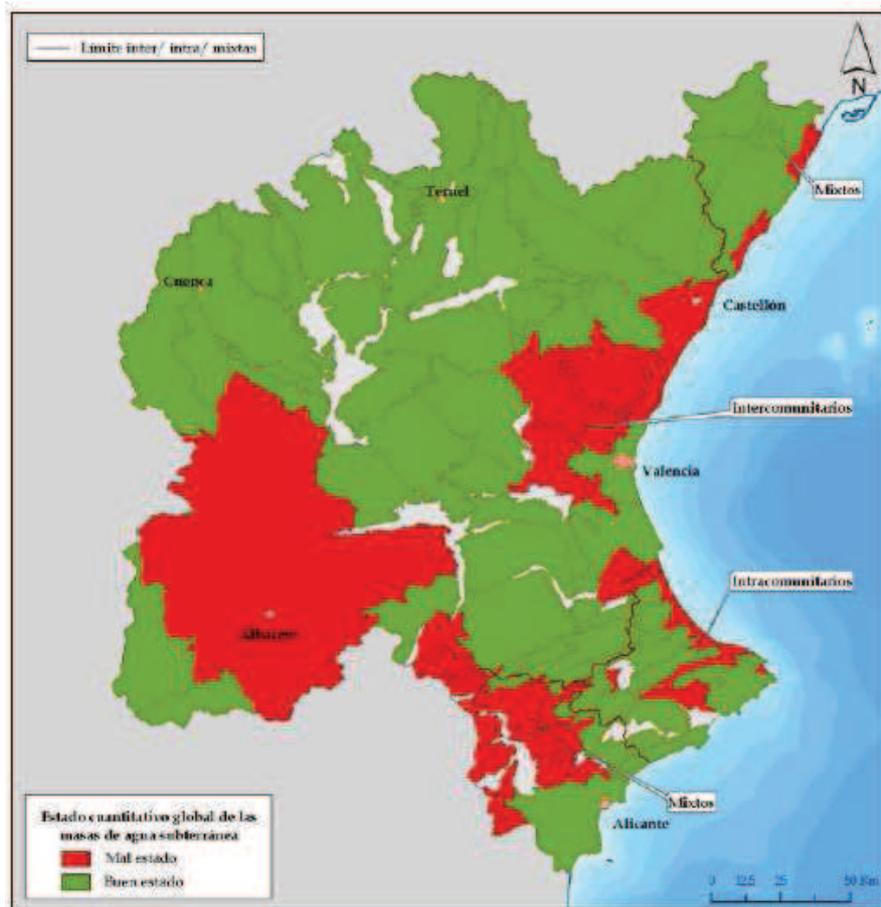


Figura 28 Situación del estado cuantitativo de los acuíferos de la CHJ (MMA, 2011)

3.2.3 Piezometría.

Para el estudio piezométrico, hemos tenido en cuenta el Informe del Modelo (UPV, UCLM).

Para el Informe del Modelo, se utilizaron los siguientes piezómetros:

Piezómetro	Acuífero	Situación
2599	Mioceno	Aguas arriba de Los Frailes
2610	Mioceno	Parte media río Júcar
1668	Mioceno	Aguas debajo de Los Frailes
1643	Mioceno	Sur del río Júcar
685	Mioceno	Norte del río Júcar
786	Cretácico	Oeste
37	Cretácico	Norte
684	Cretácico	Este

697	Jurásico	Dominio Moro Nevazos
699	Jurásico	Dominio Pozo Cañada
660	Jurásico	Dominio Central
657	Jurásico	Dominio Central-Júcar
51	Jurásico	Dominio Septentrional

Tabla 8 Piezómetros considerados para el Informe del Modelo (UPV-UCLM, 2008)

Según el Informe del Modelo, los piezómetros localizados en el mioceno (capa 2-UH2), resultaron ser más sensibles a la permeabilidad que al coeficiente de almacenamiento. También presentan sensibilidad hacia cambios en los parámetros en la capa 6-UH7. En cuanto a los piezómetros localizados en el cretácico son más sensibles al coeficiente de almacenamiento que a la permeabilidad presentando variaciones para modificaciones en cualquiera de las tres unidades acuíferas. En cuanto al jurásico resulta ser menos sensible tanto a cambios en la permeabilidad como al coeficiente de almacenamiento, aunque para el piezómetro 660 localizado en la zona oeste se observan grandes variaciones tanto para modificaciones en el coeficiente de almacenamiento como a la permeabilidad en cualquiera de las 3 capas acuíferas ya que en esta zona las diferentes capas tiene poco espesor.

La relación que existe entre un río y un acuífero asociado puede calificarse distintamente en función de los aportes suministrados por parte de una u otra fuente.

De esta manera, si el río recibe aportes de agua subterránea desde el acuífero, el primero se denomina ganador o efluente, mientras que en la situación contraria se conoce como perdedor o influente. Si la cota del fondo del lecho del río se encuentra por encima de la cota del nivel piezométrico se puede decir que el río está desconectado del acuífero cediendo parte de sus aportes al sistema acuífero mediante el denominado “efecto ducha”.

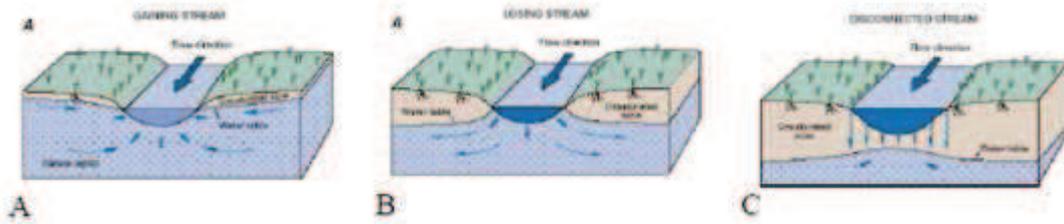


Figura 29 Tipos de relación río-acuífero. Fuente: www.usgs.gov

A: Río ganador; B: río perdedor; C: río desconectado

En el Informe del Modelo (UPV, UCLM) el objetivo principal del estudio fue el análisis de la interacción río-acuífero, por lo que se puso especial atención en los volúmenes ganados y perdidos por el río en sus diferentes secciones. La elaboración del modelo y su calibración permite establecer tanto en el espacio como en el tiempo la relación cualitativa y cuantitativa entre el río y el acuífero, con respecto a los bombeos de agua subterránea.

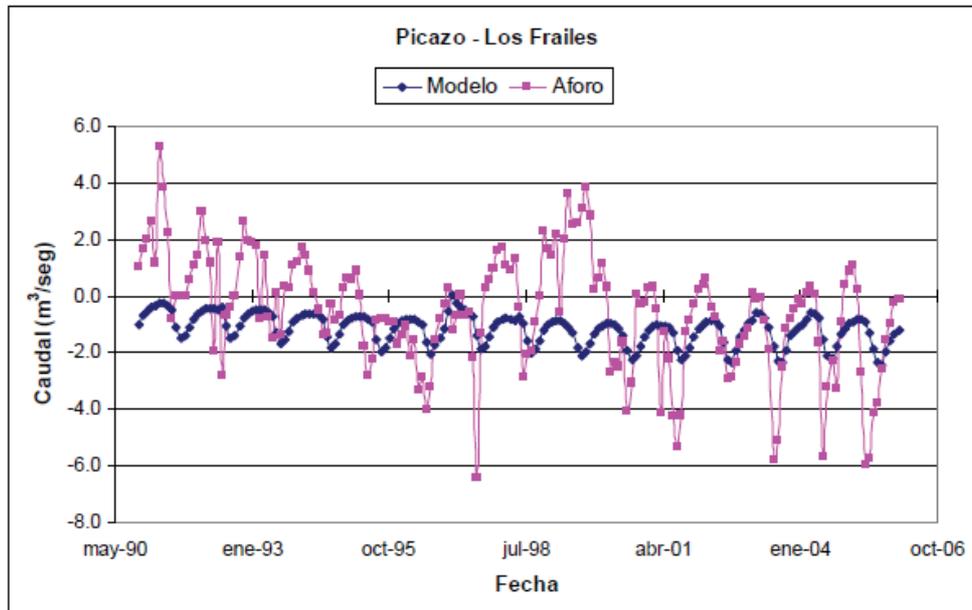


Figura 30 Caudal entre el río y el acuífero en la zona comprendida entre El Picazo y Los Frailes (UPV-UCLM, 2008)

Con los datos de recarga suministrados e introducidos en el modelo (sin contabilizar los 80-100 hm³/año de aportes exteriores) se calculó un balance de masas en diferentes zonas del río, las cuales se definieron de acuerdo a la localización de las estaciones de aforo. Adicionalmente se obtuvieron diferentes balances de acuerdo a la unidad acuífera que se encuentra en contacto con el río en sus diferentes zonas.

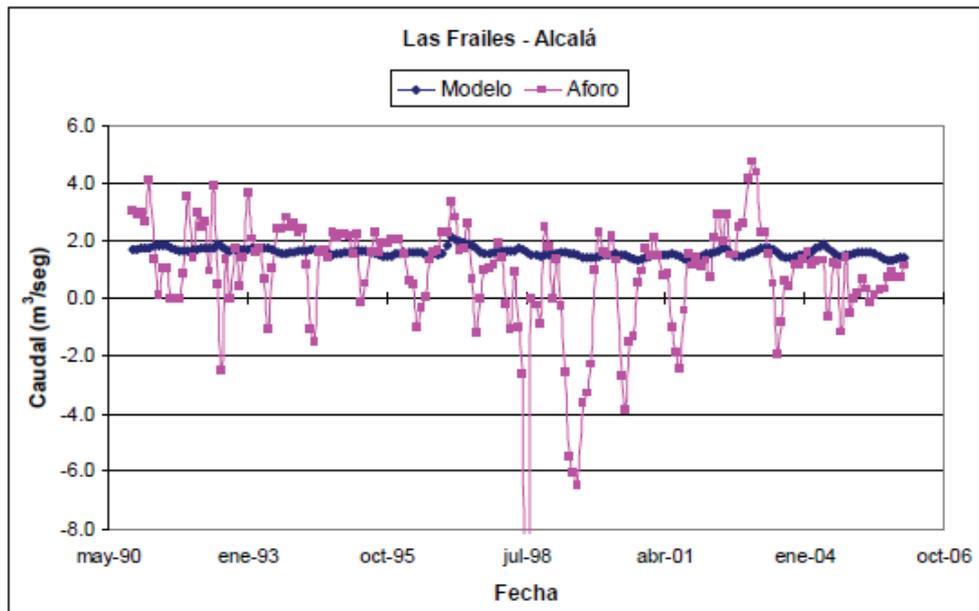


Figura 31 Caudal entre el río y el acuífero en la zona comprendida entre Los Frailes y Alcalá (UPV-UCLM, 2008)

Para el primer tramo del río (Picazo-Los Frailes) (figura 20) el río es perdedor para el periodo comprendido entre noviembre de 1990 y diciembre de 2005 (antes de 1990 el río era ganador en esta zona), mientras que para los otros dos tramos (figura 21) el comportamiento del río es ganador.

Es importante señalar que la zona comprendida entre El Picazo y Los Frailes está en contacto tanto con el cretácico (UH3) en su parte de aguas arriba y con el mioceno (UH2) aguas abajo, más cerca de Los Frailes. En las siguientes figuras se muestra la relación río-acuífero para éste tramo separado por acuíferos donde se puede ver que para el tramo del río conectado con el cretácico siempre ha sido perdedor mientras que para el tramo del río conectado con el acuífero del mioceno era ganador en un principio, aquí se puede ver la influencia del descenso de los niveles en el acuífero mioceno y su impacto en la interacción río-acuífero.

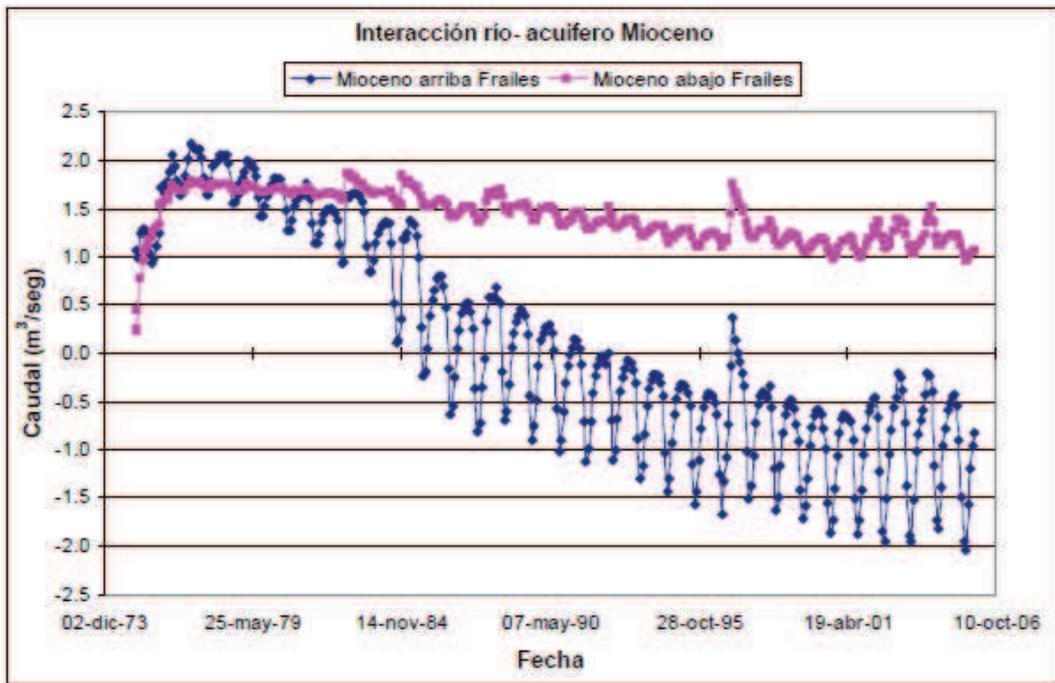


Figura 32 Interacción río (en la capa UH2) acuífero del Mioceno (UPV-UCLM, 2008)

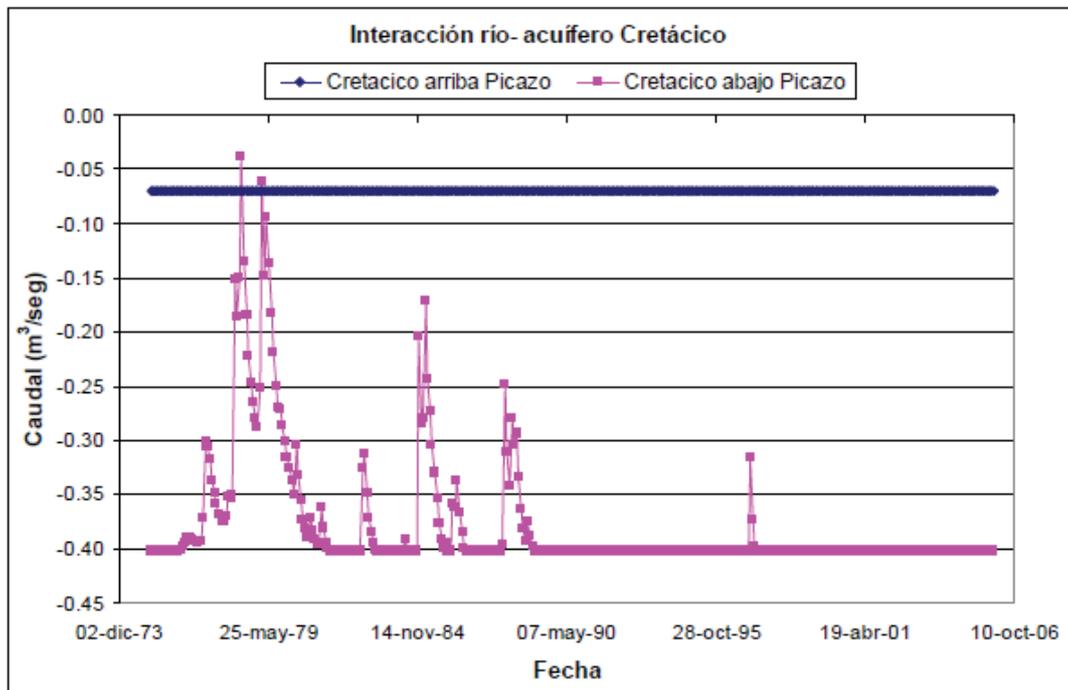


Figura 33 Interacción río (en la capa UH3) acuífero del Cretácico (UPV-UCLM, 2008)

Piezómetros más representativos cercanos al río (Mioceno):

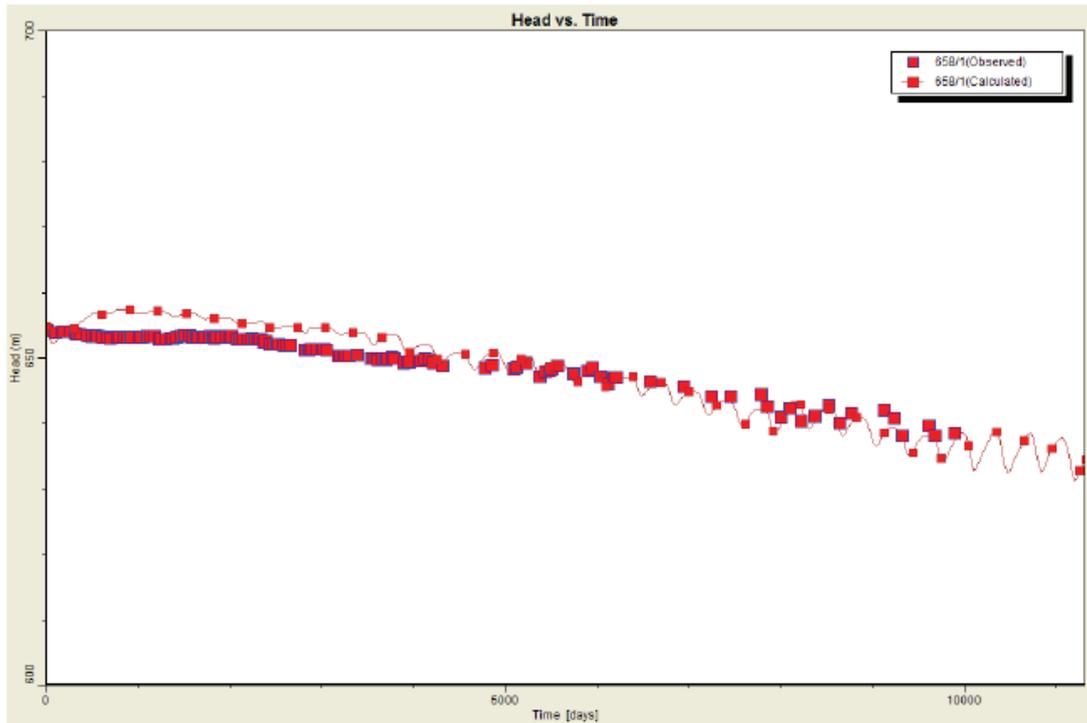


Figura 34 Piezómetro representativo 1 (UPV-UCLM, 2008)

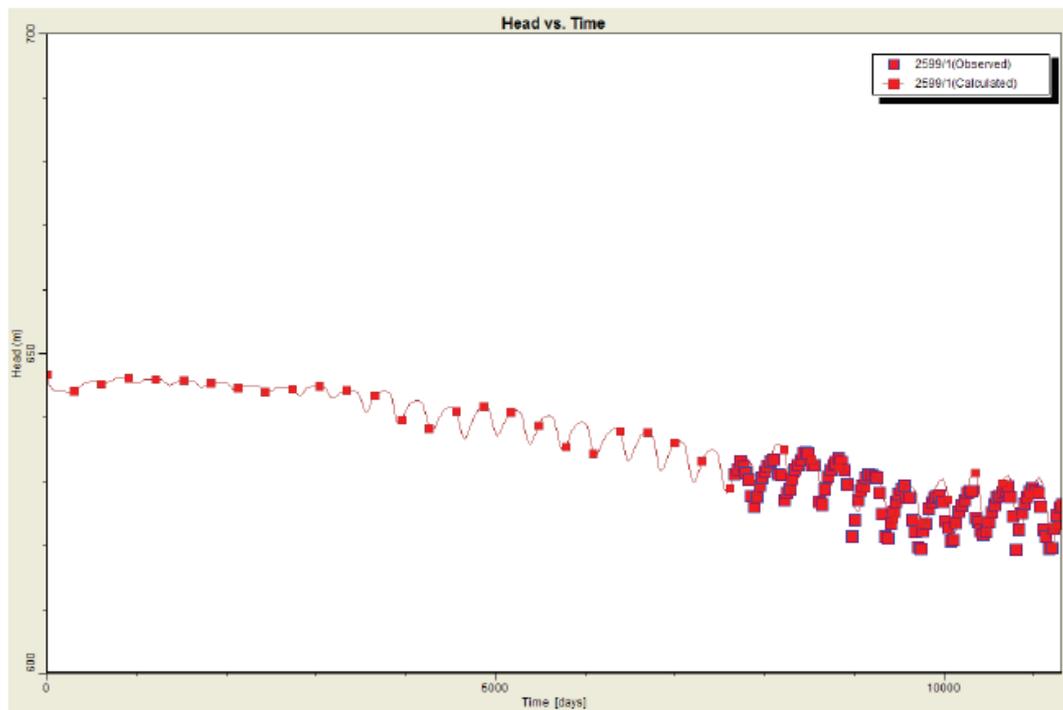


Figura 35 Piezómetro representativo 2 (UPV-UCLM, 2008)

3.2.4 Análisis de la explotación del acuífero por bombeo.

Como se puede observar en la figura 26, los bombeos para riego que se han dado desde la campaña 2002/2003, el descenso en el año 2005 y consiguientes, se debe a la sequía y a la restricción de bombeos impuesta por la Junta Central de Regantes en estos años (% de utilización del volumen máximo). Como se puede apreciar, la sustitución de bombeos aún representa unos volúmenes insignificantes con respecto al total, aunque el objetivo es llegar a una sustitución de hasta 80 hm³/año.

De los 335 hm³ consumidos en la unidad en 2009, solo 293,6 se han extraído del acuífero subterráneo, y el resto, 41,4 se han tomado de aguas superficiales reguladas en el pantano de Alarcón o en riegos superficiales (en el gráfico no se refleja este valor porque solo se han tenido en cuenta la sustitución de bombeos debida a la estación de Los Llanos y las restituciones del Acueducto Tajo-Segura).

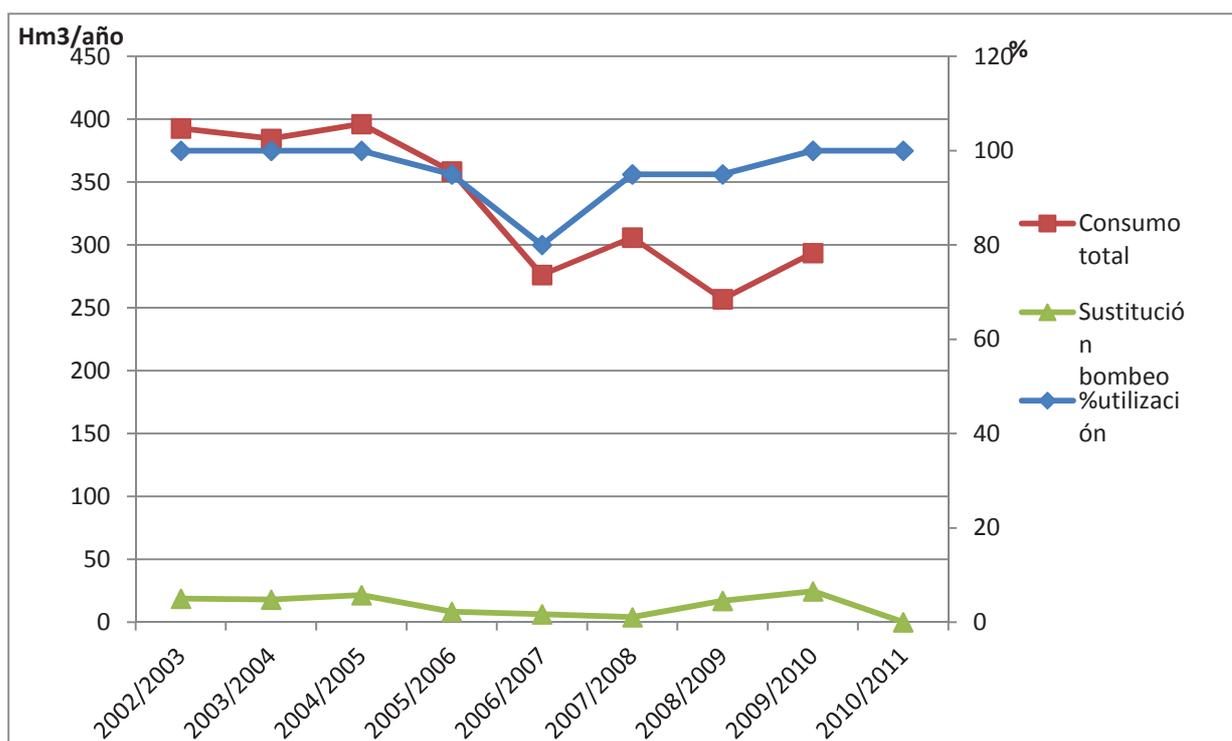


Figura 36 Consumo total/Sustitución de bombeos/%utilización (Elaboración propia a partir de los datos del ETI, 2009/ITAP, 2011)

La utilización de agua regulada en el embalse de Alarcón, y transportada a través del ATS (Acueducto Tajo-Segura), se distribuyen entre los 6,4hm³ de las restituciones legales por las obras del ATS, la mínima sustitución producida por la 1ª fase de la sustitución de bombeos prevista en el PHJ, que para 2009 ha sido de 17hm³, mucho mayor que en 2008, y los retornos

no consumidos de las aguas procedentes del abastecimiento a Albacete, que se evalúan en 12hm³.

La Junta Central de Regantes de la Mancha Oriental (JCRMO), establece para cada año hidrológico las normas de explotación, en función del estado del acuífero. La finalidad de las normas es gestionar, coordinar y controlar los consumos de cada explotación, para conseguir unas extracciones tales que permitan la explotación sostenible del acuífero.

Las normas han ido evolucionando desde una medida de autorregulación de los propios regantes a una norma de aplicación del PHJ.

A continuación se exponen las normas resumidas de los últimos años:

-2000: Superficies puestas en regadío con anterioridad al año 1986, dotación de 6000m³/ha y año. Superficies puestas en regadío posteriores al año 1986, dotación de 4000m³/ha y año.

-2001: Superficies puestas en regadío con anterioridad al año 1986, dotación de 5200m³/ha y año. Superficies puestas en regadío posteriores al año 1986, dotación de 4000m³/ha y año.

-2002: Superficies puestas en regadío con anterioridad al año 1986, dotación de 5200m³/ha y año. Superficies puestas en regadío posteriores al año 1986, dotación de 3500m³/ha y año.

-2003: en aguas subterráneas, el volumen es el establecido para cada titular en su inscripción o concesión.

-2004: en aguas subterráneas, el volumen es el establecido para cada titular en su inscripción o concesión.

-2005: en aguas subterráneas, el volumen es el establecido para cada titular en su inscripción o concesión. En aguas superficiales el volumen es el que figure en su correspondiente título, aplicando las medidas que la CHJ establezca para estos aprovechamientos.

-2006: en aguas subterráneas, el volumen es el 95% del establecido para cada titular en su inscripción o concesión. En pozos con afección inmediata al río, reducción de un 45%. En regadíos superficiales reducción de un 45%.

-2007: en aguas subterráneas, el volumen es el 80% del establecido para cada titular en su inscripción o concesión. En este porcentaje se incluye el compromiso de reducción general establecido el pasado año. Reducción en la dotación de aguas superficiales entre un 60 y un 80%.

-2008: en aguas subterráneas, el volumen es el 95% del establecido para cada titular en su inscripción o concesión. Extracción total bruta 320Hm³ de agua subterránea.

-2009: en aguas subterráneas, el volumen es el 95% del establecido para cada titular en su inscripción o concesión. En aguas superficiales el volumen es el que figure en su correspondiente título, aplicando las medidas que la CHJ establezca para estos aprovechamientos.

-2010: año seco, pero las medidas tomadas en años anteriores han hecho que las reservas (sin ser óptimas) garanticen en abastecimiento. En aguas subterráneas, el volumen es el establecido para cada titular en su inscripción o concesión. En aguas superficiales el volumen es el que figure en su correspondiente título, aplicando las medidas que la CHJ establezca para estos aprovechamientos.

-2011: en aguas subterráneas, el volumen es el establecido para cada titular en su inscripción o concesión. En aguas superficiales el volumen es el que figure en su correspondiente título, aplicando las medidas que la CHJ establezca para estos aprovechamientos.

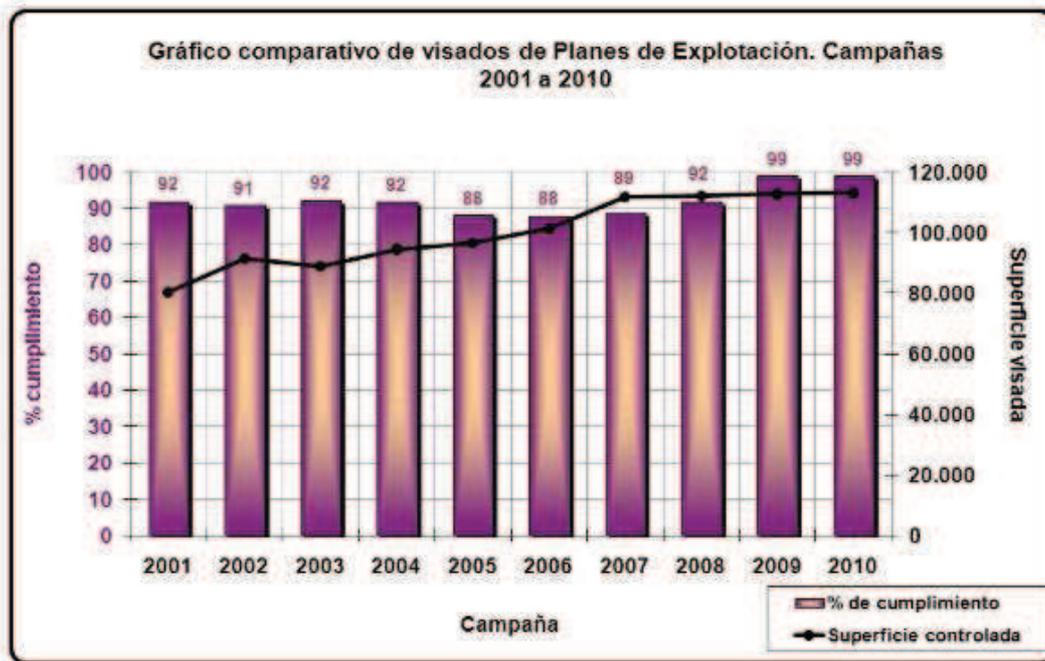


Figura 37 Comparativa de los planes de explotación en los últimos años (JCRMO, 2011)

3.2.5 Hidroquímica.

En España la contaminación de las aguas subterráneas por nitratos es la más importante, debido a la extensión afectada, siendo los principales causantes la agricultura, la ganadería y, en menor cuantía, los residuos líquidos urbanos. Este tipo de contaminación se presenta en prácticamente todos los acuíferos sobre los que se asientan superficies de riego, en particular en los acuíferos de la franja mediterránea, en los de las grandes depresiones del Duero, Tajo, Ebro y Guadalquivir, en la llanura Manchega así como en los valles de los grandes ríos. La característica más significativa de este tipo de contaminación es que se van incrementando las concentraciones paulatinamente según se intensifica el regadío (MMA, 1998b).

En los años 80 hubo un crecimiento en la ganadería y los cultivos intensivos gracias a productos químicos y la fertilización, que se traducen en un incremento de la concentración de nitratos en el agua. La Conferencia Ministerial de Frankfurt de 1988, examinó las leyes de protección del agua, e hizo hincapié en la necesidad de mejorarlas, lo que acabó derivando en la aprobación de la directiva sobre aguas residuales urbanas y en la directiva sobre nitratos. Los procesos de contaminación son tan variados en el espacio, en la forma de presentarse y en sustancias contaminantes, que impide cualquier evaluación cuantitativa de los recursos afectados (Martín de Santa Olaya et al., 2003).

La Directiva sobre nitratos (91/676/CEE), fue adoptada en 1991 con el objetivo de reducir la contaminación causada por nitratos de origen agrario y prevenir nuevas contaminaciones. La Directiva sobre nitratos obliga a los Estados miembros a designar zonas vulnerables, y establecer y aplicar programas de acción. Además, los estados miembros deberán elaborar y aplicar programas de control adecuados para evaluar la eficacia de los programas de acción. La Directiva sobre nitratos propone dos estrategias para disminución de la contaminación por nitratos: los códigos de buenas prácticas agrícolas, que se aplicará por los agricultores de forma voluntaria, y los programas de acción en las áreas designadas.

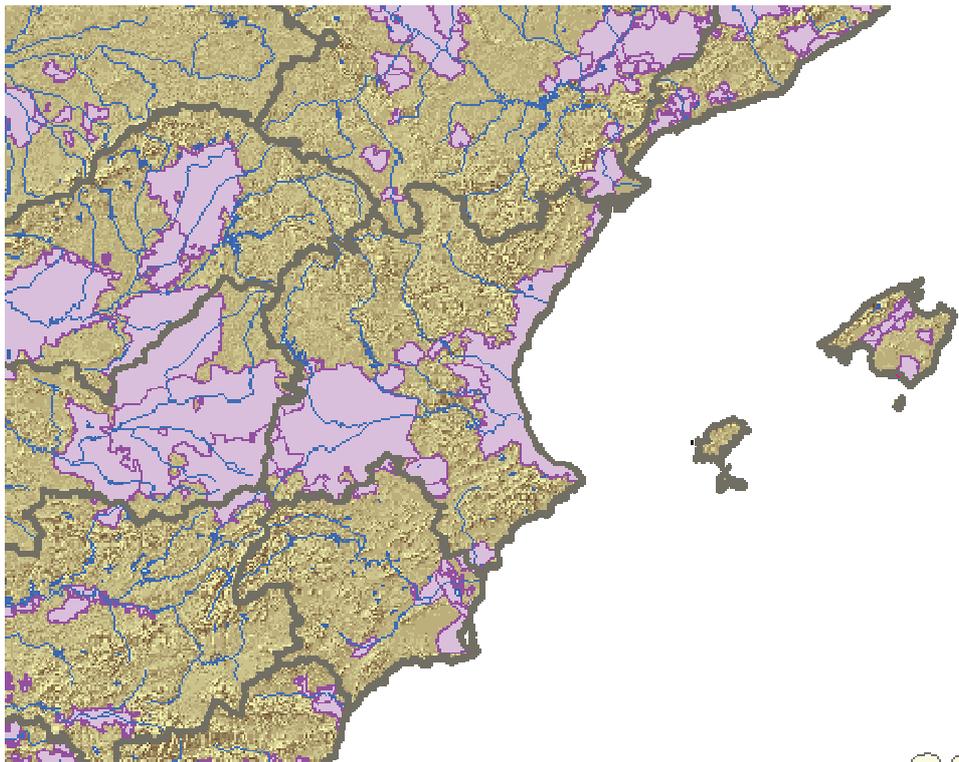


Figura 38 En rojo se señalan las zonas vulnerables a contaminación por nitratos (MMA, 2011)

Según el MMA, se declaran como zonas afectadas aquellas aguas subterráneas o superficiales que superen, o puedan llegar a superar, una concentración de nitratos de 50 mg/l, y los embalses, lagos, charcas, estuarios y aguas litorales que se encuentren, o puedan llegar a estar, en estado de eutrofización. Las superficies de terreno cuya escorrentía o filtración pueda

influir en el estado de las aguas declaradas como afectadas se designan como zonas vulnerables.

En las zonas vulnerables deben desarrollarse programas de actuación con el objeto de prevenir y reducir la contaminación causada por los nitratos de origen agrario. La declaración de zonas vulnerables deben realizarla las comunidades autónomas y dicha declaración se debe revisar cada 4 años (MMA, 2011).

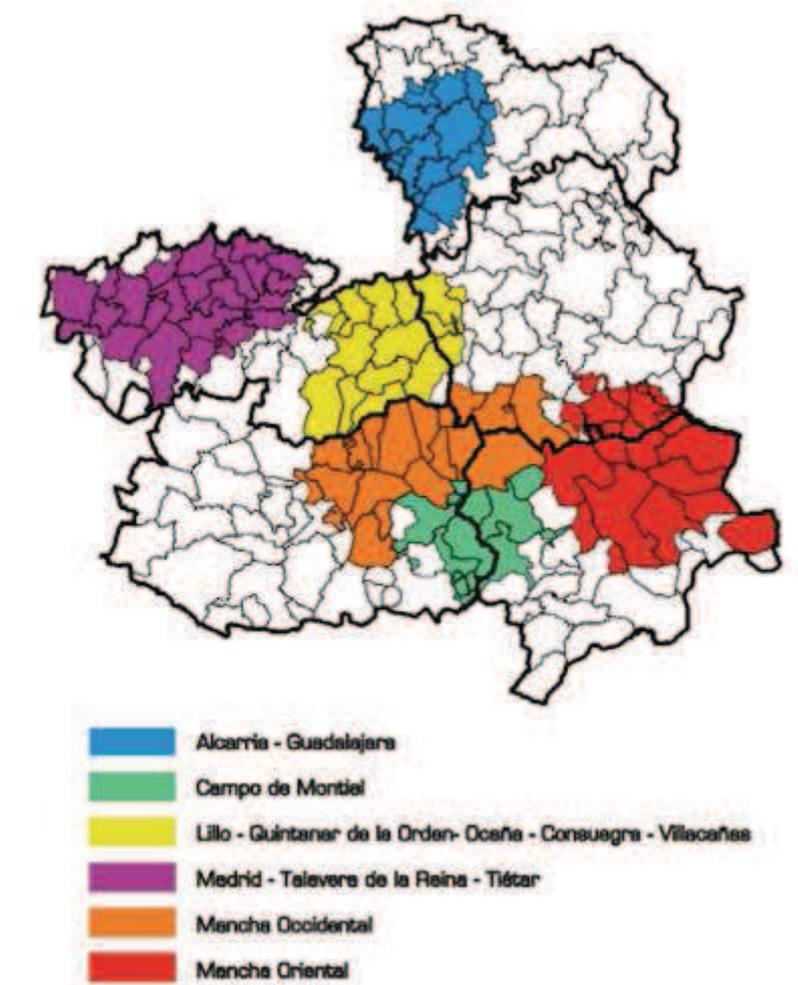


Figura 39 Zonas vulnerables por nitratos en Castilla La Mancha. Fuente: ASAJA de Castilla la Mancha, 2007.

La Consejería de Agricultura y Medio Ambiente a través de las Resoluciones de 7 de agosto de 1.998 y 10 de febrero de 2003, declaró en el ámbito de la Comunidad Autónoma de Castilla-La Mancha seis zonas vulnerables a la contaminación por nitratos procedentes de fuentes agrarias: "Mancha Occidental" y "Campo de Montiel", en la primera resolución; y "Mancha Oriental", "Lillo-Quintanar-Ocaña-Consuegra-Villacañas", "Alcarria-Guadalajara", y "Madrid-Talavera-Tiétar", en la segunda. En base a la anterior normativa se establecen Programas de Actuación con objeto de prevenir y reducir la contaminación procedente del sector primario.

CULTIVO	N. inicial del suelo + N. del agua de riego	Rango de dosis
MAÍZ	20-45	200-190
	45-100	190-140
	100-140	140-115
TRIGO	20-45	120-80
	40-80	80-60
	80-100	60-0
CEBADA	15-45	100-80
	45-85	80-40
	85-100	40-0

Tabla 9 Rangos orientativos de dosis máximas (Kg N./ha) de fertilizantes nitrogenados a emplear en cultivos de regadío en función del contenido inicial de nitrógeno en suelo y el aportado con el agua de riego: Fuente: ASAJA Castilla La Mancha.

La facies predominante del agua subterránea en el acuífero de la Mancha Oriental es bicarbonatada cálcica y cálcico-magnésica. Las aguas no están muy mineralizadas, presentan unas conductividades de entre 500 y 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ y la dureza predominante oscila entre 200 y 500 mg/l CaCO_3 . En el sector sureste se detectan aguas muy salinas (8000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y con elevados contenidos en sulfatos, cuyo origen se atribuye a la influencia de materiales del Keuper. La calidad de las aguas para abastecimiento es buena excepto para las muy salinas mencionadas anteriormente (IGME, 1985).

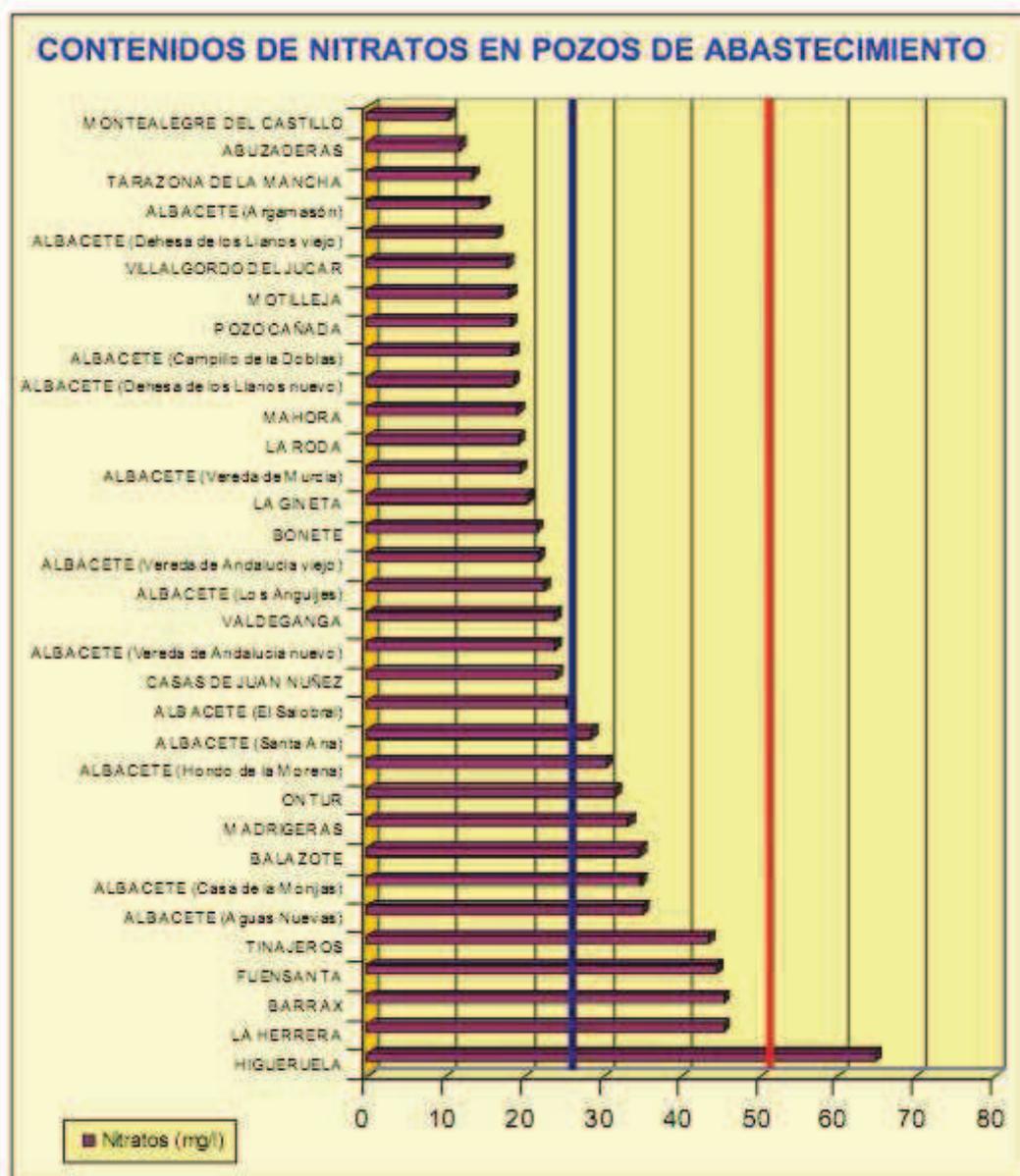


Figura 40 Contenido en nitratos en pozos de abastecimiento (ITAP, 2000)

3.2.6 Marco socioeconómico.

En Castilla-La Mancha la importancia de la agricultura es muy grande ya que la mayor parte de la región se dedica expresamente al sector agrario. Las explotaciones más productivas, son normalmente de gran tamaño, y la inversión en maquinaria es muy rentable porque se puede recuperar en poco tiempo. Las explotaciones se dedican en su gran mayoría a cultivos de secano, pero cada día es mayor la dedicación al regadío. Los titulares de las explotaciones son de edades cercanas a la jubilación, y las generaciones jóvenes no se incorporan a este sector lo que pone en peligro la continuidad de las explotaciones. El barbecho, aunque se practica, está cayendo en desuso. Uno de los cultivos más sembrados son los cereales, que dominan amplias extensiones, ya que se cultivan en régimen de secano en grandes explotaciones de llano. El

viñedo es un cultivo tradicional. Castilla-La Mancha es la región con más viñedos de España. El olivar es un cultivo que hoy en día se ha reducido mucho y la mayor parte se encuentra en Albacete y Ciudad Real. Las frutas y hortalizas tienen cada día más presencia, debido a su alto valor añadido aunque necesitan de grandes cantidades de agua de regadío. Los cultivos industriales como el girasol, la remolacha y el tabaco también son de gran importancia. La explotación forestal tiene menor importancia económica.

En las siguientes tablas se recogen la distribución de edades de los titulares de las explotaciones y de los jefes de explotación en Albacete:

	Todas las edades	< 25 años	De 25 a 34	De 35 a 44	De 45 a 54	De 55 a 64	> 65
Todas las explotaciones	19.667	58	667	2.290	4.091	4.789	7.772
Explotaciones sin tierras	202	3	25	45	67	42	20
Explotaciones con tierras	19.465	55	642	2.245	4.024	4.747	7.752

Tabla 10 Titulares de las explotaciones de Albacete. Fuente: INE, 2011.

	Todas las edades	< 25 años	De 25 a 34	De 35 a 44	De 45 a 54	De 55 a 64	> 65
Todas las explotaciones	16.805	50	593	1.951	3.568	4.135	6.508
Explotaciones sin tierras	185	3	25	43	61	37	16
Explotaciones con tierras	16.620	47	568	1.908	3.507	4.098	6.492

Tabla 11 Jefes de explotación de Albacete. Fuente: INE, 2011.

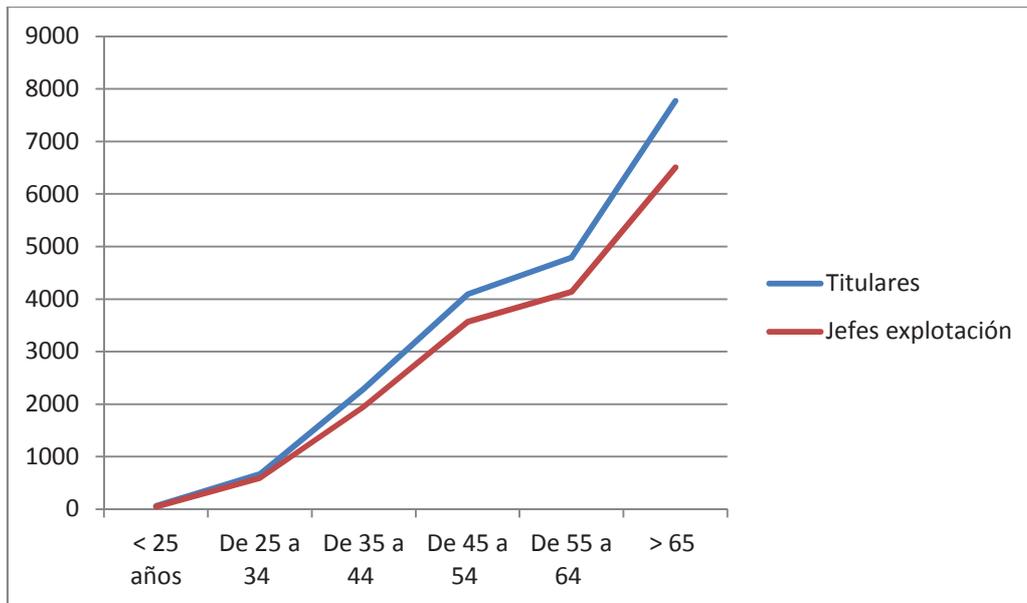


Figura 41 Gráfico comparativo edades titulares/jefes de explotación en Albacete. Fuente: INE, 2011.

Como se aprecia en la figura 36, la población dedicada a la producción agrícola es de avanzada edad, y sigue esta tendencia en las últimas décadas, cada vez menos gente joven se dedica a la agricultura. La reducción del flujo inmigratorio procedente del extranjero y el propio envejecimiento poblacional reduce el potencial de crecimiento demográfico en todas las regiones de España. De hecho, la prolongación de las tendencias demográficas actualmente observadas dentro diez años conllevaría que se registraran decrecimientos. En lo que se refiere al componente migratorio, de mantenerse los niveles actuales, la migración exterior tendrá una contribución al crecimiento demográfico muy inferior a la registrada en años pasados.

Durante el año 2009 el peso del sector agrícola se mantuvo constante en 9,4% del PIB regional, valor igual al de 2008. Aun así sigue siendo obvio el retroceso del sector en la región, que desde 2000 se ha contraído en 3,84%, aunque en comparación con la media nacional la importancia del sector en Castilla-La Mancha triplica a la registrada para el conjunto nacional (Censo agrario, INE 2009).

CAPÍTULO 4: MODELO DE REDES BAYESIANAS DEL ACUÍFERO DE LA MANCHA ORIENTAL.

Los capítulos 4 y 5 son una síntesis del trabajo realizado por este mismo autor en el PFC Asensio (2012), con algunas correcciones y actualizaciones. El modelo de la red bayesiana de la Mancha se ha integrado con la nueva red del Júcar para proceder a un análisis a escala de cuenca.

4.1 Antecedentes

4.1.1 Modelo de redes bayesianas de la Universidad de Castilla la Mancha.

La referencia básica en cuanto al empleo de redes bayesianas aplicadas al estudio medioambiental ha sido la tesis doctoral de Alfonso Domínguez “Gestión integrada de los recursos hídricos de la unidad hidrogeológica mancha oriental mediante la utilización de redes bayesianas” de 2004.

Esta tesis, aunque bajo un enfoque más agronómico, se centra en desarrollar un modelo de gestión, mediante la utilización de redes bayesianas, que permite ayudar en la toma de decisiones, orientadas a conseguir la sostenibilidad de la Unidad Hidrogeológica de la Mancha Oriental (UHMO). También incluye como elemento significativo, la participación de las partes afectadas en el problema (tanto expertos en el tema como usuarios) en las fases de diseño y validación de la herramienta, que permite simular diferentes escenarios, mostrando el comportamiento tanto de la UHMO en su conjunto como del acuífero, de tal forma que ofrece a las autoridades competentes una orientación sobre gestión y la repercusión de sus actuaciones. Este modelo de redes bayesianas ofrece resultados acordes con la situación actual y con otras no alejadas de la misma, siendo conveniente valorar su comportamiento para situaciones extremas.

Según se explica en el trabajo de Domínguez, la estructura del modelo presenta cinco grupos de variables bien diferenciados. Por un lado están las entradas de agua a la unidad hidrogeológica y el volumen a la salida. Por otro, los sectores usuarios del agua que han sido agrupados en tres: restricciones ecológicas, consumo urbano e industrial y consumo agrícola de regadío, estando este último dividido en cinco subgrupos. Cada uno de estos grupos representa un volumen de agua, afectando positiva o negativamente al resultado. Más adelante se explican con mayor detalle los grupos y las variables que los forman. Las variables que aparecen en el modelo están conectadas con una o más variables mediante flechas entrantes y/o salientes. El sentido de las flechas indica cual es la variable influyente y cual la influida. Aquellas a las que no llega ninguna flecha, sólo presentan flechas salientes, son variables independientes o variables “padre”, siendo el resto dependientes o variables “hijo”. Siguiendo el sentido de las flechas no debe ser posible volver a una variable por la que se haya pasado anteriormente, es decir, formar un ciclo, pues en ese caso no se cumpliría la condición de acíclicas (definición de una red bayesiana). Por lo tanto, la influencia de todas las variables del modelo debe terminar en una o varias variables resultado.

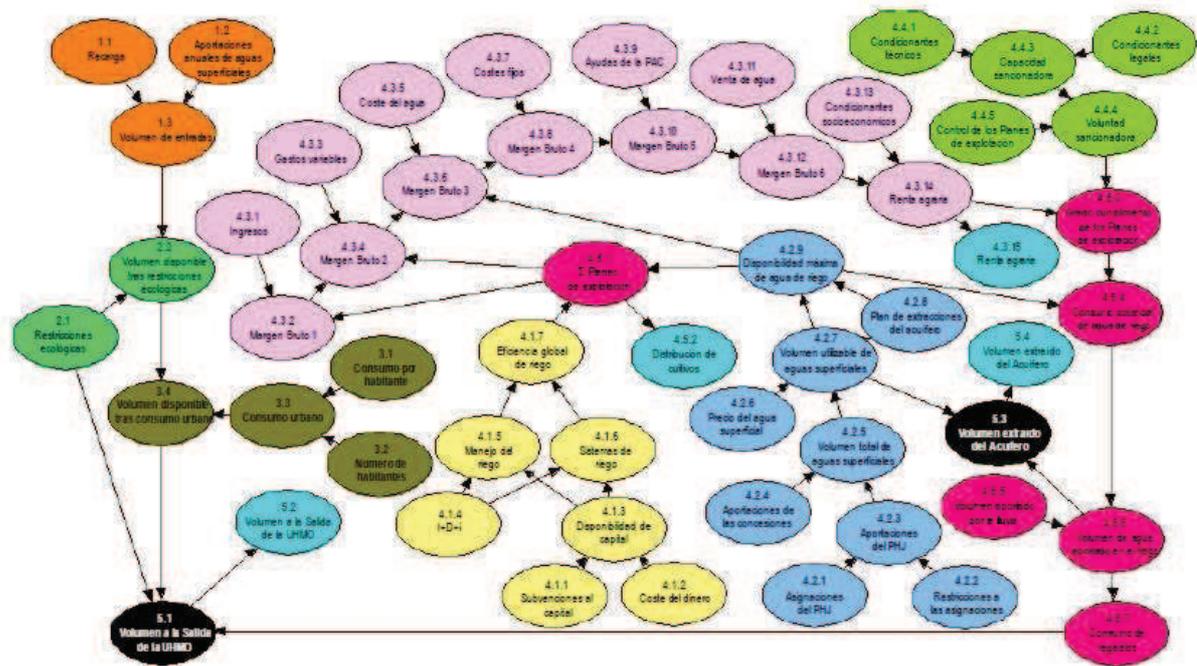


Figura 42 Red bayesiana (Domínguez, 2004).

A modo de conclusión, se proponen soluciones para la mejora del estado de la UHMO, como la sustitución de bombeos por aguas superficiales, que es la que ofrece mayores ventajas, principalmente por mantener la renta de los agricultores de la zona. La principal limitación de esta actuación sería un precio del agua superficial superior al coste de bombeo, que podría provocar un rechazo de los agricultores a la sustitución. Por otro lado, mejorar la eficiencia global de los sistemas de riego y mantener los actuales niveles de vigilancia en el cumplimiento de los planes de explotación, son dos actuaciones que, combinadas con la anterior, pueden ayudar a alcanzar la sostenibilidad del Acuífero Mancha Oriental (Alfonso Domínguez et al., 2004). En el caso de estudio de Domínguez de la UHMO el equipo investigador elaboró, en reuniones periódicas, un primer documento sobre cuáles podrían ser las variables que intervienen de forma relevante. La identificación de estas variables se basó principalmente en la experiencia de los miembros del equipo y en la información contenida en los cuestionarios de usuarios y expertos.

Debido a que el principal problema al que se enfrenta la UHMO es la sobreexplotación de su acuífero, el modelo de Alfonso Domínguez sólo considera aspectos cuantitativos, dejando a un lado la calidad de las aguas. Por lo tanto, a la hora de definir la sostenibilidad del acuífero únicamente se han tenido en cuenta los volúmenes de agua consumidos frente a los disponibles. De esta manera, se considera que el acuífero es sostenible cuando los volúmenes de agua a la salida son superiores a 500 hm³/año, que es la mínima cantidad que debe quedar

disponible para las siguientes unidades hidrogeológicas Este volumen coincide con el volumen medio desembalsado desde el embalse de Tous para cubrir dichas necesidades (CHJ, 2004b). Actualmente este requisito se cumple, sin embargo, debido al elevado volumen extraído para la agricultura, la explotación del acuífero es insostenible. Por lo tanto, alcanzar la sostenibilidad de la unidad es necesario, según el PHJ (PHJ, 1999), que los bombeos para regadíos no superen los 320 hm /año brutos.

El primer SAD basado en redes Bayesianas (Domínguez, 2004) estaba enfocado desde un punto de vista básicamente agronómico, mientras que el actual se basa en la integración de diferentes modelos procedentes de múltiples disciplinas (Hidroeconómico, Hidrogeológico, etc), desde un punto de vista marcadamente de acuífero. Por otro lado, para el SAD que se propone en este trabajo, se ha realizado un análisis de políticas reales de gestión y un análisis cuantitativo de la generación de impactos en la gestión hídrica del sistema acuífero en cuestión. Además, en este nuevo modelo se incluyen conceptos hidráulicos de acuíferos y aspectos cualitativos (contaminación por nitratos).

4.1.2 Modelo matemático de flujo.

Una gran parte de la estructura de la red que se va a construir tiene un marcado carácter hidrológico. Para ello nos hemos basado en el modelo de flujo realizado conjuntamente ente la Universidad Politécnica de Valencia (UPV) y la Universidad de Castilla la Mancha (UCLM) llamado “Modelo de flujo subterráneo de los acuíferos de la Mancha Oriental y sus relaciones con los ríos Júcar y Cabriel” (2008).

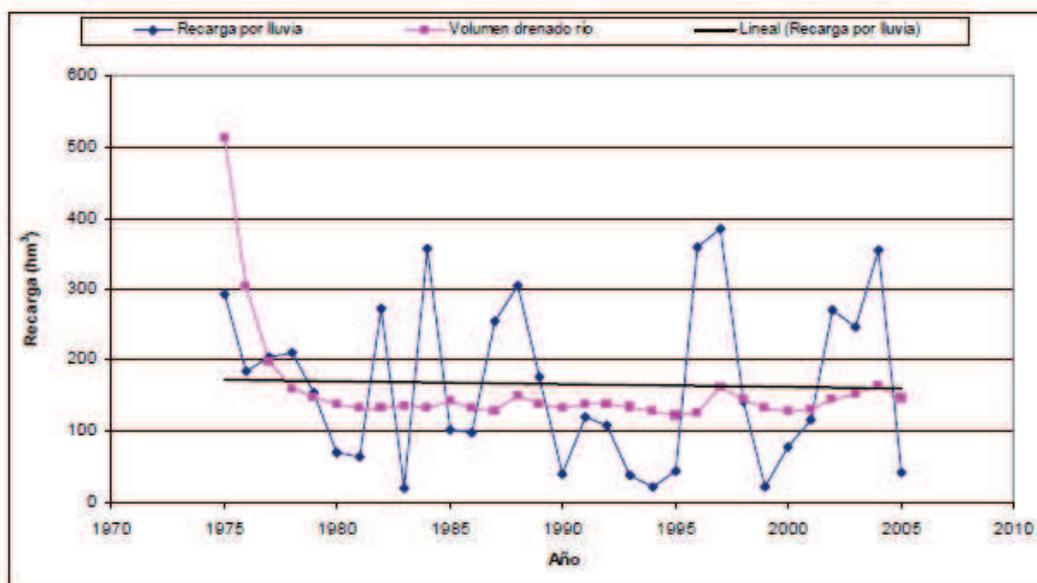


Figura 43 Datos de recarga al acuífero y volúmenes de agua drenado por el río, simulados por el modelo en régimen natural (Sahuquillo et al., 2008)

Dicho modelo se basa en la búsqueda de la relación río-acuífero existente el Mancha Oriental, y para ello se estudian factores como la distribución y magnitud de las conductividades hidráulicas del lecho del río y de los materiales que constituyen el acuífero, la relación entre el nivel del agua en el río con el gradiente del agua subterránea y la geometría y posición del río. El resultado de estos análisis concluye con una explicación de las distintas variedades de relación río-acuífero que se pueden dar: ganador, perdedor y perdedor desconectado (esto ya ha sido explicado en el apartado 3.3. “Piezometría”).

Para la valoración, cuantificación y predicción espaciotemporal de las interacciones río-acuífero, y la influencia de los bombeos para riegos en los caudales del río Júcar y Cabriel se realizó una modelización numérica de flujo subterráneo en 3D mediante el software de Visual MODFLOW.

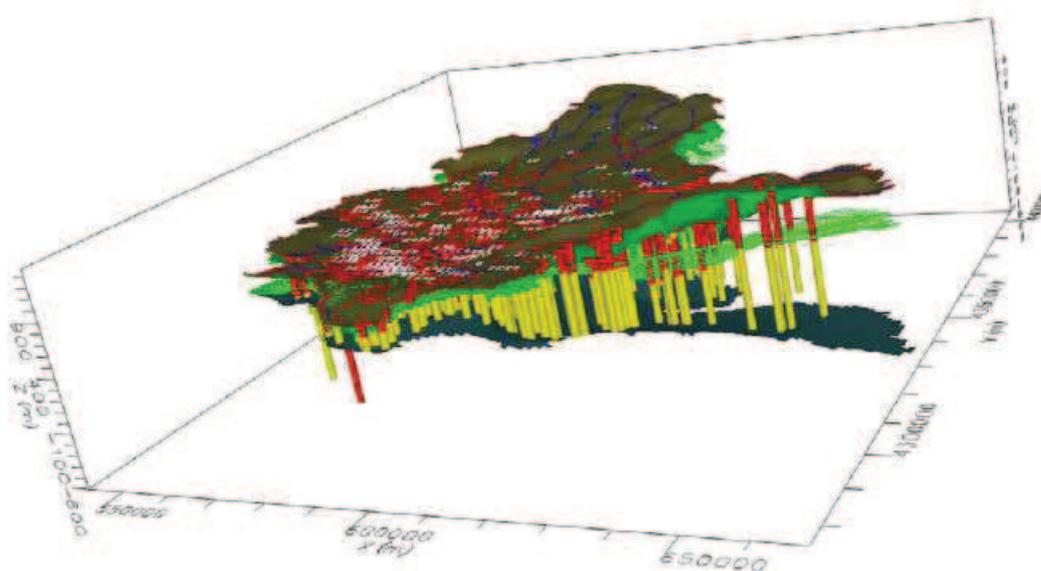


Figura 44 Modelización en 3D del Sistema de la MO a partir de los datos de techos y muros de las unidades acuíferas (Sahuquillo et al., 2008).

En el apartado de aplicaciones del modelo de dicho informe, se comenta la posibilidad de que éste sirva como base para investigaciones futuras de otros modelos de detalle que analicen en profundidad problemáticas concretas, como la de acoplar un modelo hidrológico para poder analizar de manera más precisa los efectos de las políticas llevadas a cabo sobre la zona y así poder analizar de manera conjunta aguas superficiales y subterráneas. Es una herramienta de partida que simula el flujo de agua subterránea, y que puede servir para simular distintos escenarios de gestión, que es lo que deseamos realizar en este proyecto apoyándonos en las redes bayesianas.

4.1.3 Modelo hidroeconómico de la Universidad Politécnica de Valencia.

La parte hidroeconómica de la red incluye variables como la distribución de cultivo, costes de maquinaria, fertilizante aplicado, predisposición al cese del bombeo, etc... estos datos se han tomado de la tesis de Peña Haro "A hydro-economic modeling framework for optimal management of groundwater nitrate pollution from agriculture" (2010).

Esta tesis se basa principalmente en el estudio de la contaminación de las aguas subterráneas, y se presenta el desarrollo de un modelo hidroeconómico para determinar la gestión óptima de la contaminación por nitratos. El modelo determina la distribución espacio-temporal para optimizar la aplicación de fertilizantes que maximiza los beneficios netos de la práctica agrícola. Los beneficios de la agricultura se determinan a través de las funciones de producción y el precio de los cultivos. El modelo relaciona la aplicación de fertilizantes con la concentración de nitratos en el agua subterránea. Los beneficios de la agricultura se determinaron a través de las funciones de producción y el precio de los cultivos. De esta forma, se obtiene una herramienta práctica para analizar el coste de oportunidad de medidas para reducir la carga de nitrógeno y evaluar su eficacia para mantener las concentraciones de nitratos en los acuíferos dentro de los niveles fijados como objetivo.

El modelo desarrollado se aplicó a un sistema acuífero sintético. Se obtuvo la aplicación óptima de fertilizantes para problemas con diferentes condiciones iniciales, horizontes de planeación y tiempos de recuperación. Los resultados del caso sintético muestran la importancia de la localización de las fuentes contaminantes en relación con los puntos de control. Los horizontes de planeación y los tiempos de recuperación pueden tener una gran influencia en la aplicación de fertilizantes y en el coste de oportunidad para alcanzar los estándares medioambientales, debido a ello introducimos en nuestra red una variable que trata de las concentraciones permitidas y de los tiempos de recuperación. Hay un claro intercambio entre el tiempo de recuperación y las pérdidas económicas debidas a la reducción de nitratos en la agricultura.

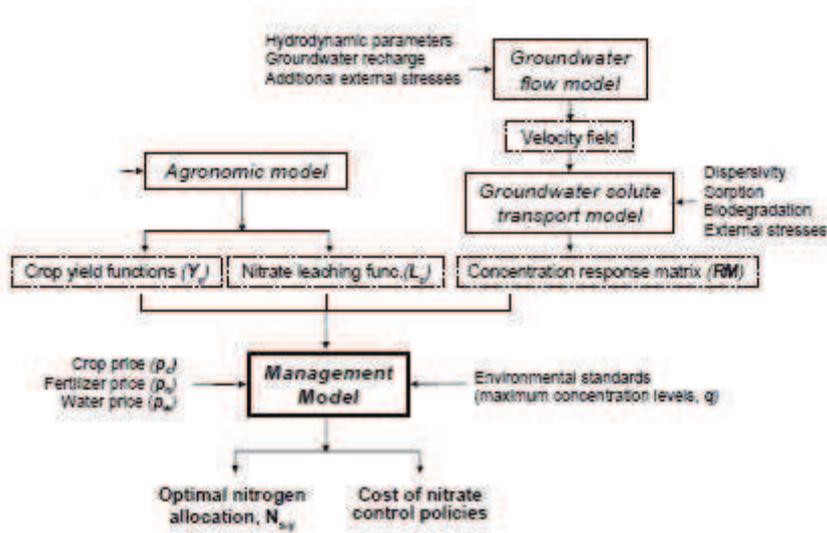


Figura 45 Diagrama que describe la estructura del modelo (Peña-Haro, 2009)

Como cualquier modelo, tiene sus limitaciones, pero aun así la relevancia y complejidad de los problemas reales de contaminación de aguas subterráneas requiere el desarrollo de modelos integrales. El trabajo desarrollado en la tesis de Peña-Haro proporciona una metodología y unas herramientas que pueden ser de utilidad para la toma de decisiones en el proceso de implementación de los requerimientos de la Directiva Marco del Agua. Una línea de trabajo futura, según se expone en el mismo estudio, sería ampliar la diversidad de decisiones de gestión en parcelas y otras opciones de política de control, aparte de las de limitación en el uso de fertilizantes, que es uno de los objetivos de este trabajo.

Para aplicar el modelo de optimización que ofrece Peña-Haro, se requiere la integración de la simulación de nitratos en el suelo, para definir la lixiviación de nitratos, con la simulación de flujo de agua subterránea y el destino y transporte de los nitratos de manera que en el terreno las cargas de nitrógeno se traduzcan en la concentración de nitratos de las aguas subterráneas. El flujo de agua subterránea y el transporte que rigen las ecuaciones, están representadas en el modelo de gestión a través de una matriz de concentración de contaminantes.

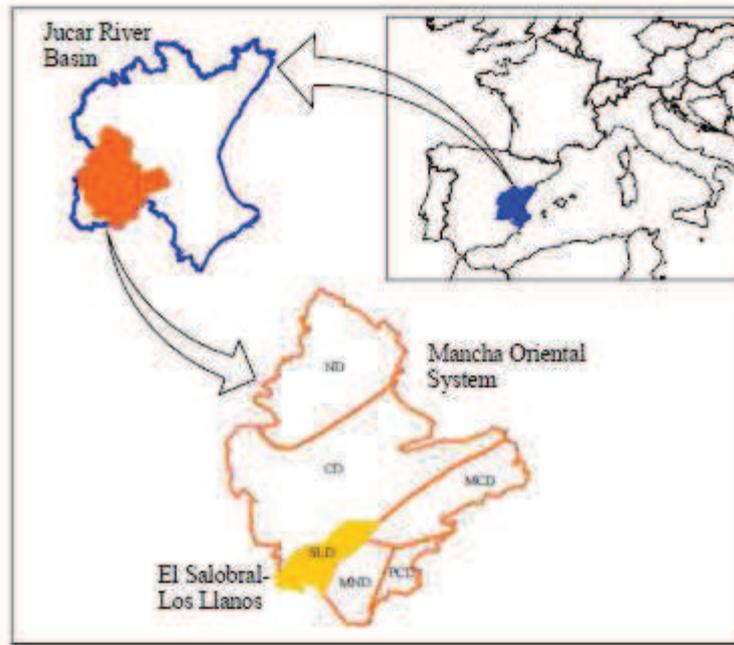


Figura 46 Emplazamiento del caso de estudio del modelo hidroeconómico (Peña-Haro et al., 2009)

Primero se aplica el modelo a cinco escenarios sintéticos. Para estos cinco escenarios se han encontrado las soluciones óptimas a los problemas con diferentes condiciones iniciales y tiempos de recuperación. Después se aplica a un caso de estudio real, en la zona de El Salobral-Los Llanos (figura 40). Se demuestra que tanto la planificación seguida como el tiempo de recuperación que se establezca puedan influir fuertemente en la limitación del uso de fertilizante para alcanzar los estándares ambientales. En el caso de estudio real, los resultados muestran que la reducción del uso de fertilizante representa una reducción neta de beneficios de alrededor de 12 millones de euros por año, en relación con el beneficio esperado con el escenario base. Además se simuló la respuesta de los agricultores al aumento del precio de los fertilizantes, dando como resultado que se debería subir mucho el precio para reducir su uso y que las concentraciones de nitratos en el acuífero no superasen los 50mg/l.

		Wheat	Corn	Barley	Alfalfa	Onion
Crop Yield	kg/ha	6501	13831	6034	15543	73295
Irrigation	m ³ /ha	2600	6600	3000	9000	6500
Crop price	€/kg	0.136	0.142	0.115	0.138	0.7
Groundwater level depth	m/ha	100	100	100	100	100
Irrigation system pressure	kg/cm ²	5	5	5	5	5
Pumping efficiency	kWh/m ³	0.8176	0.8176	0.8176	0.8176	0.8176
Power	kW/ha	3	3	3	3	3
Power price	€/kW	7.78	7.78	7.78	7.78	7.78
Price of energy	€/kWh	0.05644	0.05644	0.05644	0.05644	0.05644
Gross production	€/ha	884.1	1964.0	693.9	2145.0	51306.6
Subsidy	€/kg	0.092	0.031	0.091	0.000	0.000
Subsidy	€/ha	598.1	424.8	552.0	0.0	0.0
Total income	€/ha	1482.1	2388.8	1245.9	2145.0	51306.6
Plants and seeds	€/kg	0.016	0.008	0.015	0.001	0.008
Fertilizer	€/kg	0.019	0.003	0.020	0.008	0.003
Phytosanitary	€/kg	0.005	0.001	0.004	0.004	0.001
Other products	€/kg	0.000	0.004	0.000	0.000	0.004
Subtotal	€/kg	0.040	0.016	0.039	0.013	0.016
Subtotal	€/ha	262.2	224.7	237.4	206.1	1190.7
Energy need	kWh/ha	2'125.8	5'396.2	2'452.8	7'358.4	5'314.4
Power cost	€/ha	23.3	23.3	23.3	23.3	23.3
Energy cost	€/ha	120.0	304.6	138.4	415.3	299.9
Tax	€/ha	7.0	8.0	9.0	10.0	11.0
IVA (16%)	€/ha	24.1	53.7	27.3	71.8	53.5
SubTotal	€/ha	174.4	389.6	196.1	520.4	387.8
Maintenance	€/ha	18.0	18.0	18.0	18.0	18.0
Cost	€/ha	192.4	407.6	216.1	538.4	405.8
Work	€/Kg	0.01078	0.00340	0.01177	0.00952	0.00000
Fuel	€/Kg	0.00486	0.00114	0.00477	0.00176	0.00039
Maintenance	€/Kg	0.00273	0.00076	0.00273	0.00156	0.00019
Total machinery costs	€/Kg	0.01837	0.00530	0.01926	0.01283	0.00058
Total machinery costs	€/ha	119.4	73.4	116.2	199.4	42.6
Labor	€/ha	32.6	52.6	27.4	47.2	1128.7
Direct costs	€/ha	606.6	758.3	569.7	943.9	1639.1
Indirect costs	€/ha	44.2	98.2	34.7	107.2	2565.3
Total costs	€/ha	650.8	856.5	604.4	1051.1	4204.4

Tabla 12 Datos para la simulación de la parte hidro-económica de la Red Bayesiana (Peña-Haro et al., 2009)

4.2 Estructura de la red bayesiana del sistema Mancha Oriental.

La red está constituida por 42 nodos de distinta naturaleza:

- 11 nodos hidrológicos.
- 6 nodos de políticas de gestión e intervenciones.
- 18 nodos hidroeconómicos.
- 7 nodos de distinta naturaleza.

De los 42 nodos, 14 son inputs, es decir, que son datos de entrada los cuales no tienen variables “padre”. Así mismo, hay 6 outputs u objetivos (si tratamos como tales el tiempo de recuperación para nitratos y el margen neto de ganancias).

La parte izquierda de la red es la parte hidrológica, que también viene influida por las políticas de gestión que afectan a la reducción de bombeos en el acuífero. Esta parte de la red nos ofrece “outputs” de naturaleza hidrológica como el tiempo de recuperación para los humedales o la relación río-acuífero.

La parte derecha de la red es la parte hidroeconómica. Obviamente viene influida por la parte hidrológica, ya que dependiendo del agua aplicada para los cultivos variarán nodos como “rendimiento de cultivos” o “costes directos 1”. Las políticas de gestión que afectan a esta zona de la red son de carácter más puramente económico, como los subsidios para los agricultores (PAC) o los precios de los fertilizantes. De esta parte de la red obtenemos resultados como el tiempo de recuperación para nitratos, el margen neto de ganancias agrícolas o la predisposición al cese de bombeos.

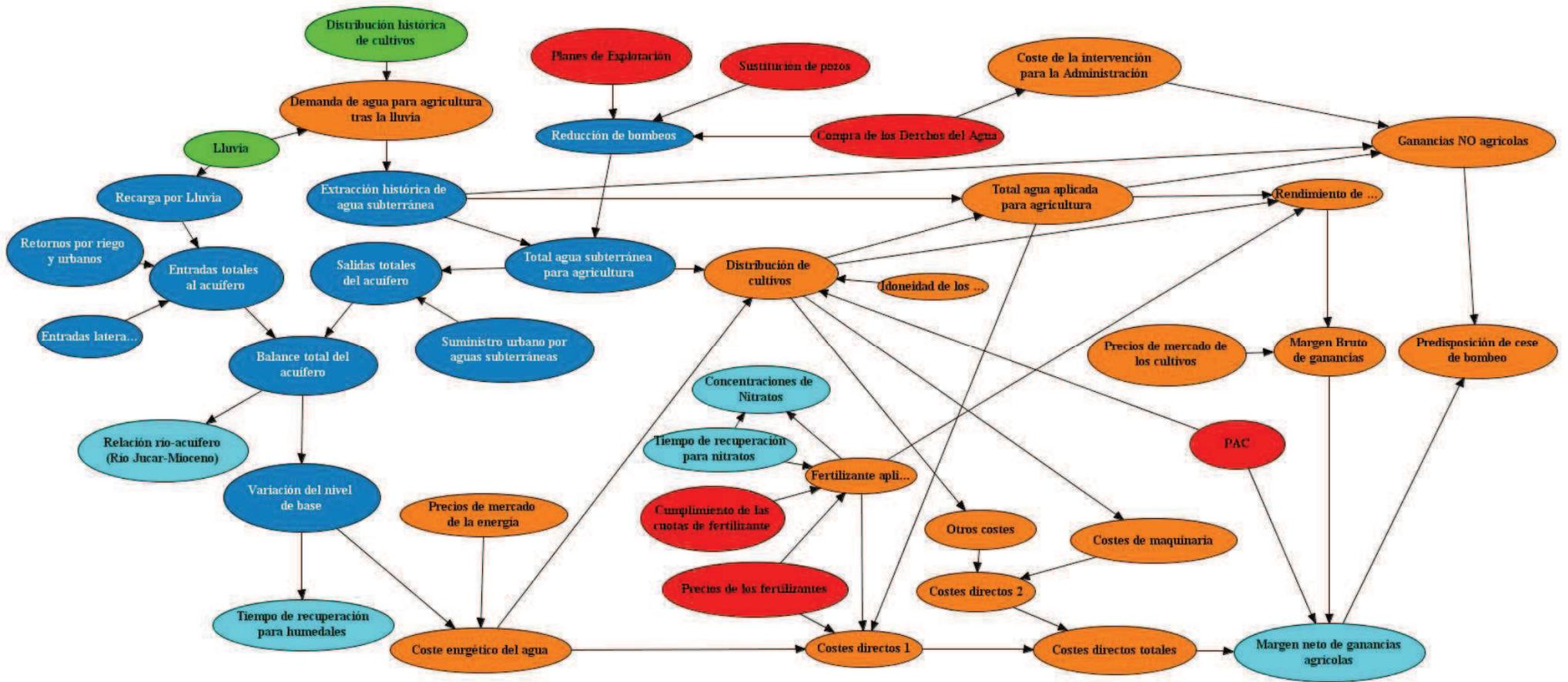


Figura 47 Red Bayesiana para el acuífero de la Mancha Oriental

4.3 Variables de la red.

En la siguiente tabla se detalla los nombres de cada nodo, el rango de valores que pueden adoptar, las unidades en las que se expresan, y su tipología:

Variable	Rango	Unidades	Tipo	Naturaleza	Función
Planes de explotación	0-80	Hm ³ /año	Intervalo	Intervenciones y políticas de gestión	Input
Sustitución de pozos	0-25	Hm ³ /año	Intervalo	Intervenciones y políticas de gestión	Input
Compra de los derechos del agua	0-50	Hm ³ /año	Intervalo	Intervenciones y políticas de gestión	Input
PAC	0-600	€/ha	Intervalo	Intervenciones y políticas de gestión	Input
Cumplimiento de las cuotas de fertilizante		Verdadero/falso	Booleana	Intervenciones y políticas de gestión	Input
Precio de los fertilizantes	0.18-0.38	€/kg	Intervalo	Intervenciones y políticas de gestión	Input
Lluvia	0-600	mm/año	Intervalo	Hidrológico	Factor de control (input)
Distribución histórica de los cultivos	3 clases (Primavera, verano, doble)	Clasificación	Clasificación	Hidroeconómica	Factor de control (input)
Recarga por lluvia	0-500	Hm ³ /año	Intervalo	Hidrológico	Intermedia
Retornos por riego y urbanos	30-70	Hm ³ /año	Intervalo	Hidrológico	Intermedia
Entradas laterales	35-75	Hm ³ /año	Intervalo	Hidrológico	Intermedia

Entradas totales al acuífero	0-700	Hm ³ /año	Intervalo	Hidrológico	Intermedia
Extracción histórica de agua subterránea	0-400	Hm ³ /año	Intervalo	Hidrológico	Intermedia
Reducción de bombeos	0-175	Hm ³ /año	Intervalo	Hidrológico	Intermedia
Agua subterránea total para agricultura	-200-400	Hm ³ /año	Intervalo	Hidrológico	Intermedia
Suministro urbano por aguas subterráneas	15-35	Hm ³ /año	Intervalo	Hidrológico	Intermedia
Salidas totales del acuífero	-200-500	Hm ³ /año	Intervalo	Hidrológico	Intermedia
Balance total del acuífero	-500-900	Hm ³ /año	Intervalo	Hidrológico	Intermedia
Precio de Mercado de los cultivos	0.1-0.24	€/kg	Intervalo	Hidroeconómica	Input
Precio de Mercado de la energía	0-0.25	€/Kwh	Intervalo	Hidroeconómica	Input
Demanda de agua para agricultura tras lluvia	0-400	Hm ³ /año	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Distribución de cultivos	3 tipos	Clasificación	Clasificación	Hidroeconómica	Intermedia
Coste de la intervención para la administración.	0-10	Millón de €	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Agua total aplicada para agricultura	0-10000	m ³ /ha	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Rendimiento de los cultivos	0-80000	Kg/ha	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Margen bruto de ganancias	0-20000	€/ha	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Predisposición de cese de bombeo	-∞ - +∞	Intervalo relativo	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedi

Fertilizante aplicado	208-218	Kg/ha	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Coste energético del agua	0-0.25	Euros/m ³	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Costes directos 1	0-2800	€/ha	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Otros costes	0-1000	€/ha	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Costes de maquinaria	0-200	€/ha	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Costes directos 2	0-1200	€/ha	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Costes directos totales	0-4000	€/ha	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Idoneidad de los cultivos		Clasificación	Clasificación	Hidroeconómica	Intermedia
Beneficios no agrícolas	0-30000	€/ha	Intervalo	Hidroeconómica	Intermedia
Variación del nivel de base	-6-6	m	Intervalo	Hidrológico	Objetivo
Tiempo de recuperación para humedales	0-20	Años	Intervalo	Hidrológico	Objetivo
Relación río-acuífero (Río Júcar-Mioceno)	-200- 200	Hm ³ /año	Intervalo	Hidrológico	Objetivo
Tiempo de recuperación para nitratos	2015-2045	Año fijado (horizonte)	Valor numérico	Hidroeconómica	Objetivo
Concentración de nitratos	0 -+∞	Mg/l	Intervalo	Hidroeconómica	Objetivo
Margen neto de ganancias agrícolas	-4000-30000	€/ha	Intervalo	Hidroeconómica	Objetivo

Tabla 13 Tabla de variables de la Red Bayesiana

4.4 Intervenciones y políticas de gestión.

En la siguiente tabla se muestran las políticas de gestión consideradas para el estudio.

Intervención	Variables intermedias afectadas
Planes de explotación	Reducción de bombeos.
Precios de los fertilizantes	Fertilizante aplicado.
	Costes directos 1.
Cumplimiento de las cuotas de fertilizante	Fertilizante aplicado.
PAC (CAP)	Distribución de cultivos.
	Margen neto de ganancias agrícolas.
Compra de los derechos del agua (OPAD's)	Reducción de bombeos.
	Coste de la intervención para la administración.
	Ganancias no agrícolas.
Sustitución en las fuentes del agua	Reducción de bombeos.

Tabla 14 Intervenciones y políticas de gestión

Planes de explotación.

Es la política de gestión básica, es decir, regula el % de agua que se puede utilizar en un año hidrológico, dependiendo del estado y la cantidad de agua disponible para ese año. Normalmente es la Junta Central de Regantes de la Mancha Oriental quien dictamina los planes de explotación año a año.

Según dice la Junta Central de Regantes de la Mancha Oriental (JCRMO), se han establecido los planes de explotación para regadío de la Mancha Oriental para este año 2011. La dotación máxima disponible para cada uno de los usuarios de aguas subterráneas obligados al cumplimiento para la campaña de riegos 2011, es la establecida para cada titular en su inscripción, concesión, o en la resolución de su expediente en aplicación del artículo 32 del Plan Hidrológico del Júcar. El volumen y la superficie computables para los usuarios de aguas superficiales, serán los que figuren en su correspondiente título, aplicándoles las medidas concretas establecidas por la propia Confederación Hidrográfica para estos aprovechamientos. En cuanto al seguimiento y la inspección de las normas de gestión:

-La JCRMO podrá revisar en campo o por otros medios el exacto cumplimiento de los volúmenes de agua disponibles por parte de los usuarios.

-Los titulares deberán permitir el libre acceso a las explotaciones a efectos de control de estas normas y estarán obligados, a requerimiento de la JCRMO, a facilitar los datos relativos a su aprovechamiento.

-Todo el personal técnico empleado por la JCRMO se encuentra autorizado para la realización de cuantas comprobaciones en campo y en gabinete deban practicarse, para asegurar el cumplimiento de las normas.

-En caso de que un regante supere el consumo permitido, devolverá el exceso de agua consumida en forma de “no consumo” la siguiente campaña más un 10%.

Cabe destacar, que desde la JCRMO siempre se ha abogado por el “autocontrol” y “autoregulación” dentro del sector agrario de manera que sean los propios usuarios del agua quienes controlen una serie de criterios cuantitativos y cualitativos en sus cuencas agrícolas para garantizar un riego más eficiente y una mayor sostenibilidad medioambiental (JCRMO, 2011).

Una vez estudiadas las restricciones de la última década, la probabilidad de que se deje de bombear agua es la siguiente:

Hm ³ /año	Probabilidad
0-1	0.6
1-20	0.2
20-50	0.15
50-80	0.05

Tabla 15 Probabilidades de los planes de explotación

Estas son las cantidades de agua que, según los planes de explotación, hay que dejar de extraer del acuífero. Nótese que el intervalo “0-1” es el equivalente a “no hay restricciones”.

Compra de derechos del agua.

Se trata de que el Estado compre los derechos de cierta cantidad de agua a los regantes a cambio de una compensación económica. Esta oferta se conoce como OPAD (Oferta Pública de Adquisición de Derechos).

Mediante anuncio de la CHJ en el BOE, se oferta para la licitación del contrato administrativo especial para la adquisición de derechos de uso del agua.

Estas adquisiciones temporales de los derechos del uso del agua en el tramo medio de la cuenca del río Júcar por razones medioambientales, tienen las siguientes características:

- Dirigida a concesionarios y titulares de aprovechamientos al uso privativo del agua.
- Que alguna de sus tomas superficiales esté localizada en el tramo comprendido entre los embalses de Alarcón y Molinar.
- Que la totalidad de sus tomas subterráneas estén situadas dentro del perímetro denominada zona OPAD o que parte de su zona regable se encuentre dentro del mencionado perímetro, aunque sus tomas se encuentren fuera.

Como se ha dicho, consiste en la renuncia voluntaria anual por parte de los usuarios situados en la zona a la utilización de un cierto volumen de agua a cambio de una compensación económica

En lo que a nuestra Red Bayesiana afecta, introduciremos esta política de gestión como cantidad de agua que queremos ahorrar (en hm³/año), y repercutirá en lo que la administración deberá desembolsar por ello.

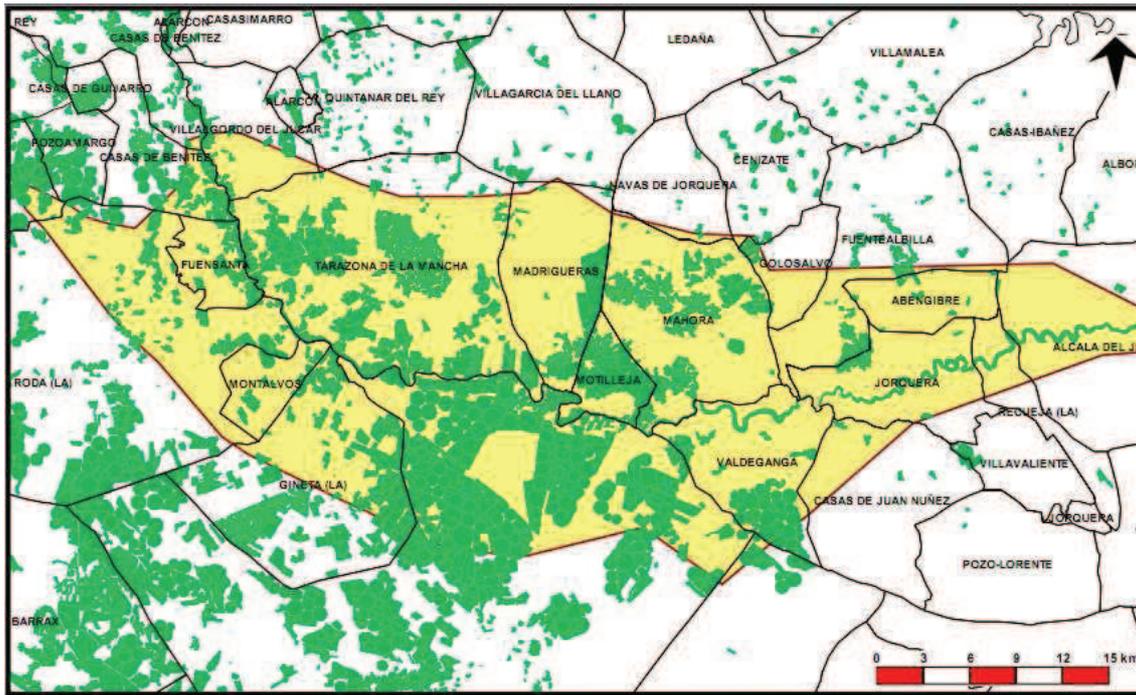


Figura 48 Zona OPAD (JCRMO, 2009)

En el siguiente cuadro se recoge la información de las OPADs surgidas en 2007 y 2008. El “Nº UGH” se refiere al número de unidades de gestión hídricas que se acogen a la oferta.

		Nº UGH	Sup (ha)	Volumen adquirido	Ahorro OPAD
OPAD 2007		104	13400	26,8	38,1
	OPAD I	132	15534	36,71	40,71
OPAD 2008	OPAD II	10	110	0,25	0,39
	OPAD III	55	5491	13,39	16,19

Tabla 16 Datos OPAD en Hm³ (Gutiérrez Visier, 2009)

OPAD I: 12.000.000€ + OPAD II: 5.000.000€, total se acogieron 142 UGH, renunciando a la compensación económica del 10 y el 40 % respectivamente del volumen extraído, precio del m³= 0,2505€ (presup/volumen ofertado)

OPAD III + consiguientes: 5.500.000€, se acogieron 94 UGH, renunciando a la compensación económica del 15% del volumen extraído, precio del m³= 0,249€ (presup/volumen ofertado)

Con estos datos hayamos una función que exprese el número de UGH que se acogen a las ofertas dependiendo del presupuesto de las mismas.

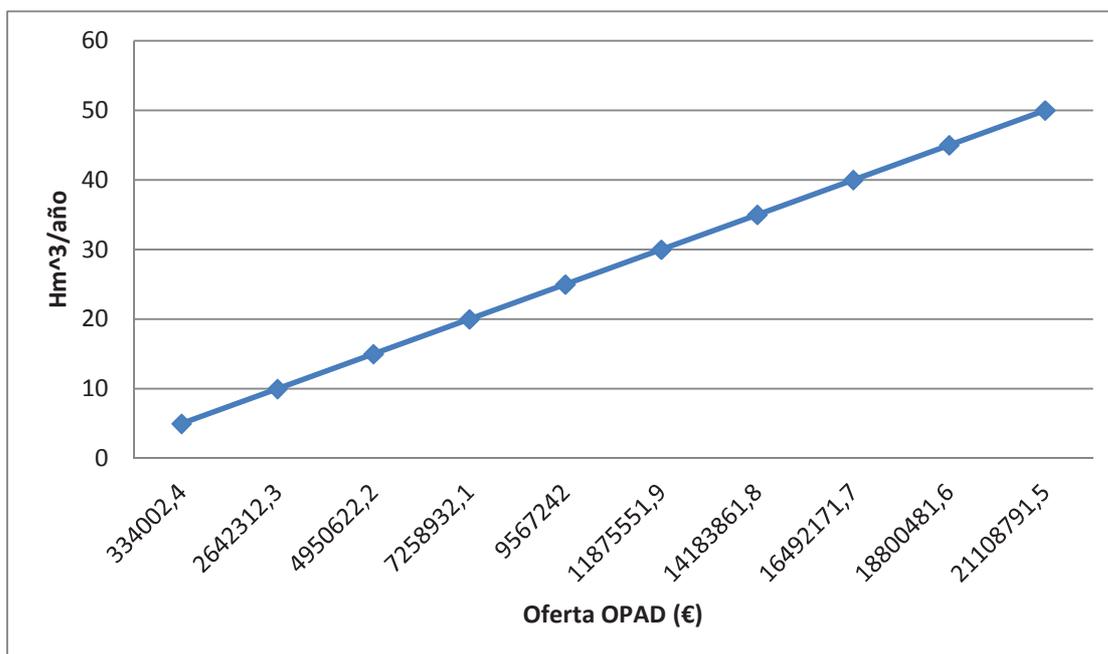


Figura 49 Gráfico precio oferta OPAD/Hm3 de ahorro.

A su vez se halla el volumen total de venta (volumen que se sumará en “Reducción de bombeos”) asociado al precio de la oferta de la OPAD, de modo que podamos relacionar el capital invertido en la compra de derechos de agua con el total de volumen ahorrado gracias a la actuación. Finalmente se sacan las probabilidades (con la experiencia que se tiene) de que se ahorre una cierta cantidad de agua.

Hm³/año	Probabilidad
0-10	0.1
10-20	0.3
20-30	0.15
30-40	0.15
40-50	0.3

Tabla 17 Probabilidades OPAD

Sustitución de pozos.

El Plan Hidrológico establece, entre otras medidas, por una parte, la asignación de 275 hm³ anuales a recursos subterráneos para los riegos del acuífero de la Mancha Oriental, y por otra parte, la asignación de 80 hm³ anuales de recursos superficiales para la sustitución de bombeos del acuífero de la Mancha Oriental, indicándose que dicha sustitución deberá realizarse preferentemente en zonas regables de iniciativa pública.

Año hidrológico	Extracciones		Consumo total (Hm3)
	(Hm3)	Sustitución d bombeos (Hm3)	
2000/2001	387,3	10,6	397,9
2001/2002	378,7	8,3	387
2002/2003	374,1	18,7	392,8
2003/2004	366,4	18,1	384,5
2004/2005	374,7	21,5	396,2
2005/2006	350,1	8,4	358,5
2006/2007	269,9	6,3	276,2
2007/2008	301,9	4	305,9

Tabla 18 Fuente: Esquema de Temas Importantes, 2009

Sustitución de bombeos para uso agrícola:

- Sustitución de bombeos Fase I: Sustitución de las extracciones en la zona de Los Llanos de Albacete, con una capacidad en las tomas de 33 hm³/año. Actualmente se encuentra en estudio la modificación de las infraestructuras de la I fase de la sustitución de bombeos con el objetivo de mejorar algunas deficiencias observadas en la operación.
- Sustitución de bombeos Fase II: Esta actuación completará los 80 hm³/año asignados en el plan de cuenca vigente para la sustitución de bombeos. Las UGH (unidad de gestión hídrica) sustituidas se agruparán principalmente en dos regiones: una zona más cercana al río y otra zona cercana al ATS (Acueducto Tajo-Segura).

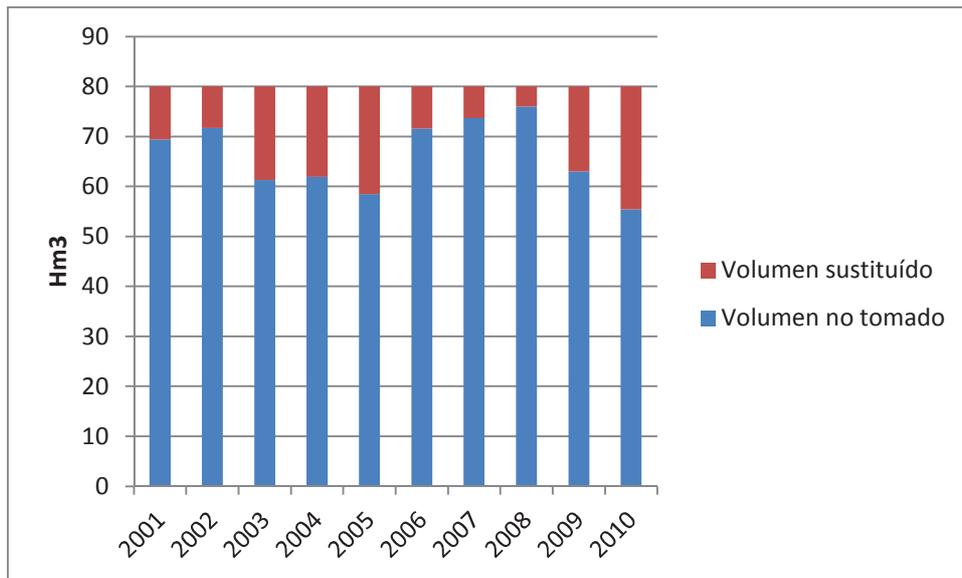


Figura 50 Agua sustituida en Los Llanos y La Herrera (JCRMO, 2011)

Con estos datos, desarrollamos la distribución de probabilidades de que se ahorre cierta cantidad de agua:

Hm ³ /año	Probabilidad
0-5	0.125
5-10	0.375
10-15	0.125
15-20	0.25
20-25	0.125

Tabla 19 Probabilidad de ahorro de agua debido a la sustitución de pozos

Hasta ahora hemos descrito 3 políticas de gestión (Planes de explotación, Compra de derechos del agua y Substitución de fuentes del recurso), las cuales repercutirán directamente en la red bayesiana en el nodo llamado “Reducción de bombeos” que es la suma del agua ahorrada por las tres políticas anteriores.

PAC (Política Agraria Común).

Para introducir los datos de la PAC en nuestra red bayesiana, hemos tenido en cuenta el histórico de los últimos 10 años, sacando la media y teniendo en cuenta que hoy en día (año

de referencia 2010) todos los pagos se realizan de forma única y, normalmente, totalmente desacoplada. Se ha cogido como referencia el pago para cultivos herbáceos, a modo representativo.

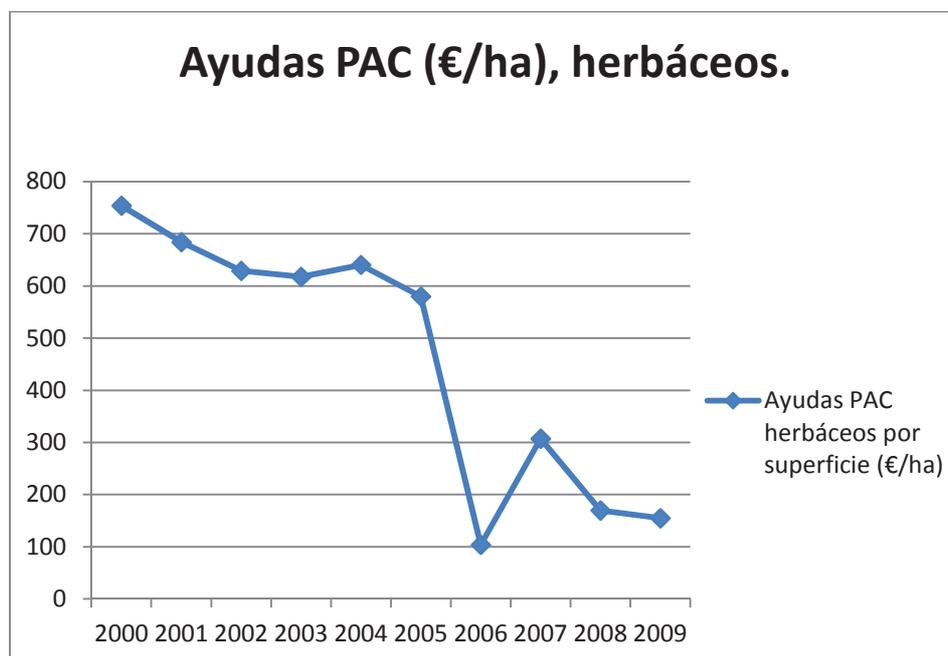


Figura 51 Gráfico de los pagos PAC en Albacete, cultivos herbáceos (Junta Centra de Castilla La Mancha, 2010)

Sabiendo la media de las ayudas PAC y la superficie cultivada, se haya la relación €/ha que buscamos.

€/ha	Probabilidad
0-200	0.2
200-400	0.3
400-600	0.5

Tabla 20 Probabilidad PAC

En contra de las ideas que comúnmente se difunden hoy sobre la Política Agraria Común (PAC) (a la que se considera una política sin demasiado sentido, cara para el contribuyente, muy beneficiosa para los agricultores europeos y hasta causa principal de la situación de subdesarrollo de muchos países del Segundo y del Tercer Mundo) lo cierto es que la PAC siempre ha tenido una razón de ser evidente, que es conseguir los siguientes objetivos:

- Asegurar una oferta estable de alimentos sanos y asequibles a la población de la Unión Europea.
- Proporcionar un nivel de vida razonable a los agricultores comunitarios, permitiendo, al mismo tiempo, la modernización y el desarrollo de la industria agroalimentaria.
- Asegurar que todas las regiones de la Unión Europea puedan mantener su agricultura.

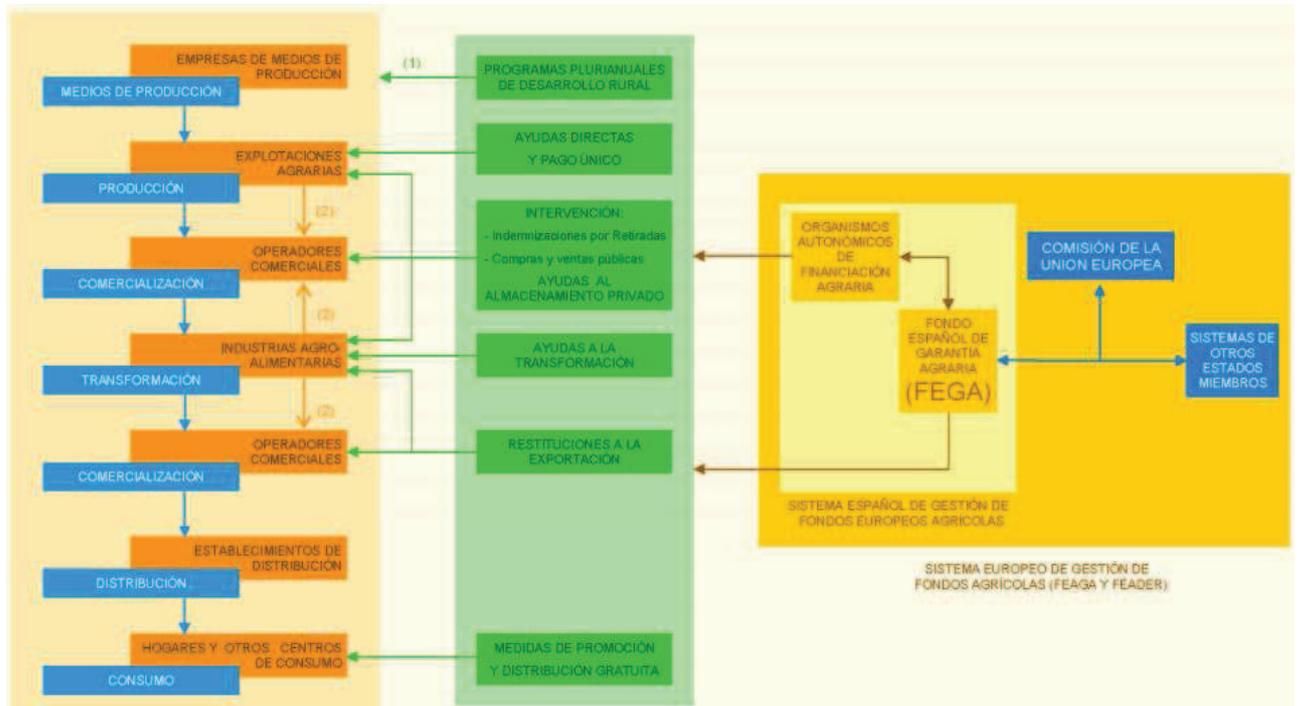


Figura 52 Esquema de la aplicación de la financiación de la PAC en España (fega, 2011)

He aquí algunas respuestas a las preguntas que se suelen hacer sobre la PAC:

¿Qué es el pago único?

Una parte de las ayudas que hasta ahora estaban ligadas a la producción (pagos directos) (herbáceos, ovino y caprino, bovino macho, etc.) se cobrarán en un único pago, independientemente de que se produzca o no. Este pago se establece en función de derechos históricos.

¿Quién se beneficia del pago único?

Agricultores y ganaderos que recibieron pagos directos en el período de referencia: años 2000, 2001 y 2002.

Los agricultores que hayan recibido una explotación o parte de ella mediante herencia real o anticipada de un agricultor que haya cobrado pagos directos durante el periodo de referencia.

Los que posean una explotación o parte de ella, por la que se percibieron ayudas directas en el periodo de referencia y que solicitan su inclusión en el pago único por alguna de las siguientes circunstancias: cambio de personalidad jurídica o denominación, fusiones o escisiones de agricultores, contratos de compraventa con derechos de ayuda.

También podrán acceder al pago único los agricultores en situación especial que soliciten derechos de la Reserva Nacional.

¿Qué es el desacoplamiento?

Consiste en desvincular de la producción las ayudas a las que se tiene derecho. Puede ser total o parcial. En el desacoplamiento total se puede llegar a cobrar la totalidad de la ayuda sin tener la obligación de producir nada para ello. Si el desacoplamiento es parcial, una parte de la ayuda queda vinculada o acoplada a la producción.

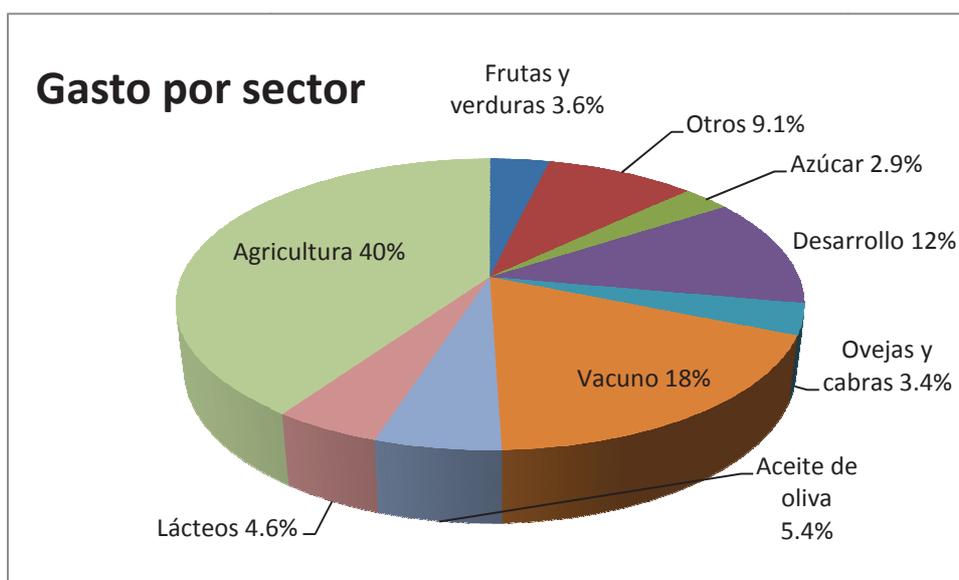


Figura 53 Coste por sector agrícola (Comisión Europea, 2010)

Cumplimiento de las cuotas de fertilizantes.

A la hora de introducir esta política de gestión en la red, simplemente nos centramos en si cumple o no la tasa máxima de fertilizante permitido ($NH_3 < 50mg/l$), es decir, solo hay dos estados posibles. Si decidimos que no cumpla con los contenidos máximos de nitratos, introduciremos una aplicación de fertilizante de 216 Kg/ha. Por lo contrario, si cumple con la

normativa, se aplicará la fórmula $(-27.158 * \text{PrecioFert.} + 219.09)$ para hallar el contenido de fertilizante aplicado.

Precios de fertilizantes.

Se trata de estudiar la serie histórica (desde 2001) de la evolución de los precios de los fertilizantes, y con ella sacar las probabilidades que se dan para cada rango de precios.

Esta política, tendrá un efecto directo sobre la cantidad de fertilizante que se aplicará y será parte de los costes directos de producción.

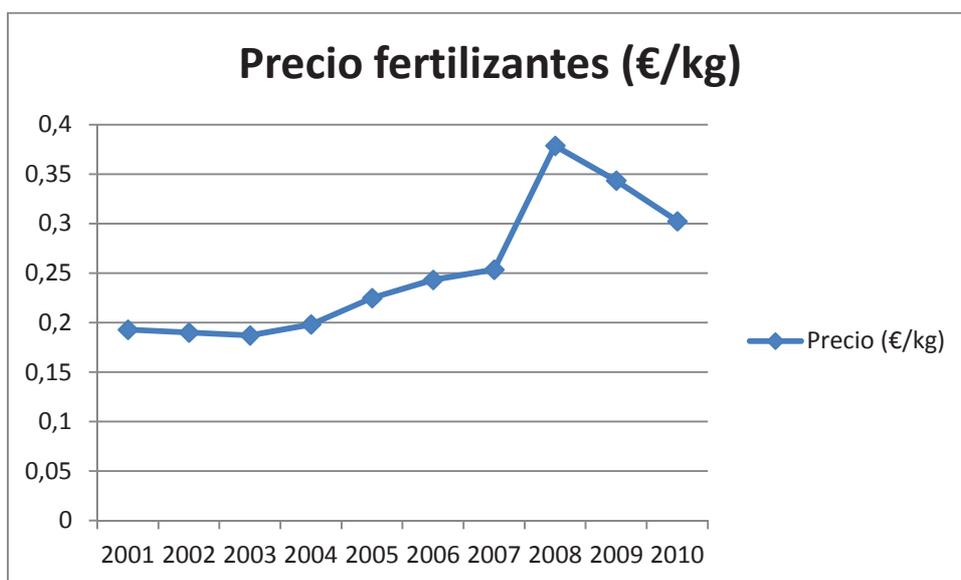


Figura 54 Evolución histórica de precios de fertilizante (Peña-Haro et al., 2009)

Los precios del fertilizante quedarán distribuidos de la siguiente forma, según su probabilidad:

€/Kg	Probabilidad
0.18-0.22	0.39996
0.22-0.26	0.29997
0.26-0.3	0.999E-4
0.3-0.34	0.09999
0.34-0.38	0.19998

Tabla 21 Probabilidad precio del fertilizante

4.5 Variables hidrológicas.

A continuación se explican las variables hidrológicas que intervienen en la red bayesiana.

Variable hidrológica	Variabes intermedias afectadas
<i>Recarga por lluvia</i>	Entradas totales al acuífero
<i>Retornos por riego y urbanos</i>	Entradas totales al acuífero
<i>Entradas laterales</i>	Entradas totales al acuífero
<i>Reducción de bombeos</i>	Total GWA para agricultura
<i>Total GWA para agricultura</i>	Salidas totales del acuífero. Distribución de cultivos.
<i>Extracción histórica de GW para agricultura.</i>	Total GWA para agricultura. Agua total aplicada para agricultura. Ganancias no agrícolas.
<i>Entradas totales al acuífero</i>	Balance total del acuífero.
<i>Salidas totales del acuífero</i>	Balance total del acuífero.
<i>Suministro urbano por aguas subterráneas</i>	Salidas totales del acuífero.
<i>Balance total del acuífero</i>	Variación de nivel de base. Relación río-acuífero.
<i>Variación de nivel de base</i>	Tiempo de recuperación para humedales. Coste energético del agua.

Tabla 22 Variables hidrológicas

Recarga por lluvia (hm³/año)

Se trata de conocer el volumen total de agua proveniente de la lluvia que recarga el acuífero, para ello nos basamos en los datos facilitados por el ETI (Esquema de Temas Importantes) y en el informe del modelo de flujo (Sahuquillo et al. 2008). Con datos complementarios, obtenemos las recargas hasta la actualidad.

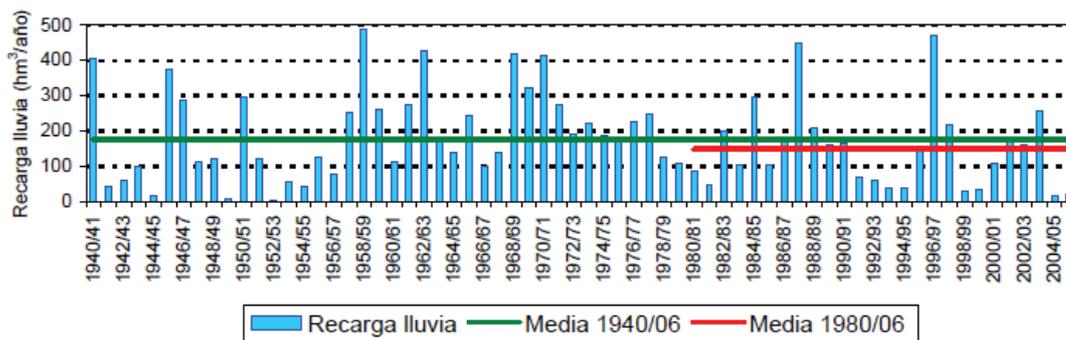


Figura 55 Gráfico de la recarga por lluvia (ETI, 2009)

En la figura anterior se puede apreciar como afectó la sequía de 2004-2005 a la cantidad de agua que se infiltraba en el acuífero, prácticamente nula ($15-20 \text{ hm}^3/\text{año}$).

Al depender directa y únicamente de la variable “Lluvia”, se crea una tabla de probabilidad condicionada. Comparamos la cantidad de lluvia caída en un año con la cantidad de agua infiltrada ese mismo año. Por ejemplo, en el año 1990 cayeron $310,10 \text{ hm}^3$ de lluvia y se infiltraron 17 hm^3 , mientras que en 1999 cayeron $186,9 \text{ hm}^3$ y se infiltraron 30 hm^3 .

Retornos por riego y urbanos ($\text{hm}^3/\text{año}$)

La variable “Retornos por riego y urbanos” es un dato puntual facilitado por el ETI. Con motivo de intentar dar un mayor rango de valores, en vez de tratarlo como dato puntual, se le han asignado unos intervalos de valores y unas probabilidades asociadas a tales intervalos.

Hm³/año	Probabilidad
30-40	0.05
40-50	0.35
50-60	0.45
60-70	0.15

Tabla 23 Probabilidad de retornos urbanos y por riego

De forma general, la estimación de los retornos agrícolas en todo el ámbito de la CHJ ha sido realizada conjuntamente con la de las demandas (CHJ, 2009a). La mayoría de los retornos de los riegos superficiales, por su propia situación en las riberas de los ríos, retornan al curso superficial mientras que los retornos de los regadíos subterráneos se reincorporan íntegramente al sistema acuífero. Se estima que para la media de los consumos del período

2000/05 el volumen de retornos de riego al acuífero sería de 46 hm³ mientras que para el año 2006/07, con una demanda bruta de 329 hm³, los retornos se situaron en 34 hm³.

Deben añadirse a los retornos agrícolas la parte que se infiltra del efluente de las EDAR (Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales) de los municipios de La Mancha Oriental, entre los que destaca el retorno de la EDAR de Albacete, en el que el efluente de esta EDAR se vierte al canal de M^a Cristina donde en parte es reutilizado por explotaciones cercanas a la instalación mientras que el resto infiltra en su totalidad a la masa de agua subterránea. El conjunto de retornos de EDAR que se infiltran en la masa de agua subterránea se estima de forma provisional en unos 14 hm³/año. (ETI)

Si los bombeos de agua subterránea se realizan en las proximidades de las captaciones se puede considerar a éstos como bombeos netos ya que los retornos de riego vuelven al acuífero de donde se extrajeron. Sin embargo, otra situación es la que se deriva de los cultivos que se abastecen, por ejemplo desde 2001, (por sustitución de bombeos), con aguas superficiales procedentes de fuera del sistema de la Mancha Oriental. En este caso sí que resulta necesario establecer el volumen que ingresa al acuífero como una nueva fuente de recarga. A partir de los datos suministrados por la JCRMO relativos a los volúmenes de sustitución de bombeo se les ha aplicado una eficiencia de entre el 80 y el 90 %. Los retornos al acuífero en las zonas de sustitución se han considerado como una recarga adicional que se produce los meses de bombeo (Modelo de flujo subterráneo de los acuíferos de la Mancha Oriental y sus relaciones con los ríos Júcar y Cabriel, UPV-UCLM)

Entradas laterales (hm³/año)

Es un caso muy parecido al de “Retornos por riego y urbanos”, ya que tenemos datos puntuales facilitados en el ETI pero no una serie histórica. Según el IGME (1980), en régimen natural existen unos aportes laterales desde otras masas de aguas subterráneas de entre 60–80 hm³/año.

Según el ETI, la masa de agua del acuífero de la Mancha Oriental recibe volúmenes por transferencias laterales de otras masas de agua contiguas cuyo nivel piezométrico se sitúa a mayor cota. Las simulaciones en régimen natural y alterado sitúan estas transferencias, respectivamente, en 46 hm³/año y 60 hm³/año a causa de la disminución de niveles en la masa de agua Mancha Oriental respecto las contiguas.

Como se puede apreciar los datos que se tienen son dispares, por lo que obtener una probabilidad que se acerque lo máximo posible a la realidad es una tarea compleja y que entraña cierta incertidumbre.

Finalmente hemos decidido que la distribución de probabilidad quede de la siguiente manera.

Hm³/año	Probabilidad
35-45	0.1
45-55	0.3
55-65	0.5
65-75	0.1

Tabla 24 Probabilidad de entradas laterales

Reducción de bombeos (hm³/año)

Esta variable ya fue nombrada en el apartado anterior sobre las políticas de gestión de la red, ya que es el resultado de sumar tres de esas políticas de gestión: “planes de explotación”, “sustitución de pozos” y “Compra de los derechos del agua”. Se trata de la cantidad total de volumen de bombeo ahorrado gracias a dichas políticas.

Extracción histórica de agua subterránea para agricultura. (hm³/año)

En la variable de “Extracción histórica de agua subterránea para agricultura”, se sacan las probabilidades de que se extraiga cierto volumen de agua, estudiando las series históricas de bombeos y comparándolo con los volúmenes de lluvia caídos esos años.

Total de agua subterránea para agricultura (hm³/año)

Se define el agua subterránea total dedicada a la agricultura, como el histórico de extracciones subterráneas (anterior variable) menos la “Reducción de bombeos” conseguida gracias a los planes de explotación. De esta manera hayamos el agua real que se extrae para riego. Datos obtenidos de las memorias anuales de la JCRMO:

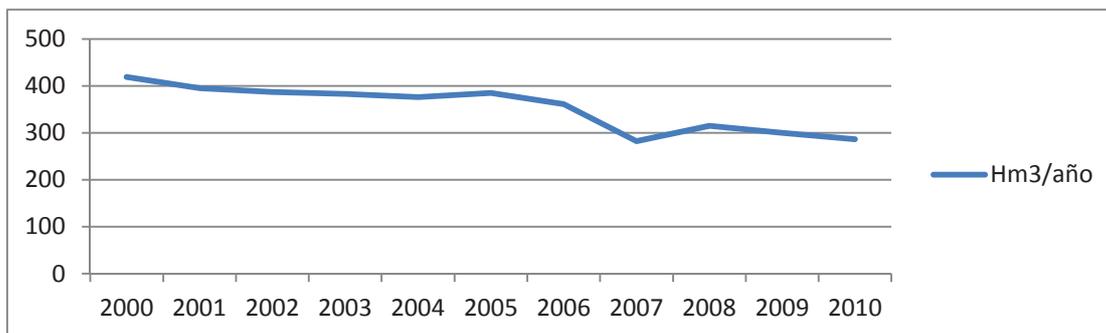


Figura 56 Agua subterránea aplicada para agricultura.

Entradas totales al acuífero (hm³/año)

Es el volumen de agua total que anualmente recarga el acuífero, independientemente de su procedencia.

Esta variable se deduce directamente de realizar la suma de sus variables “padre”: “Recarga por lluvia”, “Retornos por riego y urbanos” y “Entadas laterales”.

Salidas totales del acuífero (hm³/año)

Es el volumen de agua total que anualmente se extrae del acuífero. Por razones de simplicidad y claridad de los cálculos, hemos separado los “IN/OUT” en lugar de poner directamente un balance total.

Suministro urbano por aguas subterráneas (hm³/año)

En este caso se trata de bombeo para abastecimiento urbano de la ciudad de Albacete y el resto de municipios que obtienen el agua del acuífero de la Mancha Oriental.

Año hidrológico	Consumo recursos superficiales Albacete	Demanda Albacete	Demanda resto Mancha Oriental	Demanda total
2000/2001		14,03	17,28	31,3
2001/2002	1,3	14,24	17,43	31,66
2002/2003	8,3	14,52	17,56	32,08
2003/2004	16,36	14,69	17,74	32,43
2004/2005	15,76	14,93	17,99	32,93
2005/2006	14,88	15,15	18,13	33,27
2006/2007	16,54	15,42	18,23	33,66

2007/2008	15,7	15,65	18,51	34,16
------------------	------	-------	-------	-------

Tabla 25 Demandas de agua MO (ETI, 2009)

Como se puede observar en la tabla anterior, se aprecia que desde el año 2002, Albacete ya no se abastece con agua subterránea, ya que todo su consumo proviene de recursos superficiales, gracias a la sustitución en las fuentes. Por lo tanto hay que tener en cuenta que esa demanda total, no es una demanda total puramente subterránea (que es la que nos interesa), por lo que a la demanda total le restaremos la demanda de Albacete que es completamente superficial.

Así, la tabla de probabilidades queda de la siguiente manera

Hm³/año	Probabilidad
15-20	0.7
20-25	0.1
25-30	0.1
30-35	0.1

Tabla 26 Probabilidad de suministro urbano por aguas subterráneas

Balace total del acuífero (hm³/año)

Es el balance total anual de volumen de agua en el acuífero. Se obtiene con la diferencia entre “Entradas totales al acuífero” y “Salidas totales del acuífero”. Cabe destacar que, a diferencia de las otras variables hidrológicas, esta si puede tomar valores negativos, lo cual indicaría que se ha acabado el año hidrológico con un volumen menor en el acuífero que el inicial, ya que los “Output” superan los “Input”.

Variación de nivel de base (m)

Se trata de la variación en metros del nivel piezométrico del acuífero. Depende directamente del balance total del acuífero.

4.6 Variables hidroeconómicas.

Las variables hidroeconómicas se ven reflejadas en la parte derecha de la red bayesiana. Se explican a continuación.

Variable hidroeconómica	Variables intermedias afectadas
<i>Demanda de agua para agricultura tras la lluvia.</i>	Abstracción histórica de GW para agricultura.
<i>Coste energético del agua.</i>	Distribución de cultivos.
<i>Distribución de cultivos.</i>	Costes directos 1.
	Agua total aplicada para agricultura.
	Rendimiento de cultivos.
	Costes de maquinaria.
<i>Precios de mercado de los cultivos</i>	Costes de otros productos.
	Ganancia bruta.
<i>Precio de mercado de la energía</i>	Coste energético del agua.
<i>Coste de la intervención para la Administración.</i>	Ganancias no agrícolas.
<i>Agua total aplicada para agricultura</i>	Rendimiento de cultivos.
	Costes directos 1.
	Ganancias no agrícolas.
<i>Fertilizante aplicado.</i>	Costes directos 1.
	Rendimiento de cultivos.
	Concentraciones de nitratos.
<i>Rendimiento de cultivos</i>	Ganancia bruta.
<i>Beneficios brutos</i>	Margen neto de ganancias agrícolas.
<i>Otros costes</i>	Costes directos 2.
<i>Predisposición de cese de bombeo</i>	Es un "output" del sistema
<i>Costes de maquinaria (Mantenimiento, combustible)</i>	Costes directos 2.

Costes directos 1	Costes directos totales.
Costes directos 2	Costes directos totales.
Total de costes directos	Margen neto de ganancias agrícolas.
Beneficios no agrícolas	Predisposición de cese de bombeo.
Idoneidad de los cultivos	Distribución de cultivos.

Tabla 27 Variables hidroeconómicas

Demanda de agua para agricultura tras la lluvia ($hm^3/año$)

Agua requeridas para los cultivos tras contar con las aportaciones de la lluvia. Se ha contado con el histórico de precipitaciones de la última década, y la cantidad de agua para riego que se ha empleado cada año. De esta forma sacamos la relación “cantidad de lluvia/agua empleada para riego”, y hayamos la probabilidad de que con X lluvia, se empleen Z hm^3 de agua al año. Cabe destacar que se ha diferenciado entre cultivos de primavera, cultivos de verano, y mixtos para esta variable. En el siguiente gráfico se muestra como en los años en los que llueve más, se demanda menos agua para riego:

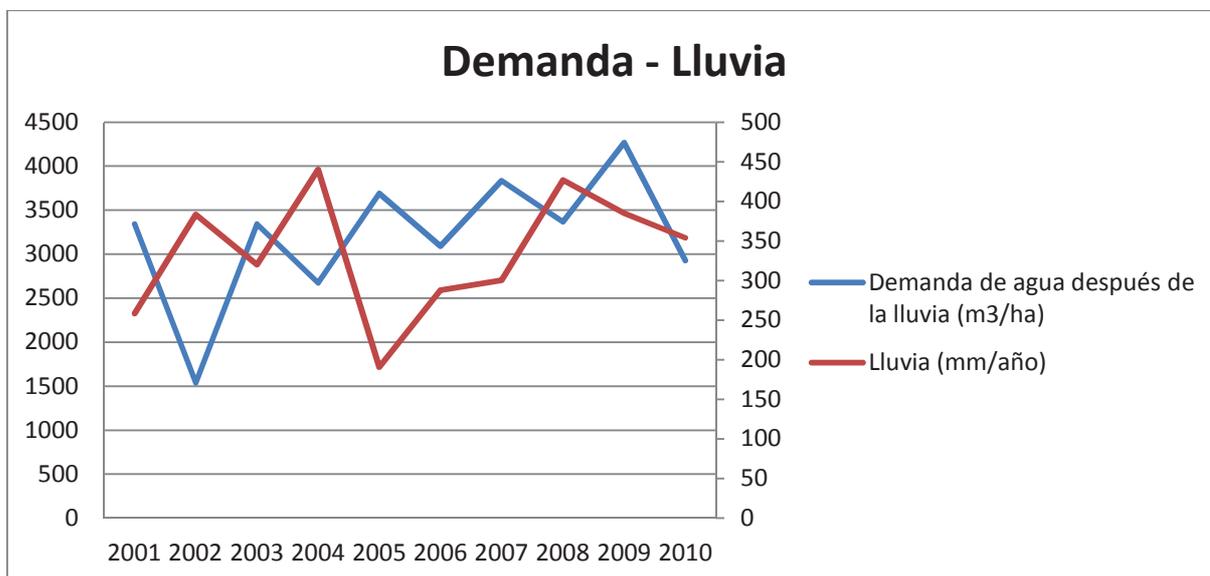


Figura 57 Relación entre demanda de agua para riego - Lluvia

Coste energético del agua ($€/m^3$)

Esta variable se define como la fijación de precios de electricidad en lo que respecta al costo del agua. Para ello, se ha tenido en cuenta que el precio promedio y la tendencia de los KW por hora. El incremento en el precio de electricidad en los últimos años ha llevado a

establecer diferentes medidas encaminadas a liberalizar el mercado eléctrico y reducir el control del gobierno. El sector más afectado han sido las comunidades pequeñas de regantes que tienen menos margen para asumir el incremento en el coste de obtención del agua. El precio medio agregado de la electricidad se ha estimado en 0,18 € / KW h. Finalmente, el coste total de agua relacionado con la energía se estima en 0,15 € / m³, considerando un consumo de energía promedio de 0,8176 kWh/m³

Distribución de cultivos. (Tipo de cultivo: Alfalfa, Maíz, Trigo, Cebada y Cebolla)

Se trata de la distribución de cada tipo de cultivo en % del total de superficie de cultivo. Para obtener esta variable debemos tener en cuenta muchos y distintos aspectos, como la idoneidad de plantar un tipo de cultivo u otro (“Idoneidad de cultivos”, se explicará más adelante), la disponibilidad de agua subterránea total para riego (a mayor disponibilidad de agua, se optará por cultivos más exigentes en su consumo), el coste energético del agua (cuanto más cara sea, más se penalizará el riego de cultivos muy exigentes) o ayudas de la PAC (Para los casos en los que los subsidios son bajos, la superficie de cultivo correspondiente a la cebolla y alfalfa en conjunto, se aumenta un 10%, ya que es más probable que se dé por sus necesidades intrínsecas de agua. Para los casos de grandes ayudas de la PAC, la superficie de cultivo correspondiente a trigo, maíz y cebada en conjunto, se aumentará un 10%, por el mismo motivo anterior).

Como se observa en el siguiente gráfico, que compara la evolución en los últimos años de la superficie de los principales cultivos de Mancha Oriental, aquellos de mayores necesidades de agua se han reducido a favor de otros de menor demanda hídrica. Por ejemplo, de las más de 40.000 ha de maíz de principios de la década de los 90 o las 14.000 ha de alfalfa del año 2000 se ha bajado a cifras que rondan las 10.000 y 5.000 ha respectivamente, incrementándose por su parte la superficie dedicada a cultivos de riego en primavera.

Precios de mercado de los cultivos.

Es el precio medio agregado de los cultivos más importantes en los últimos años (información obtenida del instituto técnico agronómico provincial de Albacete, ITAP). Con dichos precios, introducimos en la red la probabilidad de que se den unos márgenes de valor en el mercado (en €/Kg). Esto repercutirá directamente en las ganancias totales generadas por la agricultura, una vez que se coteje con los rendimientos de cada cultivo.

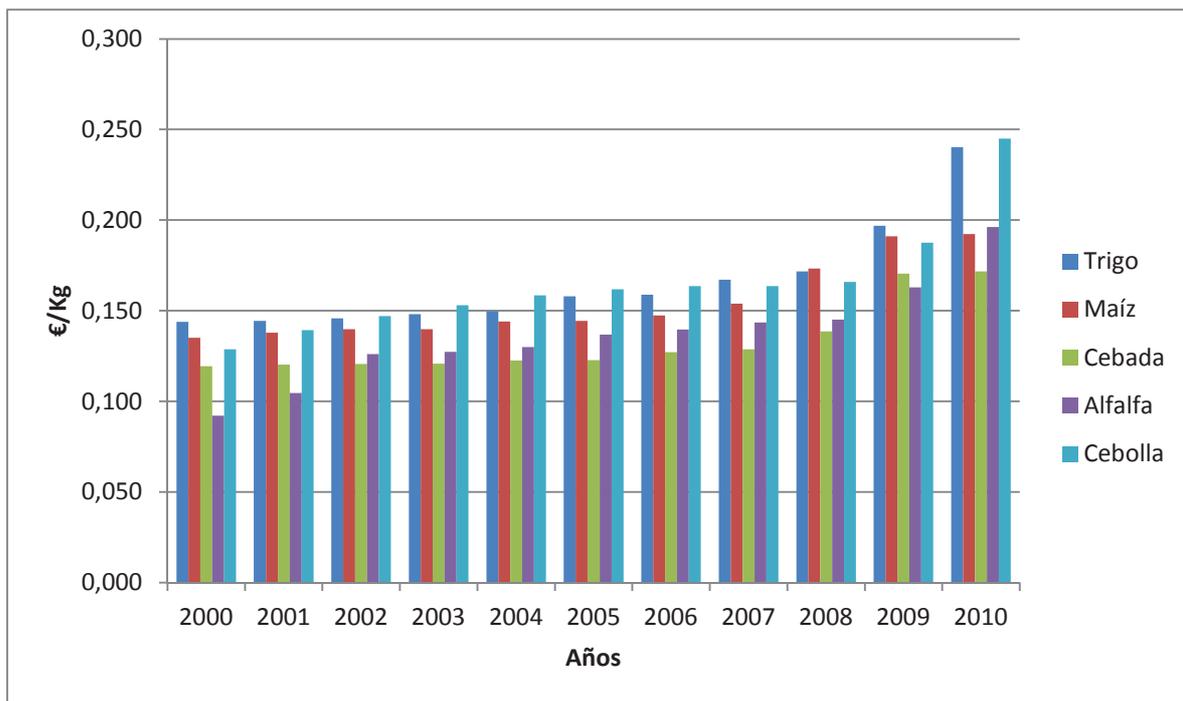


Figura 58 Distribución temporal del precio de los cultivos. Datos: ITAP.

Precio de mercado de la energía.

Tarifación eléctrica y repercusión que se deriva en los costes del agua. El incremento de los precios de la energía, está haciendo que el margen de beneficio para los agricultores sea cada vez menor. La tendencia ascendente de los precios y el hecho de tener que bombear desde profundidades mayores, contribuyen a que esto sea así.

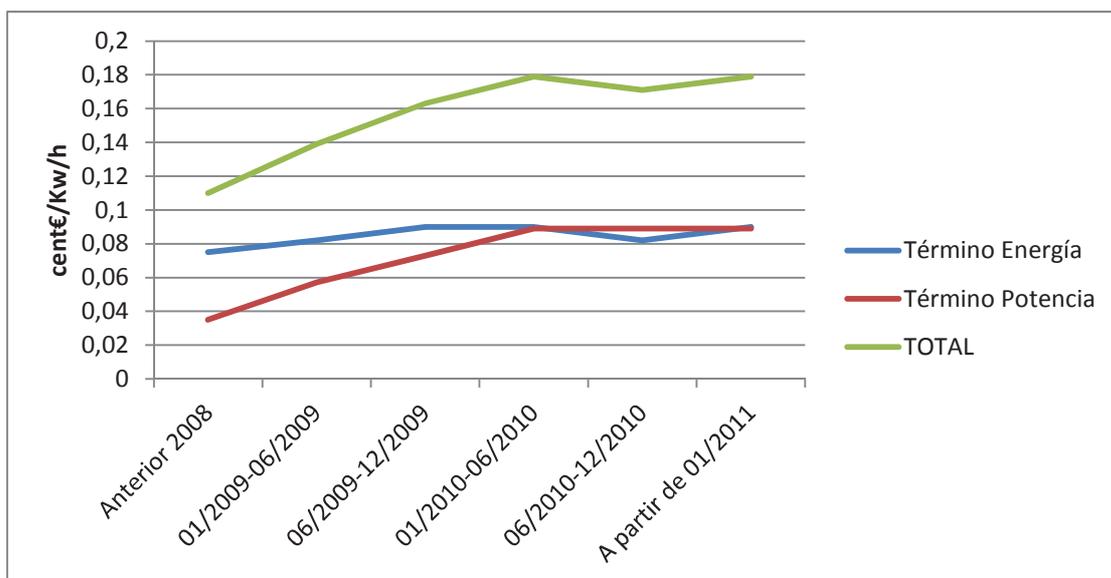


Figura 59 Evolución y estimación de los precios de la energía

Para acabar con el déficit de tarifa del sistema eléctrico será necesario aplicar subidas en la parte regulada de la Tarifa de Último Recurso (TUR) de la luz de cerca del 25% en 2012 y del 10% en 2013 (Andrea Brentan, consejero delegado Endesa, 2011). El valor en la red bayesiana se define como la suma de los términos de potencia y energía (memoria JCRMO, 2010). Nos centramos en los precios de valle y llano (porque en punta prácticamente no se bombea). Con estas estimaciones, la distribución de probabilidades queda de la siguiente forma:

Rango valores (€/Kwh)	PROBABILIDAD PRECIOS DE MERCADO DE LA ENERGIA
0-0.05	0.05
0.05-0.1	0.05
0.1-0.15	0.1
0.15-0.2	0.3
0.2-0.25	0.5

Tabla 28 Probabilidad de precios de mercado de la energía

ANÁLISIS DE LA EVOLUCION DE PRECIOS MERCADO ELECTRICO PERIODO 2008/2010

PERIODO DEL ANALISIS (PRECIO EN C€/Kwh)	CONTRATO	TERMINO DE POTENCIA (centimo €/Kwh y año)				TERMINO DE ENERGIA (centimo€/Kwh)			
		PUNTA	LLANO	VALLE	GLOBAL	PUNTA	LLANO	VALLE	
ANTERIOR A 1/1/2008	R1				7,166436	PRECIO EN C€/Kwh)	16,3906	8,8891	6,1127
DEL 1/1/2009 A 30/06/2009	< 450 KW TARIFA 3,1A	15,090975	9,306199	2,134018	26,531192	PRECIO EN C€/Kwh)	11,374	10,3074	7,211
						PEAJE	2,559100	2,276900	1,520100
						Aumento %			
							270,21		
						Aumento % TARIFA	-30,606567	15,955496	17,966619
DEL 30/06/2009 A 31/12/2009	< 450 KW TARIFA 3,1A	19,618268	12,098059	2,774223	34,49055	PRECIO EN C€/Kwh)	13,0969	11,3663	7,4067
						PEAJE	3,326800	2,960000	1,978100
						DIFERENCIA PEAJE 2008-2009	0,767700	0,683100	0,458000
						Aumento %	30,00	30,00	30,00
						Aumento % PEAJE 2008-2009	30,00	30,00	30,00
						Aumento % TARIFA	15,15	10,27	2,71
A PARTIR DE 1/1/2010	< 450 KW TARIFA 3,1A	23,541922	14,517671	3,329068	41,388661	PRECIO EN C€/Kwh)	13,0969	11,3663	7,4067
						PEAJE	3,992200	3,552000	2,173700
						DIFERENCIA PEAJE 2009-2010	0,665400	0,592000	0,197600
						Aumento %	20,00	20,00	20,00
						Aumento % PEAJE 2009-2010	20,00	20,00	10,00

Figura 60 Análisis de la evolución de precios del mercado eléctrico (JCRMO,2010)

Las propuestas de solución para este problema son (según el informe de Pedro Oliva para la JCRMO):

A corto plazo:

-Fomentar la liberalización real, efectiva y total de la energía: No es cierto que el sector eléctrico se encuentre realmente liberalizado, por lo menos en cuanto a la comercialización y distribución se refiere. Prueba de ello es que los regantes utilizan la energía cuando menos demanda existe; es decir, por la noche, sin luz solar ni viento, por lo que la incidencia negativa en el precio de las energías renovables debería ser mínima en nuestros recibos. También debería operar una verdadera liberalización de mercado en la compra de la energía cuya procedencia más interese en cada momento, facilitando por parte de la administración el acceso de los usuarios al mercado continuo de manera directa.

-Obligación de apertura de oficinas por parte de las compañías con trato directo y personalizado.

-Actualización de contadores y cobro por lecturas, evitando las situaciones transitorias que facultan a las compañías al cobro de cantidades en periodos caros que realmente no se han consumido.

-Modificación de impuestos, por ejemplo el IVA a tipos más bajos.

-Traslado a los Presupuestos Generales del Estado de la prima por energías renovables, así como del déficit tarifario reconocido a las compañías. Si la utilización obligatoria de renovables es una decisión del Estado, será éste quien tenga que soportar y repercutir en todos dicha decisión. Lo mismo sucede con el déficit tarifario que proviene de la regulación de precios a las eléctricas, que ha supuesto un beneficio general, no solo a los usuarios eléctricos de regadío.

A largo plazo:

Permitir el acceso de los regantes a la autogeneración mediante energías renovables, legislando para posibilitar tal acceso, como se ha hecho en Aragón y en otros países de la Unión, como Alemania.

Finalmente, con respecto al tema energético, se puede concluir que:

- Los incrementos de precios en las tarifas han supuesto un incremento real para los usuarios agrícolas de hasta un 100%, en muchos casos.

- Los usuarios de energía más afectados han sido los agricultores de regadío, y dentro de ellos los que venían realizando el manejo de su explotación con criterios de mayor eficiencia.

- No se puede trasladar al precio del producto, como en otros sectores económicos, este abusivo incremento en los costes de producción.

Para introducir esta variable en nuestra red bayesiana, debemos hallar la probabilidad de que se dé un precio (cent €/Kwh) dado, estudiando la evolución de estos en los últimos años.

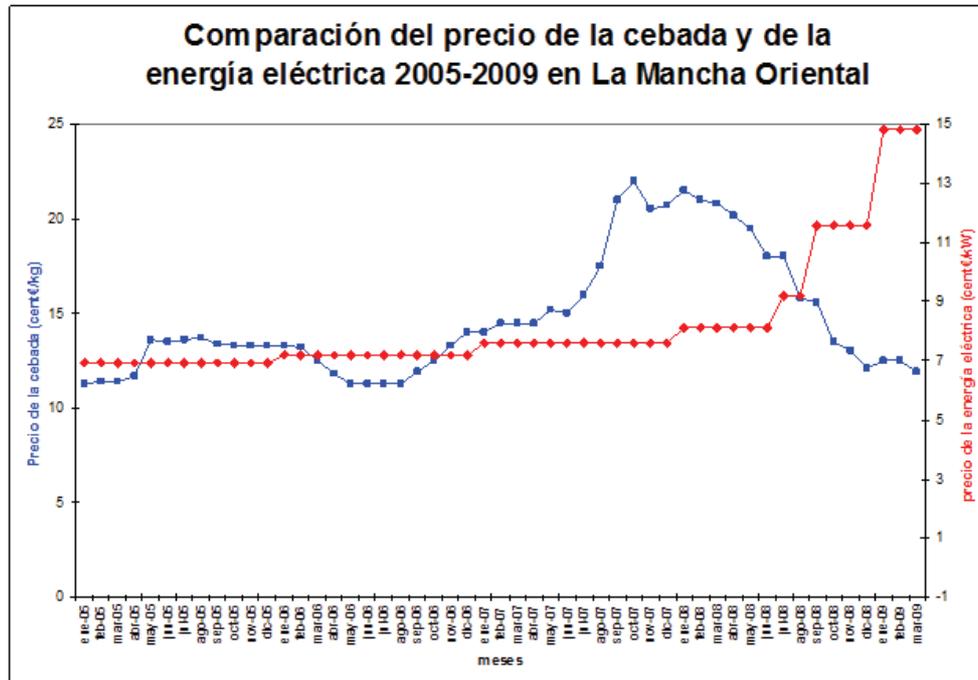


Figura 61 Comparación precio energía con precio del cultivo (JCRMO, 2009)

Coste de la intervención para la Administración. (10⁶€)

Es el capital invertido por la Administración para realizar una OPAD de agua (oferta pública de adquisición de derechos). Para introducir los datos se han tenido en cuenta las OPADs realizadas anteriormente, el agua que se ahorró y el coste en compra de derechos de agua que supuso para la Administración.

Aqua total aplicada para agricultura (m³/ha)

Es el agua total aplicada finalmente a los cultivos. Cabe destacar que esta variable no se ve afectada por la reducción de bombeos que producen las políticas de gestión, ya que el agua subterránea que se ahorra, se ve reemplazada por agua superficial para completar la necesidad de riego total de cada cultivo.

Fertilizante aplicado (Kg/ha)

Es la cantidad de fertilizante que se emplea. Depende del precio en € por Kg. y del cumplimiento de las tasas máximas de fertilizante (políticas de gestión ya explicadas).

Rendimiento de cultivos (Kg/ha)

Se trata del rendimiento de un cultivo. La producción que se consigue aplicando cierta cantidad de agua, tipo de cultivo plantado, cantidad de fertilizante empleado, etc... La relación para introducir esta variable se ha hallado del modelo hidroeconómico de la tesis de Peña-Haro. Por ejemplo para relacionar el rendimiento de los cultivos (dependiendo del tipo) con el agua que se aplica, estudiamos las siguientes gráficas:

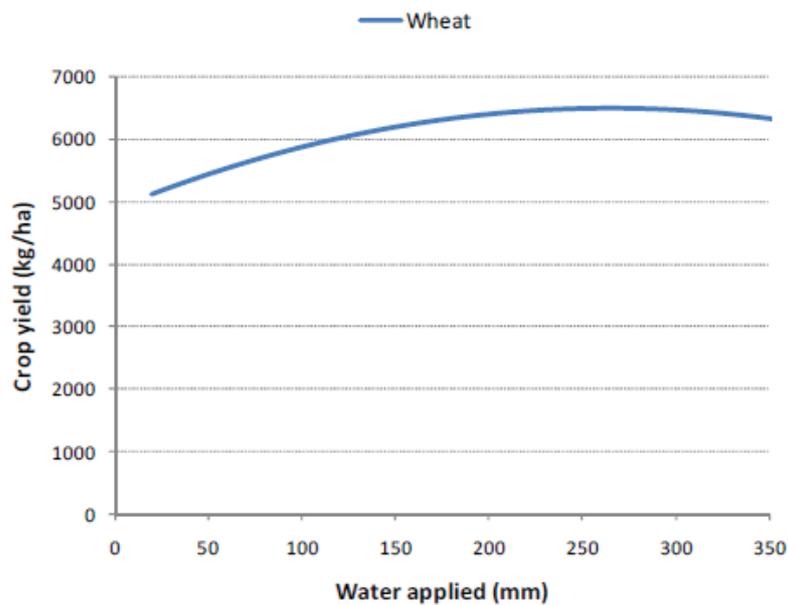


Figura 62 Relación agua aplicada - rendimiento de cultivo para trigo (Peña-Haro et al., 2009)

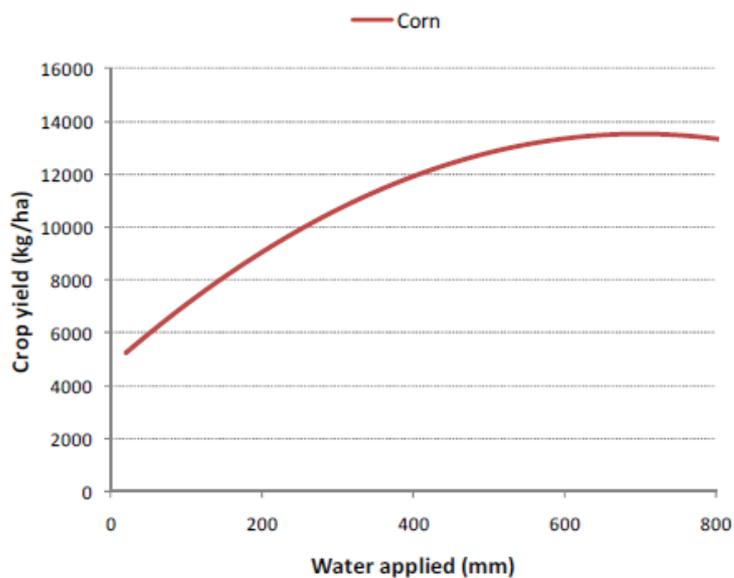


Figura 63 Relación agua aplicada - rendimiento de cultivo para maíz (Peña-Haro et al., 2009)

O para relacionar el rendimiento de los cultivos con el fertilizante que se utiliza, observamos las siguientes gráficas, dependiendo del tipo de cultivo:

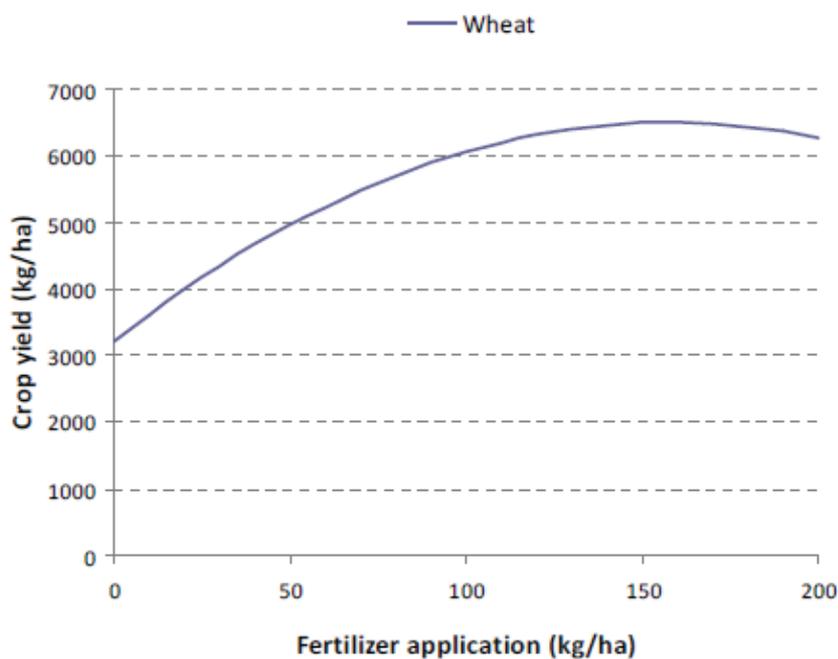


Figura 64 Relación fertilizante aplicado - rendimiento de cultivo para trigo (Peña-Haro et al., 2009)

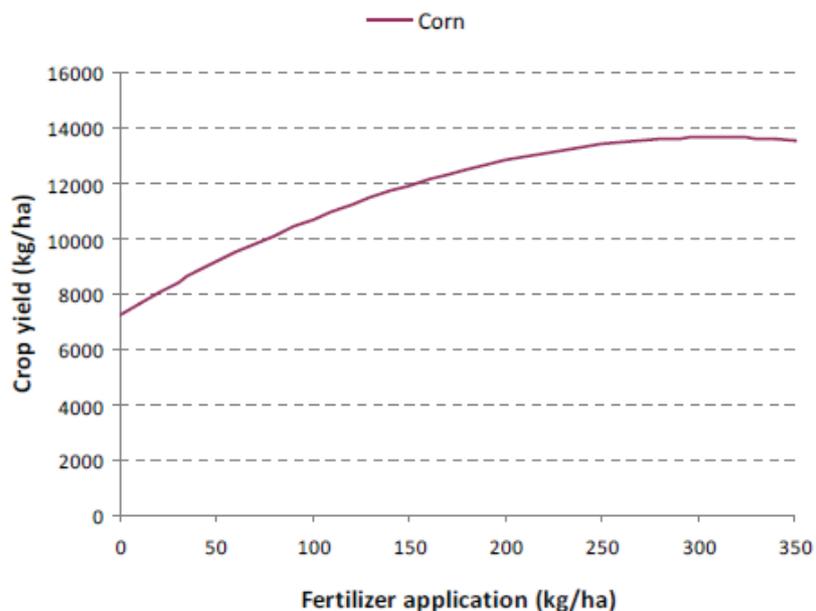


Figura 65 Relación fertilizante aplicado - rendimiento de cultivo para maíz (Peña-Haro et al., 2009)

Margen bruto de ganancias (€/ha)

Conociendo los rendimientos de cada cultivo y sus precios de mercado (política de gestión de precios de mercado), podemos obtener los beneficios por cada hectárea cultivada.

Otros costes (€/ha)

Gasto en plantas, semillas y fitosanitarios (insecticidas, herbicidas, etc...). Según la tesis de Salvado Peña, estos gastos se explican en la siguiente tabla:

	Trigo	Maíz	Cebada	Alfalfa	Cebolla
Plantas y semillas	0,016	0,008	0,015	0,001	0,008
Fitosanitarios	0,005	0,001	0,004	0	0,001
Otros productos	0	0,004	0	0,004	0,004
Subtotal (€/Kg)	0,021	0,013	0,019	0,005	0,013

Donde el subtotal en €/Kg se ha de multiplicar por el rendimiento de cada cultivo para hallar el gasto de estos productos:

		Trigo	Maíz	Cebada	Alfalfa	Cebolla
Gasto total		262,2	224,7	237,4	206,1	1190,7
(€/ha)						

Tabla 29 Coste de otros productos

Predisposición al cese del bombeo (si/no)

Es un output del sistema, y se define como la predisposición a dejar de bombear cierta cantidad de agua por parte de los agricultores, en función del valor de las OPAD financiadas por la Administración, así como el margen de ganancias netas en un año.

Costes de maquinaria (€/ha)

Son los costes que se derivan del uso de maquinaria para la agricultura. En el van incluidos el coste de la maquinaria en sí, mantenimiento, combustible...

	Trigo	Maíz	Cebada	Alfalfa	Cebolla
Mano de obra	0,01078	0,0034	0,01177	0,00952	0
Combustible	0,00486	0,00114	0,00477	0,00176	0,00039
Mantenimiento	0,00273	0,00076	0,00273	0,00156	0,00019
Subtotal (€/Kg)	0,01837	0,0053	0,01926	0,01283	0,0058

Como hemos hecho antes, basta con multiplicar estos subtotales por el rendimiento de cada cultivo (Kg/ha) para hallar es coste total debido a los gastos de maquinaria para cada cultivo.

	Trigo	Maíz	Cebada	Alfalfa	Cebolla
Total costes maquinaria	119,4	73,4	116,2	199,4	42,6
(€/ha)					

Tabla 30 Total costes maquinaria.

Costes directos 1 (€/ha)

En "Costes directos 1" se contempla por una parte el precio del fertilizante y por otra el precio del agua, por lo que está afectado por 4 variables: el precio del fertilizante y el fertilizante aplicado, y el precio del agua y el agua aplicada.

Costes directos 2 (€/ha)

Se trata de la suma de las variables "Coste de maquinaria" y "otros costes", es decir, precio de la mano de obra, combustible, mantenimiento, semillas, productos fitosanitarios, etc...

Total de costes directos (€/ha)

Es la suma de los costes directos 1 y los costes directos 2.

Beneficios no agrícolas (€/ha)

Son las ganancias que le reporta al agricultor la venta de los derechos a bombear cierta cantidad de agua (debido a la compra de derechos, OPAD). Se ve también afectada por la extracción histórica de agua subterránea y el total de agua aplicada para agricultura con el fin de expresar los resultados en €/ha.

Idoneidad de los cultivos (Trigo, cebada, alfalfa, cebolla o maíz)

Definimos la variable de idoneidad de cultivos, como el producto del precio medio de un cultivo (referencia últimos 5 años) por el % área cultivada, dividido entre la varianza del precio del cultivo:

$$X_i = (m_i * \text{Salida}_i) / \delta_i \quad (\text{Salida}_i = \text{Área cultivo} / \text{Área total de regadío})$$

Sabiendo la superficie cultivada de cada tipo (cebada, trigo, maíz, alfalfa y cebolla), y conociendo la variación de los precios de los cultivos (apartado de variables hidroeconómicas, Precios de mercado de los cultivos):

Variable Indicador Cultivos "Idoneidad de cultivos"					
	Precio medio	Varianza	% Sup total	Xi	% Relativo
Cebada	149,6319	1181,244	0,12470	0,01580	0,17627596
Trigo	189,8746	1809,229	0,14800		0,17333125

Maiz	175,6055	1152,427	0,20820	0,01553	0,03173	0,35403592
Alfalfa	156,3681	741,9059	0,07400	0,01560	0,01560	0,17404952
Cebolla	142,161	761,3913	0,05870	0,01096	0,01096	0,12230735

Tabla 31 Variable idoneidad de cultivos

El % Relativo de la tabla nos indica el porcentaje de idoneidad de plantar cada tipo de cultivo. Se puede apreciar, por ejemplo, que es mucho más rentable plantar maíz (35,4%) que cebolla (12,2%).

4.7 Otras variables.

Variable	Variables intermedias afectadas
Lluvia	Recarga por lluvia. Demanda de agua para agricultura tras la lluvia.
Distribución histórica de los cultivos	Demanda de agua para agricultura tras la lluvia.
Concentraciones de nitratos	Es un "output" del sistema
Tiempo de recuperación	Concentraciones.
Tiempo de recuperación para humedales	Es un "output" del sistema
Relación río-acuífero	Es un "output" del sistema
Margen neto de ganancias agrícolas	Predisposición de cese de bombeo.

Tabla 32 Otras variables

Lluvia ($hm^3/año$)

Es la precipitación anual expresada en mm/año. Supone el mayor "input" para el balance del acuífero ya que repercute directamente en la variable "recarga por lluvia". Se ha cogido el histórico desde el año 1940 y se han sacado las probabilidades de que se dé un intervalo de lluvias u otro.

Hm ³ /año	Probabilidad
0-100	0
100-200	0.047094
200-300	0.285571
300-400	0.333667
400-500	0.238477
500-600	0.0951905

Tabla 33 Probabilidades de intervalos de lluvia anual

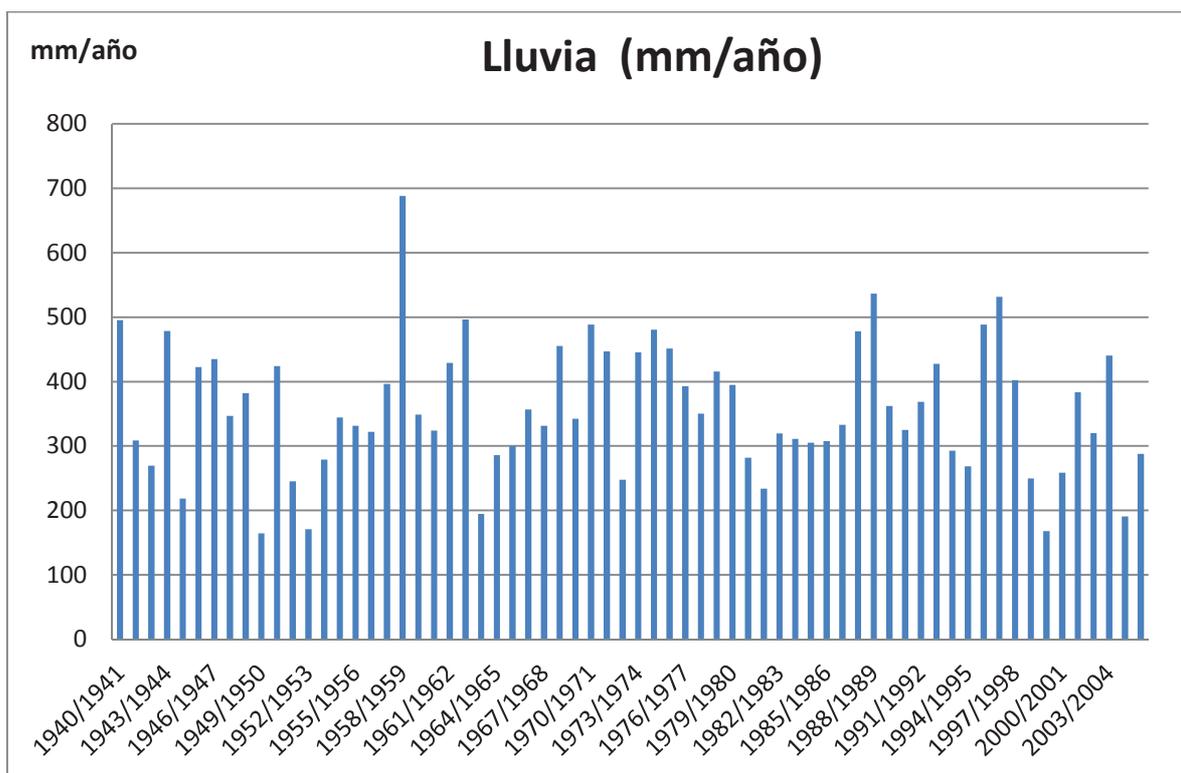


Figura 66 Gráfico histórico de lluvias (UPV-UCLM, 2008)

Distribución histórica de los cultivos (primavera, verano o primavera-verano)

La distribución histórica de los cultivos nos indica la probabilidad de que se realicen cultivos de primavera, verano o mixtos, lo cual (junto a la lluvia) influirá directamente sobre el agua anual que se demanda para riego. Los datos se han obtenido de las memorias anuales del ITAP y de la JCRMO, quedando las probabilidades de la siguiente manera:

Tipo de cosecha	Probabilidad
<i>Doble cosecha</i>	0.091
<i>Regadío de verano</i>	0.405
<i>Regadío de primavera</i>	0.504

Tabla 34 Probabilidad de tipo de cosecha

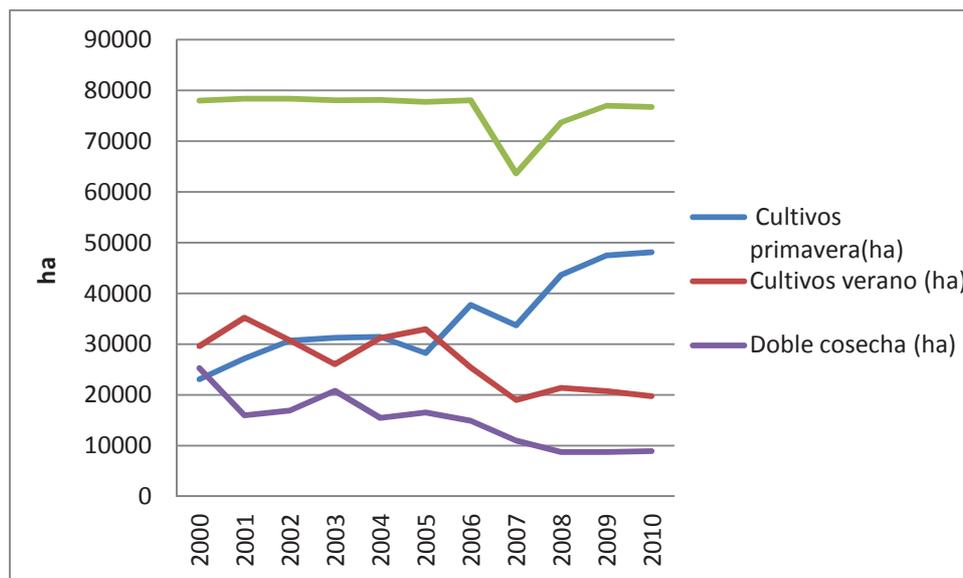


Figura 67 Distribución temporal de los cultivos (JCRMO,2011)

Concentraciones de nitratos (mg/l)

Es un “output” de la red que puede adquirir únicamente dos rangos de valores: 50 mg/l o más, o 50 mg/l o menos, es decir, indica si cumple/no cumple la normativa de concentración de nitratos. Depende directamente del tiempo de recuperación y de la cantidad de fertilizante aplicado.

Tiempo de recuperación (años)

Se define el tiempo de recuperación como la fecha para cumplir el estándar de calidad de no superar los 50 mg/l de concentración de nitratos. Se han tenido en cuenta intervalos de 6 años a partir del 2015 (dado que el primer plazo para cumplir el buen estado cualitativo de las aguas es en 2015, con una posible prórroga a 2021). De este modo una vez construida la red podremos, por ejemplo, simular un escenario que garantice el óptimo estado cualitativo para 2015, 2021, 2027...

Tiempo de recuperación para humedales (años)

Tiempo que se tardaría en recuperar el nivel de base variando la explotación (Nivel de Base medio de piezómetros representativos cerca del río, 650 m). (FUENTE: Modelo de flujo subterráneo de los acuíferos de la Mancha Oriental y sus relaciones con los ríos Júcar y Cabriel)

Relación río-acuífero (hm³/año)

En este output de la red se muestran las transferencias entre aguas superficiales y aguas subterráneas, en relación al porcentaje de tramo en el que el río es ganador/perdedor (-/+ hm³/año). La fuente de información es el modelo de flujo subterráneo de los acuíferos de la Mancha Oriental y sus relaciones con los ríos Júcar y Cabriel (Sahuquillo et al., 2008).

Margen neto de ganancias agrícolas (€/ha)

Son los beneficios anuales para los agricultores. Es el resultado de sumar al margen bruto de ganancias las subvenciones de la PAC (Política Agraria Común) y restarles los gastos derivados de la explotación agrícola.

CAPÍTULO 5: ESCENARIOS Y RESULTADOS DEL ACUÍFERO MANCHA ORIENTAL.

5.1 Definición de escenarios.

Escenario 1.1 **FUNCIONAMIENTO EN RÉGIMEN NORMAL (FRN)**: Este escenario representa la situación natural teniendo en cuenta los promedios históricos en lo que a la gestión del sistema acuífero de la Mancha Oriental respecta. Este escenario representa la línea de base y referencia para los demás escenarios. La comparación de los demás escenarios con este primero, se considerará como el impacto de cada escenario.

Escenario 1.2 **FRN 2000-2010**: se define igual que el escenario 1.1 con la excepción de que se tiene en cuenta únicamente un histórico de lluvias de los últimos 10 años, en lugar del habitual histórico desde los años 40. Ofrece unos resultados más acordes con la situación hídrica actual.

Escenario 2. **MAXIMIZACIÓN DEL MARGEN NETO DE BENEFICIOS AGRÍCOLAS**: se ha establecido este escenario, maximizando la distribución de probabilidad de la variable “Margen neto de ganancias agrícolas”. Se le ha asignado una probabilidad del 100% al rango de mayores beneficios (de 20000 a 30000 €/ha año). La capacidad de modificación de probabilidades de la red bayesiana nos permite establecer todo un nuevo rango de valores para cada variable en función de la modificada (en este caso los beneficios agrícolas).

Escenario 3. **MINIMIZACIÓN DEL MARGEN NETO DE BENEFICIOS AGRÍCOLAS**: se ha establecido este escenario, minimizando la distribución de probabilidad de la variable “Margen neto de ganancias agrícolas”. Se le ha asignado una probabilidad del 100% al rango de menores beneficios (de 0 a -4000 €/ha año), lo cual implicaría pérdidas económicas.

Escenario 4. **CUMPLIMIENTO DE LA NORMATIVA PARA NITRATOS**: este escenario se ha simulado considerando que se cumpla el buen estado químico de las aguas del acuífero. Esta simulación se ha realizado por las distintas “fechas límite” (2015, 2021, 2027, 2033, 2039 y 2045).

Escenario 5. **INTERACCIÓN RÍO-ACUÍFERO**: Este escenario se ha establecido, teniendo en cuenta el posible doble comportamiento del río. Río perdedor: esta situación implica un valor positivo (> 0), es decir, el río está cediendo agua al acuífero. Río ganador: esta

situación implica un valor negativo (<0), en este caso es el acuífero el que cede agua al río. Dentro de este escenario, se simularán maximizaciones y minimizaciones para el balance río-acuífero, viendo los efectos que se derivan.

5.2 Simulación de escenarios.

ESCENARIO 1.1 (FRN): para representar el funcionamiento en régimen normal del sistema, se han tenido en cuenta el histórico de precipitaciones en la zona desde el año 1940, por lo que el promedio histórico de lluvias se sitúa en $354.91 \text{ hm}^3/\text{año}$ y la distribución histórica de cultivos se ha estimado en 9.01% para dobles cosechas, 40.58% para cultivos de verano y 50.41% para cultivos de primavera. En lo que a datos meramente hidrológicos se trata, la recarga media debida a la lluvia en el acuífero es de $197.66 \text{ hm}^3/\text{año}$. Los retornos urbanos y por riego se cifran en $52 \text{ hm}^3/\text{año}$ y las entradas laterales al acuífero en $56 \text{ hm}^3/\text{año}$. Así pues, las entradas totales de agua anuales al acuífero se estiman en 305.66 hm^3 . Por la distribución histórica de cultivos calculada, se puede estimar que la demanda de agua tras la lluvia será de $353.49 \text{ hm}^3/\text{año}$ y el agua finalmente extraída del acuífero debería ser de $320.59 \text{ hm}^3/\text{año}$ (sin tener en cuenta las políticas de gestión). Las salidas netas de agua del acuífero se cifran en $293.17 \text{ hm}^3/\text{año}$, desglosadas en $21.25 \text{ hm}^3/\text{año}$ para suministro urbano y $271.87 \text{ hm}^3/\text{año}$ de agua bombeada destinada a la agricultura. La diferencia entre la cantidad de agua bombeada destinada a la agricultura y el agua que debería ser extraída del acuífero, se debe a la reducción en los bombeos gracias a las políticas de gestión, que se cifran en unos $50.39 \text{ hm}^3/\text{año}$, de los cuales $10.9 \text{ hm}^3/\text{año}$ se ahorran por los planes de explotación del acuífero, $11.88 \text{ hm}^3/\text{año}$ por la sustitución de pozos de bombeo y $27.5 \text{ hm}^3/\text{año}$ por las compras de los derechos del agua. La consecuencia de estas entradas/salidas del acuífero es un balance anual del mismo de $14.49 \text{ hm}^3/\text{año}$, es decir que el acuífero gana agua anualmente, y parte de ella proviene de la relación río-acuífero que se cifra en $28.02 \text{ hm}^3/\text{año}$ a favor del acuífero, lo que nos indica que en este funcionamiento en régimen normal, el río es perdedor. En función del balance del acuífero también podemos añadir que la variación de su nivel de base es de $+0.47 \text{ m/año}$ y que por tanto la recuperación de los humedales se estima en 9.22 años.

Analizando la parte hidroeconómica, el coste para la administración para llevar a cabo la política de gestión de la compra de los derechos del agua es de 5.5 millones de €, por lo que los ingresos no agrícolas se estiman en 105.51 €/ha . La distribución de cultivos calculada ha sido de 30.55% para el trigo, 29.47% para el maíz, 16.6% para la cebada, 12.35% para la alfalfa

y 11.03% para la cebolla, distribución que es posible calcular gracias a la variable de idoneidad de cultivos, cuya probabilidad queda así: 17.33% para el trigo, 35.41% para el maíz, 17.62% para la cebada, 17.4% para la alfalfa y 12.23% para la cebolla. Las ayudas de la PAC se estiman en 360 millones de €. En cuanto a la tarificación eléctrica se refiere, el precio del KWh se ha estimado en 0.18 € por lo que el coste del m³ de agua asciende a 0.15 €. Teniendo en cuenta el agua extraída y la distribución de cultivos, estimamos el total de agua aplicada para agricultura en unos 3505 m³/ha. La cantidad de fertilizante medio aplicado por hectárea es de 215.05 Kg y su precio es de 0.26 €/Kg por lo que los costes directos 1, que engloban electricidad y fertilizantes ascienden a 577.52 €/ha. Los costes de maquinaria son de 102.13 €/ha y los derivados por gastos en semillas, fitosanitarios etc... son de 281.79 €/ha. Esto hace que los costes directos 2 asciendan a 382.85 €/ha. Los costes directos totales son de 968.67 €/ha. El precio de mercado para los cultivos se ha calculado en 0.15 €/Kg y el rendimiento de los cultivos en 12906.24 Kg/ha, por lo que el margen bruto de ganancias es de 3025.34 €/ha. Así pues, teniendo en cuenta este último dato y los costes totales anteriormente detallados, se deduce un valor del margen neto de beneficios agrícolas de 2472.38 €/ha. Analizando este último valor y el de los ingresos no agrícolas por la venta de agua, se obtiene la predisposición al cese de bombeo, la cual se cifra en 0.24 (adimensional), que está por debajo de 1 lo cual quiere decir que los agricultores en este marco no estarían dispuestos a vender sus derechos de agua.

ESCENARIO 1.2 (FRN 2000-2010): para representar este escenario sólo tendremos en cuenta los datos de 2000 a 2010 en cuanto a lluvias es refiere, por lo que la recarga del acuífero debido a la lluvia también variará, adquiriendo un valor medio de 156.55 hm³/año frente a los 197.66 hm³/año del FRN. Así pues, las entradas totales de agua anuales al acuífero se estiman en 264.55 hm³. Por la distribución histórica de cultivos calculada, se puede estimar que la demanda de agua tras la lluvia será de 358.71 hm³/año. Las salidas netas de agua del acuífero se cifran en 295.56 hm³/año. La diferencia entre la cantidad de agua bombeada destina a la agricultura y el agua que debería ser extraída del acuífero, se debe a la reducción en los bombeos gracias a las políticas de gestión, que se cifran en unos 50.39 hm³/año, de los cuales 10.9 hm³/año se ahorran por los planes de explotación del acuífero, 11.88 hm³/año por la sustitución de pozos de bombeo y 27.5 hm³/año por las compras de los derechos del agua. La consecuencia de estas entradas/salidas del acuífero es un balance anual del mismo de -29.01 hm³/año, es decir que el acuífero pierde agua anualmente. La relación río-acuífero que se cifra en 33.78 hm³/año a favor del acuífero, lo que nos indica que en este régimen normal de los últimos 10años, el río es perdedor. En función del balance del acuífero también podemos

añadir que la variación de su nivel de base es de +0.05 m/año y que por tanto la recuperación de los humedales se estima en 9.74 años. Los resultados hidroeconómicos adquieren valores muy semejantes a los del escenario 1.1

ESCENARIO 2 (MAXIMIZACIÓN DEL MARGEN NETO DE BENEFICIOS AGRÍCOLAS): en este escenario forzamos al modelo al 100% de posibilidades de adquirir el mayor nivel de beneficios. Esto provoca que los valores, sobre todo los de la parte hidroeconómica cambien. En la zona hidrológica los resultados también varían, como por ejemplo el agua total extraída para riego ahora es de 291.69 hm³/año (en el escenario FRN era de 271.87 hm³/año), esto se explica porque para obtener mayor rendimiento de los cultivos y así mayores beneficios, se necesita extraer más cantidad de agua. La distribución de cultivos en este caso es de el 80.72% para la cebolla y 19.28% para la cebada. Otro aspecto a destacar, es que obviamente con este margen de ganancias los agricultores no estarán interesados en vender sus derechos de uso del agua, ya que no les hará falta. El balance del acuífero se convertirá en negativo, con un valor de -6.76 hm³/año, y la relación rio-acuífero ahora será de 31.07 hm³/año por lo que el río perderá más agua. El tiempo de recuperación para humedales también incrementará.

ESCENARIO 3 (MINIMIZACIÓN DEL MARGEN NETO DE BENEFICIOS AGRÍCOLAS): en este escenario forzamos al modelo al 100% de posibilidades de adquirir el menor nivel de beneficios. Obviamente esta medida no sería muy popular entre los agricultores. En la zona hidrológica los resultados varían, como por ejemplo el agua total extraída para riego ahora es de 283.83 hm³/año (en el escenario FRN era de 271.87 hm³/año), esto se explica porque para obtener mayor rendimiento de los cultivos y así mayores beneficios, se necesita extraer más cantidad de agua. La distribución de cultivos en este caso es 19.58% para el trigo, 42.37% para el maíz, 11.46% para la cebada, 22.34% para la alfalfa y 4.24% para la cebolla. En este escenario los agricultores estarían muy interesados en vender sus derechos de uso del agua. El balance del acuífero seguirá siendo positivo pero con un valor de 1.47 hm³/año, y la relación rio-acuífero ahora será de 28.84 hm³/año por lo que el río perderá agua.

ESCENARIO 4 (NITRATOS): en la siguiente tabla se muestra como varían los factores más representativos al ir cambiando el escenario límite para la recuperación del buen estado cualitativo del acuífero. Para ello vamos otorgando una probabilidad del 100% al año en el que se quiera que se cumpla el buen estado de las aguas y haciendo que la variable de cumplimiento de cuotas de nitratos sea “verdadero”.

	Ganancias	Fertilizante	Concentración
--	-----------	--------------	---------------

	netas (€/ha)	aplicado (Kg/ha)	de nitratos (mg/l)
2015	2492.51	212.14	49.85
2021	2492.51	212.14	36.32
2027	2492.51	212.14	34.77
2033	2490.48	213.19	34.83
2039	2478.81	214.14	34.77
2045	2476.88	214.46	30.6

Tabla 35 Resultados al variar la fecha de recuperación para nitratos

ESCENARIO 5.1 (INTERACCIÓN RÍO-ACUÍFERO, RÍO GANADOR): en este escenario se minimiza el valor de la variable relación río-acuífero ($-125 \text{ hm}^3/\text{año}$), de este modo indicamos que el acuífero está cediendo la mayor cantidad de agua posible al río, que se convierte en ganador. El efecto más impactante es el aumento en el balance del acuífero, que es de unos $850 \text{ hm}^3/\text{año}$, lo que provoca un aumento de niveles piezométricos de 3.6 m/año . De esta manera se conseguiría la recuperación de los humedales en 5.6 años. El agua total para agricultura se debe reducir de manera considerable para conseguir ese balance tan positivo, lo que provoca un descenso en el rendimiento de los cultivos (de 12906.24 Kg/ha a 6268.81 Kg/ha) y a su vez el margen de beneficios también se ve afectado (de 2472.38 €/ha a 2316.13 €/ha)

ESCENARIO 5.2 (INTERACCIÓN RÍO-ACUÍFERO, RÍO PERDEDOR): en este escenario se maximiza el valor de la variable relación río-acuífero ($175 \text{ hm}^3/\text{año}$), de este modo indicamos que el acuífero está ganando la mayor cantidad de agua posible del río. Sería un escenario característico de un año de sequía extrema. El efecto más impactante es el aumento del tiempo para la recuperación de humedales, que se estima en 13.95 años (en el FRN es de 9.22 años). El balance del acuífero es negativo, unos $-450 \text{ hm}^3/\text{año}$, lo que provoca un descenso de niveles piezométricos de 4.2 m/año . El agua total para agricultura aumenta de manera considerable (de $271.87 \text{ hm}^3/\text{año}$ a $350 \text{ hm}^3/\text{año}$), lo que provoca un incremento en el rendimiento de los cultivos (de 12906.24 Kg/ha a 16210.4 Kg/ha) y a su vez el margen de beneficios aumenta (de 2472.38 €/ha a 2616.41 €/ha).

TIEMPO RECUPERACIÓN	RELACIÓN RÍO-ACUÍFERO ($\text{Hm}^3/\text{año}$)

		HUMEDALES (AÑOS)											
		0-5	5-10	10-20	-200 -- 150	-150- -- 100	-100- -50	-50-0	0-50	50- 100	100- 150	150- 200	
ACUÍFERO DE LA MANCHA ORIENTAL	ESTADOS												
	1 FRN	3.3	71.5	25.1	0.0	0.0	0.0	14.0	67.1	17.8	1.1	0.0	
	1.2 FRN 2000-2010	2.05	66.65	31.30	0	0	0	9.05	65.8	23.7	1.45	0	
	2 MAX MARGEN BENEFIC.	2.8	68.9	28.4	0.0	0.0	0.0	11.7	66.0	20.9	1.4	0.0	
	3 MIN MARGEN BENEFIC.	2.98	69.97	27.06	0	0	0	12.55	66.51	19.64	1.3	0	
	4 CUMPLIMIENTO NITRATOS												
	2015	3.3	71.5	25.1	0.0	0.0	0.0	14.0	67.1	17.8	1.1	0.0	
	2021	3.3	71.5	25.1	0.0	0.0	0.0	14.0	67.1	17.8	1.1	0.0	
	2027	3.3	71.5	25.1	0.0	0.0	0.0	14.0	67.1	17.8	1.1	0.0	
	2033	3.3	71.5	25.1	0.0	0.0	0.0	14.0	67.1	17.8	1.1	0.0	
	2039	3.3	71.5	25.1	0.0	0.0	0.0	14.0	67.1	17.8	1.1	0.0	
	2045	3.3	71.5	25.1	0.0	0.0	0.0	14.0	67.1	17.8	1.1	0.0	
	5 INTERACCIÓN RÍO ACUÍFERO												
	Min	38.0	62.0	0.0	100.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Max	0.0	14.0	86.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100.0	

Tabla 36 Resultados determinísticos (1)

		MARGEN DE GANANCIAS AGRÍCOLAS (€/ha)						CONCENTRA T. NITRATOS (mg/l)		TIEMPO DE RECUPERACIÓN PARA NITRATOS (AÑOS)					
		- 4000-0	0-5000	5000-10000	10000-15000	15000-20000	20000-30000	0-50	50-100	2015	2021	2027	2033	2039	2045
ACUÍFERO DE LA MANCHA ORIENTAL	ESTADOS														
	1 FRN	11.1	81.4	5.52	1.73	0.16	0.01	27.17	72.83	16.7	16.7	16.7	16.7	16.7	16.7
	1.2 FRN 2000-10	11.24	81.19	5.62	1.78	0.16	0	27.17	72.83	16.7	16.7	16.7	16.7	16.7	16.7

2 MAX MARGEN BENEFIC.						100	39.42	60.58	15.5	15.5	15.5	19.0	17.8	16.6
3MIN MARGEN BENEFIC.	100						27.22	72.78	16.65	16.65	16.65	16.67	16.69	16.69
4 CUMPLIMIENTO NITRATOS														
2015	11.1	81.4	5.5	1.7	0.2	0.0	0.8	99.2	100.0	0.0	0.0	0.0	0	0
2021	11.1	81.4	5.5	1.7	0.2	0.0	54.8	45.2	0.0	100.0	0.0	0.0	0	0
2027	11.1	81.4	5.5	1.7	0.2	0.0	61.0	39.0	0.0	0.0	100.0	0.0	0	0
2033	11.1	81.4	5.5	1.7	0.2	0.0	60.8	39.2	0.0	0.0	0.0	100.0	0	0
2039	11.1	81.4	5.5	1.7	0.2	0.0	61.0	39.0	0.0	0.0	0.0	0.0	100	0
2045	11.1	81.4	5.5	1.7	0.2	0.0	77.6	22.4	0.0	0.0	0.0	0.0	0	100
5 INTERACCIÓN RÍO ACUÍFERO														
Min	6.2	92.1	1.6	0.1	0.0	0.0	27.2	72.8	16.7	16.7	16.7	16.7	16.7	16.7
Max	13.3	75.7	8.0	2.8	0.3	0.0	27.2	72.8	16.7	16.7	16.7	16.7	16.7	16.7

Tabla 37 Resultados determinísticos (2)

Una vez simulados los escenarios, se ofrecen diferentes gráficas con los resultados más significativos. En la primera gráfica vemos como varía en tiempo de recuperación para los humedales. Prácticamente todos los estados tienen el valor del FRN, excepto cuando el río es muy ganador que se reduce el tiempo (al forzar que el río sea ganador estamos suponiendo que el balance del acuífero es muy positivo y por tanto los niveles de recuperación se alcanzan antes) y cuando el río es muy perdedor (lo contrario).

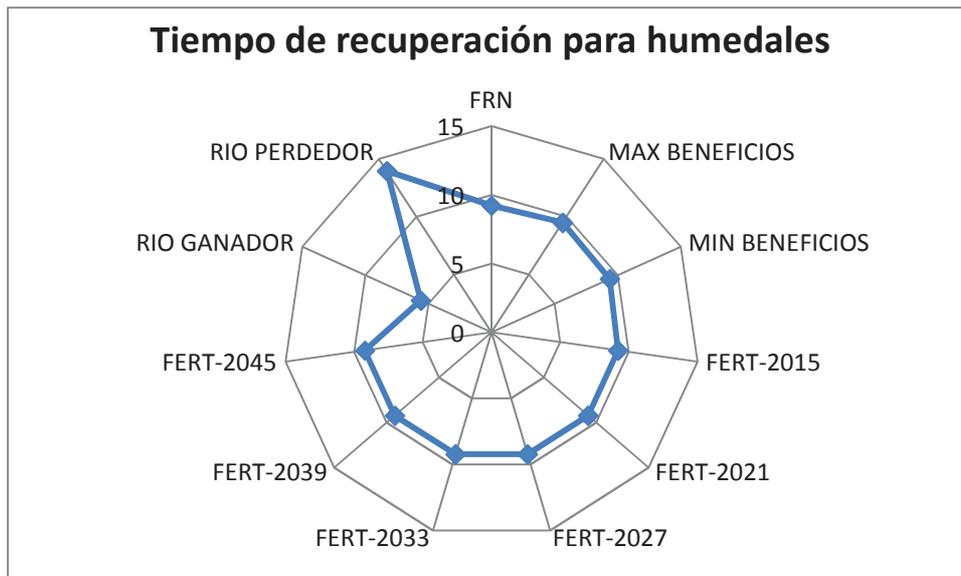


Figura 68 Tiempo de recuperación para humedales con los distintos escenarios, resultados determinísticos.

Excepto cuando forzamos al sistema a maximizar beneficios (obviamente adquiere valores muy altos), el resto de escenarios nos ofrecen un margen neto de beneficios muy similar.

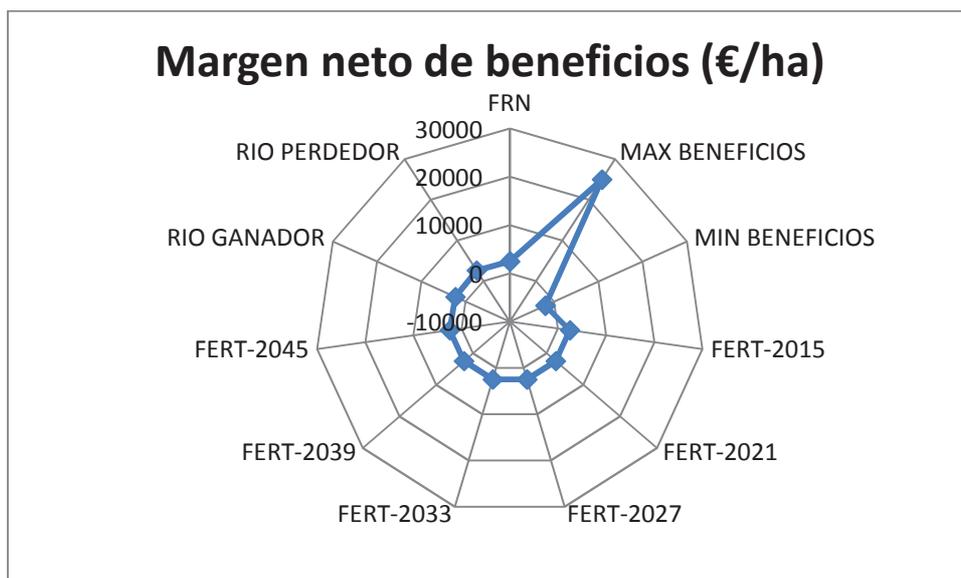


Figura 69 Margen neto de beneficios con los distintos escenarios, resultados determinísticos.

En el siguiente gráfico se muestra cómo para maximizar beneficios, el rendimiento de los cultivos debería ser altísimo. Cuando el río es perdedor, se cede más agua al acuífero por lo que se dispone de más agua para bombear, lo que provoca también un incremento de los rendimientos (al contrario que cuando el río es ganador).

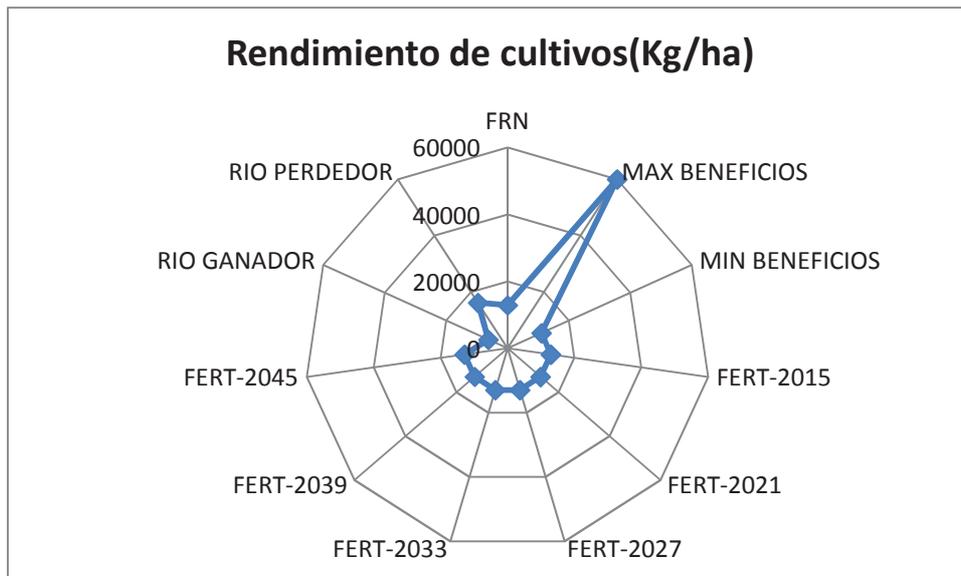


Figura 70 Rendimiento de cultivos con los distintos escenarios, resultados determinísticos.

En la gráfica del balance del acuífero, se muestra como siendo el río perdedor (el acuífero adquiere toda el agua posible) el balance del acuífero es negativo, mientras que si es ganador el acuífero le está cediendo mucha agua, lo que conlleva que el acuífero tenga un balance muy positivo.

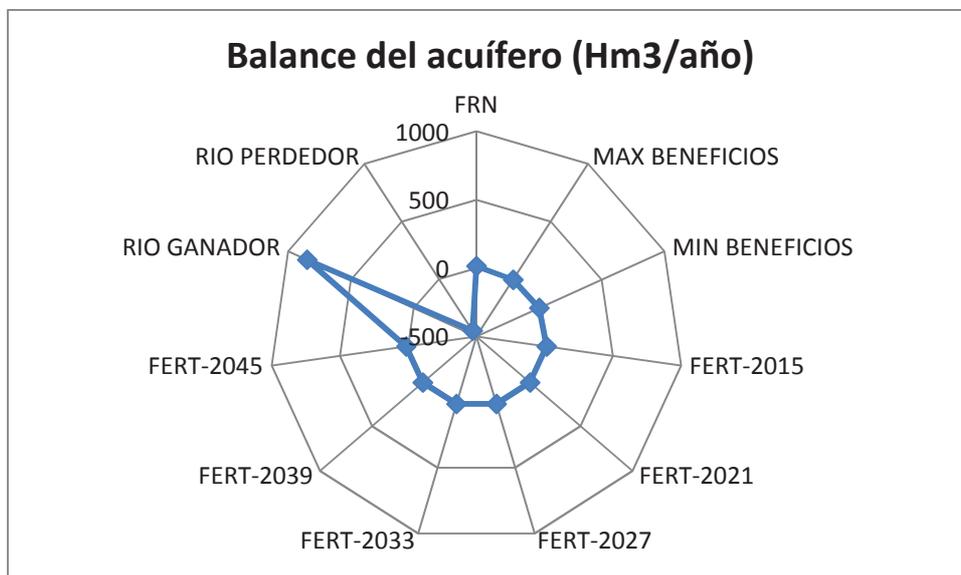


Figura 71 Balance del acuífero con los distintos escenarios, resultados determinísticos.

La transferencia de agua entre el río y el acuífero adquiere un valor medio de unos 28 Hm³/año para todos los escenarios excepto en los casos de maximización de beneficios que aumenta hasta 31.1 Hm³/año, que se debe a la mayor extracción de agua para riegos y por tanto mayor cantidad de agua que el río cede al acuífero.

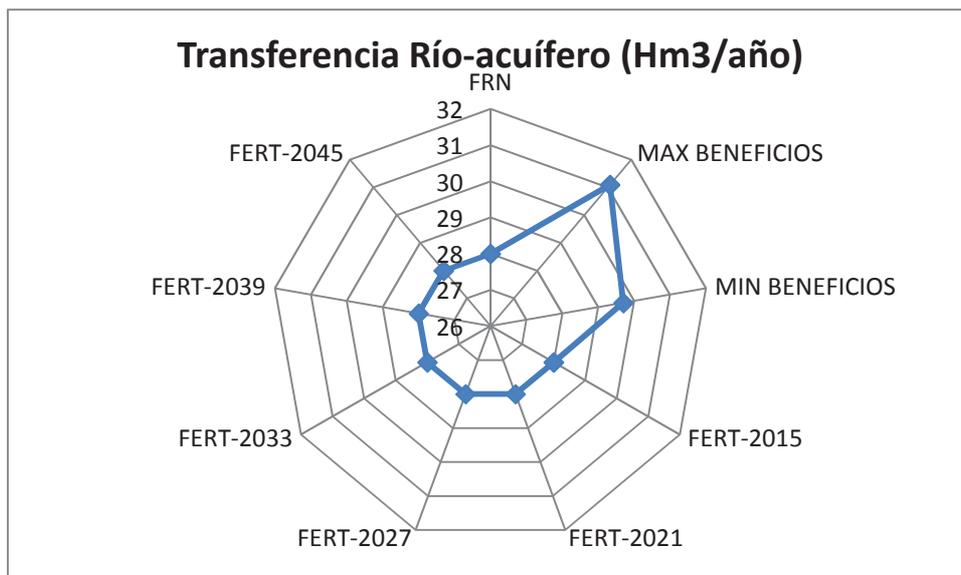


Figura 72 Transferencia río-acuífero con los distintos escenarios, resultados determinísticos.

En la siguiente gráfica se observa como la concentración de nitratos disminuye a medida que se avanza el horizonte de recuperación.

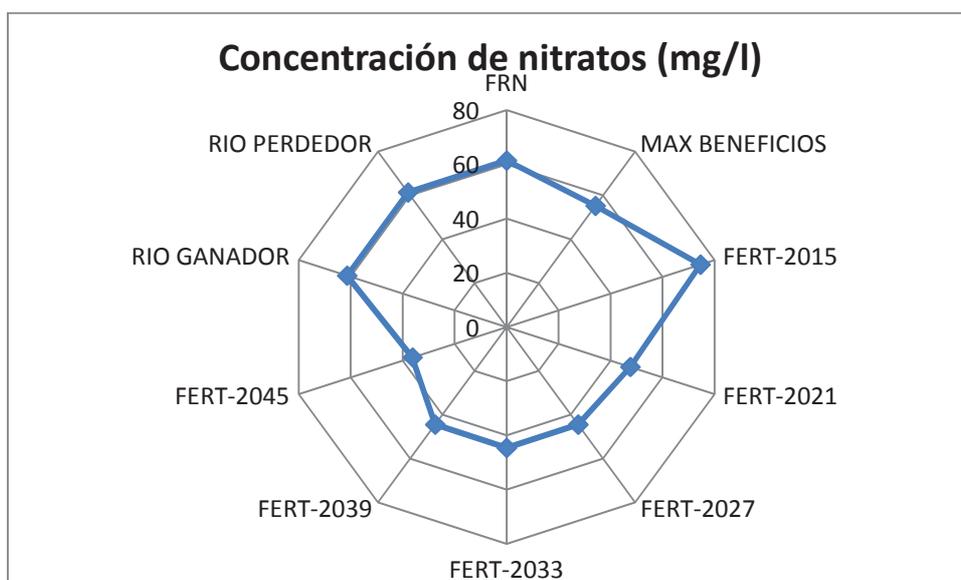


Figura 73 Concentración de nitratos para los distintos escenarios, resultados determinísticos.

5.3 Análisis de sensibilidad.

En la parte hidrológica de la red bayesiana la variable que más repercusión produce es la lluvia, dado que es el “input” que condiciona la recarga por lluvia, gran parte del balance del acuífero, la relación río-acuífero, la variación del nivel de base, etc... La reducción de bombeos debida a

las políticas de gestión también tiene un peso muy importante, dado que a medida que éstas políticas se recrudescen, se produce una disminución más que considerable en el gasto de agua, lo que conllevará a un balance en el acuífero más positivo. Obviamente la demanda de agua para agricultura también será un factor muy relevante a la hora de estudiar la zona hidrológica de la red bayesiana. En cuanto a las variables que menos afectan a los resultados hídricos son las entradas laterales al acuífero, el suministro urbano y la distribución histórica para cultivos, los dos primeros por su bajo valor son de poca relevancia (aunque siempre hay que tenerlos en cuenta) y el último porque no afecta muy significativamente a la demanda de agua para la agricultura.

Por otra parte tenemos la zona hidroeconómica de la red bayesiana, en la que las variables más relevantes serán la distribución de cultivos (al estar interrelacionada con muchas variables, cualquier cambio que se produce es significativo), los costes directos totales (que repercuten directamente en el margen neto de ganancias para los agricultores) y el rendimiento de los cultivos (que nos indica la cantidad de producto por hectárea que se produce). Las políticas de gestión hidroeconómicas, como el precio de los fertilizantes y las ayudas de la PAC, no tienen una gran repercusión sobre el resultado final de ganancias. Por otra parte, la idoneidad de los cultivos y los precios de mercado, serán las variables menos significativas de esta parte de la red (no por ello se pueden obviar).

CAPÍTULO 6: MODELO DE REDES BAYESIANAS DEL SISTEMA JÚCAR.

Como ya se ha explicado, una de las principales características de las Redes Bayesianas, es su capacidad para expandirse, dado que con las probabilidades asociadas a uno de los nodos, podemos referenciarlo a otros que formen parte de otro subgrupo. En la figura inferior se muestra un ejemplo de ésta propiedad de las redes bayesianas. Tenemos una primera red (izquierda) que relaciona una serie de variables meteorológicas con la probabilidad de que llueva o no. Cuando sabemos esa probabilidad, junto con la experiencia de la hora del día que sea y el cansancio acumulado (centro) podremos saber la probabilidad de que un sujeto dado salga a correr o no. Análogamente, si sale a correr, y sabiendo lo que haya comido y la edad (derecha), podremos hacernos una idea de las calorías que ha podido consumir un día dado.

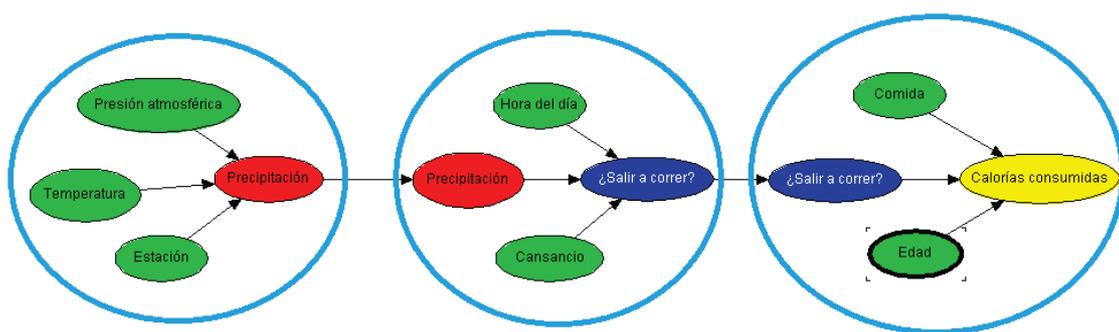


Figura 74 Ejemplo de expansión de una red bayesiana.

Lo que se quiere dar a entender en este ejemplo, es que la capacidad de expansión de una red bayesiana es prácticamente ilimitada, además de poder interrelacionar campos totalmente distintos. De esta forma se puede estudiar con más detalle ciertas partes de la red. En este trabajo, una vez estudiado el caso del acuífero de la Mancha Oriental, vamos a extender el modelo para analizar el sistema completo de la cuenca del río Júcar. Esto nos va a permitir

generar una serie de escenarios que abordan problemática de primer orden a día de hoy en la CHJ.

6.1 Simplificación del sistema Júcar.

Para representar el sistema del Júcar en una Red Bayesiana, primero debemos simplificarlo en un esquema más sencillo, para que su posterior estudio sea más inmediato. Ello no quiere decir que su complejidad natural no pudiese ser recogida en una Red Bayesiana.

Para esta simplificación, partimos del esquema desarrollado con SIMGES (Andreu et al., 1996) por el Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos del IIAMA y agrupamos demandas y aportaciones. Además, se recogen únicamente los embalses más representativos y que más influencia tienen en el resto del sistema. El modelo SIMGES es un modelo general para la simulación de la gestión de cuencas, o sistemas de recursos hídricos complejos, en los que se dispone de elementos de regulación o almacenamiento tanto superficiales como subterráneos, de captación, de transporte, de utilización y consumo, y de dispositivos de recarga artificial. La gestión de los recursos hidráulicos se efectúa mediante reglas de operación tendentes a mantener un nivel similar de llenado en los embalses a partir de unas curvas de zonado de embalse. Estas curvas son las reglas de explotación propiamente dichas y son suministradas por el usuario del modelo. Se admite la definición de caudales mínimos ecológicos, así como de diferentes prioridades de los usuarios para el aprovechamiento del agua.

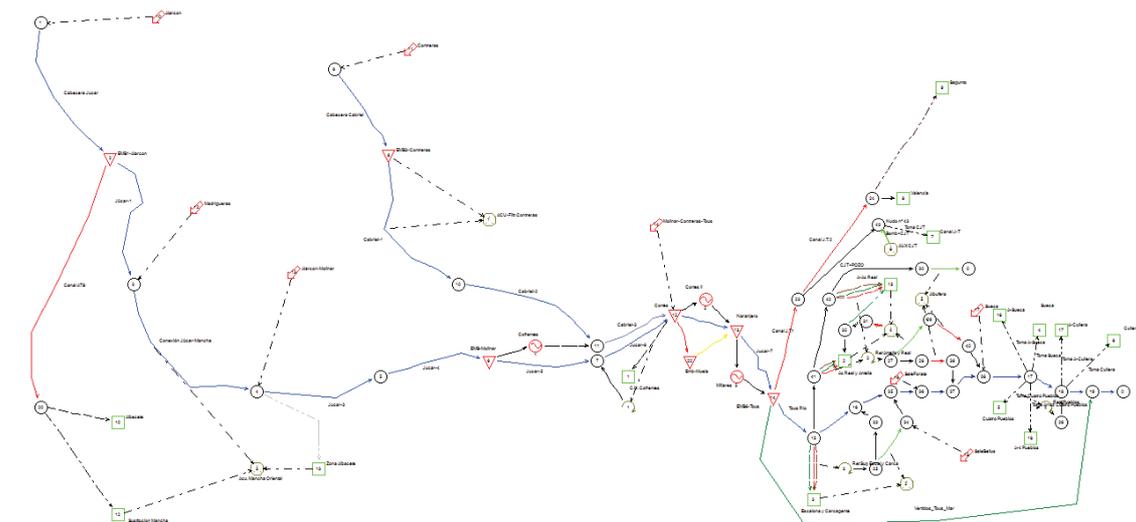


Figura 75 Esquema completo del sistema Júcar en Aqumatool (IIAMA, UPV).

La simulación y gestión del sistema superficial se efectúan mediante el uso de un algoritmo de optimización de redes de flujo conservativo. Dicho algoritmo se encarga de determinar el flujo

en el sistema tratando de satisfacer al máximo los objetivos múltiples de minimización de déficits y de máxima adaptación a las curvas de volúmenes objetivo de embalse y objetivos de producción hidroeléctrica. (Manual de usuario modelo SIMGES, de Simulación de la Gestión de Recursos Hídricos, incluyendo Utilización Conjunta, UPV)

Los resultados que arroja el modelo incluyen la evolución de todas las variables de interés a nivel mensual, a nivel anual, valores medios del período de simulación, así como garantías. Todo ello permite:

- Determinar las garantías que se obtienen para distintas hipótesis de infraestructura y de evolución de demandas, así como para distintas reglas de explotación de la cuenca.
- Determinación de reglas de explotación más adecuadas para unos niveles exigidos de garantías.
- Determinación de beneficios o perjuicios derivados de la alteración de prioridades de usos del agua.
- Determinación de capacidades de embalse, de conducciones, y de instalaciones de bombeo para unos niveles de demanda y de garantía dados

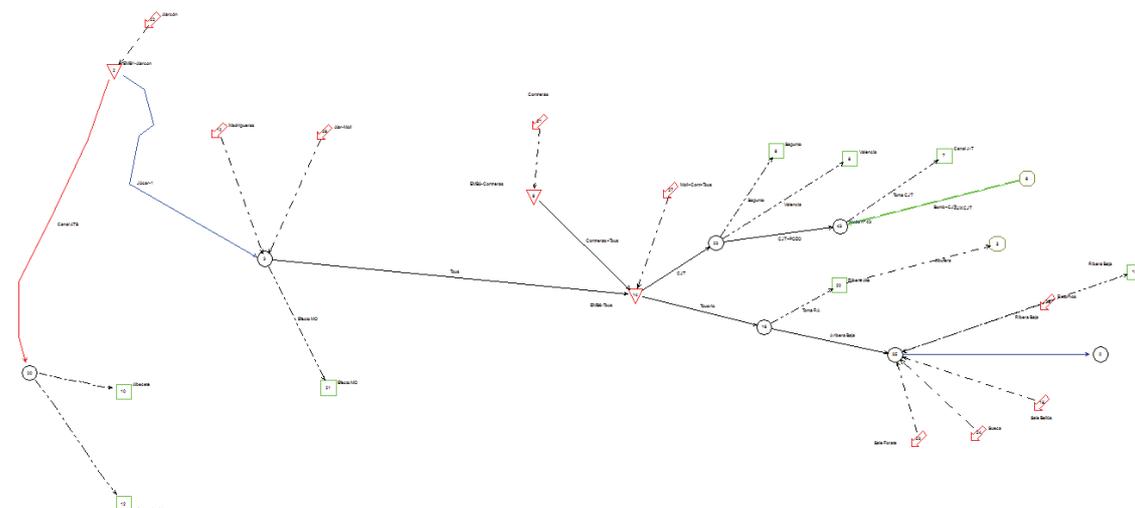


Figura 76 Simplificación del esquema en Aquatool (IIAMA, UPV).

En la simplificación que se ha llevado a cabo, se han agrupado algunas aportaciones (Alarcón-Molinar, Madrigueras, Sueca, Forata...) y demandas (Sueca, Cullera, cuatro pueblos...), y se han dejado solo los embalses más representativos (Alarcón, Contreras y Tous).

Para justificar esta simplificación, necesitamos compararla con el esquema completo. Para ello comparamos los caudales y las garantías que reciben la Ribera Alta y la Ribera Baja

calculándose la diferencia existente entre ambos; cuanto más bajo sea, mejor, ya que supondrá una menor diferencia entre esquema simplificado y completo.

	Simplificado con Q eco			Completo			% error Q.
	Q (Hm3/año)	Garantía Vol.(%)	Garantía Anual(%)	Q (Hm3/año)	Garantía Vol.(%)	Garantía Anual(%)	
Ribera Baja	276,87	99,24	95,65	277,3	99,410	98,651	-0,155
Ribera Alta	247,42	98,97	92,75	249,41	99,767	98,551	0,798

Tabla 38 Justificación de la simplificación con caudales y garantías a demandas.

Como se observa el error es muy bajo (inferior al 1%), lo que indica que la simplificación se ajusta al esquema completo. También se comparan los volúmenes en los tres embalses representativos, en el esquema completo, el simplificado, y el simplificado con un caudal ecológico.

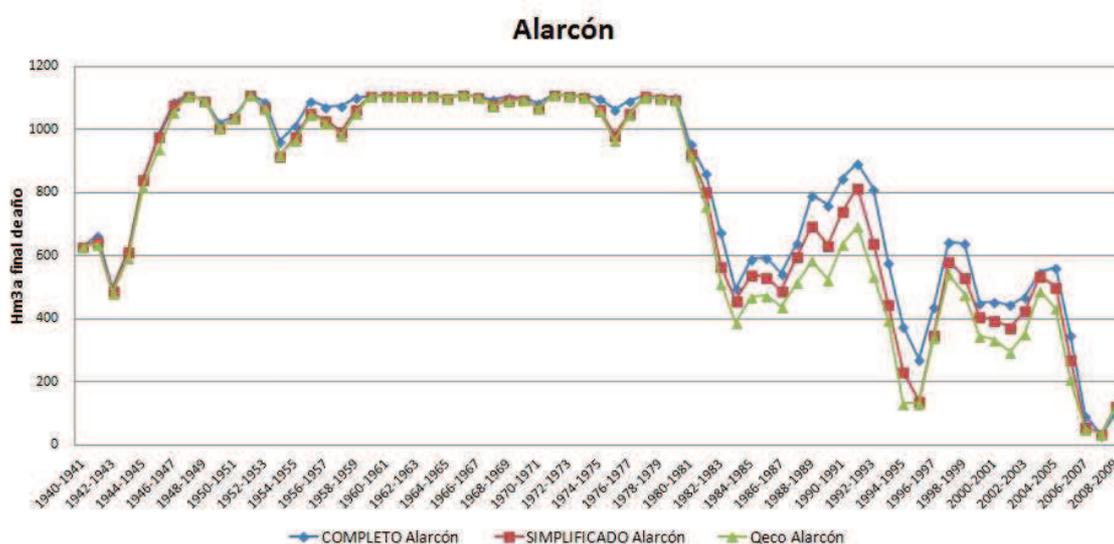


Figura 77 Volumen a final de año en Alarcón en los 3 esquemas.

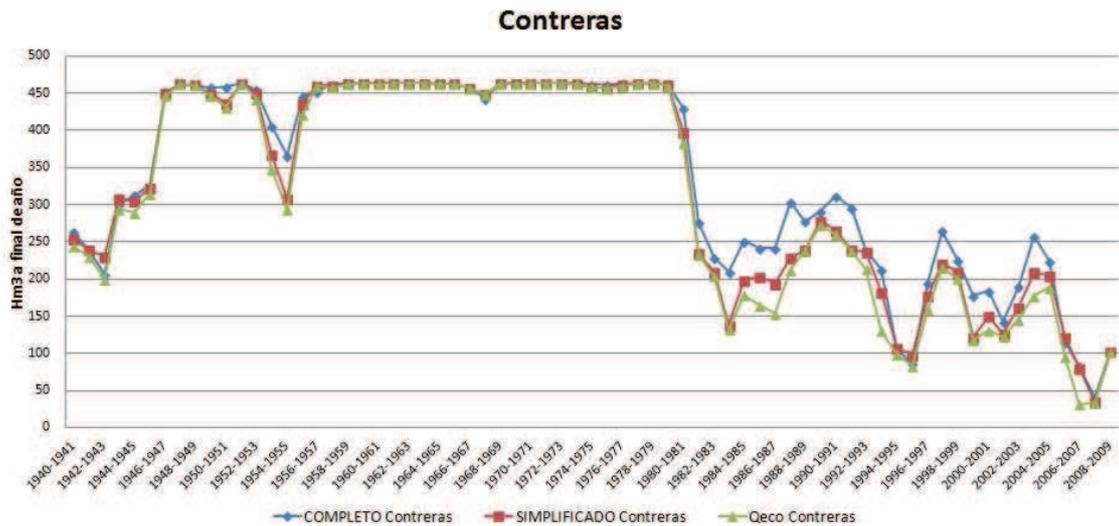


Figura 78 Volumen a final de año en Contreras en los 3 esquemas.

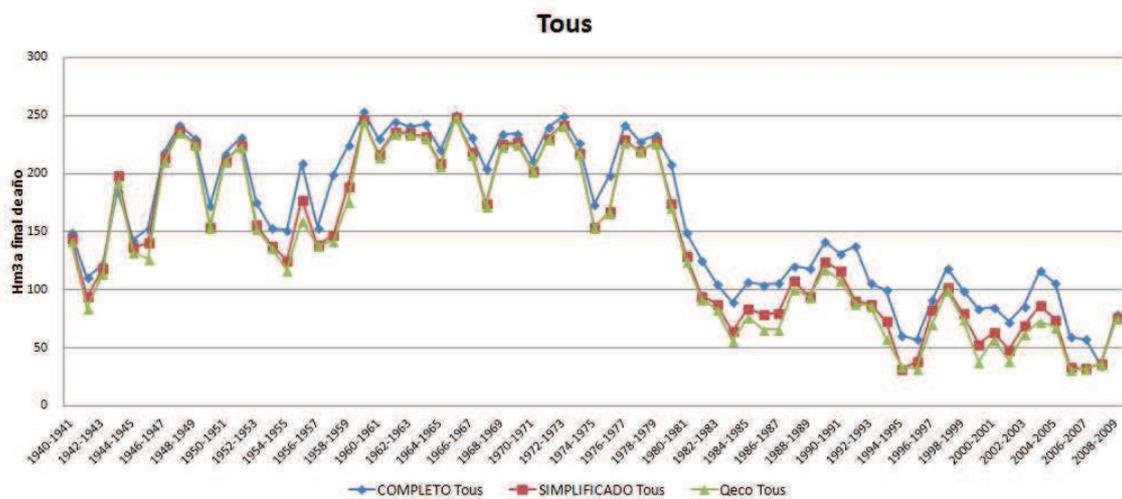


Figura 79 Volumen a final de año en Tous en los 3 esquemas.

Se observa que se acercan mucho los volúmenes en los embalses en los tres esquemas. Con todo ello aceptamos la simplificación que se ha hecho del sistema Júcar. A continuación se muestran en una ilustración los valores promedio para el esquema simplificado (En Hm3/año).

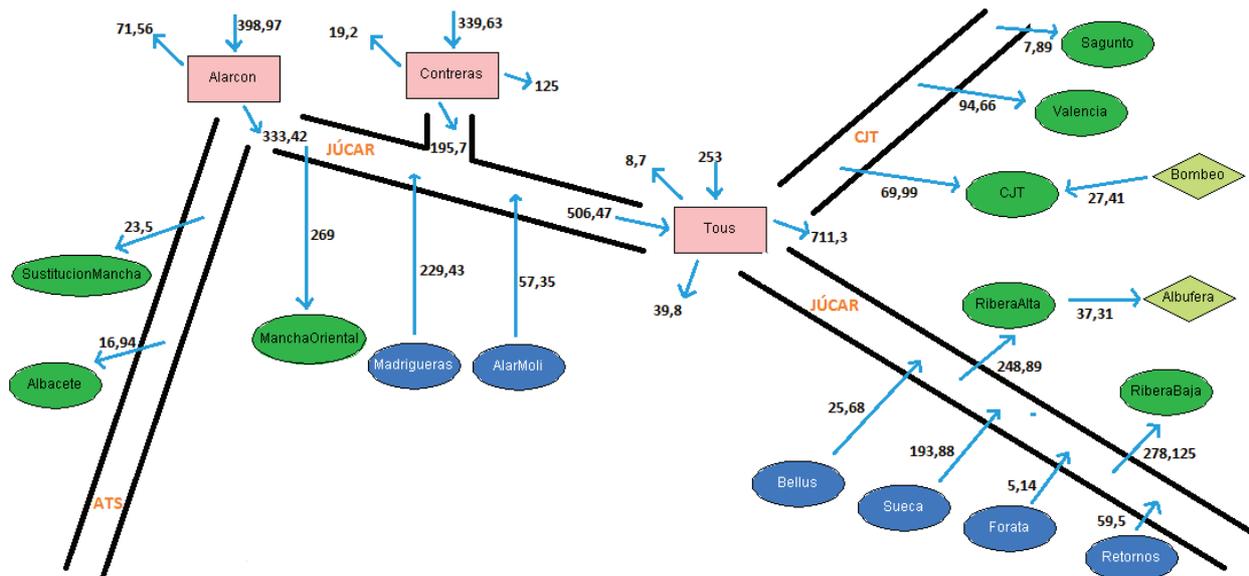


Figura 80 Valores promedio para el esquema simplificado (En Hm³/año).

Por ejemplo, en el embalse de Tous se tienen unas entradas promedio provenientes del río Júcar de 506´47 Hm³/año, unas entradas por el río Cabriel de 253 Hm³/año, una evaporación media de 8´7 Hm³/año, filtraciones por valor de 39´8 Hm³/año y unas sueltas medias de 711´3 Hm³/año.

6.2 Red bayesiana de la cuenca del Júcar.

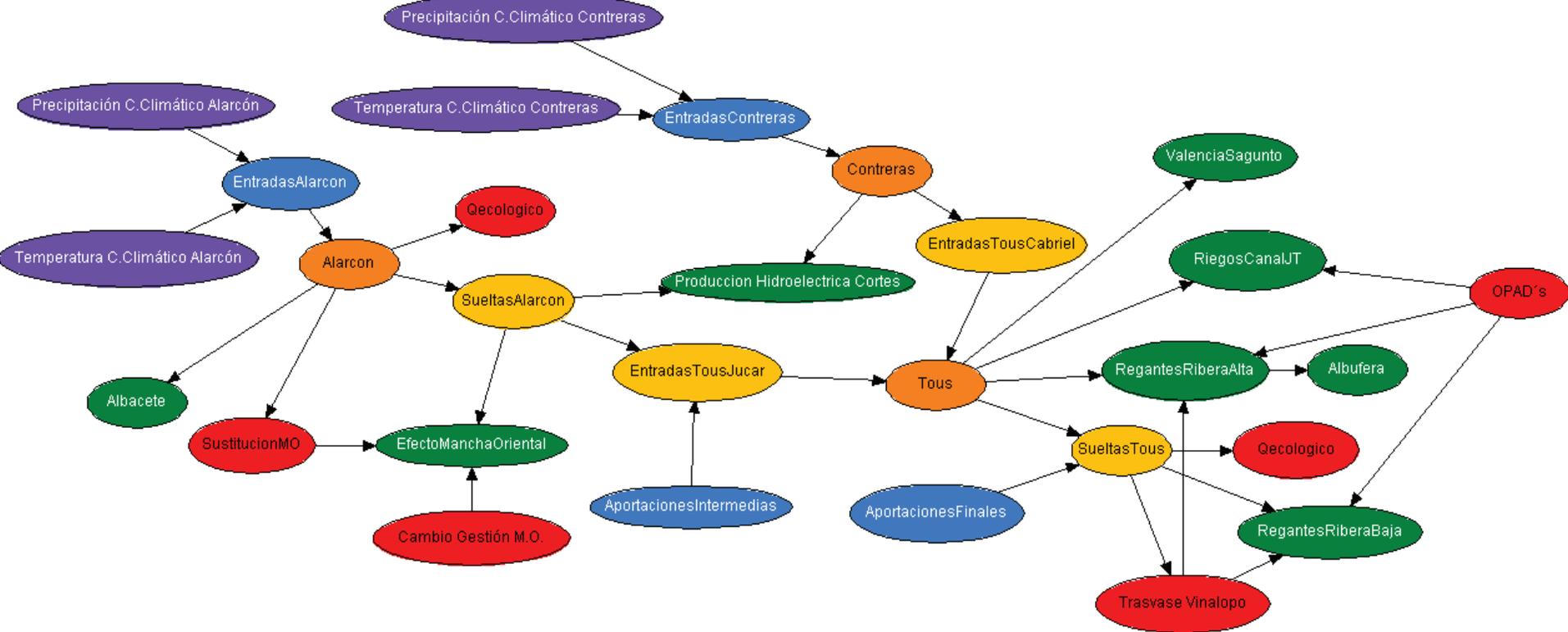


Figura 81 Red Bayesiana del sistema Júcar.

La red (en su forma básica) se conforma de 29 nodos, de los cuales 8 pertenecen al grupo de “Demandas”, otros 4 son de “Entradas”, hay 3 del grupo “Embalses” y otros 4 llamados “Nodos Intermedios”. Adicionalmente, para cada escenario que se plantee, la red podrá variar adaptándose a los cambios planteados (introducción de diversas políticas de gestión,...). Estas variaciones se introducen mediante las “Políticas de Gestión”, 6 nodos representados en color rojo en la red. Por último los nodos dedicados al cambio climático son 4 y están representados de color morado. A continuación se muestra la tabla de las variables al completo que conforman la red bayesiana del sistema Júcar.

Variable	Rango	Unidades	Tipo	Naturaleza	Función
Entradas Alarcón	100 - 1000	Hm ³ /año	Intervalo	Entradas	Input
Entradas Contreras	0 - 1000	Hm ³ /año	Intervalo	Entradas	Input
Alarcón	0 - 1150	Hm ³	Intervalo	Embalses	Intermedio
Contreras	0 - 600	Hm ³	Intervalo	Embalses	Intermedio
Albacete	16.94	Hm ³ /año	Valor Numérico	Demandas	Objetivo
Sustitución M.O.	10 - 25	Hm ³ /año	Intervalo	Políticas de gestión	Intermedio
Sueltas Alarcón	0 - 850	Hm ³ /año	Intervalo	Nodos Intermedios	Intermedio
Efecto Mancha Oriental	240 – 270	Hm ³ /año	Intervalo	Demandas	Objetivo
Cambio gestión M.O.	120; 180; 270.	Hm ³ /año	Valores Numéricos	Políticas de Gestión	Input
Precipitación C.Climático Alarcón	20-60	Mm/mes	Intervalo	Cambio Climático	Input
Temperatura C.Climático Alarcón	10-20	°C	Intervalo	Cambio Climático	Input
Precipitación C.Climático	20-60	Mm/mes	Intervalo	Cambio Climático	Input

Contreras					
Temperatura C.Climático Contreras	10-20	°C	Intervalo	Cambio Climático	Input
Entradas Tous Cabriel	50 - 700	Hm ³ /año	Intervalo	Nodos Intermedios	Intermedio
Entradas Tous Júcar	0 - 1600	Hm ³ /año	Intervalo	Nodos Intermedios	Intermedio
Producción Hidroeléctrica Cortes	150 - 950	GWh/año	Intervalo	Demandas	Objetivo
Aportaciones Intermedias	150 - 450	Hm ³ /año	Intervalo	Entradas	Input
Aportaciones Finales	100 - 700	Hm ³ /año	Intervalo	Entradas	Input
Tous	0 - 250	Hm ³	Intervalo	Embalses	Intermedio
Sueltas Tous	300 - 1900	Hm ³ /año	Intervalo	Nodos Intermedios	Intermedio
Trasvase Vinalopó	80	Hm ³ /año	Valor Numérico	Políticas de Gestión	Intermedio
ValenciaSagunto	100 - 105	Hm ³ /año	Intervalo	Demandas	Objetivo
Riegos Canal J.T.	20 - 45	Hm ³ /año	Intervalo	Demandas	Objetivo
Regantes Ribera Alta	160 - 250	Hm ³ /año	Intervalo	Demandas	Objetivo
Regantes Ribera Baja	210 - 280	Hm ³ /año	Intervalo	Demandas	Objetivo
Albufera	25-40	Hm ³ /año	Intervalo	Demandas	Objetivo
Q ecológico Alarcón	63	Hm ³ /año	Valor Numérico	Políticas de Gestión	Objetivo
Q ecológico Tous	250	Hm ³ /año	Valor Numérico	Políticas de Gestión	Objetivo
OPAD's	10; 25	M€	Valores Numéricos	Políticas de Gestión	Input

Tabla 39 Variables de la red bayesiana del sistema Júcar

6.2.1 Políticas de gestión

Política de gestión	Variables afectadas
Cambio gestión Mancha Oriental	Efecto Mancha Oriental.
Trasvase al Vinalopó	Regantes Ribera Alta, Regantes Ribera Baja.
Caudal ecológico	Es un “output” del sistema.
OPAD's	Riegos Canal Júcar-Turia, Regantes Ribera Alta, Regantes Ribera Baja.
Sustitución Mancha Oriental	Efecto de la Mancha Oriental.

Tabla 40 Políticas de gestión.

Cambio en la gestión de la Mancha Oriental

En la situación actual de sobreexplotación del acuífero Mancha Oriental, el río Júcar cede cada año cantidades enormes de agua al acuífero (se cifra la recarga total del acuífero en unos 320Hm³/año) (Sanz et al., 2011), por lo que se trata de un caso de “río perdedor”, al menos en el gran tramo que recorre la Mancha Oriental. Esta política de gestión es el nexo de unión entre la red bayesiana anterior (red del acuífero Mancha Oriental) y esta segunda red, de manera que nos permite hacer ese “zoom out” mencionado en la introducción de este capítulo. Para ello, este nodo debe recoger la información necesaria para que la red responda de manera eficiente a variaciones en la gestión del acuífero. ¿Cómo responderá la red a un cambio de gestión en la explotación del acuífero debido a una época de sequía? ¿Y si queremos maximizar las ganancias agrícolas? ¿Y si queremos conseguir el buen estado cuantitativo del acuífero? Para responder a estas preguntas se introduce este nodo que influye directamente al nodo de “Efecto de la Mancha Oriental”.



Figura 82 Interrelación Red del sistema Júcar - Red de la Mancha Oriental.

Trasvase al Vinalopó

En este caso se trata de representar cómo afectaría al sistema la puesta en marcha del trasvase al Vinalopó. Esto repercutirá directamente a las sueltas que se tengan que hacer desde Tous, a la cantidad de agua para los riegos de la Ribera y al caudal ecológico en la parte final del río Júcar. Dada su naturaleza política, esta medida va seguida de una gran polémica, que se describe más adelante en el apartado de definición de escenarios.

Por su carácter conflictivo y de disputa entre dos “participantes”, es un ejemplo perfecto a estudiar en el [capítulo 9](#): aplicación de teoría de juegos al conflicto Júcar-Vinalopó, de este trabajo.

Caudal ecológico

Una de los temas que más polémica suelen levantar es la dotación al caudal ecológico que se hace en un río. Es este caso, al tratarse de la parte final del Júcar es especialmente más complicado su estudio, ya que para satisfacer las necesidades ecológicas y medioambientales habría que incrementar sustancialmente el caudal circulante hasta la desembocadura al mar. En el apartado de definición de escenarios, se plantea el caudal que debería circular para satisfacer estas necesidades, lo cual repercutirá directamente en las sueltas que se deberían hacer aguas arriba y por tanto, en la cantidad de agua que se puede emplear para riego. Así mismo se tiene en cuenta en la red el caudal ecológico establecido aguas abajo del embalse de Alarcón (2m³/s) (CHJ, 2014).

OPAD's

De manera análoga a como se actuó en la red de la Mancha Oriental, se trata de simular la compra de los derechos de cierta cantidad de agua a los regantes a cambio de una compensación económica con el objetivo de disminuir las demandas para garantizar los caudales ecológicos durante un periodo de sequía severo. Es este caso las comprar irán enfocadas a los regantes del canal Júcar- Turia, los regantes de la Ribera Alta y la Ribera Baja. Esta oferta se conoce como OPAD (Oferta Pública de Adquisición de Derechos).

Mediante anuncio de la CHJ en el BOE, se oferta para la licitación del contrato administrativo especial para la adquisición de derechos de uso del agua. Como se ha dicho, consiste en la renuncia voluntaria anual por parte de los usuarios situados en la zona a la utilización de un cierto volumen de agua a cambio de una compensación económica

Por lo tanto, se introducirá esta política de gestión como la cantidad de agua que queremos ahorrar (en hm³/año), y repercutirá en lo que la administración deberá desembolsar por ello. Dado que se carece de experiencia previa con OPADs en esta parte del sistema, se fijará un precio medio estándar por unidad volumétrica de agua adquirida. Puesto que para la zona de los riegos de la Mancha Oriental el precio por m³ de agua adquirido rondaba los 0´25€, asumiremos ese mismo precio para las zonas costeras, ya que la disminución de precio por tratarse de aguas superficiales, se compensa por el aumento al tratarse de una zona costera (los precios del agua aumentan con respecto a los regadíos de interior).

Sustitución Mancha Oriental

Como se ha explicado en la red bayesiana de la Mancha Oriental, el artículo 32 del Plan Hidrológico del Júcar (CHJ, 2014) asigna, para la Mancha Oriental, 80 hm³ de aguas superficiales del Júcar en sustitución del agua que se deja de bombear de los pozos. Es una asignación básica para lograr el mantenimiento de los regadíos y la explotación sostenible del acuífero.

Pero la sustitución de bombeos de la Mancha Oriental sólo se ha producido en la Fase I y supone una capacidad 33 hm³ de los 80 hm³ totales asignados en el PHJ. Realizada en la zona de iniciativa pública de Los Llanos de Albacete y la Herrera, se encuentra operativa desde 2001, habiendo funcionado a pleno rendimiento desde el año 2010, habiendo derivado un total de 197 hm³; es decir, una media de 13,7 hm³ (20 hm³/año de media menos de los posibles).

En 2013 se han tomado 28,48 hm³, algo menos que en 2012 cuando se alcanzó el máximo volumen tomado desde la construcción de las infraestructuras de la Fase I de sustitución de bombeos, y esto ha sido así debido a que, gracias a las lluvias de primavera, se ha necesitado menos agua para riego.

Con el fin de una correcta distribución de los volúmenes aportados por la sustitución, se ha realizado un trabajo de coordinación entre las Confederaciones del Júcar, Tajo y zonas de riego, mientras que la Junta Central de regantes de la Mancha Oriental realiza un exhaustivo control de cultivos, equipos de bombeo y caudales suministrados.

Desde 2012 el proyecto trabaja con diversos presupuestos de partida, en base a razones económicas, sectorizando la construcción de la infraestructura de la Fase II comenzando por las obras que requieran menos inversión. Para ello se creó una comisión mixta JCRMO-CHJ que en 2013 estaba estudiando una solución con el mínimo coste (sobre 25 millones de euros) en la zona próxima del Acueducto Tajo-Segura (ATS). (Boletín JCRMO, 2008)

Dados los datos de los últimos años, las probabilidades de sustitución de bombeos para la zona de la Mancha Oriental queda de la siguiente manera.

Volumen sustituido	(Hm ³ /año)	Probabilidad (%)
10-15		2.89
15-20		0
20-23		5.79
23-25		91.32

Tabla 41 Probabilidad del nodo "Sustitución de la Mancha Oriental".

Como se observa, hay una gran probabilidad de que la sustitución se fije en torno a los 23-25 hm³ (al menos hasta la finalización de los planes de sustitución).

6.2.2 Demandas

Demanda	VARIABLES AFECTADAS
Albacete	Salidas del sistema.
Efecto Mancha Oriental	Entradas a Tous por el Júcar.
Producción hidroeléctrica Cortes	Salidas del sistema.
Valencia y Sagunto	Salidas del sistema.
Riegos del canal Júcar-Turia	Salidas del sistema.
Regantes de la Ribera Alta	Albufera.
Albufera	Salidas del sistema.
Regantes de la Ribera Baja	Salidas del sistema.

Tabla 42 Demandas de la red del Júcar.

Albacete

Se define como la cantidad de agua en Hm³/año que consume la ciudad de Albacete y que se suministra directamente desde el embalse de Alarcón (vía el acueducto del Tajo-Segura). El abastecimiento a la ciudad de Albacete con aguas de procedencia superficial del río Júcar sustituyendo a los pozos, constituye una antigua aspiración que se plasmó en el Plan Hidrológico del Júcar (RD 1664/1998) y que hoy es ya una realidad. Dicha actuación tiene como finalidad última el acceso al agua de la mejor calidad de la cuenca del Júcar, garantizando el suministro y disminuyendo las extracciones del acuífero.

El Plan Hidrológico del Júcar establece una reserva de hasta 1 m³/s para el abastecimiento urbano e industrial de Albacete y su área de influencia con aguas de procedencia superficial del río Júcar sustituyendo a los pozos tiene por finalidad el acceso de la población al agua de la mejor calidad de la cuenca del Júcar, garantizando el suministro y disminuyendo las

extracciones del acuífero. Desde 2010 se han venido derivando 16 hm³, anualmente, con este fin.

Una vez estudiados los consumos medios anuales de los últimos años, se fija un valor de 16'94 hm³/año.

Efecto Mancha Oriental

En este nodo se recoge el efecto que causa el acuífero de la Mancha Oriental sobre el río Júcar. Es el enlace directo con la red bayesiana de la Mancha Oriental. Como ya se ha explicado en capítulos anteriores, la sobreexplotación del acuífero provoca un descenso de niveles piezométricos, provocando una situación de río perdedor en un largo tramo lo que puede dar lugar incluso a la desconexión río-acuífero (efecto ducha).

Alarcón	0 – 300 (%)	300 – 600 (%)	600 – 800 (%)	800 – 1150 (%)
240 – 250	33.13	35.24	28.56	5.12
250 – 260	50.2	64.76	.42.89	56.45
260 – 268	16.6	0	0	35.92
268 – 270	0	0	28.56	2.5

Tabla 43 Probabilidad de agua cedida al acuífero en relación a cantidad de agua en Alarcón.

En la tabla superior, se observa que la cantidad probable de agua cedida del río al acuífero es mayor cuanto mayor es el volumen almacenado en Alarcón.

Producción hidroeléctrica Cortes

Este nodo expresa (en unidades de GWh/año) la relación entre el agua disponible y la energía generada con ella en el conjunto de la explotación de Cortes de Pallás 2. En el siguiente gráfico se observa esta relación directa muy claramente.

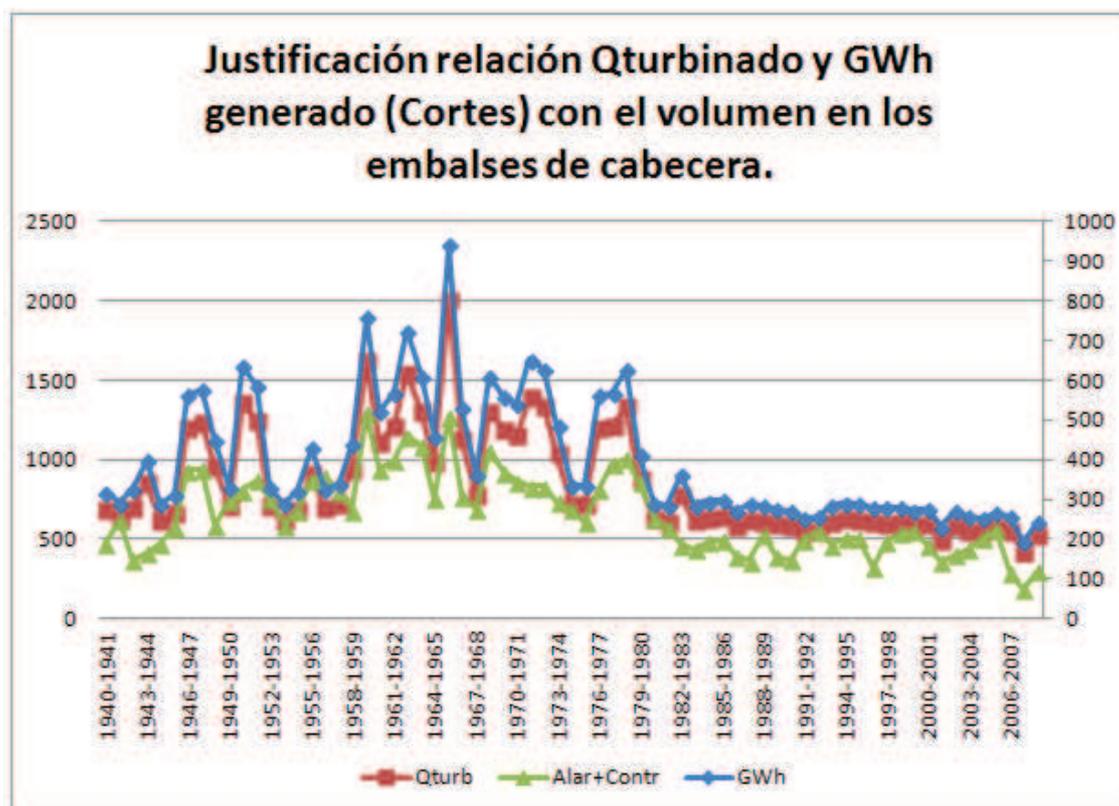


Figura 83 Justificación de la relación entre caudal turbinado y GWh generados, con el volumen de los embalses de cabecera.

Valencia y Sagunto

Este es el nodo de volumen de agua para el consumo en las áreas de Valencia y Sagunto. Esta expresado en hm³/año. El canal Júcar-Turia consta de unos 60 Km desde Tous a Manises, atravesando los Términos Municipales de Tous, Alzira, Guadassuar, L'Alcudia, Benimodo, Carlet, Alfarp, Alginet, Benifayo, Picassent, Torrent, Aldaia, Quart y Manises. Con un caudal máximo de transporte de 32m³/s, suministra de agua para consumo a Valencia y su área metropolitana (2.300.000 habitantes) y Sagunto (100.000 Habitantes).

Riegos del canal Júcar-Turia

La actual zona de riego del Canal Júcar-Turia estaba ya contemplada en el "Proyecto de regulación de los Ríos Júcar y Turia" que fue aprobado técnicamente por O.M. de 16 de Octubre de 1956.

Los límites generales de la zona regable quedan entre la cota 150 al Oeste y la zona regada por gravedad desde Acequia Real del Júcar al Este, cortadas por su centro por el Canal Júcar-Turia que se desarrolla de Sur a Norte a las cotas 78-60, al Sur con la cota de salida del Túnel de la Escala y al Norte la carretera de Manises a Ribarroja y dividido en 2 subzonas, la margen Derecha con riego por gravedad y la subzona Margen izquierda con riegos por elevación.

Por orden de la Conselleria de Agricultura y Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana, de fecha 9 de abril de 1.996, se aprueba el Plan de Obras de Interés General para la modernización del regadío de la zona regable del Canal Júcar-Turia.

En estos últimos años los usuarios, ayudados por las diferentes administraciones, han llevado a cabo un importante esfuerzo para la modernización de sus regadíos y en la actualidad disponen ya más de un 70 % de su zona reconvertida a un moderno sistema de riego localizado de alta frecuencia, goteo, consiguiendo de este modo una altísima eficiencia de riego que nos ha llevado a un consumo medio anual inferior a la media de la zona y con unas dotaciones por debajo de los 4.000m³/ha año.

Por otro lado es importante destacar la particularidad de la zona regable del Canal Júcar-Turia, en el que gran parte del riego se realiza conjuntamente con aguas superficiales y subterráneas. Durante alguna de estas últimas campañas de riego se han visto afectados por importantes restricciones en el suministro de agua superficial, con una reducción planteada sobre el consumo medio anual de cerca del 65%, debiendo de incrementar las extracciones de aguas subterráneas para paliar el déficit con el importante aumento de costes que esto supone.

Regantes de la Ribera Alta

La probabilidad de demanda de agua de los Regantes de la Ribera Alta se puede modelar de la siguiente manera:

Volumen demandado (Hm ³ /año)	Probabilidad (%)
160-200	16.666
200-240	33.33
240-250	50

Tabla 44 Probabilidad de dotación de agua a los riegos de la Ribera Alta.

Albufera

Este nodo representa el volumen de agua que va a parar a la Albufera (desde el nodo de la Ribera Alta) anualmente. Las posibilidades que se tienen son las siguientes, y dependen de la cantidad de agua en la Ribera Alta:

Ribera Alta	160-200 (%)	200-240 (%)	240-250 (%)
25-30	8.3	5.2	3.59
30-35	23.3	16.6	6.59

35-40	68.2	78.1	89.82
-------	------	------	-------

Tabla 45 Probabilidad de agua cedida a la Albufera en función de agua en la Ribera Alta.

Regantes de la Ribera Baja

La probabilidad de demanda de agua de los Regantes de la Ribera Baja se puede modelar de la siguiente manera:

Volumen demandado (Hm ³ /año)	Probabilidad (%)
210-240	16.666
240-270	33.33
270-280	50

Tabla 46 Probabilidad de dotación de agua a los riegos de la Ribera Alta.

6.2.3 Entradas.

Entrada	VARIABLES AFECTADAS
Entradas Alarcón	Alarcón
Entradas Contreras	Contreras
Aportaciones intermedias	Entradas a Tous por el Júcar
Aportaciones finales	Sueltas de Tous

Tabla 47 Entradas de la red del sistema Júcar.

Entradas Alarcón (aportaciones)

En este nodo se recoge el histórico de entradas en el embalse de Alarcón, el cual presenta una media de unos 400Hm³ anuales. La distribución probabilística queda de la siguiente manera:

Entradas Alarcón (Hm ³ /año)	Probabilidad (%)
100-300	37.26
300-500	33.00
500-700	25.76
700-1000	3.96

Tabla 48 Probabilidad de las entradas de agua en el embalse de Alarcón.

Entradas Contreras

De manera análoga a las entradas de Alarcón, en este caso las del embalse de Contreras presentan un valor de 339Hm³ anuales. La distribución probabilística queda de la siguiente manera:

Entradas Contreras	(Hm³/año)	Probabilidad (%)
0-250		36.31
250-500		46.44
500-750		14.44
750-1000		2.80

Tabla 49 Probabilidad de las entradas de agua en el embalse de Contreras.

Aportaciones intermedias

Como aportaciones en el tramo medio del río se han agrupado las aportaciones de las masas de agua que están en conexión hidráulica con las del río Júcar (afluentes), comprendidas entre los embalses de Alarcón y Molinar. Estas aportaciones tienen un valor medio de 286hm³/año. La distribución probabilística queda de la siguiente manera:

Aportaciones intermedias	(Hm³/año)	Probabilidad (%)
150-250		39.13
250-350		31.88
350-450		28.98

Tabla 50 probabilidad de las aportaciones intermedias a la red.

Aportaciones finales

En las aportaciones finales, se han incluido básicamente los retornos por regadíos de las zonas cercanas al río (Acequia Real, Escalona, Carcagente, Sueca, Cullera,...), así como de algunos embalses como el de Bellús y Forata. Estas aportaciones finalmente se han fijado en 284'2hm³ anuales. La distribución probabilística queda de la siguiente manera:

Aportaciones finales	(Hm³/año)	Probabilidad (%)
100-300		63.77
300-500		26.08
500-700		10.14

Tabla 51 Probabilidad de aportaciones finales a la red.

6.2.4 Embalses.

Embalse	VARIABLES AFECTADAS
Alarcón	Albacete, Sustitución Mancha Oriental, Efecto Mancha Oriental, Seltas de Alarcón.
Contreras	Producción hidroeléctrica en Cortes, Entradas a Tous por el Cabriel.
Tous	Valencia y Sagunto, Riegos del Canal Júcar-Turía, Regantes de la Ribera Alta, Seltas de Tous.

Tabla 52 Embalses de la red del sistema Júcar.

Alarcón

Este nodo se define como la cantidad de agua embalsada a final de cada año hidrológico en el embalse de Alarcón. Como media (en la serie larga) se establecen 750hm³/año.

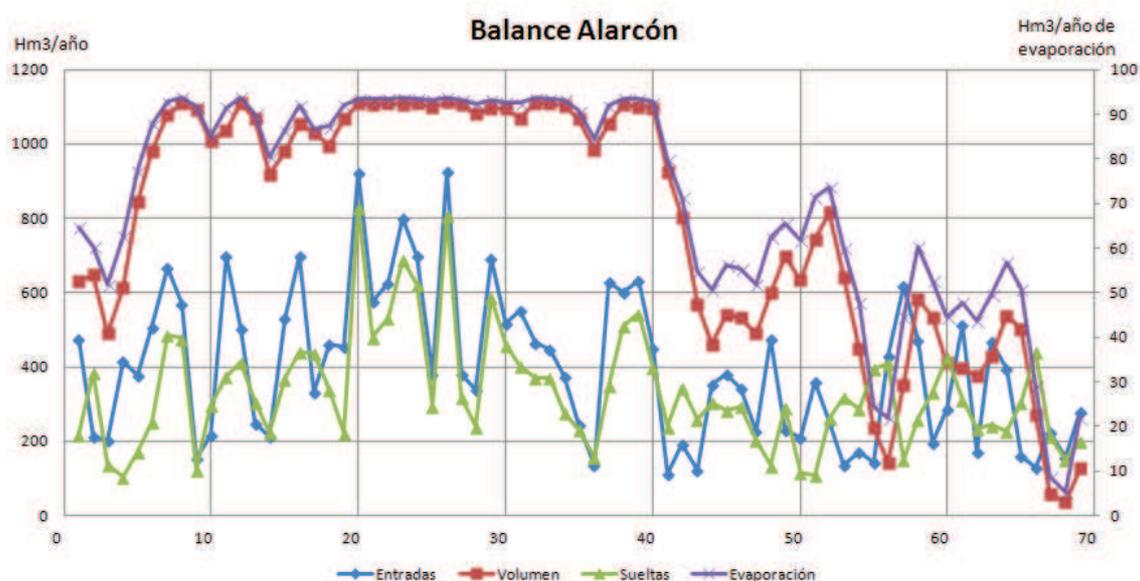


Figura 84 Balance en el embalse de Alarcón.

En el gráfico del balance de Alarcón se observa su importante capacidad (unos 1100hm³) así como su bajo valor de evaporación.

Contreras

Este nodo se define como la cantidad de agua embalsada a final de cada año hidrológico para el embalse de Contreras. Como media (en la serie larga) se establecen 340hm³/año.

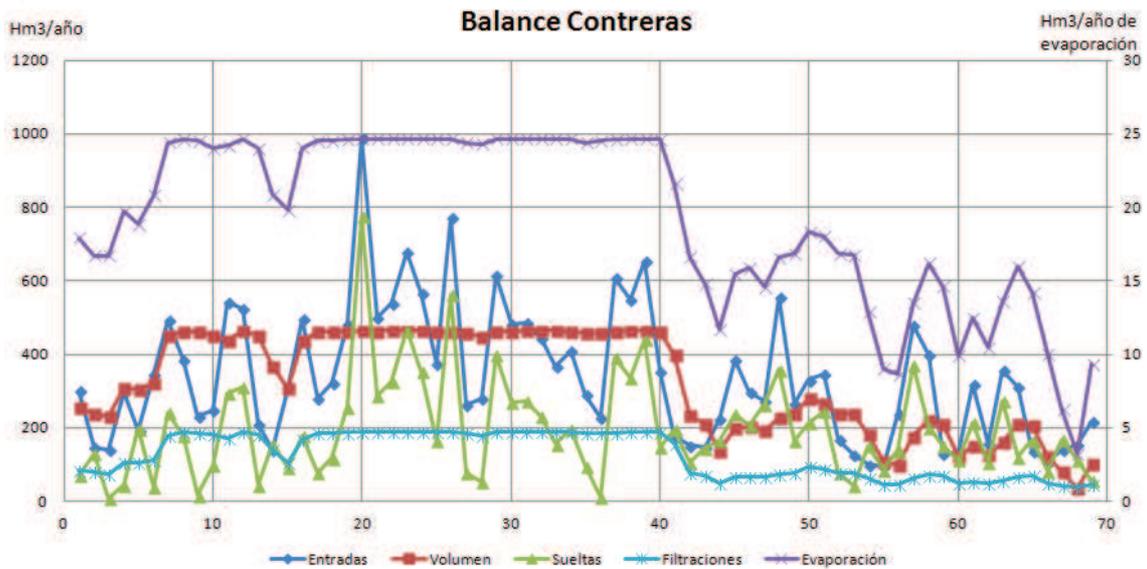


Figura 85 Balance en el embalse de Contreras.

Como se observa en el gráfico superior, la importante cantidad de filtraciones se aprecia en la diferencia entre entradas y sueltas del embalse.

Tous

Este nodo se define como la cantidad de agua embalsada a final de cada año hidrológico en el embalse de Tous. Como media (en la serie larga) se establecen 140hm³/año.

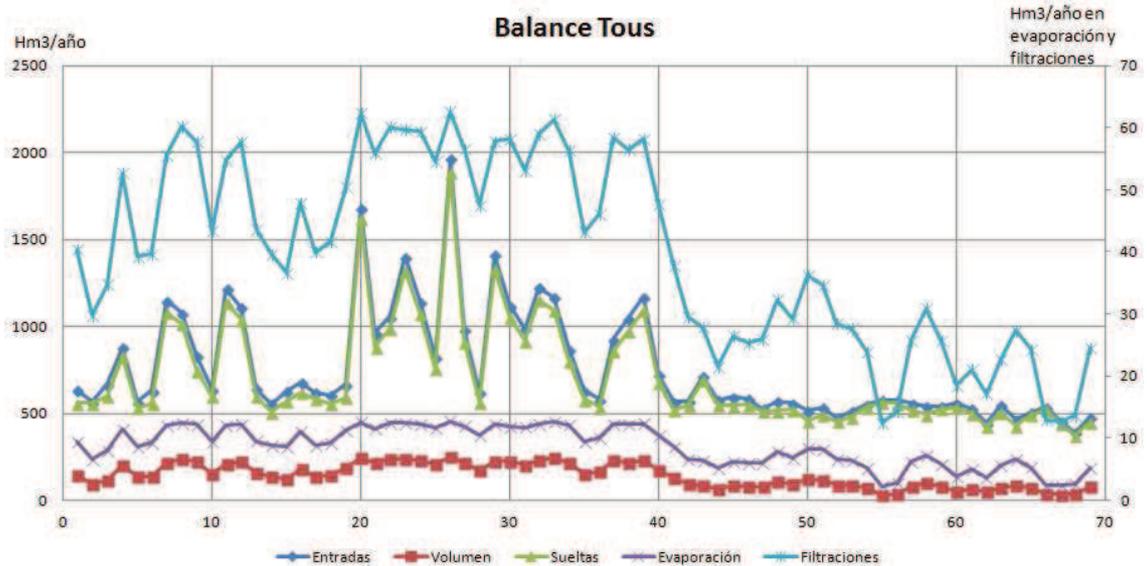


Figura 86 Balance en el embalse de Tous.

El pequeño volumen almacenado en Tous refleja que estamos ante un embalse de regulación. Las entradas y las salidas anuales prácticamente son idénticas, y se aprecia también un importante problema de filtraciones

6.2.5 Nodos intermedios.

Nodo	VARIABLES AFECTADAS
Sueltas embalse Alarcón	Producción hidroeléctrica de Cortes, Entradas a Tous por el Júcar.
Sueltas embalse Tous	Caudal ecológico, Traslase al Vinalopó, Regantes de la Ribera Baja.
Entradas a Tous desde el Júcar	Tous.
Entradas a Tous desde el Cabriel	Tous.

Tabla 53 Nodos intermedios incluidos en la red.

Sueltas embalse Alarcón

Se hace necesaria la inclusión de este nodo para el estudio de la producción hidroeléctrica en Cortes. Al contrario que en el embalse de Contreras, en Alarcón el volumen almacenado históricamente difiere bastante con las sueltas que se han hecho, por lo que el estudio de producción hidroeléctrica no sería veraz tomando como referencia el volumen almacenado en Alarcón. Se puede ver en la red que no ocurre lo mismo en Contreras. En este caso relacionamos directamente el volumen del embalse con la producción hidroeléctrica ya que volúmenes y sueltas en Contreras son mucho más parecidos y no se hace necesario incluir un nodo "Sueltas embalse Contreras".

Sueltas embalse Tous

Este nodo, aguas debajo de Tous, se incluye por la necesidad de enlazar de alguna forma las aportaciones finales en este tramo de río antes de llegar a los regantes de la Ribera. Así mismo, también es imprescindible para el estudio del escenario del trasvase al Vinalopó, ya que es desde este nodo de donde parte la toma del trasvase.

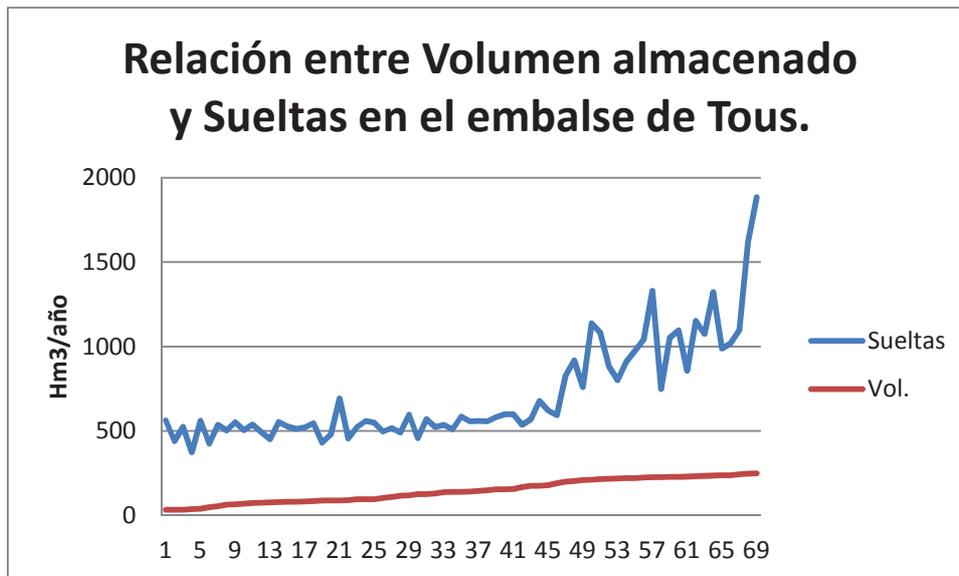


Figura 87 Relación volumen almacenado en Tous y sueltas del embalse de Tous.

Entradas a Tous desde el Júcar

El hecho de tener que enlazar las aportaciones intermedias del río antes de que este llegue al embalse de Tous, provoca que se tenga que añadir este nodo de manera que queden diferenciadas las entradas al Tous por el Júcar y las entradas por el Cabriel.

Entradas a Tous desde el Cabriel

Son las entradas (en hm3/año) al embalse de Tous procedentes del río Cabriel.

6.2.6 Nodos de cambio climático.

Cambio climático

Esta variación en la estructura de la red consiste en tener en cuenta el efecto del cambio climático en las aportaciones de cabecera más importantes de la red. Por ello, consta de cuatro nodos: “Precipitación con cambio climático en Alarcón”, “Precipitación con cambio climático en Contreras”, “Temperatura con cambio climático en Alarcón” y “Temperatura con cambio climático en Contreras”. Se van a definir una serie de escenarios de cambio climático que consisten en la perturbación de las series de las aportaciones teniendo en cuenta los cambios en P y T, para observar las repercusiones a lo largo de toda la red. Los datos se toman del proyecto Ensembles, y se explican en el apartado de definición de escenarios: escenario con cambio climático.

CAPÍTULO 7: ESCENARIOS Y RESULTADOS PARA EL SISTEMA JÚCAR.

7.1 Definición de escenarios.

A continuación se exponen los principales escenarios que se simulan con la red bayesiana mediante la introducción de políticas de gestión para el estudio y análisis de los impactos que causan en el resto de variables.

7.1.1 Traslase al Vinalopó.

En este escenario se plantea como afectaría a la red el trasvase al Vinalopó, suponiendo el caudal máximo del mismo ($80\text{Hm}^3/\text{año}$).

Los regantes del Vinalopó desean que se construya una toma a la altura del embalse de Cortes de Pallás para que se haga un reparto equitativo del agua, lo cual influiría negativamente aguas abajo a los regantes tradicionales, que se quejan de que se haya cambiado el término “sobrante” (se trasvasa la cantidad que sobraba al final del curso del río en el azud de la Marquesa en Cullera) por el del “excedente” (se podría trasvasar en cualquier punto del curso).

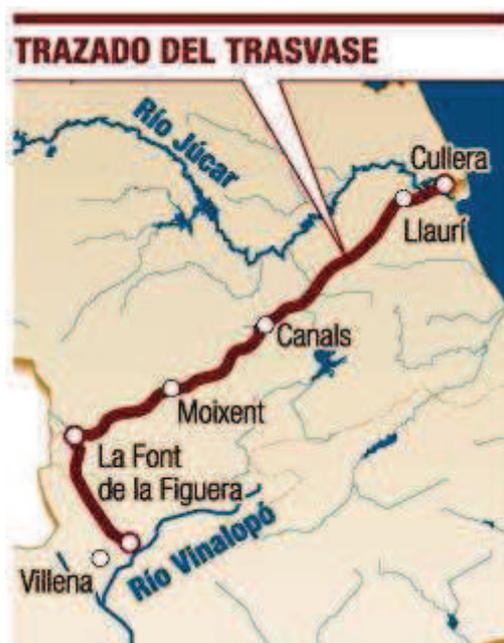


Figura 88 Trazado del trasvase Júcar-Vinalopó.

En la figura superior se observa el trazado del trasvase entre Cullera y Villena.

7.1.2 Satisfacción de caudal ecológico.

En el tramo bajo del Júcar, zona de la Ribera. Es decir, cómo repercutiría a los regantes una mayor concesión de agua para caudal ecológico, de los 167 hm³ actuales a los 250 que se reclaman.

El tramo comprendido entre el azud de Sueca y el azud de la Marquesa se caracteriza por la naturaleza léntica de sus aguas. El remanso producido por las infraestructuras de derivación se une a los problemas de contaminación provocados principalmente por los vertidos procedentes del tramo lótico (tramo comprendido desde aguas abajo de la presa de Tous hasta la cola del azud de Sueca). En el otoño-invierno del 2006-2007 se produjeron episodios eventuales de mortandades de peces asociados a determinados vertidos puntuales aguas arriba, así como a episodios de caudales mínimos por el evento de sequía que padeció el Júcar entre 2005 y 2008. Por ello, en este tramo se opta por la simulación de la calidad del agua como procedimiento para asignar caudales que garanticen el mantenimiento de los requisitos mínimos de la vida piscícola y eviten la eutrofización de las láminas de agua (Anexo V del Plan de cuenca del CHJ, 2014).

	SUBTRAMO 1: hasta el Azud de Sueca	SUBTRAMO 2: Azud de Sueca - Azud de Cullera	SUBTRAMO 3: Azud de Cullera - Azud de La Marquesa
Q (m ³ /s)	TIEMPO DE RESIDENCIA (días)	TIEMPO DE RESIDENCIA (días)	TIEMPO DE RESIDENCIA (días)
4	3,7	2,1	2,9
6	2,5	1,4	2,0
8	1,9	1,1	1,5

Tabla 54 Tiempo de residencia de cada azud para diferentes caudales (CHJ, 2014).

De acuerdo con la metodología empleada en el borrador del plan de cuenca y según la tasa de residencia de los tres azudes presentada en la figura inferior, el objetivo de un tiempo de residencia máximo de entre 7 y 10 días conduciría a unos caudales del orden de 2,5-1,75 m³/s en el azud de Sueca, 1,1-0,85 m³/s en el azud de Cullera y 1,5-1,0 m³/s en el azud de Marquesa. Una visión conjunta del tramo permite establecer un rango de caudales entre 2,5 y 1,0 m³/s para la totalidad del tramo lótico.

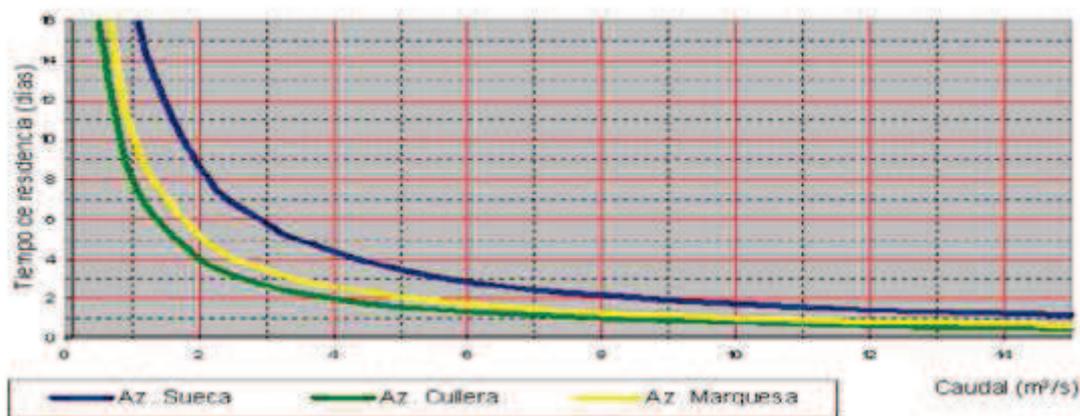


Figura 89 Tasas de residencia en los azudes del Bajo Júcar (CHJ, 2014).

Así mismo, se establece un caudal ecológico de $2\text{m}^3/\text{s}$ a la salida del embalse de Alarcón, lo que supone un volumen anual de aproximadamente 63Hm^3 .

7.1.3 Cambios en la gestión de explotación de la Mancha Oriental (MO).

Es decir, como afectaría a los regantes una reducción en las extracciones del acuífero para conseguir el buen estado cuantitativo de las aguas subterráneas. Por el contrario, si sigue sobreexplotado, como afectará a los regantes de aguas abajo que el río sea perdedor cada vez en más tramos y que el punto de desconexión río acuífero se desplace cada vez más aguas abajo (río perdedor, llega poco agua a Cortes, Tous, etc...).

7.1.4 Escenario con cambio climático.

El conocimiento del clima y el tiempo siempre han sido importantes a la sociedad, ya que sobre ellos dependen gran parte de las actividades humanas. En el siglo pasado se reconoció que las actividades humanas están cambiando la composición de la atmósfera, y posteriormente que el clima (tanto global como regional) está también cambiando. La temperatura media global en la actualidad es de $0,7^\circ\text{C}$ más alta que en la época preindustrial. En la última década se ha establecido científicamente la relación causal entre aumento de las concentraciones de gases de efecto invernadero antropogénicos en la atmósfera y los cambios observados en la temperatura.

Los impactos del cambio climático sobre los sistemas naturales y humanos están siendo ahora observados tanto a nivel mundial como regional. Posibles escenarios futuros indican que estos

efectos pueden aumentar, sobre todo si las emisiones antropogénicas de gases de efecto invernadero siguen aumentando sin control. Algunos de estos impactos futuros son ya inevitables, debido a la vida útil de las emisiones y la naturaleza del sistema climático. Por lo tanto existe un interés común sobre cómo deben desarrollarse estrategias para la mitigación y adaptación al cambio climático. La Unión Europea tiene como objetivo declarado, el de mantener el calentamiento por causas antropogénicas global a un nivel inferior a 2°C por encima niveles preindustriales, mientras que la UNFCCC (United Nations Framework Convention on Climatic Change) tiene como objetivo prevenir interferencias antropogénicas peligrosas en el sistema climático (Summary of research and results from the ENSEMBLES Project, 2009)

Con el motivo de estudiar estrategias de adaptación de los sistemas de recursos hídricos a las nuevas condiciones futuras previstas por el cambio climático, se plantea este escenario, con una visión genérica del cambio climático.

Los datos climáticos históricos han sido obtenidos del estudio “Development and analysis of a 50-year high-resolution daily gridded precipitation dataset over Spain” (Herrera et al., 2010), a partir del cual se han obtenido precipitaciones y temperaturas mensuales históricas entre 1950 y 2003, y con una resolución de malla de 0,2º (aproximadamente celdas de 20x20 km). Se realizara el análisis de la red para ver cómo reacciona al cambio de las variables Temperatura y Precipitación para el corto plazo (2011 – 2040), el medio plazo (2041 – 2070), y el largo plazo (2071 – 2100). Los datos de los escenarios climáticos futuros se obtienen de los resultados del proyecto ENSEMBLES.

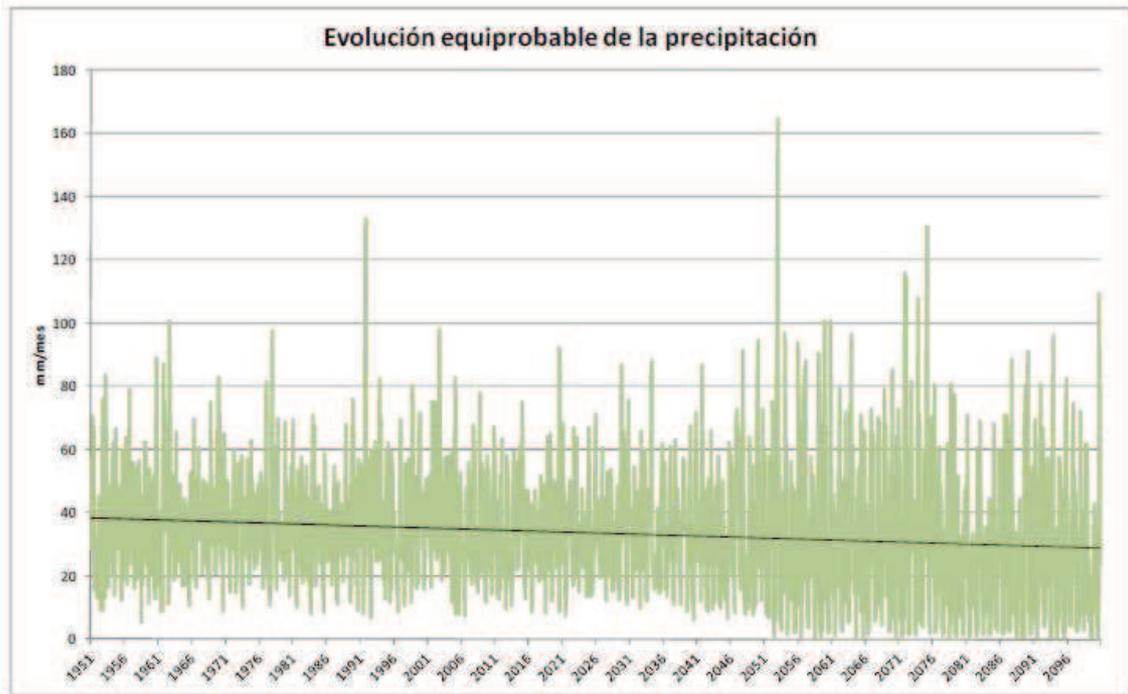


Figura 90 Evolución equiprobable de la precipitación con los modelos ENSEMBLES seleccionados (Escrivá, 2012).

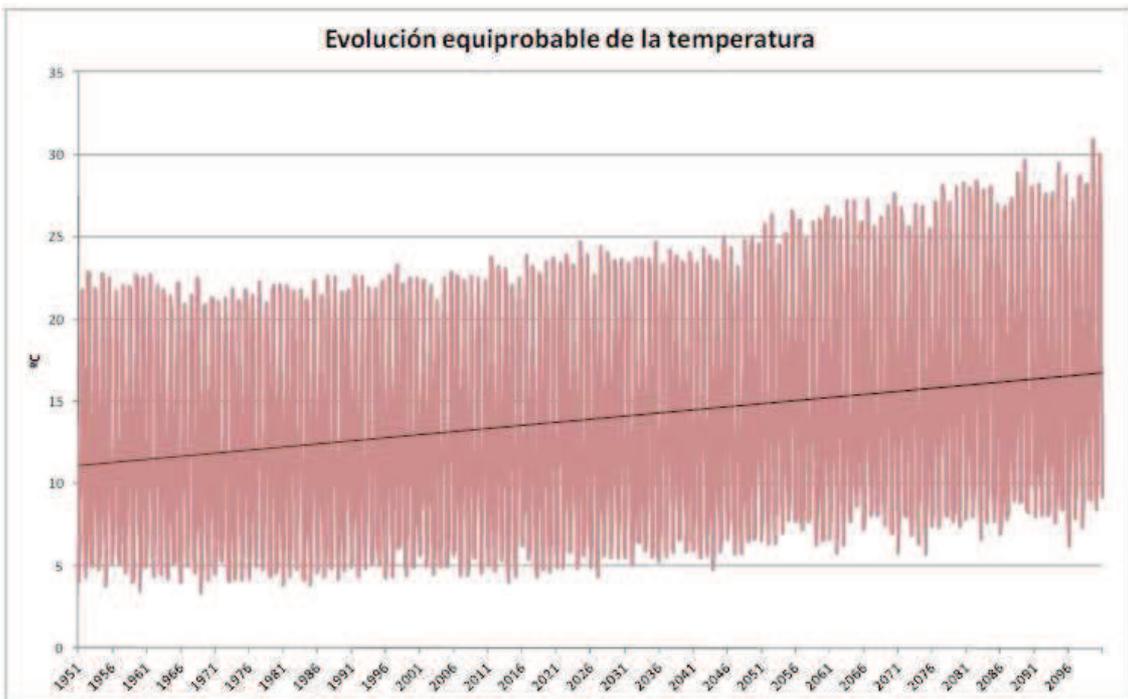


Figura 91 Evolución equiprobable de la temperatura con los modelos ENSEMBLES seleccionados (Escrivá, 2012).

Así pues, a partir de las series históricas, y con los valores de las variaciones existentes en las medias y desviaciones típicas mensuales de las series de precipitación y temperatura para el

corto, medio y largo plazo respecto a la serie de control, se obtienen las series modificadas que se usaran como datos de entrada en el modelo lluvia – escorrentía.

Se presentan a continuación los valores para el año medio para el escenario de control y las aportaciones de los escenarios futuros (corto, medio y largo plazo) para cada una de las subcuencas de entrada de la red (Alarcón y Contreras) así como la comparativa con las aportaciones actuales.

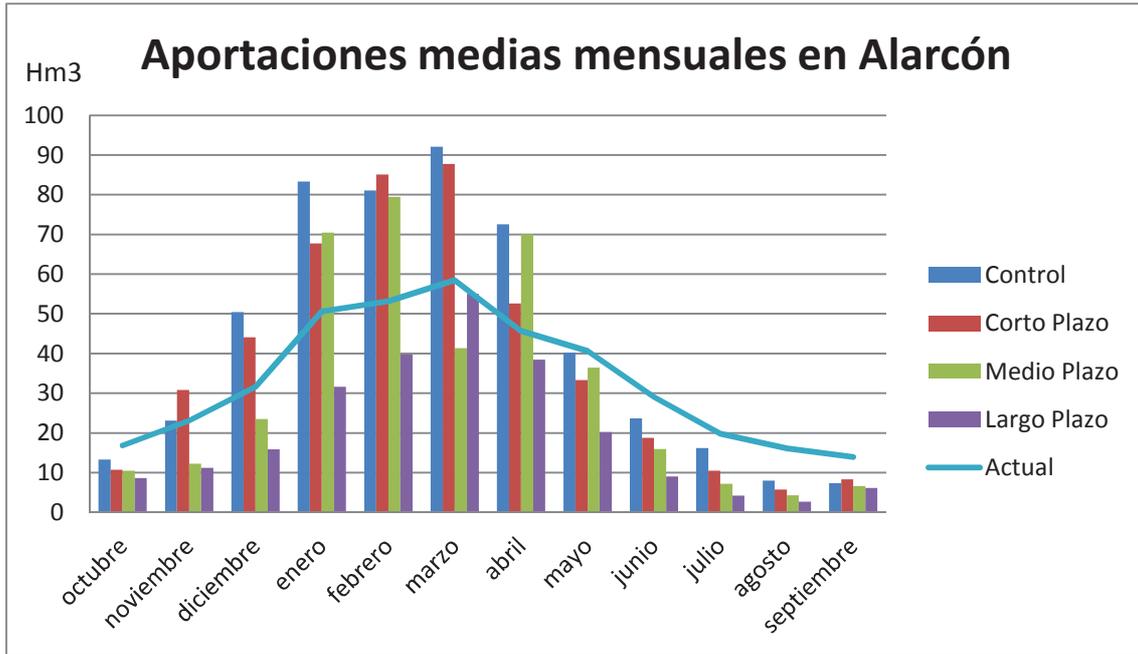


Figura 92 Aportaciones medias mensuales en Alarcón para los escenarios ENSEMBLES considerados (Escrivá, 2012).

Análogamente, para las aportaciones en Contreras:

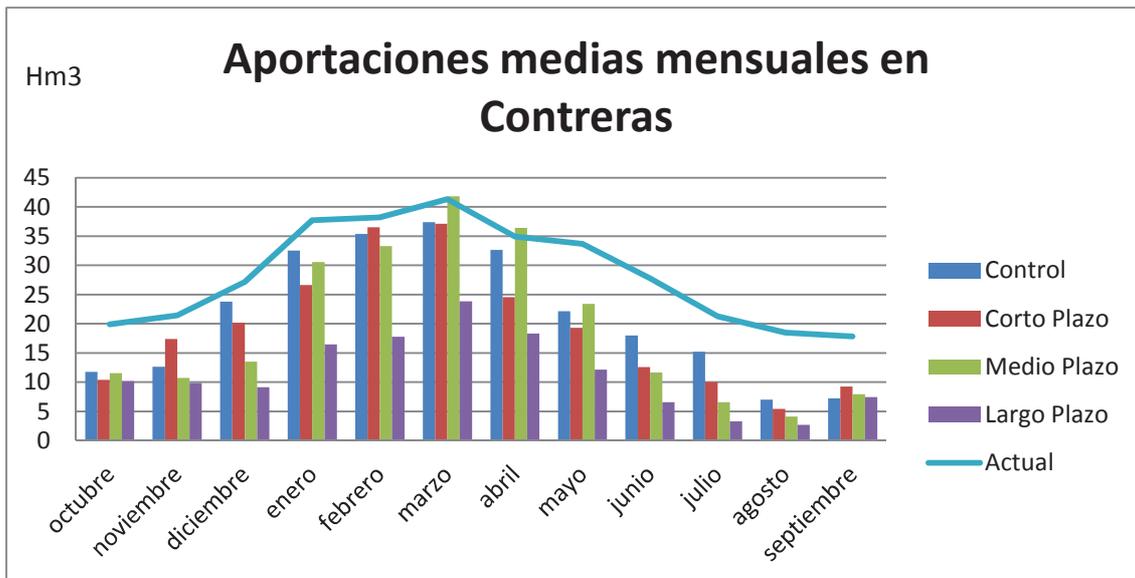


Figura 93 Aportaciones medias mensuales en Contreras para los escenarios ENSEMBLES considerados (Escrivá, 2012).

Se observa un efecto curioso en el escenario de Medio Plazo, ya que las aportaciones aumentan, sobretodo provocado por el aumento en algunas de las subcuencas más interiores. Se ha observado (como ya se podía intuir en los escenarios futuros de variación de precipitación) que se produce una alteración de la evolución anual de las precipitaciones en el medio plazo, aumentando las precipitaciones en los meses de invierno principalmente (enero, febrero y marzo).

Así pues modificaremos en la red las aportaciones en las cabeceras más relevantes del sistema:

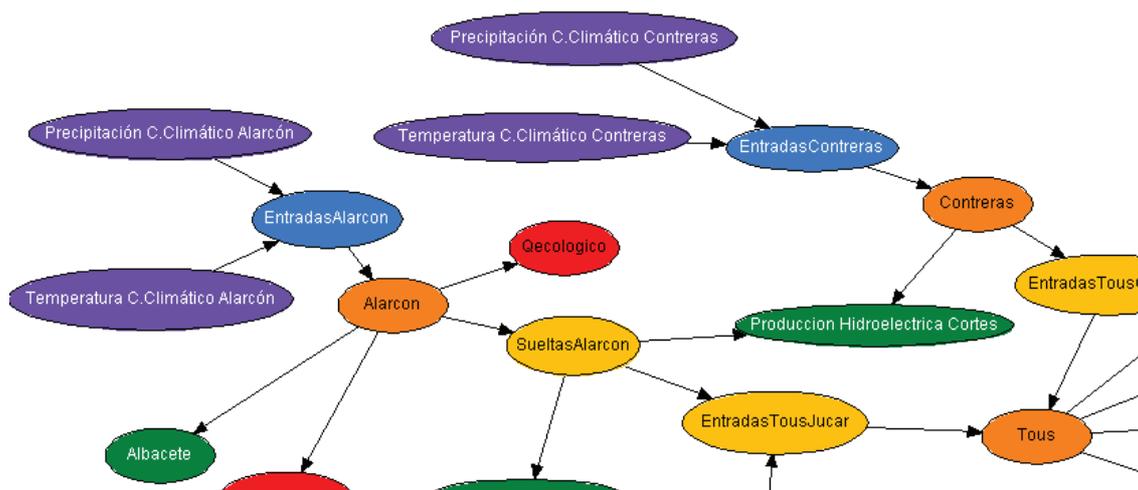


Figura 94 Zona de la red afectada por las variables de cambio climático.

7.1.5 OPAD's a los agricultores.

De manera análoga a como se procedió en el caso de los agricultores de la Mancha Oriental, se trata de estudiar cómo afectaría una oferta pública de adquisición de derechos de agua en el balance económico y de caudales de la red para los riegos tradicionales.

7.2 Simulación de escenarios.

7.2.1 Escenario BAU (Business as usual, todo sigue igual)

Para simular este primer escenario "BAU", se eliminan todas las políticas de gestión anteriormente mencionadas para observar cómo se comporta el sistema actualmente, sin ningún tipo de actuación sobre él. Para evaluar cada escenario se tendrán en cuenta 5 factores: las entradas de agua al embalse de Alarcón, las entradas al embalse de Contreras, la producción hidroeléctrica en Cortes, el efecto sobre el río del acuífero Mancha Oriental y los riegos (este último dividido entre los riegos de Canal Júcar-Turia, Ribera Alta y Ribera Baja).

La simulación de este escenario tiene, sobre todo, el objetivo de certificar que la base de la red es sólida y se ajusta a la realidad. Para ello compararemos los valores en las variables anteriormente citados con los de la simplificación del sistema detallado en el apartado [6.1: simplificación de la cuenca del Júcar.](#)

	Entradas Alarcón	Entradas Contreras	Producción hidroeléctr.	Efecto acuífero MO	Riegos (Canal JT, Ribera Alta, Ribera Baja)		
Régimen natural	394'85	334'37	414'24	255'73	41'62	229'28	265'96
Simplificación sistema real	398'97	339'63	395'93	269	42'58	248'89	278'12
% error	-0'01	-0'015	0'046	-0'049	-0'022	-0'078	-0'043

Figura 95 Comparativa de resultados entre los valores del verdadero régimen natural y el simplificado para la red del sistema Júcar.

Observando los valores de la tabla superior, podemos ver que el régimen natural del sistema se ajusta bastante bien al real, ya que en ningún caso se supera un error mayor al 7'8% (en los riegos de la Ribera Alta) y la mayoría de porcentajes son muy bajos. Nótese que un valor

positivo en la variable “Efecto del acuífero MO” significa una cesión de agua del río al acuífero, es decir, río perdedor.

7.2.2 Traspase al Vinalopó.

En este escenario, se va a observar la repercusión que tendría el traspase de los 80Hm3 anuales que piden los regantes del Vinalopó. Como es de esperar, la afección mayor será para los regantes de la Ribera.

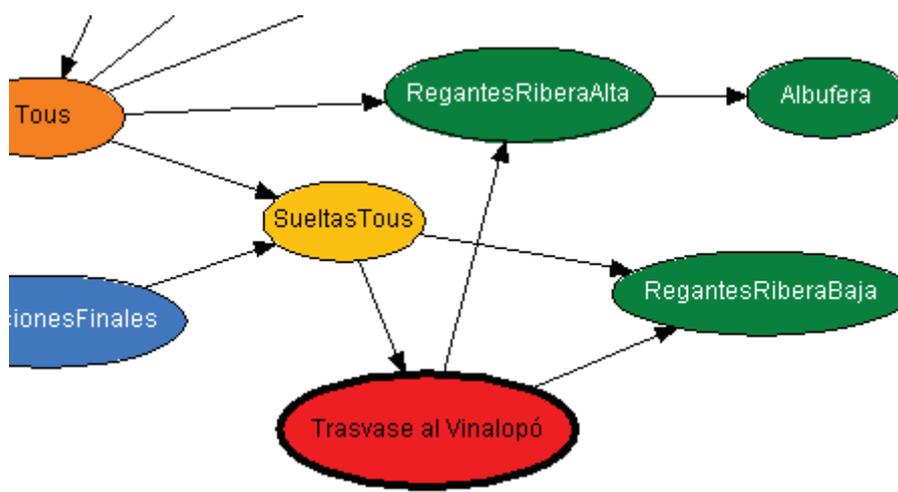


Figura 96 Zona de la red afectada por el traspase del Vinalopó.

Como se observa en la figura superior, el traspase coge agua de las sueltas de Tous y repercute en los nodos de los regantes de la Ribera. En la siguiente tabla veremos exactamente la cuantía de esa repercusión. Como es de suponer, hay infinitas soluciones a este problema ya que se podría soltar más o menos agua de Tous y dejar de utilizar más o menos agua en la Ribera Alta y Baja. Se ha optado por una opción intermedia que no explota masivamente ninguna de las variables.

	Entradas	Entradas	Producción	Efecto	Riegos		
	Alarcón	Contreras	hidroeléctr	acuífero MO	Canal J.-T.	Ribera Alta	Ribera Baja
Régimen BAU	394'85	334'37	414'24	255'73	41'62	229'28	265'96
Traspase al Vinalopó	394'85	334'37	414'24	255'73	41'62	207'76	230'82
% error	0	0	0	0	0	0'1035	0'1522

Tabla 55 Resultados con trasvase al Vinalopó.

Como era de esperar, las variables aguas arriba del embalse de Tous no tienen porque verse afectadas para nada, sin embargo vemos una disminución del volumen de riego para la Ribera Alta del 10'35% y para la Ribera Baja de 15'22%. Así pues, también se espera que los caudales ecológicos en el tramo final del río se vean afectados por este trasvase.

7.2.3 Satisfacción de caudal ecológico.

Para el estudio de este escenario se incluye el nodo “Caudal ecológico” que como se ha explicado en apartados anteriores influye al volumen total de sueltas del embalse de Tous, y por tanto repercutirá en la cantidad de agua aprovechable para riego en las zonas de la Ribera. En la última reunión de la “Mesa pel Xúquer” (que agrupa usuarios, partidos políticos, ayuntamientos y otras organizaciones de la Ribera) se denunció la concesión de 167hm³ anuales como caudal ecológico, cuando se considera que son necesarios al menos 250.

	Seltas Alarcón	Seltas Tous	Producción hidroeléctr	Efecto acuífero MO	Riegos		
					Canal J.- T.	Ribera Alta	Ribera Baja
Régimen BAU	331'12	992'82	414'24	255'73	41'62	229'28	265'96
Satisfacción de Qeco.	394'62	1241'11	437'89	255'73	41'28	226'99	261'1
% cambio	19'17%	25%	5'7%	0	-0'81%	-0'99%	-1'82%

Al satisfacer los caudales ecológicos, se tiene un importante aumento en las sueltas necesarias desde los embalses de Alarcón (19.17%) y Tous (25%). Así mismo la producción hidroeléctrica también se ve beneficiada con un incremento de unos 23GWh/año. Al tener que dejar un mayor caudal circulante en el río, los regadíos se verán ligeramente afectados, con disminuciones de las dotaciones para riego de entre el 0'81% y el 1'82%.

7.2.4 Cambios en la gestión de explotación de la Mancha Oriental (MO).

Este escenario se relaciona directamente con la red bayesiana de la Mancha Oriental, lo cual nos obliga a subdividirlo a su vez.

7.2.4.1 Maximización de beneficios agrícolas en la MO.

En este escenario se forzaba al modelo al 100% de posibilidades de adquirir el mayor nivel de beneficios para los agricultores. Esto provoca que los valores, sobre todo los de la parte hidroeconómica, cambien. En la zona hidrológica los resultados también variaban, como por ejemplo el agua total extraída para riego era ahora de 291.69 hm³/año (en el escenario de funcionamiento en régimen natural era de 271.87 hm³/año). La distribución de cultivos en este caso también variaba, 80.72% para la cebolla y 19.28% para la cebada. El balance del acuífero se convertirá en negativo, con un valor de -6.76 hm³/año, lo que explicaba que el acuífero iría perdiendo agua año tras año y la relación río-acuífero sería de 31.07 hm³/año por lo que el río perderá más agua (28hm³/año en régimen natural).

Estudiados estos datos del modelo de la Mancha Oriental, se fija un aumento de las extracciones del acuífero del 15% para maximizar los beneficios agrícolas.

7.2.4.2 Recuperación de humedales.

En este escenario, minimizábamos el valor de la variable relación río-acuífero (-125 hm³/año), de modo que indicamos que el acuífero está transfiriendo la mayor cantidad de agua posible al río, que se convierte en ganador.

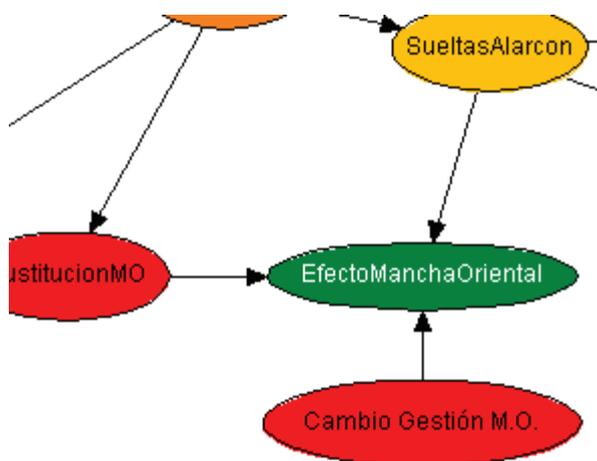


Figura 97 Zona de la red afectada para la recuperación de humedales.

El efecto más impactante es el aumento en el balance del acuífero, que es de unos 850 hm³/año, lo que provoca un aumento de niveles piezométricos de 3.6 m/año. De esta manera se conseguiría la recuperación de los humedales en 5.6 años. El agua total para la agricultura se debe reducir de manera considerable para conseguir ese balance tan positivo, lo que

provoca un descenso en la producción de cultivos (de 12906.24 Kg/ha a 6268.81 Kg/ha) y a su vez el margen de beneficios también se ve afectado (de 2472.38 €/ha a 2316.13 €/ha). Por lo tanto, para pasar de los 28hm³/año en régimen natural (a favor del acuífero) a los 125hm³/año (a favor del río) para minimizar el tiempo de recuperación de humedales, se cifra en un 75% la disminución de las extracciones.

7.2.4.3 Estado intermedio.

Se fijará una extracción media del acuífero, inferior a la actual pero superior al estado de recuperación de humedales, para comprobar las repercusiones aguas abajo del sistema.

Una vez definidos los escenarios, se procede a simularlos. Estos son los resultados obtenidos y las repercusiones sobre las variables más significativas de la red.

	Entradas Alarcón	Entradas Contreras	Entrada a Tous por el Júcar.	Efecto acuífero MO	Riegos (Canal JT, Ribera Alta, Ribera Baja)		
Régimen BAU	394'85	334'37	478'16	255'73	41'62	229'28	265'96
Recuperación de humedales	394'85	334'37	487'37	120	42'22	236'53	267'94
Estado intermedio	394'85	334'37	486'03	180	42'21	236'43	267'91
Max. Beneficios agrícolas en M.O.	394'85	334'37	433'67	270	32'5	225'87	260'03

Tabla 23 Efecto del cambio en la explotación del acuífero de la Mancha Oriental.

Hay que tener en cuenta los límites de la red planteada; los valores máximos y mínimos de cada variable vienen impuestos por las series que se han recogido para el estudio, por lo tanto por muy radical que sea el cambio en alguna variable, su repercusión en las demás siempre estará en ese rango de valores. Por ejemplo, si se dejase de extraer completamente agua del acuífero de la Mancha Oriental obviamente se dispondría de muchísimo más volumen aguas abajo del sistema Júcar, pero nunca vamos a ver en la red que la cantidad de agua disponible para el riego en la Ribera Alta (por ejemplo) sea de 500Hm³/año, ya que el máximo ha sido

fijado anteriormente para el régimen BAU en 250Hm³/año. Este hecho, implica tener que hacer una correcta interpretación de los datos obtenidos.

7.2.5 Escenario con cambio climático.

Para simular este escenario se variarán las aportaciones en cabecera a los embalses más representativos de la red, Alarcón y Contreras. Se van a tener en cuenta dos enfoques del cambio climático, a corto y largo plazo. De este modo y conforme a lo visto en el apartado de definición de escenarios, las entradas a Alarcón y Contreras y su repercusión a los nodos más representativos de la red quedan de la siguiente manera:

	Entradas	Entradas	Producción	Efecto	Riegos		
	Alarcón	Contreras	hidroeléctr	acuífero MO	Canal J.- T.	Ribera Alta	Ribera Baja
Régimen BAU	394'85	334'37	414'24	255'73	41'62	229'28	265'96
Cambio Climático Largo plazo	242'34	139'18	398'82	252'19	31'29	224'06	253'47
Cambio Climático Corto plazo	452'81	227'84	418'08	253'19	31'31	224'13	253'48
% Largo P.	-38'63%	-58'38%	-3'7%	-1'38%	-24'81%	-2'27%	-4'69%
% Corto P.	14'67%	-31'85%	0'9%	-1%	-24'77%	-2'24%	-4'69%

Tabla 56 Efecto del cambio climático a corto y largo plazo en las variables de la red.

La razón de que el efecto de la Mancha Oriental no se vea muy afectado, es que las sueltas de Alarcón no se han modificado, es decir, pese a que entra muchísima menos agua, se siguen satisfaciendo las necesidades habituales (lo que significa un proceso de sobreexplotación a largo plazo).

7.2.6 OPAD's a los agricultores.

Tomando como referencia las OPADs realizadas en la Mancha Oriental en 2007 y 2008 tenemos los siguientes resultados:

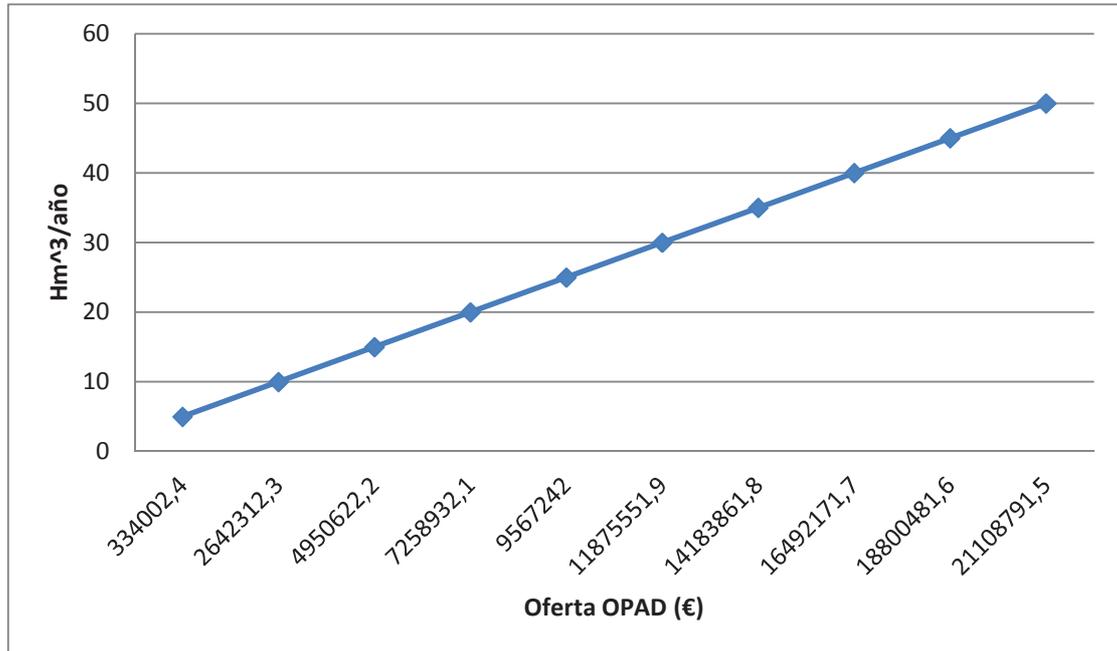


Figura 98 Relación precio OPAD - Agua ahorrada en regadío (Datos de la Mancha Oriental)

Así pues los riegos del Canal Júcar Túrria, la Ribera Alta y la Ribera Baja teniendo en cuenta dos OPADs (la primera de valor 10M€ y la segunda de 25M€) quedarían de la siguiente manera:

	Canal Júcar Turria	Ribera Alta	Ribera Baja
Régimen natural	41'62	229'28	265'96
OPAD 10	39'45	217'32	252'08
OPAD 25	37'35	205'79	238'71

Tabla 57 Efecto de las OPADs en los riegos

Se aprecia un ahorro significativo de agua, sobre todo en la Ribera que es donde más volumen se emplea para el riego.

7.3 Resultados

A continuación se exponen gráficamente los resultados más significativos alcanzados con la red bayesiana del sistema Júcar.

En la figura inferior se representan las entradas anuales a los embalses de Alarcón y Contreras, en los escenarios de régimen natural (BAU), la simplificación del sistema y el cambio climático (tanto a largo como a corto plazo). Se observa un gran parecido en los valores de régimen natural y simplificación, lo que indica la validez de ésta última. Así pues se puede apreciar el descenso generalizado de los valores con escenarios de cambio climático, exceptuando el aumento observado en las entradas de Alarcón en el escenario a corto plazo.

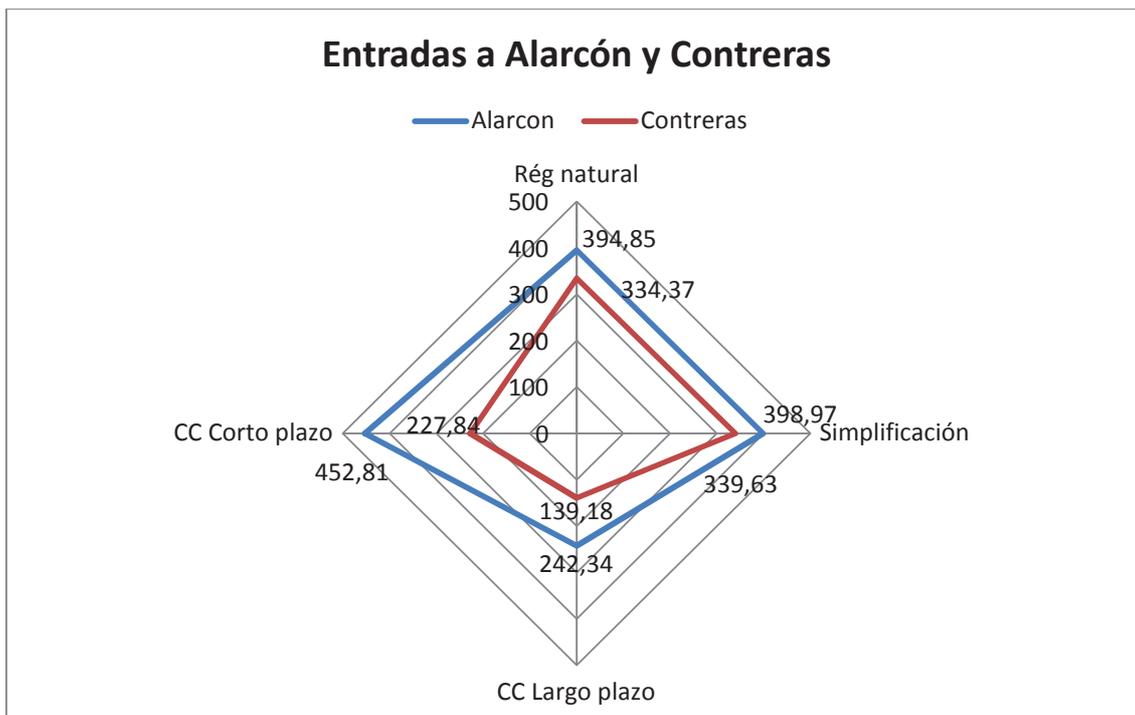


Figura 99 Entradas a Alarcón y Contreras en los diferentes escenarios planteados.

En la siguiente figura observamos la variación en la producción hidroeléctrica de Cortes en función del escenario en el que nos encontremos. El punto más significativo lo vemos en el escenario de la satisfacción del caudal ecológico, dado que se obliga a que el caudal circulante por el río sea mayor, y las turbinas de la central se pueden aprovechar de ello.

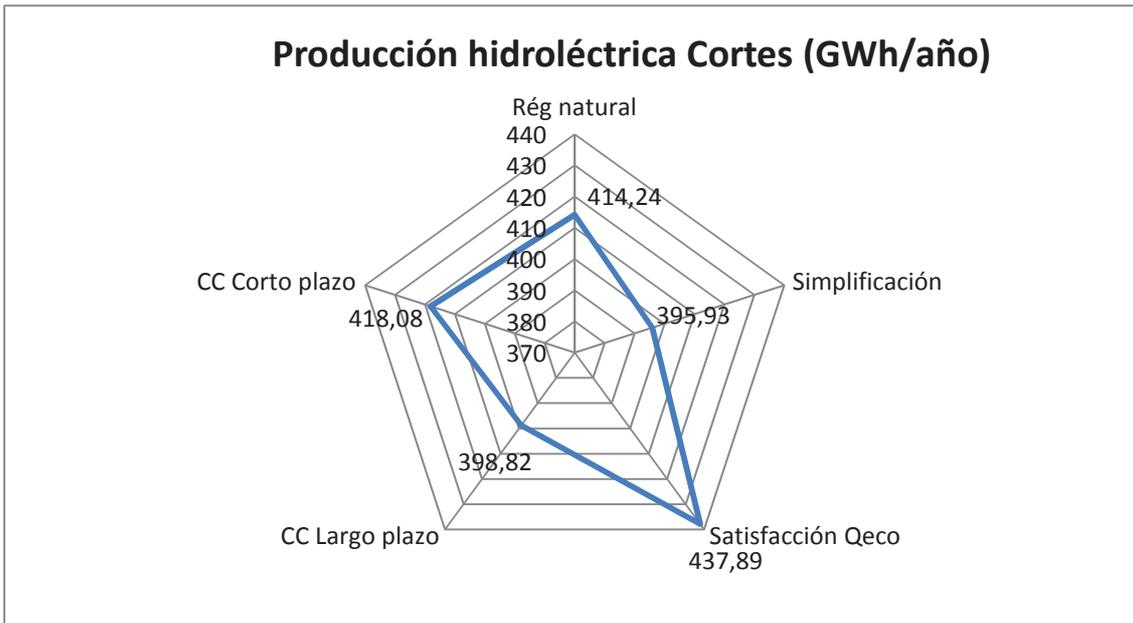


Figura 100 Producción hidroeléctrica en Cortes en los diferentes escenarios planteados.

En el gráfico de los riegos del canal Júcar-Turia no observamos grandes variaciones en los valores, dado que es una rama de la red no afectada directamente por políticas como la satisfacción del caudal ecológico o el trasvase al Vinalopó. Los cambios más significativos se ven en los escenarios con cambio climático, con un descenso generalizado del agua disponible para riego.

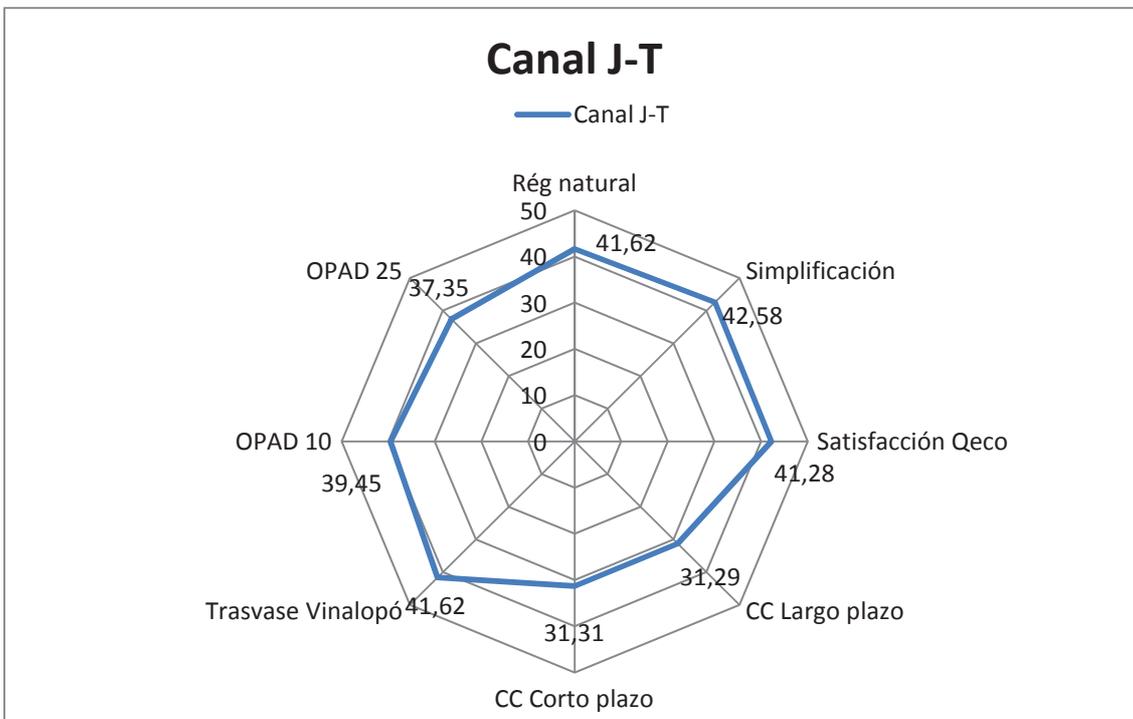


Figura 101 Riegos en el Canal Júcar – Turia en los diferentes escenarios planteados.

En el gráfico inferior se pueden observar las variaciones del agua disponible para riego en las zonas de la Ribera Alta y la Ribera Baja. El motivo por el que se han representado conjuntamente es por la correlación que siguen los valores en ambos casos. Dicho de otro modo, todo lo que afecta a la Ribera Alta, afecta a la Ribera Baja proporcionalmente, y viceversa. Así pues, podemos observar un descenso de los valores para el escenario del trasvase al Vinalopó, ya que parte del agua disponible para riego se deriva hacia el sur. El mismo efecto ocurre con la introducción de las OPADs. El resto de valores se mantienen bastante estables en un rango pequeño de valores.

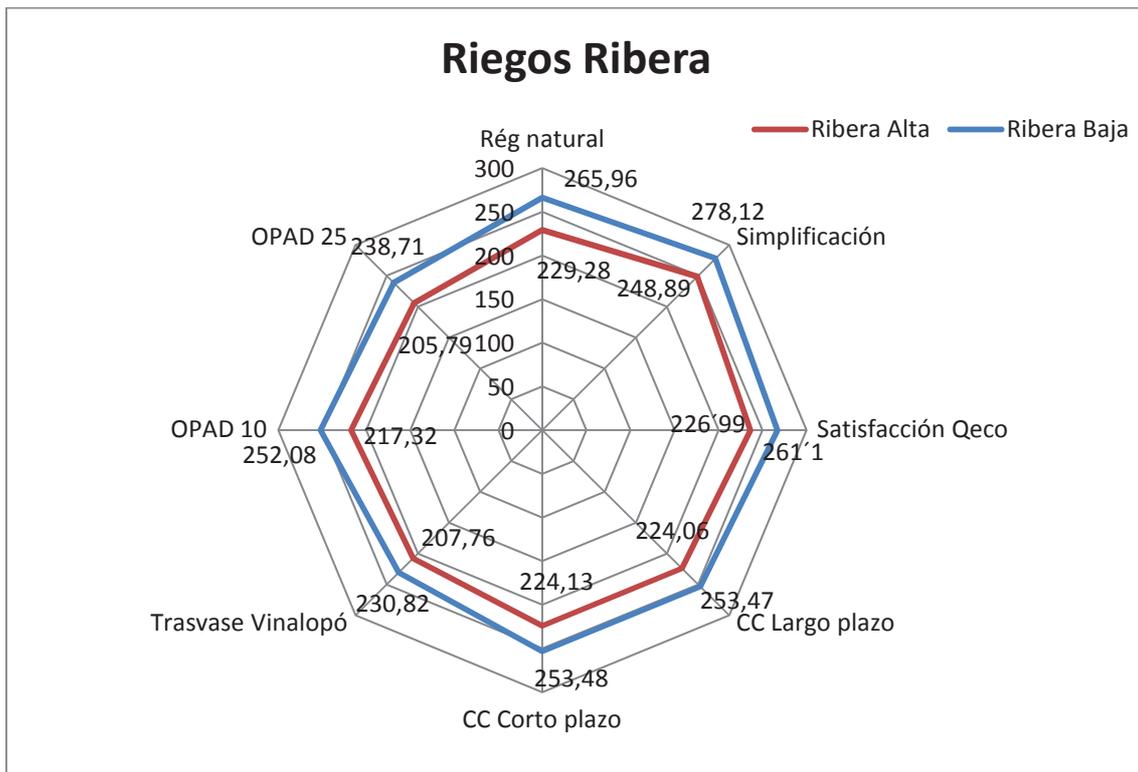


Figura 102 Riegos en la Ribera Alta y Ribera Baja en los diferentes escenarios planteados.

Por último, se muestra el gráfico del efecto de la mancha Oriental sobre el río Júcar en los diferentes escenarios estudiados. Para la recuperación de los humedales se necesita cesar gran parte del agua perdida por el acuífero. Lo contrario ocurre si deseamos maximizar los beneficios agrícolas. En este caso se observa que el cambio climático no afecta en gran medida a esta variable.

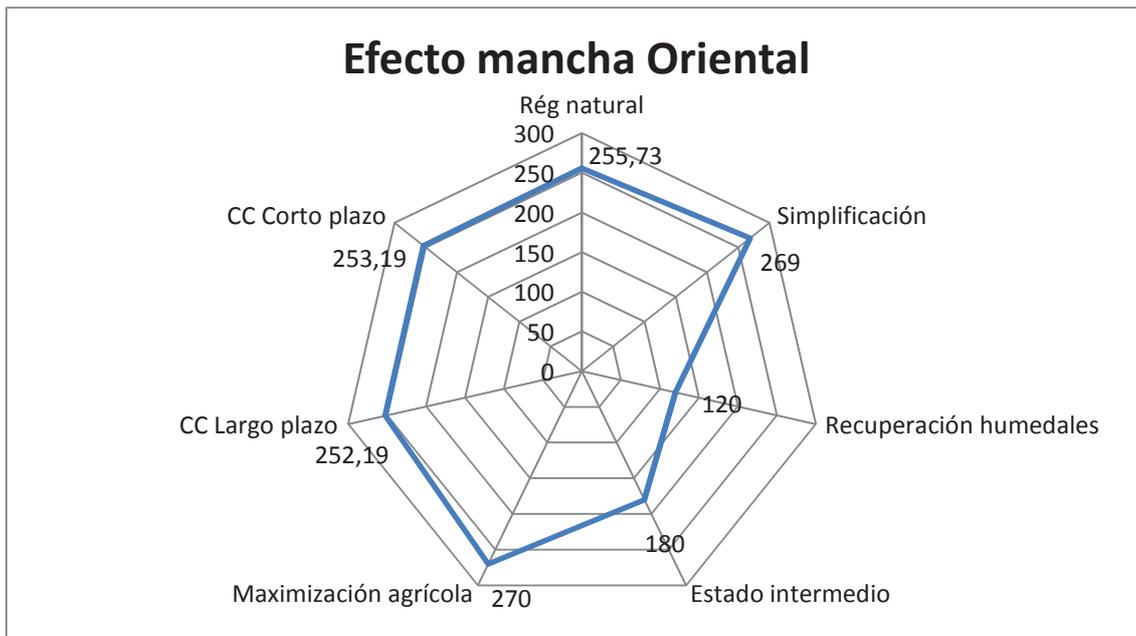


Figura 103 Efecto de la mancha Oriental sobre el Río Júcar en los diferentes escenarios planteados.

CAPÍTULO 8: MARCO TEÓRICO 2 “TEORÍA DE JUEGOS EN LA GESTIÓN DE RECURSOS HÍDRICOS”.

La gestión de los recursos de sistemas hídricos normalmente causa conflictos. Los comportamientos de los interesados, que podrían (y deberían) estar dispuestos a contribuir a la mejora y llegar a una situación de ganancia para todas las partes, a veces provocan peores condiciones para todas las partes implicadas en el problema. La teoría de juegos puede identificar e interpretar los comportamientos de los diferentes participantes en los problemas de recursos hídricos y describir cómo las interacciones de los grupos de interesados, que dan prioridad a sus propios objetivos en lugar de objetivos globales del sistema, resultan en una evolución continua del sistema. Los resultados predichos por la teoría de juegos a menudo difieren de los resultados sugeridos por los métodos de optimización que asumen que todas las partes están dispuestas a actuar para mejorar el resultado de todo el sistema. En este apartado estudiaremos la aplicabilidad de la teoría de juegos a la gestión de los recursos hídricos y la resolución de conflictos a través de los llamados “juegos no cooperativos”.

Según se creía hasta el siglo XX, el mejor resultado es el producto de que cada participante del grupo haga lo mejor para sí mismo (Adam Smith). Pero con la introducción de la teoría de juegos se reafirma la idea de que para conseguir el mejor resultado cada participante debe hacer lo mejor para sí mismo, y para el grupo (John Nash).

8.1 Introducción.

Los conflictos sobre los problemas del agua no se limitan a compartir los costes o beneficios, lo cual ya se ha estudiado en numerosas ocasiones. Los conflictos también surgen de los aspectos sociales y políticos de la formulación, aplicación y gestión de proyectos hídricos. Al analizar, operar o diseñar un proyecto complejo, el tomador de decisiones debe garantizar que el cometido no es sólo física, ambiental, financiera y económicamente viable, sino también social y políticamente viable. Este es un reto para los ingenieros que miden convencionalmente resultados en términos económicos, financieros y físicos. Las técnicas de optimización, tales como la programación lineal o dinámica, puede encontrar los valores óptimos de las variables de decisión en estos términos. Sin embargo, si no se formula correctamente, puede ser que fallen a la hora de proporcionar una visión de los comportamientos estratégicos.

8.2 Estado del arte.

Desde principios de los años 70, se han escrito un enorme volumen de libros y artículos a cerca de la gestión de problemas de carácter hídrico mediante técnicas multiobjetivo. Una parte relativamente pequeña de esta bibliografía aborda específicamente el proceso de negociación que se requiere cuando hay varios tomadores de decisiones con objetivos contradictorios. En el artículo *“Computer-Assisted Negotiation of Multi-objective Water Resources Conflicts”* (Thiessen y Loucks, 1992) se centra el estudio en ese proceso y se describe un programa de ordenador diseñado para asistir en este tipo de procesos de negociación. Este sistema de apoyo a la negociación interactivo es el llamado ICANS. El ICANS está diseñado para resolver los problemas de negociación dinámicos, multidisciplinares y multipartidistas (varios interesados). Basado en la información proporcionada confidencialmente por cada parte a través de una interfaz gráfica interactiva, el programa puede ayudar a determinar si existen posibles alternativas que son equivalentes o incluso mejores a la decisión de cada parte, en ausencia de un acuerdo negociado. Si existen tales alternativas, a través de una serie de iteraciones en los datos de entrada de cada parte interesada, los supuestos y las preferencias pueden cambiar, y así ICANS puede ayudar a todas las partes en la búsqueda de un acuerdo mutuamente aceptable.

En Hipel et al. (1997) se presenta un modelo gráfico para la resolución de conflictos como una tecnología de apoyo a la decisión única, para estudiar sistemáticamente los conflictos estratégicos que pueden surgir en el ámbito de la gestión ambiental y de otros tipos. Esta

metodología de resolución de conflictos flexible tiene bases matemáticas sólidas y realistas que permitan modelar las decisiones estratégicas con precisión, prever soluciones de compromiso, y asistir en la evaluación de la viabilidad política, económica, ambiental y social de los escenarios alternativos para la resolución de conflictos ambientales. Para permitir a los profesionales aplicar convenientemente el modelo gráfico para la resolución de conflictos a los problemas prácticos de conflicto en el mundo real, se ha diseñado un nuevo sistema de soporte de decisiones llamado GMCR II (Graphic Model for Conflict Resolution II). Para explicar la estructura básica de GMCR II y cómo funciona en la práctica, en este artículo se describe su uso para modelar y analizar una controversia internacional de gestión ambiental que se llevó a cabo en Norteamérica.

En lo que se refiere estrictamente al uso de modelos basados en teoría de juegos para analizar y resolver conflictos con el agua, podemos encontrar por ejemplo *“Game theory based models to analyze water conflicts in the Middle Route of the South-to-North water transfer project in China”* (Shouke Wei et al, 2010) en relación con la distribución del agua y la reducción de nitrógeno en la ruta del proyecto de transferencia de Sur a Norte del agua en China. El juego de simulación compuesto por dos niveles, un juego principal con cinco jugadores y cuatro sub-juegos con tres sub-jugadores cada uno. Se emplean métodos de regresión estadísticos y econométricos para formular las funciones de pago de los jugadores, métodos de valoración económica (MVE) para transformar el valor no monetario en monetario, análisis coste-beneficio (ACB) para comparar los resultados del juego, y el análisis de escenarios para investigar la las incertidumbres futuras. La validez de la simulación del juego se evalúa mediante la comparación de las predicciones con las observaciones. Los principales resultados demostraron que la cooperación entre los jugadores resultaría en una mejor situación global, aunque algún jugador se enfrentaría a pérdidas. Sin embargo, los jugadores no estaban dispuestos a cooperar. Esto incita a la introducción de incentivos económicos para la cooperación.

Se puede entender así, que la teoría de juegos proporciona un marco para el estudio de las acciones estratégicas de quienes toman las decisiones individuales, para desarrollar de manera más amplia soluciones aceptables. Sin embargo, la teoría de juegos no está aún bien integrada en el análisis general de los sistemas de recursos hídricos. Por lo tanto, la utilidad de la teoría de juegos para el estudio de problemas de recursos hídricos todavía es algo incierta, dada la falta de comprensión de sus conceptos básicos. Al igual que con otras disciplinas (economía, ciencias políticas, ciencias sociales, inteligencia artificial, etc...) los estudiosos del agua irán estando más interesados en la teoría de juegos a medida de que se vayan dando cuenta de su

utilidad y la novedosa manera de tratar los problemas, así como de los resultados que arrojan, que no se pueden obtener a partir de métodos ingenieriles convencionales. En general, los resultados en la teoría de juegos están más cerca de la realidad ya que este método refleja mejor el comportamiento de las partes involucradas, algo que a menudo descuidan los métodos convencionales de optimización para resolver problemas multicriterio.

8.3 Teoría de juegos

La teoría de juegos es esencialmente el estudio matemático de la competencia y la cooperación. Ilustra cómo las interacciones estratégicas entre los jugadores dan lugar a resultados generales con respecto a las preferencias individuales de cada uno de esos jugadores.

Los juegos están definidos por objetos matemáticos, los cuales consisten en un conjunto de jugadores, un conjunto de estrategias (opciones o movimientos) a disposición de ellos, y la especificación de los pagos de jugadores para cada combinación de tales estrategias (posibles resultados del juego). Los pagos a los jugadores determinan las decisiones y el tipo de juego que se está reproduciendo. Si los pagos son de suma cero o una constante, entonces los jugadores tienen intereses opuestos y están jugando un juego de suma cero o un juego de suma constante, y todo lo que un jugador gana, el otro jugador lo pierde. Los juegos de suma no cero, en el que la suma de los pagos no es igual a cero o una constante, tienen más complicaciones y a veces más posibilidades de cooperación.

8.3.1 Contribución a la resolución de conflictos.

La teoría de juegos se puede utilizar para predecir cómo se comportan las personas, a raíz de sus propios intereses en los conflictos. En un juego típico, los tomadores de decisiones (los jugadores), con sus propios objetivos, tratan de ser más astutos que los otros anticipándose a la decisión de cada uno. El juego se resuelve como una consecuencia de las decisiones de los jugadores. La teoría de juegos analiza las estrategias que los jugadores utilizan para maximizar sus ganancias. La teoría de juegos fue establecida en 1944 con la publicación de von Neumann y Morgenstern "*Theory of Games and Economic Behavior*", que se ocupa principalmente de los métodos de la teoría de juegos cuantitativos. Después de la Segunda Guerra Mundial, la mayoría de los estudiosos han trabajado en el desarrollo de métodos de la teoría de juegos cuantitativos y esta tendencia persiste hoy (Hipel y Obeidi, 2005).

Los problemas que estudia la teoría de juegos son a menudo multicriterio y con múltiples decisores. Para resolver tales problemas por métodos convencionales de optimización, por lo general el problema se convierte normalmente, en un problema con un solo tomador de decisiones con un solo “objetivo compuesto” para el conjunto del sistema como una función económica o social o una función multiobjetivo ponderada. Normalmente, se asume la perfecta cooperación entre los tomadores de decisiones para alcanzar el óptimo del sistema.

Se asume también que los tomadores de decisiones contribuyen a la optimización de la función objetivo sin dar prioridad a sus propios objetivos. Sin embargo, en la teoría de juegos cada jugador juega el juego para optimizar su propio objetivo, sabiendo que las decisiones de otros jugadores influyen en el resultado de su objetivo y que su decisión afecta a los pagos y las decisiones de los demás.

Los resultados que el juego predice no son necesariamente los óptimos de Pareto. La principal preocupación de los jugadores es maximizar su propio beneficio sabiendo que el resultado final es el producto de todas las decisiones tomadas durante el juego. La teoría de juegos proporciona la simulación más realista del comportamiento de las partes interesadas. La actitud de auto-optimización de los grupos de interés representados en la teoría de juegos, a menudo se traduce en falta de cooperación entre las partes, incluso cuando el comportamiento cooperativo sería lo más beneficioso desde un punto de vista global. La teoría de juegos puede ayudar a proporcionar planificación, políticas de gestión y el diseño de ideas que no serían posibles en otros métodos ingenieriles más tradicionales.

Otra ventaja de la teoría de juegos sobre la simulación cuantitativa tradicional y los métodos de optimización, es su capacidad para simular diferentes aspectos del conflicto, incorporando diversas características del problema, y predicen las posibles resoluciones incluso sin información cuantitativa de la matriz de pagos. Algunos métodos de la teoría de juegos no cooperativos pueden ayudar a resolver el problema del no conocimiento de los pagos de los jugadores. Esto permite manejar los aspectos socio-económicos de los conflictos y planear y diseñar políticas de actuación cuando no disponemos de toda la información cuantitativa.

8.3.2 Dilema del prisionero.

En el dilema del prisionero dos sospechosos han sido detenidos por la policía. La policía no tiene suficientes pruebas del delito por lo que han separado a los sospechosos para evitar que se comuniquen. A los sospechosos se les da un incentivo para cooperar con la policía. Cada preso tiene la opción de confesar o permanecer en silencio. Si un prisionero confiesa mientras

que el otro permanece en silencio, el traidor recibirá una recompensa; se va libre y el prisionero que ha mantenido el silencio es condenado en base a pruebas del otro prisionero. En este caso, el preso debe permanecer en la cárcel por un largo período debido al crimen y su comportamiento no cooperativo. Si los dos prisioneros permanecen en silencio y no confiesan, se les retendrá un corto periodo de tiempo y luego se les pondrá en libertad por falta de pruebas para la condena. Sin embargo, si ambas partes confiesan, ambos serán condenados. En este último caso, el período que cada recluso permanecerá en la cárcel es más corto que en el caso de que uno confiese y el otro no. El dilema del prisionero consiste fundamentalmente en si confiar en el silencio de su compañero o confiar la reducción de la pena que la policía te ofrece por traicionarlo.

La figura inferior muestra el dilema del prisionero en una forma normal con pagos cardinales, lo que representa el número de años que cada preso debe pasar en la cárcel. Cada celda tiene dos valores. El primer valor, el de la izquierda representa el pago del Jugador 1 y el segundo valor representa el pago del Jugador 2. Las estrategias que producen las ganancias de cada celda se dan en la izquierda de la tabla para el primer jugador y en la parte superior de la tabla para el segundo jugador. En este ejemplo, cuanto menor es este valor, mejor es el resultado para ese jugador.

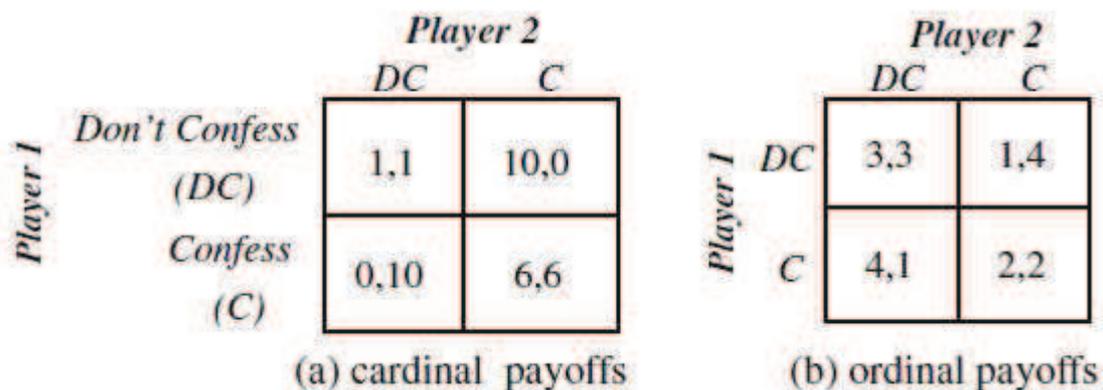


Figura 104 Matriz de pagos del dilema del prisionero (Madani, 2009).

En la figura de la derecha se representa el dilema del prisionero en forma ordinal. En esta figura la matriz de pagos corresponde al rango de resultados (o rentabilidad) para un determinado jugador. Cuanto más alto sea el rango, más deseable es el resultado.

En este juego, la mejor recompensa para un jugador tiene lugar cuando él traiciona y su oponente mantiene el silencio, proporcionando el beneficio más bajo al oponente. Para ambos

jugadores sería mejor el caso en el que ambos cooperan entre ellos en lugar del caso en el que los dos se traicionan, ya que (C, C) es inferior a (DC, DC) que es el óptimo de Pareto. Sin embargo, la estrategia estrictamente dominante de cada jugador es confesar (C), lo que significa que no importa si el otro jugador elige confesar o no, siempre es mejor confesar ($4 > 3$ y $2 > 1$). Por lo tanto, el resultado (C, C) que tiene rentabilidades inferiores al óptimo de Pareto (DC), es para ambos jugadores el equilibrio de estrategia dominante y la resolución más probable del juego en las condiciones que se plantean (la más importante es que no hay comunicación). El resultado (C, C) es el llamado Equilibrio de Nash (Nash, 1950, 1951), esto es, que teniendo en cuenta las opciones de los otros jugadores, ningún jugador puede hacer nada mejor (mejorar su rentabilidad) cambiando su estrategia. El equilibrio de Nash se diferencia del Óptimo de Pareto en que el primero se trata de lo que es bueno para una persona sin tener en cuenta lo que es bueno para todo el sistema y el segundo trata de lo que es bueno para el sistema sin tener en cuenta los intereses de los individuos dentro del sistema. Un estado es Óptimo de Pareto cuando no existe ningún otro estado en el que un jugador pueda mejorar su estado sin dañar al menos a otro jugador. Un Estado que es Equilibrio de Nash podría no ser óptimo de Pareto y viceversa. En el juego del dilema del prisionero, en el estado (C, C), el jugador 1 no está dispuesto a cambiar su estrategia de C a DC, ya que $2 > 1$. Del mismo modo, el jugador 2 empeorará si cambia su estrategia de C a DC. Teniendo en cuenta la estrategia del oponente, ningún jugador está dispuesto a cambiar su estrategia ya que (C, C) es un equilibrio de Nash. Sin embargo, el estado (C, C) no es un Óptimo de Pareto ya que ambos jugadores pueden tener mejores resultados en el estado (DC). El estado (DC, DC) no es un equilibrio de Nash debido a que ambos jugadores pueden mejorar su resultado, cambiando sus estrategias de manera unilateral ($4 > 3$).

8.4 Teoría de juegos para resolver problemas de recursos hídricos.

En un conflicto por el agua, los diferentes grupos de interés o los individuos pueden ser modelados como tomadores de decisiones (jugadores), donde cada jugador puede tomar decisiones de forma unilateral y las opciones combinadas de todos los jugadores juntos determinan los posibles resultados del conflicto.

En lugar de moverse de forma unilateral, los tomadores de decisiones también pueden decidir si cooperar o formar coaliciones que conducen a resultados “óptimos de Pareto”. El estudio de una disputa que tengan dos jugadores sobre las estrategias a seguir respecto al uso del agua

proporciona información detallada acerca de cómo el conflicto puede ser resuelto y cómo puede suscitar soluciones innovadoras (Madani, 2009).

En un juego no cooperativo los jugadores compiten y toman decisiones de forma independiente mientras que en los juegos cooperativos los grupos o coaliciones de jugadores toman decisiones en conjunto e implica el reparto de los beneficios procedentes de la cooperación.

CAPÍTULO 9: APLICACIÓN DE LA TEORÍA DE JUEGOS AL CONFLICTO JÚCAR-VINALOPÓ.

9.1 Caso de estudio.

La Conducción Júcar-Vinalopó es una obra de Interés General del Estado (Anexo II Ley 10/2001 de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional) incluida en la encomienda de AcuaMed. Cuenta con una participación europea de fondos FEDER de unos 120 M€.

Usuario	Alto Vinalopó	Medio Vinalopó	Marina Baja	Dotación Total (hm ³)
Riego 1 (R1)	6,3	6,3		12,6
Riego 2 (R2)	6,3	26,1		32,4
TOTAL Riego	12,6	32,4		45,0
Abastecimiento 1 (A1)	3,5	16,5		20,0
Abastecimiento 2 (A2)	0,5	3,0	11,5	15,0
TOTAL Abastecimiento	4,0	19,5	11,5	35,0
TOTAL	16,6	51,9	11,5	80,0

Figura 105 Distribución de dotaciones trasvase Júcar-Vinalopó (CHJ, 2004)

El objeto de la infraestructura es posibilitar la recuperación de los acuíferos del Vinalopó mediante la transferencia de recursos sobrantes del río Júcar. En esencia, consiste en una infraestructura de unos 97 km. de conducciones y bombeos, desde la desembocadura del río Júcar (Cullera, Valencia) hasta la cabecera del río Vinalopó (Villena, Alicante). En cola del sistema y a los efectos de regulación y almacenamiento se dispone de una gran presa (denominada San Diego) con una capacidad de 20 hm³ (categoría A), de materiales sueltos con la impermeabilización encomendada a las margas propias del terreno, configurada como un dique cerrado de más de 4 km con alturas de 35 metros y una superficie media del fondo del vaso de 100 ha.



Figura 106 Vista aérea de la Balsa de San Diego.

Desde ahí se conecta con un sistema hidráulico de distribución, en el programa de medidas denominado como “Conducción Júcar-Vinalopó. Postravase Júcar Vinalopó ramal margen derecha” y ejecutado mayoritariamente por la Generalitat Valenciana, que permite el transporte y distribución del agua a los usuarios. Está configurado a su vez en dos subsistemas de distribución en ambas márgenes (derecha e izquierda) del río Vinalopó.



Tramo de la conducción del Trasvase J-V.

Es importante resaltar que la configuración versátil de las conexiones del trasvase con la presa, permite la transferencia de caudales desde el Júcar hacia el post-trasvase, sin pasar por el vaso

de la presa. Estando pendiente completar la mayor parte del postravase margen Izquierda, es la limitada capacidad de las obras en servicio del postravase así como los volúmenes de regulación disponibles aguas-abajo, los que limitan el caudal máximo instantáneo y los volúmenes totales que en la actualidad pueden distribuirse a la cuenca del Vinalopó.

Se ha comprobado que hacen falta obras complementarias a las del postravase actualmente ejecutadas que permita utilizar el volumen previsto asociado a esta obra. Estas obras consisten principalmente en conexión de las infraestructuras postravase ya ejecutadas con las infraestructuras de riego existentes y que permitirían una utilización de este recurso de hasta 50 hm³/año, para lograrlo el programa de medidas prevé la medida “Conducción Júcar-Vinalopó. Actuaciones Complementarias de distribución en el Postravase Júcar-Vinalopó” Todas las obras de los ocho (8) tramos que componen la Conducción Júcar-Vinalopó están finalizadas y aptas para la transferencia de caudales sobrantes del bajo Júcar desde finales de septiembre de 2010, y las del postravase margen derecha también a falta de las obras complementarias anteriormente descritas.

Nombre	Administración competente	Sistema de explotación	Inversión total (Mill. €)
Conducción Júcar-Vinalopó. Postravase Júcar-Vinalopó ramal margen derecha	Administración Autonómica, Administración General del Estado	Vinalopó-Alacantí	41,70
Conducción Júcar-Vinalopó. Conducción principal	Administración General del Estado	Vinalopó-Alacantí	303,62
Conducción Júcar-Vinalopó. Postravase Júcar-Vinalopó ramal margen izquierda.	Administración autonómica	Vinalopó-Alacantí	260,55
Conducción Júcar-Vinalopó. Actuaciones Complementarias de distribución en el Postravase Júcar-Vinalopó	Administración autonómica	Vinalopó-Alacantí	2,00

Medidas de incremento de recursos convencionales, trasvase Júcar-Vinalopó (Anejo 10 Plan de Cuenca CHJ, 2013).

Este plan supone un espaldarazo a las reivindicaciones de la Junta Central de Usuarios del Vinalopó, l'Alacantí y la Marina Baixa, que siempre ha reclamado caudales de más calidad que

los que se almacenan en el azud de la Marquesa. A su vez, es un contratiempo para los regantes tradicionales del Júcar, que siempre han rechazado este proyecto.

Si se tienen en cuenta el acuerdo entre administraciones y el nuevo plan se desprende que la provincia de Alicante recibirá de manera inmediata 27 hm^3 de agua trasvasada. De estos, 12 se podrían enviar desde el embalse de Alarcón hacia la mancomunidad de los canales del Taibilla para abastecimiento humano, y otros 15 desde el azud de la Marquesa, que se utilizarán, previsiblemente, para regadíos en la zona media del Vinalopó. Estas transferencias podrían ser efectivas tras la aprobación del plan en el Consejo de Ministros.

Así pues, en el problema que queremos estudiar, dos comunidades de regantes están enfrentadas por el derecho al uso del agua del río Júcar (los Regantes de la Ribera y los del Vinalopó). Vamos a suponer que es un juego de información completa y perfecta y que por tanto no existe ninguna variable exógena, es un problema de interacción social en el que la naturaleza no juega. Esto significa que ninguno de los jugadores tiene incertidumbre de cuáles van a ser las motivaciones del otro jugador. Así pues estamos tratando de un juego cooperativo, ya que además hay organismos gestores comunes a ambos jugadores y no se pueden tomar decisiones con total impunidad sin consenso alguno.

Por otra parte, se van a definir estrategias que son de “interacción simultánea”, ya que los jugadores toman sus decisiones al mismo tiempo, no uno después del otro (interacción secuencial).

Así pues definimos a los jugadores como:

- Regantes de la Ribera $\{RR\}$
- Regantes del Vinalopó $\{RV\}$

Las estrategias a desarrollar por cada uno son las siguientes. Por una parte los Regantes de la Ribera (RR) pueden decidir entre compartir el agua (Sw) o no hacerlo (Nsw) mientras que los Regantes del Vinalopó (RV) pueden aceptar el agua del trasvase (Sw) o buscar fuentes alternativas que satisfagan sus necesidades (Os). Así las estrategias quedan:

- $S_{rr} \{Sw, Nsw\}$
- $S_{rv} \{Sw, Os\}$

Emplearemos la Teoría de Juegos para desarrollar predicciones. Si estamos en un juego de dos jugadores y cada uno tiene dos estrategias posibles, el número de desenlaces es cuatro. Nuestra labor consistirá en saber cuál de esos cuatro escenarios es más probable que se realice. De esta forma los escenarios resultantes posibles son los siguientes:

(Sw, Sw)	(Sw, Os)
(Nsw, Sw)	(Nsw, Os)

Tabla 58 Escenarios posibles del Juego

En el caso de que ambos decidan compartir el agua, (Sw, Sw), se restará la cantidad fijada a los regantes de la Ribera y se trasvasará a los del Vinalopó. Si se opta por el trasvase y la búsqueda de otras fuentes, (Sw, Os), el agua a trasvasar será menor pero habrá más gasto en infraestructura. En el caso de que los regantes de la Ribera no quisieran ceder agua y los del Vinalopó si estuviesen dispuestos a aceptarla, (Nsw, Sw) se podría optar por un trasvase “mínimo” que se fijará más adelante. El último caso sería el de no optar por el trasvase y si por la búsqueda de otras fuentes para los regantes del Vinalopó, (Nsw, Os). Definidos los escenarios, el siguiente paso es el de crear una “función de utilidad” (U). Ésta vendrá dada por las ganancias de los agricultores en función del agua disponible (Tpi), el coste de la infraestructura necesaria para llevar a cabo la operación (Ci) y un coeficiente de idoneidad basado en aspectos sociales (β).

$$U = (Tpi - \sum Ci) \times \beta$$

Ecuación 2 Función de utilidad

$$Tpi = W \times S \times Cp$$

Ecuación 3 Función de ganancia

La función de ganancia vendrá dada por la cantidad de agua disponible (W), la superficie regable (S) y el índice de producción del cultivo (Cp).

La demanda de agua para el sistema de explotación del Vinalopó es de unos 140Hm³ y la superficie regada es de unas 30.000Ha (CHJ, 2004). Con la búsqueda de nuevas fuentes (como por ejemplo la desalación de agua de mar, o la explotación de acuíferos cercanos) se supone un incremento de la dotación para los regantes del Vinalopó de 40Hm³/año, con un coste de explotación y construcción de infraestructura de 200 M€. Por otra parte, se estima la superficie de regadío de la Ribera en unos 65.000Ha. Para el empleo de la función de utilidad, necesitamos conocer los consumos anuales de agua y el coste de cada actuación:

TIPO	JUGADORES	CANTIDAD
Consumo en régimen BAU	RR	495,24 Hm ³ /año
	RV	140 Hm ³ /año
Consumo en trasvase (80 Hm ³ /año)	RR	415,24 Hm ³ /año
	RV	220Hm ³ /año
Consumo en estado de (Nsw, Sw), trasvase pequeña cantidad.	RR	495,24 – 20 Hm ³ /año
	RV	140 + 20 Hm ³ /año
Consumo en estado (Nsw, Os), búsqueda nuevas fuentes.	RR	495,24 Hm ³ /año
	RV	140 + 40 Hm ³ /año
Consumo en estado de (Sw, Os), trasvase y nuevas fuentes.	RR	495,24 – 60 Hm ³ /año
	RV	200 + 40 Hm ³ /año
Inversión en el Canal Júcar-Vinalopó	---	607,87 M€
Inversión en la búsqueda de nuevas fuentes para los RV	---	200 M€

Consumos e inversiones de los diferentes escenarios del Juego.

							Función de ganancia	Función de utilidad
		Agua (Hm3/año)	S (ha)	Indice Prod (Cp)	Inversión (M€) ⁻³	Coef idoneidad (b)	$T_{pi} = W * S * C_p / 100000$	$U = (T_{pi} - \sum C_i) * b$
Rég. BAU	RR	495,24	65000	1	0	1	321,906	321,906
	RV	140	30000	0,5	0	0,6	21	12,6
(Sw, Sw)	RR	415,24	65000	0,7	0	0,7	188,9342	132,2539
	RV	220	30000	0,9	0,607	0,9	59,4	52,9137
(Sw, Os)	RR	435,24	65000	0,8	0	0,8	226,3248	181,0598
	RV	240	30000	1	0,807	1	72	71,193
(Nsw, Sw)	RR	475,24	65000	0,9	0	0,9	278,0154	250,2138
	RV	160	30000	0,7	0,30363	0,7	33,6	23,0951
(Nsw, Os)	RR	495,24	65000	1	0	1	321,906	321,906
	RV	180	30000	0,8	0,2	0,8	43,2	34,4

Tabla 59 Valores de la función de ganancia y la función de utilidad para el juego propuesto.

Así pues el siguiente paso sería el de definir una tabla de “deseabilidad”:

	RR	RV	Urr	Urv
(Sw, Sw)	4º	2º	132,25394	52,9137
(Sw, Os)	3º	1º	181,05984	71,193
(Nsw, Sw)	2º	4º	250,21386	23,0951
(Nsw, Os)	1º	3º	321,906	34,4

Tabla 60 Tabla de deseabilidad de escenarios.

Como se observa en la tabla superior, el escenario “preferido por los regantes de la Ribera sería el de no trasvasar agua y que los regantes del Vinalopó buscasen nuevas fuentes alternativas. Por el contrario, los del Vinalopó prefieren el trasvase más la búsqueda de nuevas fuentes como escenario ideal. La matriz de pagos quedaría de la siguiente forma:

		JUGADOR RV	
		Sw	Os
JUGADOR RR	Sw	(132,25 ; 52,91)	(181,05 ; 71,193)
	Nsw	(250,21 ; 23,09)	(321,90 ; 34,4)

Tabla 61 Matriz de pagos.

9.2 Análisis de resultados.

En este caso, la solución que supone un “Óptimo de Pareto” es la de “Nsw-Os” ya que se alcanza el mejor resultado global (321,90 + 34,4).

En la figura inferior podemos observar la representación de las estrategias predominantes en el juego. Como se puede ver, la opción de compartir el agua por ambas partes (Sw; Sw) queda completamente descartada, mientras que las opciones de (Nsw; Sw) y (Sw; Os) quedan parcialmente descartadas ya que solo son beneficiosas para uno de los jugadores.

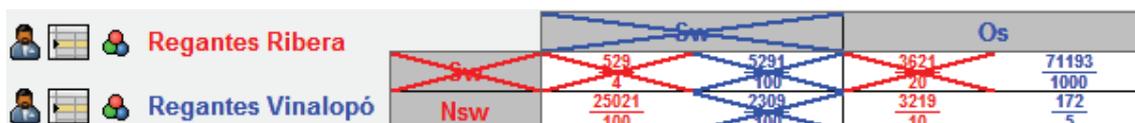


Figura 107 Representación de estrategias predominantes.

Finalmente solo queda un escenario propicio para ambos jugadores, el de no compartir el agua por parte de los regantes de la Ribera, y la búsqueda de nuevas fuentes de agua para los del Vinalopó, ya que existe un equilibrio de Nash es este supuesto (Nsw; Os), como se ve en la imagen inferior (McKelvey et al. (2014). Gambit: Software Tools for Game Theory). Nótese que en este juego, el óptimo de Pareto y el equilibrio de Nash coinciden (aunque hay que saber diferenciar entre sus significados).

Computing Nash equilibria				
The computation has completed.			Number of equilibria found so far: 1	
#	1: Sw	1: Nsw	2: Sw	2: Os
1	0.00000	1.00000	0.00000	1.00000

Figura 108 Equilibrio de Nash para el juego propuesto

En este punto, cabría estudiar cuáles y qué coste tendrían esas nuevas fuentes de agua para los Regantes del Vinalopó a las que nos estamos refiriendo, lo cual podría dar lugar a un trabajo completo por sí mismo.

CAPÍTULO 10: SÍNTESIS, CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS.

En este trabajo se ha propuesto una red bayesiana como sistema de apoyo a la decisión, en la gestión integrada del sistema Júcar. La técnica de las redes bayesianas se muestra adecuada para el estudio de la incertidumbre en la gestión de los recursos hídricos. Pese a la gran cantidad de variables y a la complejidad que presentan algunas de ellas, se ha pretendido mostrar que la red bayesiana empleada es capaz de ofrecer unos resultados coherentes pese a la dificultad que ello conlleva.

A pesar de su notable potencial para hacer frente a los procesos de evaluación, hay algunas limitaciones inherentes a las redes bayesianas. Revisando el trabajo realizado, un problema importante y que rara vez se reconoce, es la posibilidad remota de que un usuario deseara violar la distribución de probabilidades sobre la cual se construye el sistema. Otro problema, mucho más común, es el de la calidad y el alcance de los datos previos utilizados en el procesamiento de la inferencia bayesiana. Una red bayesiana es tan útil y fiable como lo sea este conocimiento previo. Una expectativa excesivamente optimista o pesimista de la calidad de estos datos previos podría distorsionar toda la red e invalidar los resultados. Por ello la selección del modelo de distribución adecuado para describir los datos tiene un efecto notable en la calidad de la red resultante. En nuestro caso de estudio los datos son fiables, ya que se ha empleado el modelo de Aquatool del sistema Júcar para alimentar la red. La combinación del programa Aquatool con herramientas de simulación bayesiana sería una de las líneas futuras a seguir, ya que se suma la fiabilidad de los datos a la gran incertidumbre que se tiene siempre que se ha de alimentar una red bayesiana.

Como se ha señalado a lo largo del trabajo, hay que tener en cuenta los límites de la red planteada; los valores máximos y mínimos de cada variable vienen impuestos por las series que se han recogido para el estudio, por lo tanto por muy radical que sea el cambio en alguna variable, su repercusión en las demás siempre estará en ese rango de valores. Por ejemplo, si se dejase de extraer completamente agua del acuífero de la Mancha Oriental obviamente se dispondría de muchísimo más volumen aguas abajo del sistema Júcar, pero nunca vamos a ver en la red que la cantidad de agua disponible para el riego en la Ribera Alta (por ejemplo) sea de $500\text{Hm}^3/\text{año}$, ya que el máximo ha sido fijado anteriormente para el régimen BAU en $250\text{Hm}^3/\text{año}$. Este hecho, implica tener que hacer una correcta interpretación de los datos obtenidos.

Por otra parte, se ha querido mostrar cómo la Teoría de Juegos puede ser una herramienta de gran ayuda a la hora de estudiar problemas y conflictos de carácter hídrico, mediante el estudio del caso del trasvase al Vinalopó, que afecta a la red bayesiana creada anteriormente. Esta aplicación de la Teoría de Juegos a un caso real, se ha realizado básicamente a modo de

ejemplo para mostrar la utilidad de esta técnica en casos reales. En esta línea cabe seguir trabajando e investigando para alcanzar la forma de combinar perfectamente redes bayesianas y teoría de juegos, lo que podría resultar una herramienta increíblemente útil.

Algunos de los resultados más significativos que se han obtenido son la importancia que adquieren las políticas de gestión que se están llevando a cabo en el sistema acuífero de la Mancha Oriental, sobre todo con la sustitución de las fuentes de suministros (sustitución de pozos) que supone un importante volumen de agua ahorrada, y se ha demostrado que la aplicación de OPADs también produce un efecto positivo tanto en la zona de riegos de la Mancha Oriental como de los regantes de la Ribera. El cambio climático es otro de los escenarios que mayor repercusión producen en todo el sistema, dado que la bajada generalizada de volumen de agua disponible, afectará tanto a regantes, como a producción hidroeléctrica, caudales ecológicos, etc. Las grandes incertidumbres existentes en la generación de los modelos climáticos, provocan que haya muchas dudas con respecto a los resultados obtenidos. Especialmente en el estudio de los impactos del cambio climático sobre los recursos hídricos es importante señalar la gran dispersión existente en las previsiones de precipitación por los distintos modelos climáticos, lo que genera ciertas dudas en cuanto a la aplicación de los resultados.

Se han simulado diferentes escenarios con la intención de conocer los posibles impactos causados por futuras actuaciones en la gestión. En el caso del acuífero de la Mancha Oriental, en situación normal de funcionamiento se ha demostrado que la recuperación cuantitativa y cualitativa, es aún un objetivo a largo plazo. Por otro lado, se ha mostrado que el conflicto del trasvase al Vinalopó no tiene una solución única, y que la decisión de trasvasar el agua, posiblemente, no sea la más adecuada.

En lo que respecta a futuras líneas de investigación, se debería realizar la validación de ambas redes por parte de las entidades dedicadas a la gestión de los recursos hídricos del sistema del Júcar. Como se ha explicado anteriormente, debido a la complejidad del sistema, y a la capacidad de expansión de las redes bayesianas, se podría profundizar mucho más en cada una de las políticas de gestión, consiguiendo resultados más precisos y completos. Asimismo, la participación en la validación de la red bayesiana por parte del CHJ resulta imprescindible.

La gran ventaja del empleo de redes bayesianas es que podemos incorporar al modelo cualquier variable relevante que se desee, por lo tanto las posibilidades y las mejoras que se pueden realizar sobre este proyecto son incontables. Además, apoyándonos en la teoría de

juegos, podemos resolver conflictos que se presenten a la hora de expandir la red, lo que supone desarrollar un modelo mucho más robusto y fiable.

REFERENCIAS

- ASAJA Castilla La Mancha. Asociación Agraria de Jóvenes agricultores. Programa de actuación aplicable a las zonas vulnerables a la contaminación por nitratos de origen agrario en la Comunidad Autónoma de Castilla La Mancha.
- Asensio, F.J. (2012). Diseño de un sistema de apoyo a la decisión mediante redes bayesianas para la gestión integrada del sistema acuífero de la Mancha Oriental. Proyecto Final de Carrera. E.T.S Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. UPV.
- Castelleti, Soncini-Sessa (2007). Bayesian networks and participatory modelling in water resource management. *Environmental Modelling & Software*. Volumen 22, Issue 8, Agosto 2007, Páginas 1075-1088.
- CHJ. (2002). Estudio de utilización conjunta de los recursos hídricos superficiales y subterráneos en las cuencas media y baja de los ríos Júcar y Turia.
- CHJ. (2013). Esquema de temas importantes para la planificación hidrológica en la demarcación hidrográfica del Júcar.
- CHJ. (2013). Esquema provisional de temas importantes del segundo ciclo de planificación hidrológica: 2015–2021.
- CHJ. (2014). Plan Hidrológico del Júcar.
- Custodio, E., Llamas, R. (1996). Hidrología subterránea. Ed. Omega.
- Custodio, E., Llamas, R. (2002). Acuíferos explotados intensivamente, conceptos principales, hechos relevantes y algunas sugerencias. UNESCO
- DGOH (1988). Estudio de la explotación de las aguas subterráneas en el acuífero de la Mancha Oriental y su influencia sobre los caudales del río Júcar.
- DGOH-IGME (1988). Delimitación de las unidades hidrogeológicas del territorio peninsular e Islas Baleares y síntesis de sus características.
- Domínguez, A. (2004). Gestión integrada de los recursos hídricos de la Unidad Hidrogeológica de la Mancha Oriental mediante la utilización de redes bayesianas. UCLM.
- ENSEMBLES EU (2009). Summary of research and results from the ENSEMBLES project.
- Escrivá I Bou, A. (2012). Análisis hidroeconómico de la adaptación al cambio climático en sistemas de gestión de recursos hídricos. Aplicación a la cuenca del Júcar. Trabajo Fin de Máster. E.T.S. Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos. UPV.
- Farmani (2009). An evolutionary Bayesian belief network methodology for optimum management of groundwater contamination. *Environmental Modelling & Software*. Volumen 24. Issue 3. Páginas 303–310.

- Fayanás, E. (2011). El agua en España. Nueva tribuna.
- Gutiérrez Visier, F. (2009). La gestión del agua de la Mancha Oriental. JCRMO.
- Hipel, K.W., Obeidi, A. (2005). "Strategic and Dilemma Analyses of a Water Export Conflict". INFOR, Volumen 43, No. 3. Páginas 247-270.
- IGME (1982). Modelo hidrodinámico del Caroch-Plana de Valencia.
- IGME (1986). Evaluación, a nivel de aplicación, de los recursos hídricos subterráneos disponibles en los acuíferos del sector sur del sistema 51 (Plana de Valencia). Posibilidades de su utilización inmediata".
- INE. Instituto Nacional de Estadística. Agricultura. Censo agrario 2009.
- ITAP. Instituto Técnico Agronómico Provincial de Albacete. Informes anuales 2001-2010.
- JCRMO. Junta Central de Regantes de la Mancha Oriental. Memorias de la Junta Central. Planes de explotación:mercado eléctrico. Sustitución de bombeos.
- Jensen, F.V. (1990). An algebra of bayesian belief universes for knowledge-based systems. Volumen 20, No. 5, páginas 637–659.
- Koller; Pfeffer. (1997). Object oriented Bayesian networks. UAI'97 Proceedings of the Thirteenth conference on Uncertainty in artificial intelligence. Páginas 302-313.
- Lauritzen, S.L., Spiegelhalter, D.J. (1988). Local computations with probabilities on graphical structures and their application to expert systems. Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological), Vol. 50, No. 2. Páginas 157-224
- Llamas, M.R., Back, W., Margat, J. (1992). Groundwater use: equilibrium between social benefits and potential environmental costs. Applied hydrogeology (Heise-Verlag). 1 (2), 3-14.
- Madani, K. (2009). Game theory and water resources. Journal of Hydrology 381 (2010) 225–238.
- Martín de Santa Olalla, F., et. Al (2003). Monitoring irrigation water use by combining irrigation advisory service and remote sensed data with a geographic information system. Agricultural Water Management 61. Páginas 111–124.
- McKelvey, Richard D., McLennan, Andrew M., Turocy, Theodore L. (2014). Gambit: Software Tools for Game Theory, Version 13.1.2. <http://www.gambit-project.org>.
- Mediero, L. (2007). Pronóstico probabilístico de caudales de avenida mediante redes bayesianas aplicadas sobre un modelo hidrogeológico distribuido. UPM.
- MERIT (2005). Guidelines for the use of bayesian networks as a participatory tool for water resource management.

- Millán, E. (2000). Sistema bayesiano para modelado del alumno. Tesis doctoral, Universidad de Málaga.
- MMA (2000). Libro blanco del agua.
- Molina, J.L. (2008). Análisis integrado de la explotación intensiva de acuíferos en regiones semiáridas: caso del Altiplano (Murcia). IGME.
- Molina, J.L. (2008). Explotación de reservas de agua en el sureste español: acuífero Serral-Salinas (Murcia-Alicante). IGME.
- Molina, J.L., Bromley, J., García-Aróstegui, J.L., Sullivan, C., Benavente, J. (2009). Integrated water resources management of overexploited hydrogeological system using Object-Oriented bayesian networks. *Environmental Modelling & Software* 25. Páginas 383–397.
- Molina, J.L., Pulido-Velázquez, D., García-Aróstegui, J.L., Pulido-Velázquez, M. (2012). Dynamic Bayesian Networks as a Decision Support tool for assessing Climate Change impacts on highly stressed groundwater systems. *Journal of Hydrology* 479. Páginas 113–129.
- Navarro, A., Fernández, A., Doblas, J.A. (1989). Las aguas subterráneas en España. Madrid: Instituto tecnológico geominero de España.
- Pacific Institute (2000). The world's water.
- Peña, S. (2009). A hydro-economic modeling framework for optimal management of groundwater nitrate pollution from agriculture. Tesis doctoral. UPV.
- Pollino, C.A.; Henderson, C. (2010). Bayesian networks: a guide for their application in natural resource management and policy. Technical Report N.14. Landscape logic, P.48.
- Rodríguez, T., Quintana, J.L. (1989). La sobreexplotación de las aguas subterráneas en la unidad hidrogeológica de Albacete (Mancha Oriental). Empresa Nacional ADARO de investigaciones Mineras S.A. (ENADIMSA).
- Sahuquillo, A. (1996). Posibilidades de uso conjunto de agua superficial y subterránea en la planificación hidrológica. Asociación internacional de hidrogeólogos. Grupo Español, Lleida. Páginas 59-71.
- Sahuquillo, A., Castaño, S., Cassiraga, E., Calera, A., Gómez, J.J., Peña, S., Sanz, D. (2008). Modelo de flujo subterráneo de los acuíferos de la Mancha Oriental y sus relaciones con los ríos Júcar y Cabriel.
- Sanz et. Al (2011). Modeling aquifer-river interactions under the influence of groundwater abstraction in the Mancha Oriental system. *Hydrogeology Journal*. 19: 475-487.

- Taher, M; Dinar, A; Albiac, J. (2013). Propensity for cooperative water management and ecosystem protection under scarcity and drought: Application to the Jucar River Basin, Spain. Water science and policy center. University of California, Riverside. 01-0813.
- Tanner, M., Wong, W.H. (2010). From EM to data augmentation: the emergence of MCMC bayesian computation in the 1980s. *Statistical Science*. Vol. 25, No. 4, 506–516.
- Ticehurst, Letch, Rissik (2008). Integration modelling and decision support: A case study of the Coastal Lake Assessment and Management. *Mathematics and Computers in Simulation*. 78 (2008) 435–449.
- Thiessen; Loucks. (1992). Computer-Assisted Negotiation of Multi-objective Water Resources Conflicts. *Journal of American Water Resources Association (JAWRA)*. Vol. 28. Issue 1. P. 163-177.
- Wei, S.; Yang, H; Abbaspour, K; Mousavi, J; Gnauck, A. (2009). Game theory based models to analyze water conflicts in the Middle Route of the South-to-North Water Transfer Project in China. *Water research* 44. P. 2499–2516.
- Young, H.P.; Okada, N; Hashimoto, T. (1982). Cost allocation in water resources development. *Water Resources Research*. Vol. 18. Issue 3. P. 463-475.
- Zorrilla et. Al (2011). Contribución de las redes bayesianas a la gestión del agua en el acuífero de la mancha occidental ¿conseguirá el plan especial del alto Guadiana resolver los conflictos sociales y recuperar las tablas de Daimiel?

ANEXOS

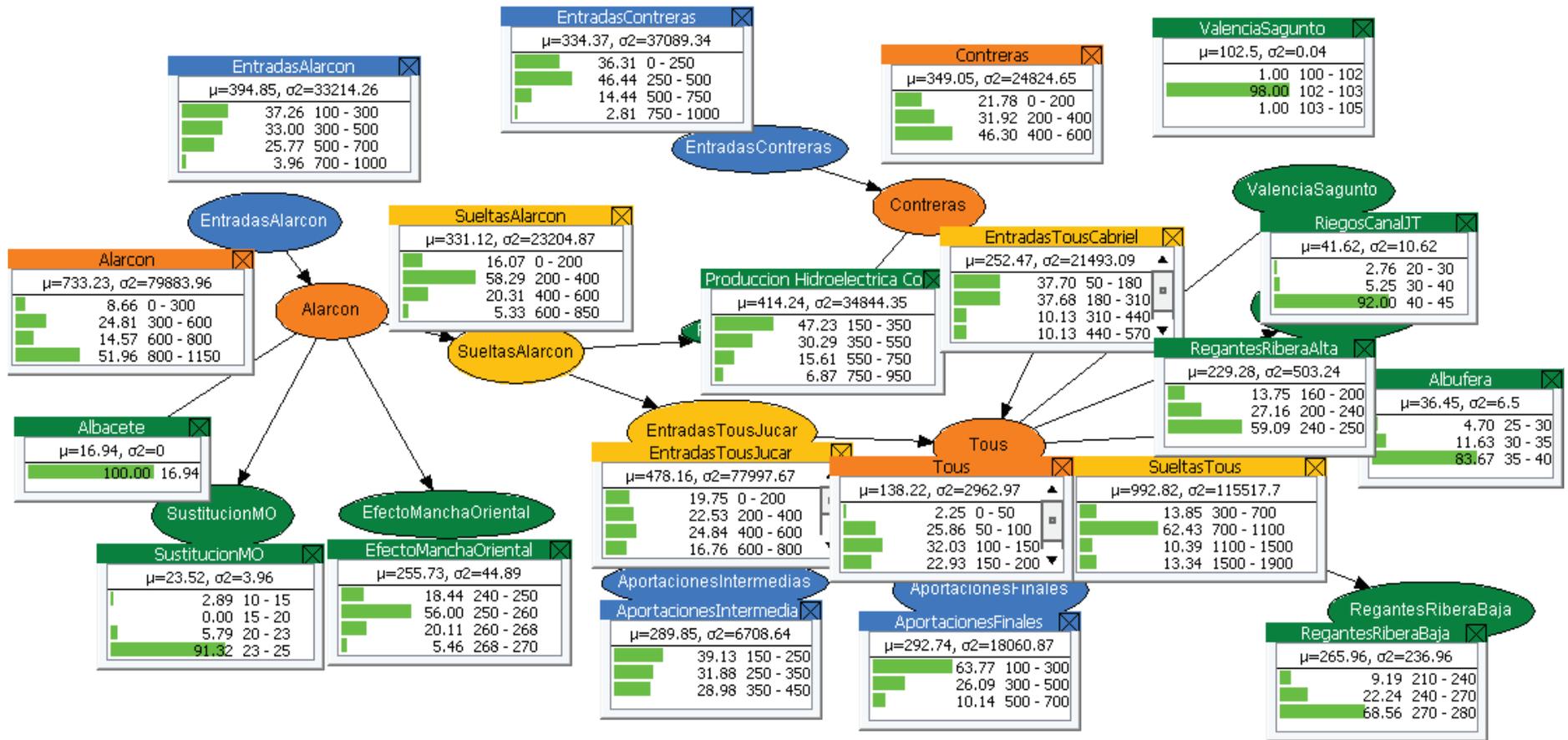


Figura 109 Red bayesiana del sistema Júcar en el escenario de Régimen BAU.

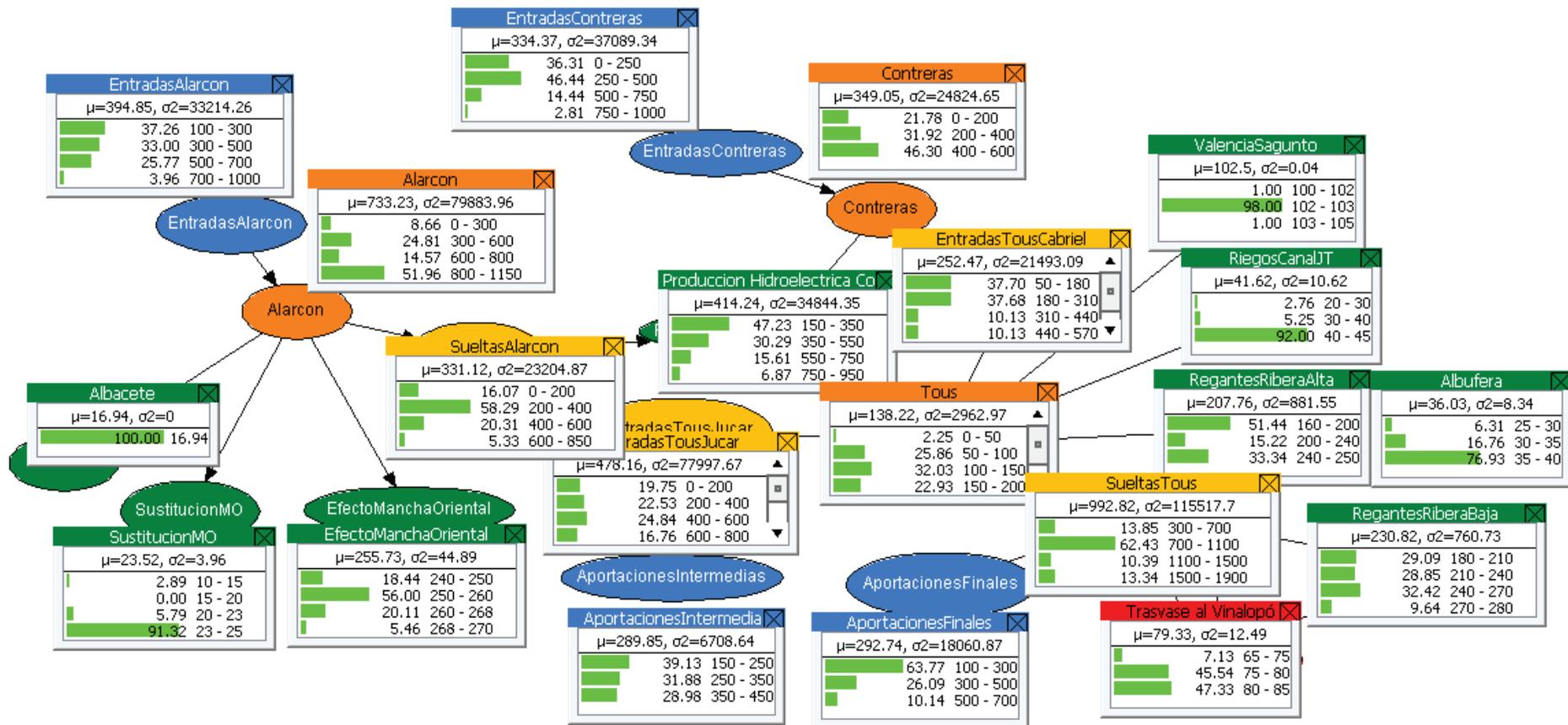


Figura 110 Red bayesiana del sistema Júcar en el escenario de Traslase al Vinalopó.

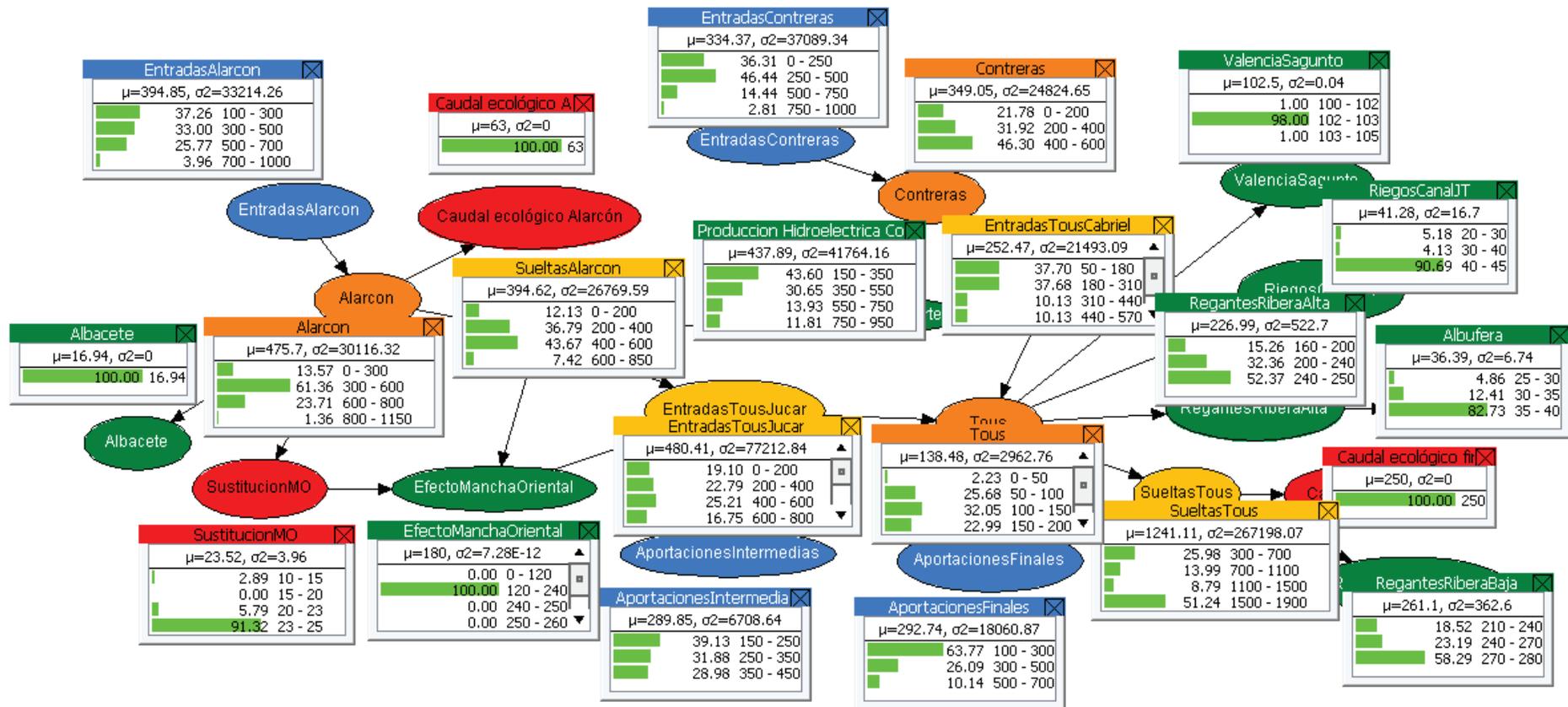


Figura 111 Red bayesiana del Sistema Júcar en el escenario de Caudales Ecológicos.

