



UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

Tesis Doctoral

Métodos y herramientas de evaluación y diseño de instrumentos económicos para gestión de sequías y adaptación al cambio climático

Programa de Doctorado en Ingeniería del Agua
y Medioambiental

Doctorando: Antonio López Nicolás

Director: Dr. Manuel Pulido Velázquez

Valencia, Octubre 2017

Agradecimientos

Quisiera agradecer especialmente a mi director de tesis, el profesor Manuel Pulido Velázquez, por haber confiado en mí durante todos estos años, ya casi una década, para la realización de proyectos europeos, nacionales y colaboración con la Confederación Hidrográfica del Júcar. Él ha sido un ejemplo a seguir en esfuerzo, dedicación y entrega. Sin él nada de esto hubiera sido posible. Siempre ha estado ahí para dar ánimos, aconsejar sabiamente y ayudar en los momentos complicados. Gracias por todos los conocimientos que me ha aportado tanto en el campo de la Planificación y Gestión de Recursos Hídricos como en el de la Economía de los Recursos Hídricos, y por haberme tratado siempre como a uno más, desde el principio, en todas las reuniones y eventos a los que hemos asistido. En definitiva, gracias por todos estos años en el IIAMA que me han curtido como profesional en el campo de la planificación y gestión de los recursos hídricos, y que me ha permitido conocer a extraordinarios profesionales en el campo de la investigación de los recursos hídricos.

Al profesor Joaquín Andreu Álvarez, director del Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos del IIAMA, por haberme permitido participar en proyectos europeos en los que él era investigador principal, que sin duda me han permitido crecer como técnico e investigador en el campo de los recursos hídricos.

Quisiera agradecer tanto a los proyectos europeos del 7^a Programa marco GENESIS (Nº 226536) y ENHANCE (Nº 308438), como al proyecto del Plan Nacional IMPADAPT (CGL2013-48424-C2-1-R) del Ministerio español de Economía, Industria y Competitividad, por haberme provisto de los fondos necesarios para realizar esta investigación.

Al profesor Carlos Mario Gómez Gómez, de la Universidad de Alcalá de Henares, por todas sus enseñanzas en el campo de la economía agraria, por permitirme hacer una estancia en el instituto IMDEA Agua de Alcalá de Henares bajo su dirección y por su gran calidad

humana. Al profesor Carlos Gutiérrez Martín, de la universidad de Córdoba, por todo su apoyo desde mis inicios en el mundo de la economía agraria, por su amistad y ánimos en los momentos complicados. Al profesor Alberto García Prats, de la Universitat Politècnica de València, por su apoyo en el campo de la agronomía.

Como no agradecer a todos mis compañeros y amigos de despacho y grupo de investigación, que siempre hicieron el día a día más llevadero, por todos los buenos momentos compartidos y por haber estado siempre ahí: Andrea, Adrià, Adrián, Ana Fe, Corentin, David, Edgard, Héctor, Jaime, Jessica, Laura, Liliana, Mar, Mario, María, Martín, Mendel, Néstor, Patricia y Sara.

A todos mis compañeros del máster de Ingeniería de Recursos Hídricos, y en especial a Francisco Fuentes, Jesús Ribelles y Omar Fullana por su compañerismo y amistad.

Gracias al personal de administración de la secretaría del DIHMA, Javier, Merche, Raquel y Rosa, por su ayuda con todos los trámites administrativos y por su buen humor.

Gracias a los evaluadores de la tesis que con sus comentarios han contribuido a la mejora de la misma.

A mi amigo Gabriel Lozano con quien compartí mis inicios en la programación con GAMS. A mis buenos amigos Francisco Vargas y Marta Francés con quienes siempre he podido contar para lo que fuese.

Finalmente, a mis padres, hermano, cuñada y sobrinos por haber estado siempre ahí, especialmente en los momentos más duros. Sin ellos, no sería lo que soy hoy. Nunca podré devolveros todo lo que me habéis dado.

Gracias de corazón a todos los que han hecho posible esta tesis

Resumen

Se prevé que en un futuro se agraven los conflictos en la gestión de los recursos hídricos, debido a que nos encontramos en un contexto de creciente demanda de recursos, motivado principalmente por el crecimiento de la población, y de alta incertidumbre en la disponibilidad futura de los recursos disponibles (fundamentalmente debido al cambio climático). Por ello, es necesario gestionar los recursos hídricos bajo la óptica de la eficiencia económica y equidad, tratando de minimizar los potenciales impactos de la escasez del recurso a la sociedad. En este objetivo los modelos hidroeconómicos pueden ser útiles, ya que analizan simultáneamente la hidrología, la ingeniería y la economía de la gestión del agua a escala de cuenca, permitiendo caracterizar mejor la complejidad de los sistemas de explotación.

En esta línea se han desarrollado en esta investigación 2 herramientas bajo el enfoque de modelos hidroeconómicos: SIMGAMS y OPTIGAMS. SIMGAMS desarrolla modelos de simulación que gestionan el recurso basándose en prioridades y/o reglas de operación; realizando un post-análisis económico de la gestión realizada. Por otra parte, OPTIGAMS desarrolla modelos de optimización que gestionan el recurso con criterios económicos. Ambas herramientas permiten obtener tanto resultados de gestión (volúmenes, suministros, etc.) como económicos (costes de escasez y coste marginal de oportunidad del recurso).

Para poder desarrollar modelos hidroeconómicos se hace necesario caracterizar económicamente los usos del agua. Para ello, se ha desarrollado una herramienta que permite obtener curvas de demanda con un enfoque multicriterio basado en preferencias reveladas. Este trabajo ha sido realizado en colaboración con la Universidad de Alcalá de Henares y la Universidad de Córdoba. Además, se ha desarrollado una metodología para obtener curvas de demanda para cítricos con la hipótesis de trabajo de riego deficitario.

Para diseñar medidas para reducir los impactos económicos de la escasez es necesario evaluar sus impactos económicos. Para ello se ha llevado a cabo un análisis hidroeconómico a escala de cuenca tanto con los escenarios históricos de aportaciones como con escenarios futuros de cambio climático. Los escenarios futuros de cambio climático han sido generados a partir de proyecciones futuras de precipitación y temperatura del proyecto EURO-CORDEX, usando un modelo lluvia-escurrentía agregado, el modelo de Témez.

Para el análisis de los costes de escasez en el regadío (sector más vulnerable frente a la escasez), se propone una metodología de atribución de impactos (incluyendo explícitamente tanto la disponibilidad de recursos como la volatilidad de precios), junto con un análisis del riesgo de impacto económico a escala de comarca agraria en la agricultura de regadío. Esta metodología integra tres componentes: modelos econométricos de impacto económico, modelos autorregresivos (para caracterizar la componente estocástica de las aportaciones) y modelos de simulación del sistema. La metodología desarrollada permite evaluar el impacto económico de medidas que permitan reducir los impactos de los escenarios de escasez, como por ejemplo, pozos de sequías.

En este trabajo se explora también el papel potencial de los instrumentos económicos como medida de gestión de la demanda, y su efecto en el impacto económico de las sequías. En concreto, se diseñan y simulan políticas de precios basadas en el valor marginal del agua a escala de cuenca, tarifas dinámicas urbanas que incluyen una componente del valor marginal, y mercados del agua.

El caso de estudio es el sistema de explotación del río Júcar. Los resultados muestran la utilidad de los modelos hidroeconómicos desarrollados para analizar la gestión del sistema, y demuestran el potencial de aplicar los instrumentos económicos como medidas para disminuir los impactos económicos de situaciones de escasez del recurso hídrico.

Resum

Es preveu que en un futur s'agreugen els conflictes en la gestió dels recursos hídrics, pel fet que ens trobem en un context de creixent demanda de recursos, motivat principalment pel creixement de la població, i d'alta incertesa en la disponibilitat futura dels recursos disponibles (fonamentalment a causa del canvi climàtic). Per això, és necessari gestionar els recursos hídrics baix l'òptica de l'eficiència econòmica i equitat, tractant de minimitzar els potencials impactes de l'escassetat del recurs a la societat. En aquest objectiu els models hidroeconòmics poden ser útils, ja que analitzen simultàniament la hidrologia, l'enginyeria i l'economia de la gestió de l'aigua a escala de conca, permetent caracteritzar millor la complexitat dels sistemes d'explotació.

En aquesta línia s'han desenvolupat en aquesta investigació 2 ferramentes baix l'enfocament de models hidroeconòmics: SIMGAMS i OPTIGAMS. SIMGAMS desenvolupa models de simulació que gestionen el recurs basant-se en prioritats i / o regles d'operació; realitzant un post-anàlisi econòmic de la gestió realitzada. D'altra banda, OPTIGAMS desenvolupa models d'optimització que gestionen el recurs amb criteris econòmics exclusivament. Ambdues ferramentes permeten obtindre tant resultats de gestió (volums, subministraments, etc.) com econòmics (costos d'escassetat i cost marginal d'oportunitat del recurs). Per a poder desenvolupar models hidroeconòmics es fa necessari caracteritzar econòmicament els usos de l'aigua. Per a això, s'ha desenvolupat una ferramenta que permet obtindre corbes de demanda amb un enfocament multicriteri basat en preferències revelades. Aquest treball ha sigut realitzat en col·laboració amb la Universitat d'Alcalá d'Henares i la Universitat de Còrdova. A més, s'ha desenvolupat una metodologia per obtindre corbes de demanda per a cítrics amb la hipòtesi de treball de reg deficitari.

Per dissenyar mesures per reduir els impactes econòmics de l'escassetat és necessari avaluar els seus impactes econòmics. Per a

això s'ha dut a terme una anàlisi hidroeconòmic a escala de conca tant amb els escenaris històrics d'aportacions com amb escenaris futurs de canvi climàtic. Els escenaris futurs de canvi climàtic han sigut generats arran a projeccions futures de precipitació i temperatura del projecte EURO-CORDEX, usant un model pluja-escorrentia agregat, el model de Témez.

Per a l'anàlisi dels costos d'escassetat al regadiu (sector més vulnerable davant de l'escassetat), es proposa una metodologia d'atribució d'impactes (incloent explícitament tant la disponibilitat de recursos com la volatilitat de preus), juntament amb una anàlisi del risc d'impacte econòmic a escala de comarca agrària en l'agricultura de regadiu. Aquesta metodologia integra tres components: models econòmics d'impacte econòmic, models autoregressius (per caracteritzar la component estocàstica de les aportacions) i models de simulació del sistema. La metodologia desenvolupada permet avaluar l'impacte econòmic de mesures que permeten reduir els impactes dels escenaris d'escassetat, com per exemple, pous de sequeres.

En aquest treball s'explora també el paper potencial dels instruments econòmics com a mesura de gestió de la demanda, i el seu efecte en l'impacte econòmic de les sequeres. En concret, es dissenyen i simulen polítiques de preus basades en el valor marginal de l'aigua a escala de conca, tarifes dinàmiques urbanes que inclouen una component del valor marginal i mercats de l'aigua.

El cas d'estudi és el sistema d'explotació del riu Xúquer. Els resultats mostren la utilitat dels models hidroeconòmics desenvolupats per analitzar la gestió del sistema i demostren el potencial d'aplicar els instruments econòmics com a mesures per disminuir els impactes econòmics de situacions d'escassetat del recurs hídic.

Abstract

It is expected that the potential water management conflicts will increase in the coming years due to the population growth, and the uncertainty about the availability of water resources under climate change conditions. For this reason, economic efficiency and equity must be considered in order to manage the available water resources at river basin scale with the aim of reducing the potential water scarcity impacts on society. Hydroeconomic models simultaneously analyse engineering, hydrology and economic aspects of water resources systems; allowing the characterization of real complex systems. So, these models could be useful in order to achieve the goal of reducing water scarcity impacts.

Two Decision Support Systems have been developed within the hydroeconomic approach: SIMGAMS and OPTIGAMS. The simulation tool SIMGAMS allocates the available water resources considering priorities and system operating rules, carrying out an economic post-analysis of the water resources management. The optimization tool OPTIGAMS allocates the available water resources considering economic criteria. Both tools obtain either management results (storages, deliveries, etc.) or economic results (water scarcity cost and marginal resource opportunity cost). The economic functions of the users must be obtained to characterize the hydroeconomic models. For that, we have developed a tool within a multicriteria approach based on revealed preferences. This tool has been developed in collaboration with the University of Alcalá de Henares and University of Cordoba. Moreover, a method for get the economic function of irrigation water for citrus within the deficit irrigation approach has been developed and performed.

It is needed to assess the economic impacts of the water scarcity conditions in order to design the portfolio of adaptation measures and evaluate their effectiveness. For this goal, a hydroeconomic analysis at river basin scale has been carried out either for the historical inflows or the future inflows under climate change conditions. The future

climate change scenarios have been obtained through the precipitation and temperature time series coming from the EURO-CORDEX project, using the aggregate rainfall-runoff Temez model.

As the irrigation agriculture is one of the most vulnerable sectors to the water scarcity, we have proposed a method to assess the economic impacts of droughts considering the availability of water resources and the volatility of the crop prices and carry out a risk analysis of the economic impacts on the irrigated agriculture at irrigation district scale. The method has 3 components: econometric models to assess the economic impacts (1), autoregressive inflow models to characterize the stochastic component of the inflows (2) and statistical models to simulate the operation of the system (3). This method allows evaluating the economic impacts of adaptation measures as the drought emergency wells.

In this thesis, the potential of the economic instruments as adaptation measures to reduce the economic impacts of droughts has been analysed. In particular, we have designed and simulated the impacts of scarcity-based water pricing policies at river basin scale, dynamic urban tariffs considering the marginal value of water; and water markets.

The case study is the Jucar river basin. The results demonstrate the potential and utility of the hydroeconomic models to analyse the management of the system; and the potential of applying economic instruments as adaptation measures to reduce the economic impacts of water scarcity scenarios.

ÍNDICE

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN.....	25
1.1 Contexto y motivación	26
1.2 Instrumentos económicos	28
1.3 Objetivos y metas del estudio.....	29
1.4 Estructura del documento	31

CAPÍTULO 2

ESTADO DEL ARTE	33
2.1 Sistemas de ayuda a la decisión y modelos hidroeconómicos.....	34
2.1.1 Sistemas de ayuda a la decisión.....	34
2.1.2 Modelos hidroeconómicos.....	37
2.2 Caracterización económica de los usos del agua.....	41
2.2.1 Demanda de agua para la agricultura de regadío. Modelos multiatributo y de preferencias reveladas	42
2.2.2 Demandas urbanas	44
2.2.3 Otros usos	45
2.3 Evaluación del impacto económico de la escasez del agua	46
2.3.1 Sequías.....	46
2.3.2 Efectos del cambio climático.....	48
2.4 Instrumentos económicos	50
2.4.1 Políticas de precios del agua.....	50
2.4.2 Mercados del agua	52

2.4.3 Otros instrumentos económicos. Seguros para la agricultura de regadío	54
CAPÍTULO 3	
CASO DE ESTUDIO. SISTEMA DE EXPLOTACIÓN DEL JÚCAR	59
3.1 Características físicas de la cuenca.....	60
3.2 Caracterización de usos y demandas de agua.....	62
3.3 Inventario de recursos hídricos.....	65
3.4 Infraestructuras Hidráulicas.....	66
3.5 Zonas sensibles y caudales ecológicos	66
3.6 Retos y conflictos principales en la gestión del Júcar	68
CAPÍTULO 4	
MÉTODOS Y HERRAMIENTAS PARA ANÁLISIS HIDROECONÓMICO A ESCALA DE CUENCA	71
4.1 Gestión de sistemas de recursos hídricos con el enfoque de modelos hidroeconómicos	72
4.2 Herramienta SIMGAMS	73
4.2.1 Configuración general	73
4.2.2 Elementos del sistema	76
4.2.3 Formulación matemática	79
4.2.4 Función objetivo y reglas de operación.....	82
4.2.5 Programación de la herramienta SIMGAMS	83
4.2.6 Evaluación del coste de escasez y del coste de oportunidad del recurso. Precios dinámicos de escasez	85
4.3 Herramienta OPTIGAMS.....	87
4.4 Modelo hidroeconómico del Sistema Júcar.....	90

CAPÍTULO 5 CARACTERIZACIÓN ECONÓMICA DE LOS USOS DEL AGUA.....	95
5.1 Modelo de preferencias reveladas para demanda de riego en cultivos herbáceos y hortícolas	96
5.1.1 Vector de decisión y restricciones del modelo	97
5.1.2 Conjunto de atributos relevantes	98
5.1.3 Función objetivo	99
5.1.4 Modelo de preferencias reveladas	100
5.2 Curvas de demanda para cultivos leñosos con riego deficitario.....	101
5.2.1 Simulación del cambio de rendimiento de los cultivos con la disponibilidad de recurso hídrico.....	102
5.2.2 Modelo de optimización para obtener la curva de demanda de riego de leñosos	105
5.3 Demanda urbana.	106
5.4 Caracterización de los usos del agua en Sistema Júcar .	106
CAPÍTULO 6	
ANÁLISIS DE IMPACTOS ECONÓMICOS BAJO ESCENARIOS DE ESCASEZ.....	113
6.1 Simulación del riesgo económico de sequías en la agricultura de regadío	114
6.1.1 Econometría. Evaluación económica de los impactos de las sequías	114
6.1.2 Modelación estocástica de las aportaciones	116
6.1.3 Simulación de la operación del sistema.....	117
6.1.4 Análisis de riesgo	118
6.1.5 Aplicación al sistema Júcar	118

6.2 Análisis del coste de escasez a escala de cuenca: escenario histórico y proyecciones futuras de cambio climático.....	123
6.2.1 Generación de los escenarios futuros	124
6.2.2 Modelos TÉMEZ.....	125
6.3 Análisis hidroeconómico del sistema Júcar.....	126
6.3.1 Resultados hidrológicos y de gestión	127
6.3.2 Resultados económicos. Escenario Histórico.....	131
6.3.3 Resultados hidrológicos y económicos para escenarios de cambio climático	134

CAPÍTULO 7

DISEÑO Y SIMULACIÓN DE POLÍTICAS DE PRECIOS Y MERCADOS DEL AGUA.....	139
7.1 Diseño y simulación de políticas de precios a escala de cuenca considerando el valor marginal del agua	140
7.2 Tarifa dinámica con precio de escasez para demanda urbana	141
7.2.1 Fase 1: diseño de tarifa base	142
7.2.2 Fase 2: diseño de la componente dinámica	143
7.3 Aplicación de las políticas de precios y tarifas dinámicas al sistema Júcar.....	144
7.3.1 Coste marginal de oportunidad del recurso en origen	144
7.3.2 Impacto de la política de precios a escala de cuenca	146
7.3.3 Tarifa dinámica en la ciudad de Valencia	147
7.4 Mercados del agua.....	151

CAPÍTULO 8

SÍNTESIS Y CONCLUSIONES	155
8.1 Herramientas SIMGAMS y OPTIGAMS	156
8.2 Caracterización económica de los usos del agua.....	157
8.3 Análisis del impacto económico de las sequías en la agricultura de regadío	158
8.4 Escenarios de cambio climático	159
8.5 Instrumentos económicos	160
8.6 Líneas futuras	162
REFERENCIAS	163
ANEXO I.....	183
I.I Publicaciones en revistas indexadas	183
I.II Congresos	184
I.III Proyectos de investigación	187
I.IV Estancia de investigación	188
I.V Codirección de trabajos académicos	188
ANEXO II. CURVAS DE DEMANDA DE LOS USUARIOS DEL JÚCAR.....	189
ANEXO III. CONTRIBUCIÓN DE LOS ELEMENTOS A LA FUNCIÓN OBJETIVO SIMGAMS.....	193
III.1 Contribución de los embalses a la función objetivo	193
III.2 Contribución de las conducciones de tipo 1 a la función objetivo.....	194
III.3 Contribución de las conducciones de tipo 3 a la función objetivo.....	195

III.4 Contribución de las demandas de uso consuntivo a la función objetivo	195
III.5 Contribución de las demandas de uso no consuntivo a la función objetivo	196
III.6 Contribución de los bombeos adicionales a la función objetivo	196
ANEXO IV. VALIDACIÓN DE LA HERRAMIENTA SIMGAMS CON LA HERRAMIENTA SIMGES	197
ANEXO V. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE RIESGO DEL IMPACTO ECONÓMICO DE LAS SEQUÍAS EN LA AGRICULTURA DE REGADÍO	205
ANEXO VI. RESULTADOS DE OPTIGAMS. MERCADOS DEL AGUA	209

FIGURAS

Figura 1. Tramos de una curva de demanda	42
Figura 2. Demarcación Hidrográfica del Júcar	60
Figura 3. Embalses de Alarcón, Contreras y Tous	62
Figura 4. Usos del agua del sistema de explotación Júcar.....	63
Figura 5. Identificación zonas sensibles del sistema Júcar.....	67
Figura 6. Esquema general SIMGAMS y OPTIGAMS	73
Figura 7. Esquema conceptual de la herramienta SIMGAMS ..	75
Figura 8. Gestión de embalses propuesta en SIMGES-Aquatool	77
Figura 9. Modelo unicelular acuíferos.....	78
Figura 10. Modelo pluricelular acuíferos	78
Figura 11. Conexión HydroPlatform con SIMGAMS/OPTIGAMS	85
Figura 12. Cálculo del coste de escasez	85
Figura 13. Esquema conceptual herramienta OPTIGAMS	89
Figura 14. Esquema del sistema Júcar.....	90
Figura 15. Acuífero de la Mancha Oriental.....	91
Figura 16. Acuífero de la plana sur de Valencia. Retornos y filtraciones	92
Figura 17. Método de proyección a la frontera de posibilidades de elección	101
Figura 18. Función de distribución acumulada K_1 , K_2 y K_3 para riego deficitario.....	103
Figura 19. Relación entre agua aplicada y el rendimiento en el caso de cítricos.....	104
Figura 20. Relación entre el diámetro y el peso del fruto.....	104
Figura 21. Curva de demanda para cítricos	106
Figura 22. Curva de demanda de la Mancha Oriental	110
Figura 23. Curva de demanda de Sueca (cítricos).....	110
Figura 24. Curva de demanda de Sueca (arrozales)	111
Figura 25. Curva de demanda Acequia Real del Júcar (leñosos)	112

Figura 26. Curva de demanda de la Acequia Real del Júcar (arrozales)	112
Figura 27. Curva de demanda de la ciudad de Valencia	112
Figura 28. Metodología de análisis de riesgo del impacto económico de sequías	114
Figura 29. Zonas de regadío del sistema Júcar	119
Figura 30. Distribución de la probabilidad acumulada de las aportaciones aguas arriba del embalse de Tous	121
Figura 31. Análisis de riesgo económico de sequías en sistema Júcar	122
Figura 32. Metodología de análisis del impacto económico del cambio climático	124
Figura 33. Volúmenes de los embalses de Alarcón, Contreras y Tous. SIMGAMS vs SIMGES	127
Figura 34. Análisis de las aportaciones de subcuencas de Alarcón y Contreras	127
Figura 35. Volumen simulación de los embalses de Alarcón, Contreras y Tous	128
Figura 36. Suministro a la demanda de Cullera para cítricos ..	129
Figura 37. Bombeos a Canal Júcar-Turia	129
Figura 38. Déficits anuales del sistema Júcar para la serie histórica	130
Figura 39. Costes de escasez sistema Júcar de 1980 a 2012 ...	131
Figura 40. Costes de escasez vs déficits. Acequia Real del Júcar (cultivos leñosos)	132
Figura 41. Costes de escasez vs déficits. Acequia Real del Júcar (arrozales)	132
Figura 42. Costes de escasez vs déficits. Cullera (cultivos leñosos)	133
Figura 43. Costes de escasez vs déficits. Cullera (arrozales) ..	133
Figura 44. Precipitaciones control vs observado en subcuenca de Contreras	135

Figura 45. Temperaturas control vs observado en subcuenca de Contreras.....	135
Figura 46. Comparativa aportaciones entre escenarios cambio climático y escenario histórico	136
Figura 47. Comparativa costes de escasez escenarios cambio climático vs histórico.....	137
Figura 48. CMOR vs volumen de los embalses de Alarcón, Contreras y Tous.....	145
Figura 49. Coste marginal de oportunidad en el embalse de Tous	145
Figura 50. Política de precios a escala de cuenca. Sistema Júcar	145
Figura 51. Comparativa costes de escasez escenarios base y política de precios.....	146
Figura 52. Costes de escasez del Sistema Júcar bajo escenarios cambio climático.....	147
Figura 53. Curva de demanda de la ciudad de Valencia trasladada.....	149
Figura 54. Ahorros de agua tras aplicación de la tarifa dinámica a la serie histórica de volúmenes a 1 de mayo (1980-2012)....	150
Figura 55. Ingresos extra tras la aplicación de la tarifa dinámica a la serie histórica de volúmenes a 1 de mayo (1980-2012)....	151
Figura 56. Calendario de riego de la Acequia Real del Júcar para leñosos cítricos	152
Figura 57. Curvas de demanda mensual de riego en Acequia Real Júcar (leñosos).....	152
Figura 58. Calendario de riegos en Acequia Real del Júcar para arrozales.....	152
Figura 59. Curvas de demanda mensual de riego en Acequia Real del Júcar (arrozales)	153
Figura 60. Curva de demanda de riego de Escalona i Carcaixent	189
Figura 61. Curva de demanda de riego del Canal Júcar-Turía	189

Figura 62. Curva de demanda de riego de Cullera. Leñosos ...	189
Figura 63. Curva de demanda de riego de Cullera. Arrozales.	189
Figura 64. Curva de demanda de riego de la comunidad de regantes de 4 Pueblos. Leñosos	190
Figura 65. Curva de demanda de riego de la comunidad de regantes de 4 Pueblos. Arrozales	190
Figura 66. Curva de demanda de riego superficiales del embalse de Forata	190
Figura 67. Curva de demanda del suministro urbano de Albacete	190
Figura 68. Curva de demanda del suministro urbano de Sagunto	191
Figura 69. Curva de demanda del suministro urbano de la zona Mancha-Manchuela	191
Figura 70. Zonificación de los embalses para la gestión.....	193
Figura 71. Suministro urbano de Albacete. SIMGAMS vs SIMGES	197
Figura 72. Suministro urbano de Valencia. SIMGAMS vs SIMGES	197
Figura 73. Suministro urbano de Sagunto. SIMGAMS vs SIMGES	198
Figura 74. Caudal del acuífero que recibe las filtraciones del embalse de Contreras. SIMGAMS vs SIMGES	198
Figura 75. Caudal del acuífero de la Mancha Oriental. SIMGAMS vs SIMGES	199
Figura 76. Suministro superficial por sustitución de bombeos de la Mancha Oriental. SIMGAMS vs SIMGES	199
Figura 77. Suministro a la Mancha Oriental por bombeos. SIMGAMS vs SIMGES	200
Figura 78. Suministro a la Acequia Real del Júcar (leñosos) SIMGAMS vs SIMGES	200
Figura 79. Suministro a la Acequia Real del Júcar (arroz) SIMGAMS vs SIMGES	201

Figura 80. Suministro a la demanda de Escalona i Carcaixent. SIMGAMS vs SIMGES	201
Figura 81. Suministros a la Comunidad de Regantes de 4 Pueblos (leñosos). SIMGAMS vs SIMGES	202
Figura 82. Suministros a la Comunidad de Regantes de 4 Pueblos (arroz). SIMGAMS vs SIMGES.....	202
Figura 83. Suministros al Canal Júcar-Turia. SIMGAMS vs SIMGES	203
Figura 84. Bombeos para el Canal Júcar-Turia. SIMGAMS vs SIMGES	203
Figura 85. Suministros a la demanda de Cullera (cítricos). SIMGAMS vs SIMGES	204
Figura 86. Suministros a la demanda de Cullera (arroz). SIMGAMS vs SIMGES	204
Figura 87. Comparativa del valor de la producción observados versus simulado	206
Figura 88. Cambios en los volúmenes de los embalses de Alarcón, Contreras y Tous desde octubre hasta mayo.....	207
Figura 89. Cambio en el volumen del embalse de Alarcón desde octubre hasta mayo	207
Figura 90. Evolución del volumen del embalse de Alarcón debido al escenario de cambio climático RCP 4.5	209
Figura 91. Evolución del volumen del embalse de Contreras debido al escenario de cambio climático RCP 4.5	209
Figura 92. Evolución del volumen del embalse de Tous debido al escenario de cambio climático RCP 4.5	209
Figura 93. Evolución del volumen del embalse de Alarcón debido al escenario de cambio climático RCP 8.5	210
Figura 94. Evolución del volumen del embalse de Contreras debido al escenario de cambio climático RCP 8.5	210
Figura 95. Evolución del volumen del embalse de Tous debido al escenario de cambio climático RCP 8.5	210

TABLAS

Tabla 1. Principales instrumentos económicos	29
Tabla 2. Ejemplos de modelos hidroeconómicos	40
Tabla 3. Ejemplos de aplicación de instrumentos económicos	56
Tabla 4. Series de aportaciones del sistema Júcar (CHJ, 2015)	65
Tabla 5. Principales embalses del sistema Júcar	66
Tabla 6. Caudales ecológicos del sistema Júcar	67
Tabla 7. Demandas del sistema Júcar	93
Tabla 8. Precios vs calibres cooperativa de Cheste	105
Tabla 9. Demandas sistema Júcar (demanda objetivo y beneficio máximo anual)	107
Tabla 10. Indicadores de los atributos comarca agraria Centro	108
Tabla 11. Errores calibración comarcas de la Mancha Oriental	109
Tabla 12. Indicadores de los atributos comarcas de la Mancha Oriental	109
Tabla 13. Superficies cultivos UDA de Sueca	110
Tabla 14. Coeficientes ecuación de curva de demanda Sueca leñosos	111
Tabla 15. Ajustes de los modelos econométricos para explicar el valor de la producción	120
Tabla 16. Parámetros estadísticos de las regresiones que reproducen las reglas de operación del sistema.....	121
Tabla 17. Garantías mensuales serie 1980 a 2012. Sistema Júcar	129
Tabla 18. Cumplimiento caudales ecológicos	130
Tabla 19. Costes de escasez sistema Júcar	133
Tabla 20. Combinaciones de modelos de circulación global y regional	134
Tabla 21. Coeficientes R^2 y Nash Sistema Júcar.....	136
Tabla 22. Comparativa costes de escasez escenarios de cambio climático y escenario histórico	137

Tabla 23. Garantías mensuales para escenarios de cambio climático e histórico.....	138
Tabla 24. Variación costes de escasez escenarios Base y Política de precios.....	146
Tabla 25. Distribución de hogares por tramos. Estimación de demandas	148
Tabla 26. Tarifa dinámica suministro urbano de Valencia.....	149
Tabla 27. Ingresos obtenidos con tarifa dinámica	150
Tabla 28. Comparativa costes de escasez principales sequías	153
Tabla 29. Comparativa costes de escasez escenarios de cambio climático	154
Tabla 30. Valor de la producción e índice de precios de 2000 a 2013	205

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

En este capítulo se describe el contexto y la motivación para el desarrollo de esta tesis doctoral, con énfasis en el potencial de los instrumentos económicos para la gestión de la demanda. Se describe la problemática que se tratan de solventar en esta tesis, así como los objetivos y metas en su desarrollo. Finalmente, se presenta la estructura del documento.

1.1 CONTEXTO Y MOTIVACIÓN

A nivel global, se está produciendo en la actualidad un significativo incremento de la demanda debido fundamentalmente al rápido crecimiento de las poblaciones y al desarrollo socioeconómico (UNESCO, 2012). Por otra parte, se tiene una alta incertidumbre sobre la disponibilidad futura del recurso hídrico debido fundamentalmente al cambio climático. Como muestra, los resultados obtenidos por Marcos-García y Pulido-Velázquez (2017) para el sistema del Júcar. Todo ello, nos hace prever un aumento potencial de los conflictos en la gestión del agua en el futuro, lo que nos obliga a reconsiderar la planificación y gestión de los recursos bajo la óptica de la eficiencia económica. Por ello, se hace necesario el desarrollo de herramientas y metodologías que permitan tanto evaluar los impactos económicos de esta situación cambiante, como la eficacia de medidas que permitan reducir los impactos de estos escenarios de escasez a escala de cuenca. Entre los sectores más afectados por los efectos de la escasez del recurso, cabe destacar la agricultura, con notables reducciones de cosechas tanto en agricultura de regadío como de secano.

Las herramientas deben permitir gestionar un sistema de recursos hídricos con criterios de eficiencia económica entre los distintos usos del agua en competencia. En condiciones de escasez de agua y recursos alternativos, y con creciente competencia entre usuarios, la eficiencia económica se convierte en un objetivo social básico, y los valores de eficiencia pueden tener una contribución importante en la resolución de conflictos (Young, 2004). Existe una amplia literatura para la definición de la eficiencia económica en la asignación del agua. Randall (1981) la define como la situación en la que se igualan el coste de oportunidad, el coste del recurso (definido como coste de suministro), y el coste social (o coste real para la sociedad) con el precio del agua. Pero en la práctica existen una serie de ineficiencias en los sistemas de asignación del agua que hacen que los criterios definidos por Randall difícilmente puedan cumplirse. Se deben tener en cuenta una diversidad de criterios a la hora de comparar la bondad de diferentes mecanismos de asignación de los recursos hídricos a

escala de cuenca (Howe et al., 1986):

- *Flexibilidad* en la asignación del recurso, de forma que se pueda cambiar de uso o de lugar, a medida que las condiciones de oferta y demanda cambian, haciendo posible igualar valores marginales entre los usos al menor coste.
- *Seguridad de tenencia para los usuarios actuales*, de forma que puedan tomar las medidas oportunas para utilizar el recurso de manera eficiente.
- *Repercusión del coste de oportunidad real a los usuarios*, de forma que otras demandas o externalidades sean internalizadas.
- *Previsibilidad* de los resultados del proceso de asignación, de forma que la incertidumbre sea mínima.
- *Equidad del proceso de asignación*, que debe ser percibida por los usuarios potenciales.
- *Aceptabilidad política y pública*, de forma que la asignación responda a los objetivos de varios sectores de la sociedad.

Estos criterios responden al concepto de eficiencia económica, incorporando el de equidad o justicia. En toda región los criterios de asignación del agua dependen de una serie de objetivos y prioridades muy diversas. En cada caso, los criterios están influenciados por marco legal e institucional vigente, condicionantes sociales, políticos y económicos.

La necesidad del análisis económico del agua aparece reflejada en la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE del Parlamento europeo y del Consejo (en adelante, DMA), (CE, 2000a), que en su artículo 5 indica que cada Estado miembro velará por que se efectúe en cada demarcación hidrográfica o en la parte de una demarcación hidrográfica internacional situada en su territorio:

- Un análisis de las características de la demarcación.

- Un estudio de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y de las aguas subterráneas.
- Un análisis económico del uso del agua.

La DMA establece como novedad que para alcanzar el buen estado de las aguas se han de aplicar principios (quien contamina paga), metodologías, herramientas (como análisis coste-eficacia) e instrumentos económicos (por ejemplo, poner un precio al agua).

Por otra parte, el plan para salvaguardar los recursos hídricos de Europa (Water Blueprint, (EC, 2012)), desarrollado en el marco de la DMA, tiene como objetivo general el de garantizar la disponibilidad de agua de buena calidad para un uso sostenible y equitativo del agua. Para lograr esta meta establece como objetivos específicos los de: lograr la eficiencia en el uso del agua, aumentar la resiliencia frente a fenómenos extremos y alcanzar el buen estado ecológico. Finalmente, propone como medios para lograr estos objetivos parciales: la gobernanza, los instrumentos económicos, la integración y el conocimiento base.

La investigación que se presenta en este documento surge para dar respuesta a la necesidad de incluir la economía en la gestión y planificación de recursos hídricos en zonas con escasez del recurso hídrico, y de evaluar la aplicación de instrumentos económicos en una gestión más eficiente del recurso.

1.2 INSTRUMENTOS ECONÓMICOS

Los instrumentos económicos pueden definirse como incentivos diseñados con el objetivo de adaptar las múltiples decisiones individuales a objetivos colectivos (Delacámara et al., 2013). Los instrumentos económicos diseñados para la gestión eficiente de los recursos hídricos tienen un doble rol: por una parte, inducir ciertos cambios en el comportamiento de los usuarios en referencia a la economía, y por otra, contribuir a cumplir con los objetivos de la Directiva Marco del Agua 2000/60/CE. En el artículo 9º de la DMA se recoge la necesidad de aplicar políticas de precios con un doble rol:

como incentivo para propiciar un uso eficiente del agua (como instrumento económico), y como instrumento financiero para la recuperación de costes de los servicios del agua, incluyendo tanto los ambientales como los del recurso. En el Water Blueprint (EC, 2012), la Unión Europea recoge el uso eficiente del agua como una de las estrategias clave que para garantizar la disponibilidad de agua de buena calidad para un uso sostenible y equitativo del agua. Para lograrlo se propone la aplicación de instrumentos económicos.

Existen diversas tipologías de instrumentos económicos (tabla 1), teniéndose instrumentos que pueden regularse por la acción de los mercados y otros que no responden a dicha regulación.

Tabla 1. Principales instrumentos económicos
(Fuente: adaptado de Delacámara et al., 2013)

Tipos de Instrumentos Económicos	
Tasas e impuestos	Precios del agua
	Tasas ambientales
Subsidios	Sobre productos
	Sobre prácticas
Mercados para bienes medioambientales	Permisos y Licencias
	Mecanismos de compensación
Otros instrumentos basados en mercados	Mercados del agua
	Banco de hábitat
Asociación público-privada	Compra temporal derechos del agua
Instrumentos financieros	Seguros para sequías
Acuerdos voluntarios	

1.3 OBJETIVOS Y METAS DEL ESTUDIO

El objetivo general de esta tesis doctoral es desarrollar herramientas y metodologías que permitan gestionar los recursos disponibles teniendo en cuenta criterios de eficiencia económica, así como el diseño y simulación de instrumentos económicos como medidas adaptativas a los escenarios de escasez (sequías y escenarios futuros de cambio

climático). Para lograr este objetivo general se han establecido los siguientes objetivos parciales:

- Estudio de la literatura existente en el campo de modelos de soporte de ayuda a la decisión y modelos hidroeconómicos, caracterización económica de los usos del agua, evaluación del impacto de escenarios de escasez e instrumentos económicos.
- Desarrollo de una herramienta para crear modelos de simulación para gestionar los recursos hídricos con prioridades y/o reglas de operación permitiendo, mediante un post-análisis económico, evaluar el coste de escasez asociado a la gestión realizada.
- Desarrollo de una herramienta para crear modelos de optimización para gestionar los recursos hídricos con criterios de eficiencia económica. En particular, minimizar el coste económico a escala de cuenca.
- Desarrollo de herramientas y metodologías para caracterizar económicamente los usos del agua.
- Desarrollo de metodologías que permitan realizar un análisis específico de atribución de impactos y de riesgo económico del impacto de las sequías en la agricultura de regadío, por tratarse este sector de uno de los más vulnerables frente a sequías.
- Obtención de escenarios futuros de cambio climático de las variables climáticas precipitación y temperatura, y evaluación de su impacto en la hidrología del sistema. Análisis del impacto económico de estos escenarios de cambio climático a escala de cuenca.
- Desarrollo de metodologías para el diseño y simulación de instrumentos económicos. Por una parte diseño y simulación tanto de políticas de precios a escala de cuenca como de tarifas urbanas como medidas de adaptación a los impactos

económicos adversos de la escasez. Por otra parte, análisis del papel potencial de mercados del agua en períodos de escasez.

- Aplicación de todas las herramientas y metodologías desarrolladas al caso de estudio, el sistema Júcar. Análisis de las principales conclusiones y contribuciones al campo de la investigación de la ingeniería de los recursos hídricos.

1.4 ESTRUCTURA DEL DOCUMENTO

La presente tesis se estructura en 8 capítulos que se describen brevemente a continuación:

- *Capítulo 1. Introducción.* Se describe el contexto y motivación de la presente investigación, así como los objetivos y la estructura del documento.
- *Capítulo 2. Estado del arte.* En este capítulo se describen los principales aportes de la literatura internacional en los campos de modelos de soporte de ayuda a la decisión y modelos hidroeconómicos, metodologías para la caracterización económica de los usos del agua, evaluación del impacto económico de escenarios de escasez e instrumentos económicos
- *Capítulo 3. Caso de estudio. Sistema Júcar.* En este capítulo se caracteriza el caso de estudio: descripción física de la cuenca, usos y demandas de agua, inventario de recursos hídricos y, retos y conflictos principales en la gestión del agua.
- *Capítulo 4. Métodos y herramientas para análisis hidroeconómico a escala de cuenca.* En esta sección se describen las dos herramientas que se han desarrollado en esta investigación bajo el enfoque de modelos hidroeconómicos: SIMGAMS y OPTIGAMS, bajo los enfoques de simulación y optimización respectivamente.
- *Capítulo 5. Caracterización económica usos del agua.* Se ha

desarrollado una herramienta bajo el enfoque de preferencias reveladas por los agricultores para caracterizar los usos del agua en zonas con predominancia de cultivos herbáceos. Este trabajo es el fruto de una colaboración entre la Universidad de Alcalá de Henares, la Universidad de Córdoba y la Universitat Politècnica de València. También se ha desarrollado una metodología que permite obtener curvas de demanda para cítricos bajo la hipótesis de riego deficitario.

- *Capítulo 6. Análisis de impacto económico de la escasez de agua.* Primeramente se detalla la metodología desarrollada para realizar un análisis de riesgo del impacto económico de las sequías en la agricultura de regadío. A continuación se muestra el análisis hidroeconómico desarrollado a escala de cuenca teniendo en cuenta tanto las condiciones históricas como escenarios futuros de cambio climático, obtenidos a partir de los nuevos escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero, RCPs (IPCC, 2014).
- *Capítulo 7. Diseño y simulación de políticas de precios y mercados del agua.* En esta sección se detalla la nueva metodología desarrollada para obtener tarifas dinámicas urbanas basadas en la escasez. También el nuevo enfoque de cómo simular políticas de precios a escala de cuenca.
- *Capítulo 8. Síntesis y conclusiones.* En este capítulo se realiza una síntesis de la investigación realizada, se detallan las principales conclusiones obtenidas, y se especifican limitaciones y posibles líneas futuras de investigación.

CAPÍTULO 2

ESTADO DEL ARTE

El estado del arte se subdivide en cuatro partes, abordando la revisión de: modelos de ayuda a la decisión y modelos hidroeconómicos, metodologías para la caracterización económica de los usos del agua, evaluación del impacto de escenarios de escasez e instrumentos económicos. Cada una de estas partes se corresponden con una fase de la tesis: desarrollo de sistemas generalistas de ayuda a la decisión (SAD) con el enfoque de modelos hidroeconómicos, herramientas y metodologías para caracterización de los usos del agua, evaluación del impacto económico de escenarios de escasez, sequías y cambio climático, y diseño y simulación de instrumentos económicos.

2.1 SISTEMAS DE AYUDA A LA DECISIÓN Y MODELOS HIDROECONÓMICOS

2.1.1 *Sistemas de ayuda a la decisión*

En la planificación y gestión de los recursos hídricos a escala de cuenca deben tenerse en cuenta los intereses y objetivos de múltiples usuarios en competencia. Por ello deben llevarse a cabo procesos de negociación y participación entre todos ellos con el objetivo de lograr acuerdos y compromisos comunes. Es necesario desarrollar modelos que contengan la información relevante para los usuarios, que obtengan resultados que sean aceptados y creíbles por éstos, y que permitan describir cómo funciona el sistema de recursos hídricos al que pertenecen (Loucks et al., 2005). En este sentido, se definen los sistemas de soporte o de ayuda a la decisión (SAD) como herramientas genéricas que facilitan el desarrollo de modelos para analizar sistemas de recursos hídricos integrando algoritmos, bases de datos y sistemas de información geográfica, a través de una interfaz amigable para el usuario (Loucks and da Costa, 1991, Simonovic, 1996; Andreu et al., 2001).

Los modelos que se desarrollen pueden seguir el enfoque de simulación o de optimización. Los modelos de simulación modelizan la respuesta del sistema bajo distintos supuestos o alternativas. Se trata de una técnica descriptiva (enfoque positivo) que no proporciona directamente la solución óptima, pero permite escoger la mejor alternativa de entre varias. En general suelen incluir un algoritmo interno de optimización para asignar los recursos disponibles mes a mes (o en la escala temporal en que se trabaja) de acuerdo con las prioridades y/o reglas de gestión establecidas. Por el contrario, los modelos de optimización sí que persiguen determinar la solución factible óptima para el período de estudio escogido, de acuerdo con un objetivo (Labadie, 2004). En general, la optimización está más limitada que la simulación para representar la complejidad de sistemas reales complejos (Wurbs, 1993; Rani y Moreira, 2010). Los modelos de optimización requieren un mayor tiempo computacional que los

modelos de simulación. Los modelos de simulación analizan el sistema de recursos hídricos mes a mes sin poder prever los efectos de los meses venideros. Mientras que los modelos de optimización generalmente consideran el período de análisis simultáneamente, introduciendo el problema de la predicción perfecta que puede conducir a resultados ideales no alcanzables en la práctica (Labadie, 2004; Draper and Lund, 2004). Existen algunos algoritmos que permiten solventar el problema de la predicción perfecta, entre ellos cabe destacar el “Stochastic Dynamic programming” que resuelve la ecuación recursiva de Bellman (Bellman, 1957).

Los SAD tienen el objetivo de facilitar la toma de decisiones a los planificadores y gestores del sistema. Los orígenes de estos modelos se cifran entre los años 60 y 70. Sin embargo no fue hasta 1971 cuando fue acuñado el término “DSS” por dos profesores del “MIT” (Gorry and Morton, 1971). Desde entonces se han realizado múltiples aplicaciones en el campo de la planificación y gestión de los recursos hídricos, reseñándose a continuación algunas de éstas:

- El SAD MODSIM (Labadie, 1988; Fredericks et al., 1998; Dai and Labadie, 2001) permite introducir los datos espaciales mediante un SIG, empleándose éstos para una versión modificada del modelo de diferencias finitas MODFLOW que genera las funciones de respuesta de la relación río-acuífero. Estas funciones se introducen en el modelo de simulación, que resuelve la red de flujo mediante un método iterativo de aproximaciones sucesivas. Este modelo no emplea parámetros económicos, sino penalizaciones a las desviaciones de suministros objetivo, caudales mínimos y producción energética.
- El SAD AQUATOOL (Andreu et al. 1992 y 1996) ha sido desarrollado en el Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente de la Universitat Politècnica de València (UPV). Está integrado por diversos módulos para la planificación y gestión de recursos hídricos y análisis de la calidad de las aguas: SIMGES, OPTIGES, GESCAL,

SIMRISK y EVALHID.

El módulo de simulación, SIMGES, permite gestionar los recursos disponibles de acuerdo con una serie de prioridades y/o reglas de gestión. La asignación del recurso se define mes a mes mediante optimización, utilizando un proceso de optimización para redes conservativas basado en el algoritmo Out-Of-Kilter (Bazaraa et al., 1990). La función objetivo se basa en minimizar la suma ponderada de los déficits de las demandas y caudales mínimos, desviaciones en objetivos de volumen embalsado y producción hidroeléctrica. Por otra parte el módulo de optimización, OPTIGES, realiza el reparto óptimo del recurso disponible mensualmente a partir de la descripción física de los elementos de la cuenca (links, embalses y demandas) generando para ello una red de flujo interna. Para poder estimar las aportaciones que se requieren como datos de entrada tanto para SIMGES como para OPTIGES, se ha desarrollado EVALHID que permite desarrollar modelos precipitación-escorrentía a escala de cuenca. Debido a la incertidumbre existente en la disponibilidad futura de recursos hídricos, el SAD está provisto de un módulo, SIMRISK, que permite realizar una evaluación de riesgos en la gestión. Finalmente, el módulo GESCAL permite evaluar la calidad del agua a nivel de cuenca, considerando los procesos de modificación de la calidad del agua tanto en los ríos como en los embalses.

- El modelo IRAS, Interactive River-Aquifer Simulation (Loucks et al., 1995; Loucks, 2002) además de simular el flujo permite obtener parámetros de calidad de aguas y de producción hidroeléctrica, usando indicadores económicos, ambientales y ecológicos que definirá el usuario.
- El modelo HEC-Res Sim (USACE, 2007) es un modelo único entre los que simulan embalses porque pretende reproducir el proceso de toma de decisiones que los operadores de embalses deben usar para realizar las sueltas de éstos. Admite la

consideración de objetivos múltiples como suministro de agua, generación de energía hidroeléctrica, calidad de agua e impacto económico de los daños por avenidas.

- RS MINERVE (García et al., 2016) permite modelizar redes hidrológicas e hidráulicas con un enfoque semi-distribuido. Simula tantos los principales fenómenos hidrológicos (escorrentía superficial, escorrentía subterránea, etc.) como los principales elementos de regulación. El programa permite gestionar los recursos hídricos, optimizar operaciones de centrales hidroeléctricas, diseño de aliviaderos o desarrollo de medidas contra inundaciones.
- Explicit Stochastic Programming Advanced Tool (ESPAT) (Macian-Sorribes et al., 2017), desarrollado en el IIAMA de la UPV, permite desarrollar modelos de optimización estocásticos para gestionar los recursos hídricos disponibles a escala de cuenca empleando el algoritmo SDDP (Pereira and Pinto, 1991 y 1985).

2.1.2 Modelos hidroeconómicos

La Economía debe ser tenida en cuenta para el diseño de los SAD ya que puede contribuir a la toma de decisiones en el ámbito de la gestión de los recursos hídricos en varios niveles. Tres grandes aplicaciones de la Economía en la gestión del agua son: análisis de políticas del agua; gestión y asignación óptima del agua entre usos en competencia; y priorización y selección de proyectos e infraestructuras (Pulido-Velazquez et al., 2014a). Los modelos hidroeconómicos incorporan de manera explícita economía, ingeniería e hidrología, permitiendo un análisis integrado a escala de cuenca de recursos (superficiales y subterráneos), demandas e infraestructura disponible, pudiendo combinar medidas de oferta y de gestión de la demanda (Pulido-Velazquez et al., 2008 and 2014b; Harou et al., 2009; Heinz et al., 2007; Bauer-Gottwein et al., 2016). Con ellos puede estimarse el coste de escasez, que se define como las pérdidas económicas asociadas a un suministro que es inferior a la demanda objetivo (Pulido-

Velazquez, 2003).

Los modelos hidroeconómicos de sistemas de recursos hídricos pueden programarse ad-hoc para un sistema, o bien utilizar herramientas genéricas que faciliten el desarrollo de estos modelos para cualquier sistema (Pulido-Velazquez et al., 2013).

Los resultados obtenidos con estos modelos son relevantes para la toma de decisiones debido a:

- Traducen los impactos de la gestión del agua en términos económicos. El fenómeno de la escasez del agua que se pone de manifiesto por una disminución de los beneficios económicos e intensificado por el aumento de las demandas (mayor requerimiento hídrico), requiere de un marco de análisis robusto que tenga en cuenta los factores económicos adecuados, que permitan justificar las decisiones de gestión recogidas en los planes de cuenca.
- Permiten capturar las relaciones de interacción entre los subsistemas natural, económico y el marco legal/institucional. Estos subsistemas son sobre los que hay que influir para poder gestionar los recursos de un sistema.

Existe un amplio catálogo de aplicaciones de modelos hidroeconómicos para solventar diversos problemas relacionados con la gestión del agua a escala de cuenca (ej. Harou et al., 2009). En la tabla 2 se ha realizado una recopilación de algunos ejemplos desde las primeras aplicaciones hasta la actualidad.

Problema	Caso de estudio	Enfoque	Cita
Infraestructuras para suministro de agua para riego	Proyecto Tista, Pakistán	Uso conjunto de agua superficial y subterránea para riego con criterios económicos	Rogers and Smith (1970)
Diseño de un sistema de redes para riego en un sistema de uso conjunto	Indus basin, Pakistan	Simulación conjunta del efecto del reparto del agua y tasas por bombear agua de pozos, bajo criterios de eficiencia económica	O'mara and Duloy (1984)
Diseño de un plan de bombeos económicamente óptimo	Madera County, California, USA	Aproximación de la cantidad óptima de bombeo en un sistema multi-acuífero bajo un enfoque estocástico	Provencher and Burt (1994)
Desarrollo de reglas de operación	Río Missouri y Río Columbia. USA	Optimización estocástica con criterios económicos	Lund y Ferreira (1996)
Gestión de los recursos disponibles a escala de cuenca	Colorado	Optimización no lineal, analizando la viabilidad o no de redistribuir el agua entre usos alternativos	Diaz et al. (2000)
Evaluación de políticas de agua, planificación, impacto de cambio climático y social	California	Modelo de optimización que integra tanto economía como ingeniería. Modelo CALVIN	Jenkis et al. (2001)
Análisis tanto de la calidad como de la cantidad del agua	Grecia	Modelo de simulación con criterios de eficiencia económica y distribución equitativa de recursos y costes	Assimacopoulos (2004)
Gestión de los recursos disponibles con criterios económicos	España	Desarrollo de las herramientas Mevalges y Ecoges para evaluación económica con curvas de demanda	Collazos (2004)
Descenso de los niveles piezométricos y daños ambientales	India	Precios para el agua subterránea dependiendo de la altura piezométrica	Brown and Rogers (2006)

Problema	Caso de estudio	Enfoque	Cita
Aumento de la demanda agrícola e intrusión marina	Cuenca del río Adra. España	Programación no lineal, método de autovalores para resolución del flujo subterráneo	Pulido-Velazquez et al. (2006)
Efectos del cambio climático en economías a gran escala	California. USA	Comparativa de pérdidas por sequías entre usos no consuntivos y usos consuntivos	Tanaka et al. (2006)
Impacto económico de políticas para gestión de sequías	Cuenca de Río Grande	Políticas de adaptación al cambio climático	Ward et al. (2006)
Aumento de la capacidad de las infraestructuras con disponibilidad variable del agua	Jordania	Programación entera mixta estocástica	Rosenberg et al. (2008)
Diseño, evaluación e implementación de Políticas de Precios	Cuenca de Río Grande	Impactos económicos de políticas de precios con criterios de equidad y restricciones de calidad	Ward and Pulido-Velazquez (2008)
Diseño de políticas de precios a escala de cuenca	Cuenca del Mijares	Diseño de precios a partir del coste marginal de oportunidad del recurso	Pulido-Velázquez et al. (2013)
Gestión de los recursos en cuencas transfronterizas	Cuenca del río Nilo	Modelo hidroeconómico estocástico para analizar diversos escenarios de gestión	Arjoon et al. (2014)
Análisis del impacto del cambio climático a escala de cuenca	Cuenca del Júcar	Análisis hidroeconómico con empleo del SAD AQUATOOL	Escriva-Bou et al. (2017)

Tabla 2. Ejemplos de modelos hidroeconómicos

2.2 CARACTERIZACIÓN ECONÓMICA DE LOS USOS DEL AGUA

Las decisiones sobre explotación, conservación, reparto y uso de los recursos hídricos en situaciones de escasez requieren de información sobre el posible valor económico del agua para los distintos usos en competencia. Existen diversos enfoques para estudiar el valor del agua en los distintos usos y caracterizar la demanda en función del precio. Se suelen distinguir dos categorías en el uso del agua desde el punto de vista económico (Gibbons, 1986; Young, 1996): si el agua es un bien final, deseado por sí sólo, los usuarios son consumidores, y la demanda es una demanda final (ej. componente residencial del uso urbano). Si el agua es un insumo para la producción de cualquier otro bien o servicio (bien intermedio), el usuario es un productor, y su demanda es una demanda derivada, en el sentido en que es determinada por la demanda del producto final. La demanda de agua para riego, uso industrial y generación hidroeléctrica es una demanda derivada. Las diferencias reseñadas tienen implicaciones importantes sobre los métodos de valoración apropiados para cada caso.

Los modelos econométricos y las técnicas de programación matemática son los métodos dominantes para estimar el valor del agua en sus diferentes usos:

- Los modelos econométricos se basan en el análisis del comportamiento real observado (análisis positivo). La econometría se basa en aplicar las técnicas estadísticas a los fenómenos económicos (Tintner, 1968). En el caso de estimar la demanda del agua se trata de identificar los factores que puedan inferir el consumo del agua (precio, renta, etc.) que serán las variables explicativas de la ecuación que tiene como variable explicada el consumo del agua.
- La programación matemática se basa en la implementación de modelos que tratan de obtener la solución factible óptima de acuerdo con un conjunto de restricciones (análisis normativo) (Beale, 1970).

2.2.1 Demanda de agua para la agricultura de regadío. Modelos multiatributo y de preferencias reveladas

Para calcular la demanda de agua para riego se evalúa el valor del agua para los regantes bajo condiciones de escasez. En una curva de demanda típica se diferencian tres tramos (véase figura 1):

- Un tramo inicial claramente inelástico: el regante no responde frente al cambio de precio, por ello mantendrá sus cultivos y dotaciones de riego con su propia renta.
- Un tramo intermedio elástico: el regante reduce el uso y consumo de agua (ej. mediante cambios en la gestión o en el sistema del riego), e incluso cambiar a variedades o cultivos de menor consumo o incluso de secano.
- Un tramo final inelástico: el nivel de precios obliga a la reducción de cultivos.

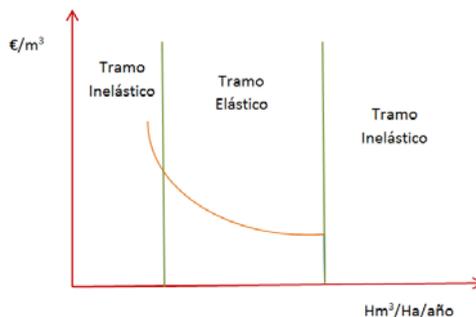


Figura 1. Tramos de una curva de demanda

La respuesta del agricultor respecto al cambio de precios consiste en: reducir las dosis de riego, sustituir sus cultivos por otros de menor consumo, pasar a cultivos de secano, mejora de las técnicas de regadío y realizar un plan de mejora. El sistema de tarifa es determinante en la influencia del precio como incentivo del ahorro (Sumpsi et al., 1998). Algunos de los estudios, metodologías o herramientas desarrolladas para estimar el valor del agua en la agricultura de regadío son:

- La Programación Matemática Positiva (PMP) consiste en el uso conjunto de programación matemática con auto-calibración positiva en función de los valores observados de producción, uso de inputs y valor de la función objetivo en un año (Howitt, 1995a y b).
- Sumpsi et al. (1998) realizan un análisis empírico para estimar cómo influyen distintas formas de tarificación (variable, fijo, por hectárea, etc.) sobre la demanda, la renta de los regantes y la recaudación estatal en 15 comunidades de regantes con características muy distintas.
- García-Mollá (2000) realiza un análisis empírico para conocer el grado de influencia de diversos factores sobre la demanda del agua en la Comunidad Valenciana. Se obtuvo que los factores de mayor influencia eran: tipo de cultivo, clima, suelo, tradición de riego, origen del agua y variables institucionales de las propias comunidades de regantes.
- La teoría multiatributo se ha aplicado en diversos campos, como la simulación de mercados del agua de regadío en la cuenca del Duero (Martínez-Martínez y Gómez-Limón, 2004) en el que se aplicó la hipótesis de que el consumo o no del agua depende de una función de utilidad multiatributo a maximizar. También Gómez-Limón y Berbel (2000), realizaron un análisis multicriterio para obtener curvas de demanda cuando no se emplea como único criterio la maximización del margen bruto, sino una función de utilidad con diversidad de criterios.
- Ortega-Álvarez et al. (2004) desarrollan MOPECO, modelo de optimización económica para la gestión del agua de riego. La herramienta identifica programas óptimos de producción y estrategias de gestión del agua de regadío. A partir del margen bruto se estima el patrón óptimo de cultivo y la estrategia de riego.
- Graveline (2016) presenta una revisión de los modelos

económicos empleados en la agricultura que se emplean para gestionar el recurso disponible entre los agricultores. Diferencia entre modelos normativos/formales, de programación lineal y de programación matemática positiva.

- Con el enfoque de preferencias reveladas se ha desarrollado un modelo (colaboración entre IMDEA, Universidad de Córdoba y Universitat Politècnica de Valencia) (Gómez et al., 2016) que trata de reproducir y describir las decisiones observadas de los regantes. Los regantes españoles tienen en cuenta una variedad de criterios a la hora de tomar sus decisiones. Concretamente en este modelo se han empleado los siguientes criterios: margen bruto, riesgo evitado y complejidad de la gestión. Por otra parte, el regante tratará de tomar una decisión que sea fácil de manejar, por ejemplo tratará de contratar la menor mano de obra asalariada (trabajadores ajenos) posible. En el capítulo 5 se realiza una descripción detallada de este modelo.

2.2.2 Demandas urbanas

Según la Instrucción de Planificación Hidrológica (IPH; (MARM, 2008)), para definir las unidades de demanda urbana se han de unir todas las aglomeraciones urbanas que obtenga el recurso del mismo punto de toma (subcuenca, masa de agua, etc.). La demanda urbana se descompone en uso residencial, uso industrial (pequeñas y medianas industrias), comercial y otros usos. Salvo en zonas turísticas, los patrones de distribución temporal suelen ser muy uniformes. El suministro urbano requiere unas condiciones muy exigentes de calidad del agua y altos valores de las garantías. Además, debe cumplir los siguientes condicionantes de acuerdo con la IPH:

- Que el déficit de un mes no será superior al 10% de la demanda mensual.
- Que la suma del déficit en 10 años consecutivos, no será superior al 8% de la demanda anual.

Para la obtención de las funciones económicas, hay que tener en cuenta el concepto de elasticidad-precio de la demanda, que se define como la variación de la cantidad de agua demanda cuando se produce una variación del precio del agua. En el caso del agua, se suele presentar elasticidad-precio negativa (si aumenta el precio disminuirá el consumo) y elasticidad-renta positiva; por ello se puede afirmar que el agua es un bien normal (Bauman y Boland, 1998). En el Libro Blanco del Agua (MIMAM, 2000) se estima una curva de demanda para uso doméstico con un valor de elasticidad-precio de -0.57. Por otra parte en los estudios de García-Valiñas para la Comunidad Valenciana se obtiene un valor de elasticidad-precio de -0.64 (García-Valiñas, 2004 y 2006). Los modelos econométricos permiten obtener curvas de demanda urbana, incorporando diferentes variables explicativas: pueden ser modelos simples que tan sólo incluyan el precio o modelos más complejos que consideren variables como la renta, condiciones climáticas, frecuencia de tarificación, etc. En referencia a las formas funcionales de las curvas de demanda urbanas pueden emplearse:

- Funciones lineales. Por ejemplo Trujillo (1994) empleó funciones de demanda lineales para obtener una tarifa óptima en la ciudad de Las Palmas.
- Función de Cobb-Douglas (Cobb y Douglas, 1928). Esta función es de tipo potencial asumiendo una elasticidad constante a lo largo de toda la curva. Con ello, se obtiene la siguiente expresión:

$$Q = c \cdot P^\varepsilon \quad [1]$$

Siendo: c un factor de escala, $c > 0$, y ε la elasticidad-precio de la demanda, $\varepsilon < 0$

2.2.3 Otros usos

Para la estimación del valor de usos ambientales se emplean técnicas de no mercado como puedan ser el experimento de elección o la valoración contingente, ya que estos bienes no tienen un mercado

físico donde realizar una transacción. El método de la valoración contingente consiste en simular un mercado mediante encuesta a los consumidores potenciales, preguntándoles por la máxima cantidad de dinero que pagarían por el bien si tuvieran que compararlo, como hacen con los demás bienes (Riera, 1994). En referencia al experimento de elección, la selección de los atributos o características que configuran las alternativas de elección es la etapa principal en el diseño de un experimento de elección, pues las alternativas finalmente planteadas deben ser realistas y creíbles. Para ello se diseña un experimento previo (prueba piloto), que permita conocer aquellos aspectos del bien a valorar que más influyen en las preferencias de los individuos, además, permite mejorar la redacción y detectar posibles errores de comprensión para el cuestionario final. (Hanley et al., 2001). Entre los años 2005 y 2009 se desarrolló el proyecto europeo “Aquamoney” para desarrollar una valoración económica del medioambiente y del beneficio del recurso en el marco de la Directiva Marco del Agua (Brouwer et al., 2009). El caso de estudio español fue la cuenca del río Serpis donde se realizó un experimento de elección. Por otra parte, Martín-Ortega y otros realizaron una estimación del coste del recurso y ambiental en situaciones de escasez de agua, también en el marco de la Directiva Marco del Agua (Martín-Ortega et al., 2011).

2.3 EVALUACIÓN DEL IMPACTO ECONÓMICO DE LA ESCASEZ DEL AGUA

2.3.1 Sequías

Las sequías son un fenómeno extremo hidrológico impredecible que da lugar a una disminución significativa del recurso hídrico disponible afectando a grandes áreas (CHJ, 2007). Las Confederaciones Hidrográficas han desarrollado los Planes Especiales de Sequías con el objetivo de implementar herramientas estratégicas para la mitigación de los impactos de los períodos de sequías con resultados positivos (Estrela y Sancho, 2016).

Las Confederaciones Hidrográficas usan diferentes indicadores para la definición formal de sequía junto a los sistemas de monitoreo continuo (Pedro-Monzonís et al., 2015). Por ejemplo, la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ) emplea un indicador que considera volúmenes embalsados, escorrentía, agua subterránea y precipitación (CHJ, 2007). Este sistema de indicadores se enmarca en un completo sistema de gobernanza de las sequías que se ha ido desarrollando en distintas etapas como una plataforma multisectorial público-privada (Carmona et al., 2017).

Las sequías severas han dado lugar a pérdidas socio-económicas significativas en la agricultura. Una evaluación integral de los impactos económicos de las sequías proporciona información crítica para la toma de decisiones racionales sobre políticas y programas de mitigación de sequías (Ding et al., 2011). Se han publicado numerosos estudios de evaluación de los impactos de las sequías en la agricultura de regadío con muy diversos enfoques (por ejemplo, Iglesias et al., 2003; Calatrava y Garrido, 2005; Peck y Adams, 2010; Howit et al., 2015; Hlalele et al., 2016).

Las sequías pueden producir tanto impactos directos como indirectos. Para evaluar los impactos indirectos pueden emplearse los análisis denominados “input-output” (por ejemplo Pérez y Pérez y Barreiro-Hurlé, 2009), análisis “computable general equilibrium” (por ejemplo, Berritela et al., 2007; Goodman, 2000; Wittwer y Griffith 2011) o técnicas de valoración ambiental (por ejemplo, Milne, 1991; Martin-Ortega, 2012). Los métodos para valorar los impactos directos suelen estar basados en las funciones de producción y precios de mercado de los cultivos. Pueden tenerse en cuenta ambos datos de entrada (funciones de producción y precios) usando los modelos hidroeconómicos para evaluar el impacto económico de las sequías sujeto a las características físicas, ambientales e institucionales del sistema de recursos hídricos (por ejemplo, Booker, 1995; Ward et al., 2006; Harou et al., 2010; Ward y Pulido-Velazquez, 2012).

Alternativamente, los modelos econométricos han sido empleados

para la evaluación de los impactos directos de las sequías en la agricultura de regadío considerando la influencia de varios factores (por ejemplo disponibilidad de agua o precio del cultivo). Por ejemplo, Connor et al. (2014), evaluó los impactos de la volatilidad del precio de los cultivos, la disponibilidad del aguas y las condiciones climáticas en los ingresos de la agricultura de regadío en la cuenca del Murray-Darling (Australia). Por otra parte, Gil-Sevilla et al. (2010) y Gil et al. (2011) analizó los impactos de la volatilidad de los precios de los cultivos y de la disponibilidad del agua en el valor de la producción de la agricultura de regadío.

2.3.2 Efectos del cambio climático

De acuerdo con el Grupo Intergubernamental de expertos sobre el Cambio Climático “IPCC” (IPCC, 2014), tanto la disponibilidad como la calidad del agua serán una de las principales presiones y fuente de conflictos entre la sociedad y el medio ambiente. Existen multitud de proyectos que se han dedicado y se dedican al cálculo de proyecciones de las variables climáticas bajo diversos escenarios de emisiones de gases. Entre ellos destacan los proyectos europeos PRUDENCE, que formó parte del 5º Programa marco de la Unión Europea, con el objetivo de proporcionar escenarios climáticos de alta resolución para Europa mediante metodologías de regionalización dinámica. El proyecto ENSEMBLES, que formó parte del 6º Programa marco de la Unión Europea, nació con el objetivo general de mantener y ampliar la preeminencia europea en el suministro de información para políticas relacionadas con el cambio climático y sus interacciones con la sociedad. Ambos proyectos trabajaron con los escenarios SRES, Special Report on Emission Scenarios (IPCC, 2001). En la actualidad, el proyecto CORDEX, COordinated Regional climate Downscaling Experiment, (Christensen et al., 2014), obtiene proyecciones de alta resolución de las variables climáticas basadas en los nuevos escenarios de trayectorias de concentración representativas, RCPs (IPCC, 2014); realizando ensamblados de modelos con reescalados tanto dinámicos como estadísticos.

Existen multitud de trabajos en la literatura internacional que han analizado los impactos del cambio climático a escala de cuenca. Así, Pulido-Velazquez et al. (2015b) evaluaron el efecto del cambio climático en la recarga del acuífero de Serral-Salinas, España. Por otra parte, Chirivella-Osma et al. (2015) obtuvieron una amplia dispersión al analizar el impacto de escenarios futuros en las aportaciones de la cuenca del río Júcar, obteniéndose un amplio rango de variación, desde -13.45 % a 18.1 % (con un valor medio de -2.13 %). Pulido-Velazquez et al. (2015a) analizaron conjuntamente el impacto del cambio climático y de los usos del suelo tanto en la cantidad como en la calidad del agua del acuífero de la Mancha Oriental. Marcos-García y Pulido-Velazquez (2017), analizaron el impacto del cambio climático en la cuenca del Júcar y en general cómo se ha tenido en cuenta en los actuales planes de cuenca el efecto del cambio climático.

Debido a la incertidumbre de los escenarios climáticos en los distintos horizontes se recomienda usar un conjunto amplio de escenarios futuros para analizar la variabilidad en el comportamiento del sistema y las estrategias potenciales. En esta línea Olmos-Giménez et al. (2016) han desarrollado una metodología basada en un ensamble ponderado (reliability ensemble averaging) para tener en cuenta la variabilidad de la lluvia en función de los modelos regionales para series futuras de cambio climático. Fowler and Ekström (2009) emplearon un método de ensamble para analizar el impacto del cambio climático en las precipitaciones extremas. Por otra parte Manning et al. (2009) emplearon un enfoque basado en la estadística bayesiana para evaluar el impacto del cambio climático en los recursos hídricos. Como respuesta a esta incertidumbre se han desarrollado dos enfoques completamente distintos (Ludwig et al., 2014):

- El enfoque “top-down” (de arriba a abajo) se basa en análisis de impactos a gran escala biofísica, centrados en cuantificar y minimizar las incertidumbres usando un gran número de escenarios y modelos climáticos y de impacto. El problema de este modelo es que las incertidumbres entre los diferentes

modelos se van encadenando (Wilby and Dessai, 2010).

- El enfoque “bottom-up” (de abajo a arriba) analiza la vulnerabilidad social y capacidad de adaptación a las variaciones del clima con el objetivo de tomar decisiones de adaptación a las nuevas condiciones. Este enfoque empieza con un portfolio de medidas a nivel local para adaptarse al cambio global (Girard et al., 2015b).
- Los modelos hidroeconómicos se pueden emplear como apoyo al diseño de estrategias de adaptación (combinando gestión de los recursos con gestión de la demanda) para el cambio climático. En esta línea Girard et al. (2015a y b) proponen un enfoque combinado de “bottom-up” y “top-down” para obtener un portfolio de medidas adaptativas a nivel de cuenca integrando la eficiencia económica, aceptación social, sostenibilidad ambiental y adaptación robusta. Como enfoque “top-down” proponen usar una cadena de modelos para evaluar el impacto del cambio climático en los recursos hídricos. Como enfoque “bottom-up”, emplean talleres y análisis local para la obtención de las demandas futuras y la priorización de medidas de adaptación.

2.4 INSTRUMENTOS ECONÓMICOS

En los apartados siguientes se describen las políticas de precios del agua, mercados del agua y otros instrumentos (principalmente seguros para la agricultura).

2.4.1 *Políticas de precios del agua*

El potencial de las políticas de precios para promover una gestión más eficiente de recursos hídricos ha sido reconocido por el marco legislativo, como en la ya mencionada DMA. Concretamente, la Comisión Europea fomenta el uso de la tarificación del agua y de los cánones para incitar a los usuarios a utilizar los recursos hídricos de manera más sostenible y para que el sector económico recupere los costes de los servicios relacionados con el agua (CE, 2000b). Las

estructuras de tarificación deberían incluir un elemento variable (cantidad, contaminación) para que tengan una verdadera función de incentivo para un uso más eficiente. Para aplicar una política tarifaria eficiente se requiere conocer:

- Demanda de agua, sobre la que se dispone de escasa información en algunos sectores. Es necesario implementar mejores métodos de medición (contadores, uso de imágenes obtenidas por satélite, etc.).
- Elasticidad de la demanda de agua en relación con su precio
- Costes financieros del suministro de agua.
- Costes ambientales y de recursos. La evaluación de tales costes, sin embargo, sigue resultando difícil y controvertida (Heinz et al., 2007; Brouwer et al., 2009).

Es fundamental distinguir entre precio, coste y valor económico del agua. El precio es la cantidad que el usuario paga a cambio de un bien o servicio. En un mercado libre vendría determinado por las fuerzas de la oferta y la demanda, pero en el caso del agua lo que se paga no refleja el valor del recurso. El sistema político establece una tarifa con objetivos como recuperación de costes, equidad o sostenibilidad. El valor del agua es el beneficio neto para los usuarios o disposición a pagar por el agua. Finalmente, se distinguen distintos tipos de coste:

- Financiero: recursos económicos consumidos (de capital, operación y mantenimiento, administración, etc.).
- Del recurso: costes de oportunidad (Pulido-Velazquez et al., 2008).
- Ambiental: externalidades ambientales.

La mayoría de las prescripciones básicas para el diseño de precios del agua están basadas en el primer teorema fundamental de la economía del bienestar. Este teorema declara que los mercados competitivos son un medio efectivo para tomar ventaja sobre las oportunidades existentes de incremento de bienestar entre los individuos, y que los

precios pueden redistribuir los recursos de manera eficiente (Gomez et al., 2017). Por ello, distribuir eficientemente los recursos implica recuperar los costes del servicio, incluidos los de operación, mantenimiento, capital costes de oportunidades y externalidades (Rogers et al., 1998 y 2002).

Por otra parte, el uso eficiente del agua requiere reconocer los costes de oportunidad del agua (Griffin, 2006). En todo diseño de políticas de precios los objetivos que habitualmente se persiguen son (Griffin, 2006):

- Suficiencia de ingresos. Cantidad suficiente de ingresos que permitan sufragar la totalidad de los gastos a las empresas suministradoras del agua.
- Eficiencia económica. Los precios deben maximizar los beneficios netos de los usuarios del agua o maximizar el valor presente neto de todos los usuarios del recurso.
- Equidad y justicia. Los usuarios con características similares deberían pagar precios similares y percibir que son precios justos.
- Simplicidad. Todo usuario tiene que ser capaz de entender el sistema de precios.
- Legalidad. Los precios tienen que ser legalmente aceptados.

En España, el artículo 47 del Reglamento de Planificación Hidrológica aprobado por Real Decreto 907/2007 cita textualmente que *“en el plan hidrológico se incluirá información sobre las medidas a adoptar, en particular relacionadas con la política de precios del agua, que proporcionen incentivos adecuados para que los usuarios utilicen de forma eficiente los recursos hídricos y, por tanto, contribuyan al cumplimiento de los objetivos medioambientales perseguidos”*

2.4.2 Mercados del agua

En el ordenamiento español no se introducen los mercados de derecho de uso de agua hasta la Ley 46/1999, de 13 de diciembre que

modificaba la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas, estando vigente hoy en día el Texto Refundido de la Ley de Aguas, Real Decreto Legislativo 1/2001. El mercado que se introduce es de cesión de derechos de uso de agua; bajo ningún concepto puede ser de aguas ya que éstas son bienes de dominio público y por tanto son inalienables (Embid-Irujo, 2016). La exposición de motivos de la mencionada Ley 46/1999 dice: “potenciar la eficiencia en el empleo del agua, para lo que es necesaria la flexibilización del actual régimen a través del nuevo contrato de cesión de derechos, que permita optimizar socialmente los usos de un recurso tan escaso”.

Los mercados se pueden clasificar en función de su naturaleza en formales e informales. Los mercados informales son los que se producen de manera espontánea entre los usuarios sin ningún control por parte de organismo regulador. Mientras que se definen como mercados formales aquellos en los que interviene la Administración Pública en su regulación (Palomo-Hierro et al., 2015; Palomo-Hierro y Gomez-Limon, 2016). Como se ha comentado anteriormente los mercados formales se introducen en España con la Ley 46/1999, pero tradicionalmente se han producido intercambios informales de agua durante períodos de escasez (Calatrava y Gómez-Ramos, 2009; Garrido et al., 2013).

Por otra parte, los mercados formales se pueden clasificar en intracuenca e intercuenca. Los intracuenca son contratos de cesión de derechos de agua entre usuarios de la misma cuenca, mientras que los intercuenca ocurren entre usuarios de distinta cuenca requiriéndose autorización de la Dirección General del Agua. Algunos ejemplos de estos contratos en España son (Palomo-Hierro y Gomez-Limon, 2016):

- Cesión intercuenca: trasvase Tajo-Segura y Negratín Almanzora.
- Cesión intracuenca: en la Cuenca Hidrográfica del Segura se pusieron en marcha 54 contratos con un volumen de 19 Hm³/año; en la cuenca Mediterránea-Andaluza, 0.9 Hm³/año; en el la cuenca del Tajo, un máximo de 20 Hm³/año.

En el caso de la cuenca del Júcar, los intercambios habidos se caracterizan por (García-Mollá et al., 2016):

- Gran variedad de intercambios/cesiones, bajo diversos marcos legales (cesión de sobrantes, centros de intercambio, contratos de cesión, etc.).
- La mayoría de las veces los intercambios han tenido lugar por iniciativa de los usuarios y con cesiones de agrícola a urbano.
- Los intercambios han contribuido a solventar problemas de escasez y calidad del recurso solventado con intercambios.
- El Convenio de Alarcón ha sido clave en los intercambios.
- Se han producido muchos más intercambios o cesiones informales que formales.

Algunas ventajas teóricas de los mercados del agua son:

- Aumentan eficiencia económica en la asignación del agua.
- Mecanismo de asignación flexible.
- Informan sobre el valor real del agua.
- Estimulan ahorro de agua.
- Disminuyen coste de desarrollar nuevos suministros.
- Reducen riesgos de suministro e incertidumbres.

Algunas causas de fallo en la asignación del agua en los mercados son: existen externalidades negativas que no quedan internalizadas (por ejemplo, la contaminación a terceros), la infra-provisión de los bienes públicos del agua (ej. caudales ecológicos), y las economías de escala que favorecen los monopolios naturales.

2.4.3 Otros instrumentos económicos. Seguros para la agricultura de regadío

Los agricultores son adversos al riesgo estando dispuestos a reducirlo aunque sea a costa de reducir los ingresos esperados (Gutierrez-Martin

y Gomez, 2011). Pueden estar dispuestos a pagar significativas cantidades de dinero, en comparación con los ingresos esperados, para reducir los impactos de las sequías (Perez-Blanco, 2014). Concretamente, esto puede llegar a materializarse a través de los seguros de sequías para agricultura de regadío (Bielza et al., 2008), aunque no se trata de una técnica habitualmente extendida. En esta línea se ha desarrollado una metodología para estimar la prima básica de riesgo y los ahorros potenciales de ahorro, combinando modelos estocásticos hidrológicos, modelos de decisión y de producción agronómica (ej. Perez-Blanco y Gomez, 2013, para el caso de estudio de la Campiña en el Guadalquivir).

En la tabla 3 se recogen algunos de los aportes a la literatura internacional de aplicaciones de instrumentos económicos para solventar problemas relacionados con la gestión de recursos hídricos.

Tabla 3. Ejemplos de aplicación de instrumentos económicos

Nombre del estudio	Tipo de Instrumento Económico	Enfoque del estudio
Cai et al. (2003) Integrated hydrologic-agronomic-economic model for river basin management	Tasas y subsidios para incentivar un reparto eficiente del agua	Modelo hidrológico-agronómico-económico integrado a escala de cuenca
MacDonald (2004) The use of economic instruments for managing water quality	Instrumentos basados en precios (tasas medio ambientales y acuerdos de compensación)	Definen un diagrama indicando que instrumentos son factibles en cada contexto. Definen distintos segmentos de la sociedad (permiten escoger diferentes instrumentos económicos)
Bazzani et al. (2005) The sustainability of irrigated agricultural systems under the Water Framework Directive: first results	Políticas de precios en la agricultura	Programación matemática a nivel de usuario agrícola
Ward & Pulido-Velázquez (2008) Efficiency, equity, and sustainability in a holistic water quantity — quality optimization model in the Rio Grande basin	Políticas de precios en el sector urbano	Modelos hidroeconómicos holísticos
Blanco et al. (2009) Groundwater development and wetlands preservation: assessing the impact of water conservation policies	Políticas de precios y mercados del agua	Programación matemática no lineal para realizar un análisis coste-eficacia
Grafton et al. (2010) An integrated assessment of water markets: Australia, Chile, China, South Africa and the USA	Mercados del agua	Marco integrado con criterios económicos cuantitativos
Pulido-Velazquez et al. (2013), Design of Efficient Water Pricing Policies Integrating Basinwide Resource Opportunity Costs.	Políticas de precios a escala de cuenca (CMOR)	SAD AQUATOOL (Módulos SIMGES y ECOWIN) y modelo ad-hoc en GAMS. Enfoque combinado de modelos de simulación y optimización
Howitt et al. (2010) Economic Modeling of Agriculture and Water in California	Mercados del agua aplicados a sequías	Programación Matemática Positiva

Nombre del estudio	Tipo de instrumento económico	Enfoque del estudio
Peña Haro et al. (2010). Fertilizer standards for controlling groundwater nitrate pollution from agriculture: El Salobral-Los Llanos case study, Spain.	Precios de fertilizantes para controlar la contaminación por nitratos	Modelación Hidroeconómica
Connor and Kaczan (2013). Principles for Economically efficient and environmentally sustainable water markets: The Australian experience. In Drought in Arid and Semi-Arid Regions	Mercados del agua	Análisis de los impactos de los incentivos de los mercados del agua en Australia
Erfani et al. (2013 y 2014). Simulating water markets with transaction costs. Great Ouse River basin in Eastern England	Simulación de mercados del agua teniendo en cuenta los derechos adquiridos	Modelación Hidro-económica teniendo en cuenta costes de transacción entre usuarios
Molinos-Senante (2014) Water rate to manage residential water demand with seasonality: peak-load pricing and IBR approach.	Diseño de tarifas para suministro urbano	Diseño de tarifa urbana del tipo bloques crecientes para tener en cuenta la fluctuación de la población estacional en regiones con escasez de agua
Whittington, et al. (2015). A diagnostic tool for estimating the incidence of subsidies delivered by water utilities in low- and medium-income countries, simulations	Subsidios	Distribución de los subsidios por parte de las empresas de gestión y distribución del agua entre los hogares en función de sus ingresos

CAPÍTULO 3

CASO DE ESTUDIO. SISTEMA DE EXPLOTACIÓN DEL JÚCAR

En este capítulo se presenta una caracterización sintética del caso de estudio que es el sistema de explotación Júcar (Demarcación Hidrográfica del Júcar). Concretamente se realiza una descripción de las características físicas de la cuenca, usos y demandas del agua, inventario de recursos hídricos, y retos y conflictos principales en la gestión del agua. Para la realización de este capítulo se han empleado como principales fuentes de información el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar (CHJ, 2015) y la web del organismo de cuenca.

3.1 CARACTERÍSTICAS FÍSICAS DE LA CUENCA

El sistema Júcar se encuentra dentro del ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), la cual está constituida por 9 sistemas de explotación: Cenia-Maestrazgo, Mijares-Plana de Castellón, Palancia-Los Valles, Turia, Júcar, Serpis, Marina Alta, Marina Baja y Vinalopó-Alacantí (figura 2). El sistema tiene 143 masas de agua superficiales con una longitud de unos 2,900 Km y 41 masas de aguas subterráneas integradas total o parcialmente en el sistema.

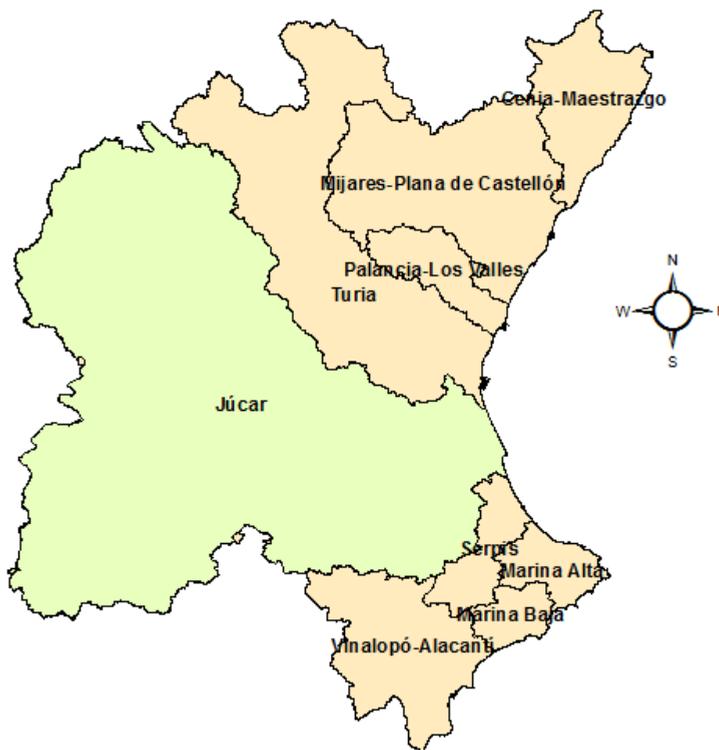


Figura 2. Demarcación Hidrográfica del Júcar

El Sistema Júcar comprende la totalidad de la cuenca del río Júcar, además del área que recibe agua a través del Canal Júcar-Turia y las subcuencas litorales comprendidas entre la Gola de El Saler y el límite de los términos municipales de Cullera y Tavernes de la Valligna.

Tiene una extensión de 22,261 km². La red hidrográfica la constituyen el río Júcar y sus afluentes, destacando los ríos Cabriel, Valdemembra, Arquillo, Magro, Albaida, y Sellent. El río Júcar nace en la Cordillera Ibérica, a 1,585 m de altitud, atravesando inicialmente la serranía de Cuenca. Este tramo inicial finaliza en el embalse de Alarcón, con capacidad de 1,118 Hm³, siendo el de mayor importancia del sistema de explotación Júcar. En esta zona del río los usos principales son el riego y la producción hidroeléctrica. En el tramo medio del río se encuentra el embalse de Tous, con una capacidad de 378 Hm³, empleado principalmente para laminación de avenidas, riego y abastecer el Canal Júcar-Turía (tanto para riego como para uso urbano, Valencia y Camp de Morvedre). A partir del embalse de Tous, el río Júcar recibe las aguas de los ríos Magro, Albaida y Sellent principalmente, desembocando en el mar Mediterráneo. Esta zona de la cuenca recibe el nombre de Riberas del Júcar. Por otra parte, el río Cabriel nace en la sierra de Albarracín, proviniendo en cabecera las aportaciones del drenaje de acuíferos principalmente jurásicos y cretácicos. La mayor parte de estas aportaciones se recibe entre la subcuenca de Pajaroncillo y el embalse de Contreras con una capacidad teórica de 852 Hm³. La figura 3 muestra la ubicación de los embalses de Alarcón, Contreras y Tous en el sistema Júcar.

En el sistema Júcar se diferencian tres zonas geográficas climatológicamente distintas: las cuencas del Alto Júcar, incluyendo la Mancha Oriental, y el río Cabriel, hasta su confluencia en el embalse de Embarcaderos, de clima continental, que se acentúa o suaviza según predominen o no las condiciones del interior; las zonas de los ríos Magro, Albaida y Sellent, y la cuenca del río Júcar entre los embalses de Embarcaderos y Tous, con un clima intermedio entre los tipos continental y litoral, con importantes fluctuaciones tanto pluviométricas como termométricas en sentido Este-Oeste; por último, la zona localizada aguas abajo del embalse de Tous, caracterizada por un clima de tipo litoral mediterráneo. La precipitación media anual de la cuenca es de 510 mm, siendo la temperatura media de 13.6 °C, aunque las diferencias entre las distintas zonas geográficas son

grandes: la pluviometría media en el Alto Júcar es de 630 mm/año, mientras que en la cuenca intermedia la pluviometría desciende hasta valores medios de 450 mm/año; por su parte, la temperatura media anual en el Alto Júcar es de 11.6 °C, mientras en la zona litoral se eleva hasta un valor medio de 17 °C. En referencia al índice de aridez se obtiene que el sistema Júcar pertenece a una zona semiárida, de acuerdo con la clasificación propuesta por la UNESCO en 1979. Para calcular este índice se calcularía el cociente entre la precipitación media anual y la evapotranspiración media anual.

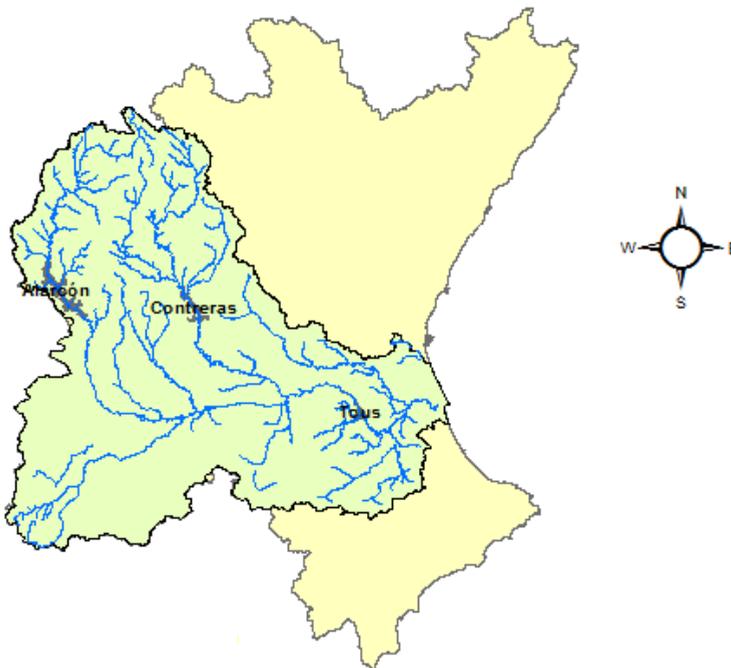


Figura 3. Embalses de Alarcón, Contreras y Tous

3.2 CARACTERIZACIÓN DE USOS Y DEMANDAS DE AGUA

Para caracterizar la demanda consuntiva del agua, se hace una subdivisión de la misma en urbana, agraria, industrial y recreativa. En el caso del sistema Júcar, se obtienen los siguientes valores (CHJ, 2015):

- Demanda urbana: 203.37 Hm³
- Demanda agraria: 1396.45 Hm³
- Demanda industrial: 45.89 Hm³
- Demanda recreativa: 2.68 Hm³
- Demanda total: 1,648.39 Hm³

La demanda principal es la agraria, representando un 85 % de la demanda total del sistema Júcar (y el 43.1 % respecto del total de la Demarcación Hidrográfica del Júcar). En segundo lugar se encuentra la demanda urbana (12.3 % de la demanda total) (figura 4). La demanda total del sistema de explotación Júcar constituye un 50.9 % respecto de la total de la Demarcación Hidrográfica del Júcar, siendo éste el sistema de mayor complejidad de los 9 sistemas que componen la Demarcación. En referencia al usos urbano, el sistema Júcar comprende aproximadamente el 22 % de la población total de la Demarcación Hidrográfica del Júcar.

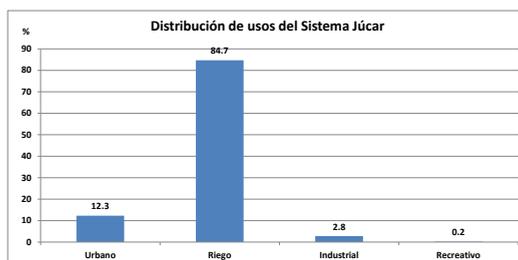


Figura 4. Usos del agua del sistema de explotación Júcar

(Fuente: elaboración propia a partir de datos de CHJ, 2015)

Se identifican 32 unidades de demanda agrícola, siendo las de mayor importancia:

- Regadíos tradicionales de la Ribera del Júcar (Ribera Alta y Ribera Baja): se trata de regadíos históricos con derechos desde la época de Jaume I, siendo prioritarios sobre los demás. Riegan principalmente con agua superficial mediante canales que derivan las aguas en azudes situados aguas abajo

del embalse de Tous. Cabe destacar la Acequia Real del Júcar con unos 60 km de longitud. Históricamente, se han regado con sistemas de riego que generaban retornos superficiales y subterráneos que eran aprovechados en las tomas de las acequias situadas aguas abajo, un porcentaje significativo de éstos retornos alcanzaba el Parque Natural de la Albufera de Valencia. En los últimos años, está acaeciendo un proceso de modernización de regadíos en esta zona que está produciendo un aumento significativo de la eficiencia de estos regadíos. En esta zona los cultivos predominantes son los cítricos y los arrozales.

- Riegos de la Mancha Oriental desarrollados en el último tercio del siglo XX mediante el aprovechamiento de aguas subterráneas extraídas del sistema acuífero de la Mancha Oriental. Desde el año 2001, se está produciendo la denominada sustitución de bombeos por aguas superficiales, siendo posible en la actualidad utilizar hasta 33 hm³/año de aguas superficiales reguladas en el embalse de Alarcón que son movilizadas por el Acueducto Tajo-Segura. En esta zona de regadío los cultivos predominantes son herbáceos y hortícolas, principalmente destacan trigo, cebada, maíz, ajo, cebolla, girasol y alfalfa
- Los regadíos del Canal Júcar-Turia (desarrollados en el último tercio de siglo XX). Desde los años 90 cuentan con la concesión de aguas superficiales del río Júcar a través del Canal Júcar Turia, desde el embalse de Tous. En esta zona destacan principalmente los cítricos y los caquis.

En el sistema Júcar se definen 36 unidades de demanda urbana, destacando principalmente las de Albacete, UDU Superficiales de Mancha-Manchuela, Camp de Morvedre y Valencia, con un valor total de 107.38 Hm³/año. Para el caso de Albacete el agua se suministra a través del acueducto Tajo-Segura, que es un acueducto de 292 km de longitud desde el embalse de Bolarque hasta el de Talave.

En referencia a las demandas urbanas de Camp de Morvedre (área urbana de Sagunto) y de Valencia el agua se suministra a partir del Canal Júcar-Turia con una longitud de 60 km.

Finalmente, en el sistema también se localizan algunas demandas industriales singulares, como la demanda de agua para refrigeración y servicios de la Central Nuclear de Cofrentes (con toma en la cola del embalse de Cortes) o la derivación de agua en el azud de Molinar para su turbinado en la Central de Cofrentes.

3.3 INVENTARIO DE RECURSOS HÍDRICOS

Para obtener las aportaciones acumuladas en cada punto de la red fluvial, se han de sumar las esorrentías de todos los puntos situados aguas arriba de cada punto de la red fluvial. La tabla 4 muestra los resultados de las series anuales de aportaciones acumuladas a lo largo de la red fluvial, tanto para la serie corta como para la serie larga:

Tabla 4. Series de aportaciones del sistema Júcar (CHJ, 2015)

	Aportación media (Hm³/año)	Aportación máxima (Hm³/año)	Aportación mínima (Hm³/año)
Serie 1940/41 – 2011/12	1,798.3	3,415.8	643.2
Serie 1980/81 – 2011/12	1,605.4	3,415.8	643.2

Por lo tanto, puede concluirse que existe un equilibrio frágil entre el recurso disponible y las demandas totales del sistema.

Para realizar el inventario de recursos hídricos disponibles hay que considerar también los recursos no convencionales:

- Los retornos procedentes de reutilización de aguas residuales regeneradas. El agua tratada por las EDARs puede ser empleada para una serie de usos, siempre que se cumplan los umbrales de calidad, incrementándose de esta manera el recurso disponible. Evidentemente este incremento de recurso será función de los volúmenes de efluentes tratados y de las EDARs disponibles. En el sistema Júcar se obtiene un valor

no significativo de 19 Hm³/año.

- Las desalinizadoras. La capacidad de desalinización en toda la Demarcación Hidrográfica del Júcar es prácticamente despreciable.
- Transferencias externas, superficiales o subterráneas, entre los diferentes territorios.

3.4 INFRAESTRUCTURAS HIDRÁULICAS

En el sistema Júcar existe un número significativo de embalses, siendo los más destacados los de Alarcón, Contreras y Tous como se ha comentado en la sección 3.1. La tabla 5 recoge los principales embalses del sistema.

Tabla 5. Principales embalses del sistema Júcar

Embalse	Río	Capacidad Máxima (Hm ³)
Alarcón	Júcar	1,118
Contreras	Cabriel	852
Tous	Júcar	378
Cortes II	Júcar	118
El Naranjero	Júcar	29
La Muela	Júcar	20
Forata	Magro	38.5
Bellús	Albaida	69

3.5 ZONAS SENSIBLES Y CAUDALES ECOLÓGICOS

Según la Instrucción de Planificación Hidrológica (MARM, 2008) serán zonas protegidas aquellas zonas que hayan sido declaradas sensibles en aplicación de las normas sobre tratamiento de las aguas residuales urbanas. La figura 5 muestra las principales zonas sensibles del sistema Júcar. Cabe destacar el parque natural de la Albufera con una superficie de 21,120 Ha con un lago de superficie 2,433 Ha, estando en la lista internacional de humedales protegidos RAMSAR.

3.6 RETOS Y CONFLICTOS PRINCIPALES EN LA GESTIÓN DEL JÚCAR

Uno de los elementos esenciales en el proceso de elaboración de los planes hidrológicos lo constituye la elaboración de un esquema de temas importantes de la Demarcación (ETI). En él se define el contenido del citado documento *“descripción y valoración de los principales problemas actuales y previsibles de la demarcación relacionados con el agua y las posibles alternativas de actuación, todo ello de acuerdo con los programas de medidas elaborados por las administraciones competentes. También se concretarán las posibles decisiones que puedan adoptarse para determinar los distintos elementos que configuran el Plan y ofrecer propuestas de solución a los problemas enumerados”* (art. 79, Reglamento de Planificación Hidrológica). Los temas importantes en el sistema Júcar se agruparon en cuatro categorías: (1) cumplimiento de los objetivos ambientales (caudales ecológicos y requerimientos ambientales; restauración de ecosistemas y calidad de las masas de agua), (2) atención a las demandas y racionalidad del uso, (3) seguridad frente a fenómenos meteorológicos extremos y (4) conocimiento y gobernanza.

Como se ha comentado previamente existe un frágil equilibrio entre demanda total (1,648.39 Hm³/año) y recurso disponible (1,798.3 Hm³/año como valor medio), por ello durante las épocas de sequías existe dificultad para poder satisfacer todas las demandas. Por ejemplo, en la última sequía histórica del sistema Júcar de 2005 a 2008 se activaron pozos de sequía en la Ribera del Júcar con el propósito de reducir lo máximo posible los impactos negativos de ésta. Concretamente, se permitió una abstracción de recurso subterráneo de 40, 40 y 25 Hm³ en los años 2006, 2007 y 2008 respectivamente (CHJ, 2010). Por ello, uno de los objetivos propuestos en el Plan de cuenca es el de mejorar la garantía y la eficiencia en los riegos tradicionales de la Ribera del Júcar. A éste frágil equilibrio entre demanda y recurso disponible, hay que añadir la incertidumbre futura respecto a la disponibilidad de recurso hídrico

fundamentalmente debido al cambio climático. Por ello, como reto se plantea la necesidad de evaluar medidas que permitan paliar los posibles impactos de escenarios de disminución de recurso hídrico disponible. Entre estas medidas cabe destacar la aplicación de una tarifa dinámica del agua que enviase al usuario una señal de la escasez del agua con el objetivo de promover un uso más eficiente de la misma, de tal manera que cuando el recurso disponible fuese menor el precio de la misma fuese mayor.

Por otra parte, hay que aplicar medidas que permitan aumentar la eficacia en los suministros para disminuir las pérdidas. En esta línea se ha llevado a cabo una modernización de regadíos en la Acequia Real del Júcar para aumentar la eficiencia, actualmente en funcionamiento un 22.2 % de la superficie total (Ortega-Reig et al., 2017).

CAPÍTULO 4

MÉTODOS Y HERRAMIENTAS PARA ANÁLISIS HIDROECONÓMICO A ESCALA DE CUENCA

En este capítulo se describen primeramente los sistemas de ayuda a la decisión, SAD, para la planificación y gestión de recursos hídricos con el enfoque de modelos hidroeconómicos que se han desarrollado en el ámbito de esta tesis, y las herramientas auxiliares que se han empleado para su desarrollo. Finalmente se describe el modelo hidroeconómico que se ha desarrollado sobre el sistema Júcar.

4.1 GESTIÓN DE SISTEMAS DE RECURSOS HÍDRICOS CON EL ENFOQUE DE MODELOS HIDROECONÓMICOS

Se han desarrollado dos SAD para la gestión de recursos hídricos, SIMGAMS y OPTIGAMS, que permiten desarrollar modelos a escala de cuenca con los enfoques de simulación y optimización respectivamente, incorporando la economía a la gestión y planificación (figura 6). La herramienta SIMGAMS gestiona el recurso hídrico disponible mensualmente basándose en diversos objetivos (demandas, volúmenes en embalses, etc.), prioridades entre los usuarios y reglas de operación del sistema. La función objetivo, idéntica a la que tiene implementada el SAD SIMGES de AQUATOOL (Andreu et al., 1992 y 1996), está diseñada para cumplir con los objetivos operacionales (ordenados según prioridades) mensualmente siguiendo las reglas de operación del sistema. Una vez realizada la asignación del recurso disponible, SIMGAMS realiza una post-evaluación económica de ésta, calculando el coste de escasez asociado a cada uno de los usuarios y el total para el sistema. Finalmente, permite el diseño y simulación del impacto de políticas de precios a escala de cuenca a partir del valor marginal del agua.

Por otra parte la herramienta OPTIGAMS gestiona el recurso hídrico disponible teniendo en consideración únicamente criterios económicos, con base en un criterio de eficiencia económica: maximizar los beneficios netos, o, alternativamente, minimizar la escasez total de agua y los costes de operación del uso del agua. De esta manera, permite buscar la solución económicamente óptima, e imitar el comportamiento teórico de mercados de agua ideales.

Para preparar los datos de entrada se van a emplear las herramientas auxiliares HydroPlatform (Harou et al., 2010) y Microsoft Excel. Con HydroPlatform, se obtiene también la matriz de conectividad que define con una matriz binaria las conexiones existentes entre los nudos del sistema, representando la distribución espacial de las masas de agua del sistema.

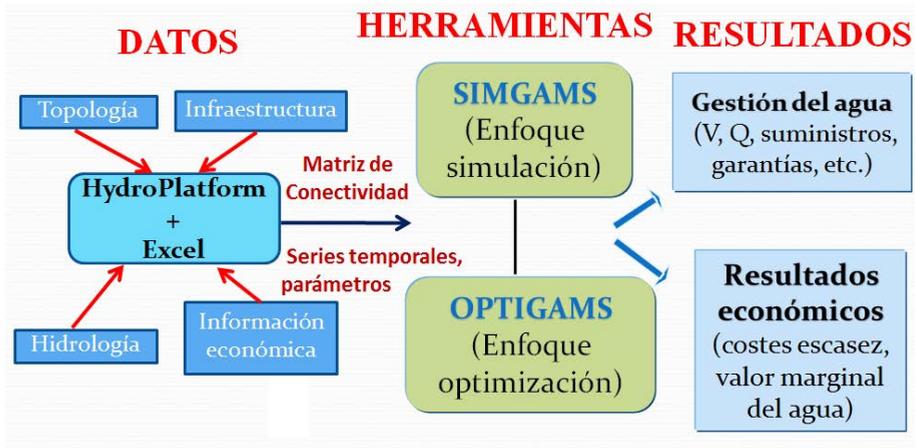


Figura 6. Esquema general SIMGAMS y OPTIGAMS

4.2 HERRAMIENTA SIMGAMS

4.2.1 Configuración general

La configuración de la herramienta SIMGAMS responde a la clásica de todo modelo de simulación para la gestión de los recursos hídricos disponibles: datos de entrada para la caracterización del caso de estudio, desarrollo de ecuaciones que modelizan procesos físicos y matemáticos del sistema, restricciones y resultados tanto hidrológicos como económicos (figuras 6 y 7).

En referencia a la caracterización del caso de estudio, se requiere información relativa a todos los elementos que componen la red de nudos y arcos del modelo matemático del sistema de recursos hídricos a analizar (embalses, acuíferos, demandas consuntivas y no consuntivas, conducciones y aportaciones). Como se ha comentado las herramientas auxiliares empleadas son HydroPlatform y Microsoft EXCEL. HydroPlatform es una plataforma que sirve como soporte a los modelos de gestión del agua como puedan ser los SAD. Dentro de sus objetivos cabe destacar la obtención de manera eficiente de las matrices que representan el esquema de la red o topología de una cuenca o sistema de recursos hídricos; y gestionar el almacenamiento

y exportación de datos para el modelo de simulación u optimización programados en GAMS.

Como ecuaciones principales destacan las que permiten modelizar los balances hídricos, representar fenómenos físicos (como evaporación o filtración), la modelación de acuíferos, restricciones del sistema (como caudales máximos o mínimos), reglas de operación del sistema, la función objetivo y las curvas de demanda de los usos del agua (figura 7).

Los resultados obtenidos con esta herramienta se pueden clasificar en hidrológicos y económicos. Como resultados hidrológicos se pueden obtener volúmenes de embalse, caudales circulantes, relación río-acuífero o suministros a las demandas. En referencia a los resultados económicos, se pueden obtener costes de escasez, tanto agregados para el sistema como para cada demanda. También permite estimar una aproximación al valor marginal del agua (en sección 4.2.6 se realiza una descripción en detalle). Finalmente, SIMGAMS permite diseñar políticas de precio a partir del coste marginal del recurso, y evaluar el impacto de éstas a través de un módulo de post-proceso. Para poder simular el impacto de la política de precios, tiene un módulo que permite variar la demanda objetivo en función del precio del agua. En el capítulo 7 se realiza una explicación en detalle de la metodología desarrollada.

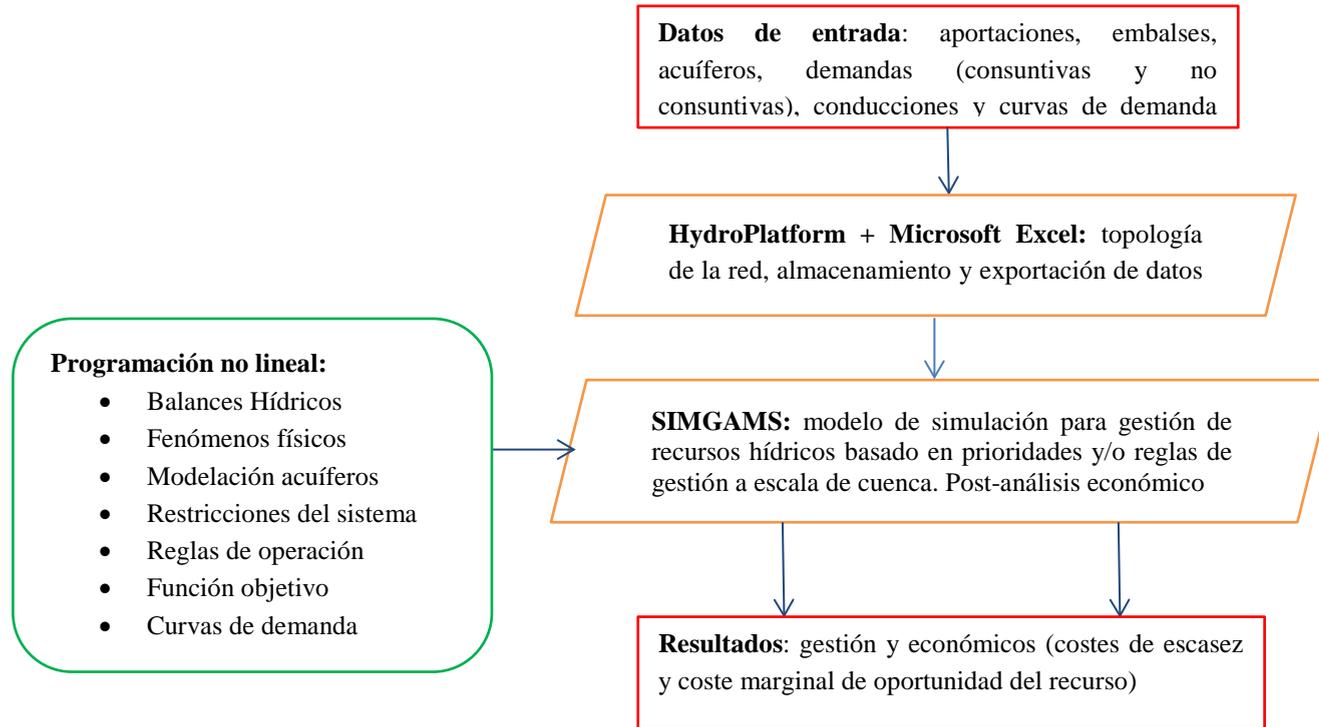


Figura 7. Esquema conceptual de la herramienta SIMGAMS

4.2.2 Elementos del sistema

Como se ha comentado todo sistema de recursos hídricos se puede modelar como un conjunto de nudos y de arcos (conducciones), en los que el agua circula en un sentido determinado. Los nudos pueden tener capacidad de almacenamiento (embalses) o no tenerla (como la confluencia de un río con un tramo de afluente). Las conducciones pueden ser tramos de río o conducciones artificiales como los canales de riego o para ejecutar trasvases.

Las demandas del sistema pueden ser consuntivas o no consuntivas. Las consuntivas se modelizan mediante un nudo que consume parte del agua que le llega, retornando el resto al sistema. En el caso de las no consuntivas, el 100% del agua suministrada vuelve al sistema, como es el caso de las centrales hidroeléctricas. La hidrología se introduce en el modelo a través de las aportaciones que van vinculadas a un nudo de la red.

Para poder analizar un sistema de recursos hídricos se han de caracterizar los siguientes elementos:

- Elementos que permiten almacenar agua: embalses y acuíferos.
- Elementos de demanda consuntiva: demanda urbana, demanda de agua para riego y demandas industriales.
- Elementos de demanda no consuntiva: centrales hidroeléctricas.
- Elementos de transporte de flujo: conducciones, canales, etc.

1) Embalses

Los embalses se van a subdividir en 4 zonas (figura 8): zona superior (entre V_{\max} y V_{obj}), zona intermedia (entre V_{obj} y $V^* = 0.5 \cdot (V_{\text{obj}} + V_{\min})$), zona inferior (entre V^* y V_{\min}) y zona de reserva (entre V_{\min} y embalse vacío) (Andreu et al. 1996). Cada una de estas zonas va a contribuir con un peso diferente en los beneficios del volumen almacenado en la función objetivo (Andreu et al. 1996).

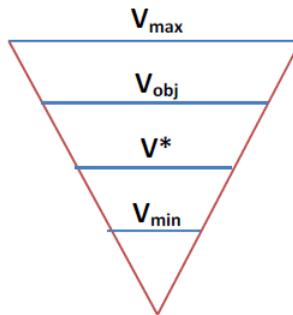


Figura 8. Gestión de embalses propuesta en SIMGES-Aquatool

(Fuente: adaptado de Andreu et al., 2007)

Las ecuaciones 2 y 3 se emplean para modelizar los fenómenos físicos de evaporación y filtración respectivamente. Para caracterizar las pérdidas por evaporación se han de definir la curva volumen-superficie de lámina libre de embalse (variable “Área”) y la tasa de evaporación de cada uno de los embalses.

$$P_{\text{evaporación}} = \frac{(Area_t + Area_{t-1})}{2} \cdot e \cdot 10^{-5} \quad [2]$$

Donde “e” la tasa media de evaporación mensual en mm, la variable “Área” se mide en Ha y las $P_{\text{evaporación}}$ en Hm^3/mes

Para poder caracterizar el fenómeno físico de la filtración se han de definir tres coeficientes A, B y C para el empleo de la siguiente formulación:

$$P_{\text{filtración}} = A + B \cdot Volumen^C \quad [3]$$

2) Acuíferos

La herramienta permite modelizar tanto acuíferos unicelulares (figura 9) como pluricelulares (figura 10). Se habla de acuífero pluricelular de “n” celdas cuando el comportamiento del acuífero se modela mediante “n” depósitos o embalses lineales (con caudal de descarga linealmente proporcional al volumen almacenado por encima del umbral de salida). Para cada una de las celdas debe definirse el volumen inicial

“ V_o ”, el coeficiente de descarga alfa “ α ” y el coeficiente beta “ β ” de reparto de las acciones elementales sobre cada una de las celdas.

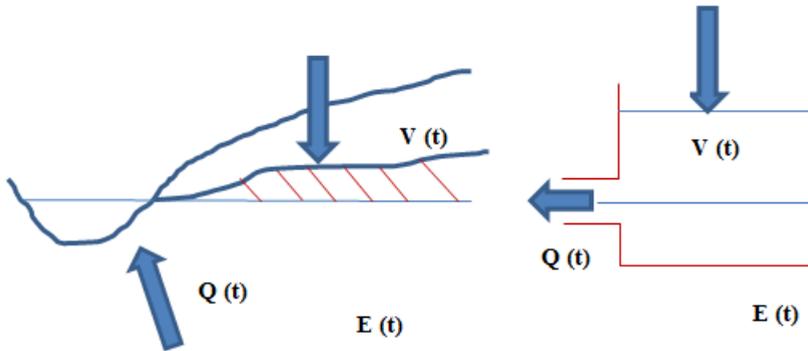


Figura 9. Modelo unicelular acuíferos

(Fuente: adaptado de Pulido-Velazquez, 2003)

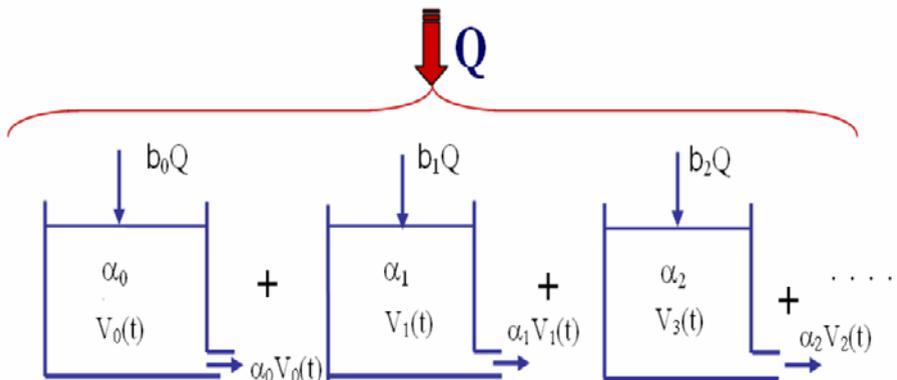


Figura 10. Modelo pluricelular acuíferos

(Fuente: adaptado de Pulido-Velazquez, 2003)

3) Demandas consuntivas y no consuntivas

Se consideran demandas consuntivas tanto la urbana como la de regadío. Se definirá el coeficiente de consumo que indica el porcentaje del agua suministrada que es consumido por la demanda y que por ello no retorna al sistema. Como demandas no consuntivas se

caracterizarán las centrales hidroeléctricas, que derivan un caudal “q” del río que tras ser turbinado retorna a éste. Se define el caudal objetivo de turbinación como el máximo caudal que admite la central.

4) Elementos de transporte de flujo: conducciones, tramos de río y canales

Se definen caudales máximos y caudales mínimos por tramo. Los caudales máximos se definen por limitaciones de capacidad máxima debido al diseño de las infraestructuras, mientras que los caudales mínimos por el régimen de caudales ecológicos.

5) Caracterización económica del sistema

Para poder realizar el post-análisis económico de la gestión realizada se requiere la caracterización económica de los usuarios del sistema. En función del tipo de usuario, la ecuación de la demanda será de un tipo u otro. En el capítulo 5 se describe en detalle las curvas empleadas en función del tipo de demanda, así como las metodologías y herramientas desarrolladas para su obtención. Por ejemplo, para los usuarios tipo urbano se va a emplear una ecuación del tipo Cobb-Douglas que se obtendrá mediante el método de expansión puntual (Jenkins et al., 2003):

$$Q = c \cdot P^\varepsilon \quad [4]$$

Siendo c un factor de escala, $c > 0$, y ε la elasticidad-precio de la demanda ($\varepsilon < 0$)

4.2.3 Formulación matemática

La formulación matemática del modelo debe de ser capaz de reproducir todos los fenómenos físicos, como evaporación de los embalses, que se producen y todos los balances hídricos del sistema, que se definen en nudos tipo embalse, en nudos tipo acuífero, en nudos de confluencia de varias masas de agua, en nudos que materializan la relación río-acuífero, nudos de distribución espacial de las tomas a las demandas tanto consuntivas como no consuntivas y

nudos que materialicen los retornos del sistema. Para incluir la hidrología se generará el vector de aportaciones en los diferentes puntos del sistema, siendo éste un input para el modelo del caso de estudio como se ha comentado previamente.

A continuación se van a describir todas las tipologías de ecuaciones de balance:

1) Ecuación de balance para un embalse con restricción de capacidad:

$$V_t - V_{t-1} = Q_{e,t} - Q_{s,t} - P_{e,t} - P_{f,t} + Apo_t \quad [5]$$

Siendo " V_t " el volumen en el tiempo " t ", " V_{t-1} " el volumen en el tiempo " $t-1$ "; " $Q_{e,t}$ " el caudal de entrada de las masas de agua que están conectadas con el embalse en el tiempo " t ", " $Q_{f,t}$ " el caudal de salida del embalse hacia las masas de agua que están conectadas con el embalse en el tiempo " t " (seltas), " $P_{e,t}$ " son las pérdidas por evaporación en el tiempo t , " $P_{f,t}$ " son las pérdidas por filtración en el tiempo t , " Apo_t " son las aportaciones del sistema en el embalse.

2) Ecuación de balance para un acuífero:

$$V_{t_i} = V_{t-1_i} e^{-\alpha_i t} + \sum_j \frac{\beta_{i,j} R_{t,j}}{\alpha_i} \cdot (1 - e^{-\alpha_i t}) \quad [6]$$

Siendo " V_{t-1_i} " el volumen de la celda " i " del acuífero en el tiempo " $t-1$ ", " V_{t_i} " el volumen de la celda " i " del acuífero en el tiempo " t ", " α_i " es el coeficiente de descarga de la celda " i " y " $R_{i,j}$ " efecto de cada una de las acciones elementales, " β_i " el coeficiente de reparto de la acción elemental " j " sobre la celda " i ".

Para calcular la recarga neta se empleará la siguiente expresión:

$$R_{t,j} = R_{natural_{t,j}} + R_{artificial_{t,j}} - Bombeo_{t,j} \quad [7]$$

Siendo " $R_{natural_t}$ " es la recarga natural del sistema, " $R_{artificial_t}$ " es la recarga artificial del sistema y " $Bombeo_t$ " es el bombeo del acuífero para satisfacer una demanda.

3) Ecuación de cálculo de la relación río-acuífero:

Se obtiene por balance en cada celda (depósito virtual)

$$Q_t = V_{t-1} - V_t + R_t \quad [8]$$

Siendo " V_t " el volumen en el acuífero en el tiempo "t", " V_{t-1} " el volumen en el tiempo "t-1", " Q_t " el caudal de la relación río-acuífero, pudiendo ser positivo o negativo, y " R_t " la recarga neta al acuífero. En caso de modelo pluricelular, se aplica la misma ecuación a cada depósito.

4) Ecuación de balance para un nudo genérico del sistema con posible interacción del acuífero (relación río-acuífero)

$$Q_e - Q_s - C_{neto} \cdot Suministro_t + Q_{acuifero} + DI + Apo_t = 0 \quad [9]$$

Siendo " Q_e " el caudal de entrada de las masas de agua que están conectadas con el nudo, " Q_f " el caudal de salida de las masas de agua que están conectadas con el nudo " Apo_t " son las aportaciones del sistema en el embalse, " Q_{acui} " el caudal de la relación río-acuífero (téngase en cuenta que este caudal puede resultar positivo o negativo, es decir que puede ser que el acuífero aporte agua al río o que el acuífero extraiga agua del río), " DI " son las detracciones imposibles del acuífero, " C_{neto} " representa el porcentaje del agua suministrada al nudo que es consumida por el mismo, " $Suministro_t$ " es la suma de caudales entrantes al nudo.

Cabe destacar el término de las detracciones imposibles, ya que el acuífero puede aportar un caudal al río o detraerlo del mismo. En el caso de las detracciones de caudal puede ocurrir que el río no disponga de caudal suficiente para satisfacer el caudal negativo de relación río-acuífero obtenido de la ecuación de simulación del acuífero; matemáticamente se ha de corregir dicha deficiencia con el término de las detracciones imposibles. Físicamente lo que sucede es que el acuífero no recibe todo el caudal del río que debería según la relación río-acuífero, por ello se ha de corregir el volumen con la siguiente expresión:

$$V_{t_i} = V_{t_i} - DI \quad [10]$$

En caso de tratarse de un acuífero pluricelular, dicha corrección se ha de realizar en la celda rápida que es la de mayor valor de alfa “ α ”.

5) Ecuación de balance de un nudo con demanda consuntiva

$$Q_e - Q_s - C_{neto} \cdot Suministro_t + Q_{bombeo_t} = 0 \quad [11]$$

Siendo “ Q_e ” el caudal de entrada de las masas de agua que están conectadas con el nudo, “ Q_s ” el caudal de salida hacia las masas de agua que están conectadas con el nudo, “ C_{neto} ” representa el porcentaje de agua suministrada a la demanda que es consumida por ésta y “ Q_{bombeo} ” es el caudal que se bombea del acuífero para satisfacer una demanda.

6) Ecuación de balance de un nudo de demanda no consuntiva

$$0 = Q_e - Q_f \quad [12]$$

Siendo “ Q_e ” el caudal de entrada de las masas de agua que están conectadas con el nudo, “ Q_f ” el caudal de salida de las masas de agua que están conectadas con el nudo.

4.2.4 Función objetivo y reglas de operación

Una vez que se han definido todas las ecuaciones requeridas para modelizar el comportamiento del sistema, hay que definir la función objetivo del sistema. Se ha escogido la función objetivo que tiene implementada el SAD SIMGES de Aquatool (Andreu et al., 1996), ya que se trata de una herramienta muy extendida a nivel nacional en las confederaciones hidrográficas, para poder comprobar los resultados de nuestra herramienta. La función objetivo consiste en minimizar los costes ficticios producidos por todos los elementos del sistema en función de la gestión del agua realizada por el modelo (véase anexo III para su descripción en detalle):

$$F_{obj} = MIN (\sum_i Costes_i) \quad [13]$$

Donde “i” son los diferentes elementos del sistema (embalses, demandas, etc.)

Para obtener estos costes asociados a cada elemento del sistema, se definen unos coeficientes unitarios que ponderan los términos de coste/beneficio, calibrados para que permitan cumplir las reglas y prioridades establecidas. Mediante la contribución de cada uno de los elementos se introducen las reglas de gestión de la cuenca. Por ejemplo, si se quiere que la demanda urbana sea prioritaria sobre la demanda agrícola se asignará un nivel de prioridad mayor a la demanda urbana de tal manera que el mismo déficit de agua tuviese un coste superior en la demanda urbana que en la agrícola.

Otra manera de gestionar el sistema, es aplicar una regla de operación al elemento en cuestión; por ejemplo, que por una toma no circule un flujo de agua cuando el volumen de un embalse sea inferior a una cantidad determinada. Mediante este tipo de reglas se pueden limitar los caudales circulantes. Para ello se introducen condiciones del tipo: cuando el volumen de uno o de varios embalses sea inferior a un umbral que el caudal se restrinja en un porcentaje determinado.

4.2.5 Programación de la herramienta SIMGAMS

La herramienta SIMGAMS ha sido desarrollada usando el programa GAMS (General Algebraic Modelling System) que se engloba dentro de los lenguajes algebraicos de modelado para resolución de problemas de optimización (Brooke et al. 1998). El programa GAMS destaca por su potencia y eficiencia en la resolución de problemas de optimización no lineales, debido a las librerías de solvers que tiene implementados (principalmente MINOS y CONOPT). Las últimas versiones de estos solvers son CONOPT3 versión 3.15G (ARKI, 2012) y MINOS 5.51 (Murtagh, Sanders y Wright, 2004). En esta tesis se ha empleado el solver CONOPT3. La estructura genérica del programa es

- *Sets*: definición de los índices de las variables del modelo, como pueda ser el número de meses a analizar.

- *Parámetros y matrices:* se obtienen del programa HydroPlatform o importadas de hojas de Microsoft Excel. Por ejemplo, serían aportaciones, demandas objetivo o la matriz de conectividad.
- *Variables:* definición de todas las variables del modelo (positivas, libres o binarias).
- *Ecuaciones:* definición y desarrollo de las ecuaciones que definen los procesos tanto físicos como matemáticos que se pretenden modelarse. Por ejemplo, ecuaciones de balance hídrico o restricciones del modelo.
- *Función Objetivo:* función a maximizar o minimizar por el algoritmo de optimización del solver escogido, función del tipo de programación (lineal, no lineal, etc.). En el caso de la herramienta SIMGAMS se trata de resolver un problema de minimizar mensualmente los costes generados por los elementos del sistema, tal y como previamente se ha explicado.

Como se ha comentado previamente, el paso inicial es desarrollar la red del sistema a través del programa HydroPlatform por el usuario. Para poder representar una red hidrográfica básicamente se requieren nudos y tramos de río y/o canales entre éstos; por ello HydroPlatform permite definir diferentes nodos y links entre éstos sobre un mapa que puede ser un ráster georreferenciado, en forma vectorial o no georreferenciado. El tipo de datos que puede asociarse tanto a los nodos como a los links puede ser: parámetros, parámetros de variación estacional, series temporales y tablas de cualquier dimensión. A cada tipo de nodo se le puede asociar la información que uno desee, por ejemplo si es un embalse se puede requerir la tasa de evaporación, volumen inicial, etc. Toda la información que se introduce en el modelo es almacenada en una base de datos. Cuando se emplea la función de exportar también se genera un fichero con todos los links que existen en el sistema, pudiéndose representar de esta manera cualquier red de un sistema de explotación por muy compleja que sea (figura 11).

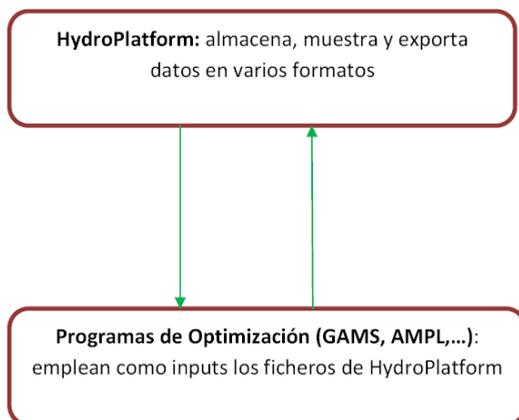


Figura 11. Conexión HydroPlatform con SIMGAMS/OPTIGAMS

4.2.6 Evaluación del coste de escasez y del coste de oportunidad del recurso. Precios dinámicos de escasez

Una vez realizada la gestión del recurso hídrico entre los usuarios en competencia, SIMGAMS evalúa el coste de escasez mediante el empleo de las curvas de demanda que relacionan el suministro del agua con el valor marginal de ésta (figura 12). El coste de escasez por tanto se define como las pérdidas económicas asociadas a un suministro que es inferior a la demanda objetivo. En el capítulo 5 se describen los métodos y herramientas empeladas para su obtención en función del tipo de usuario.

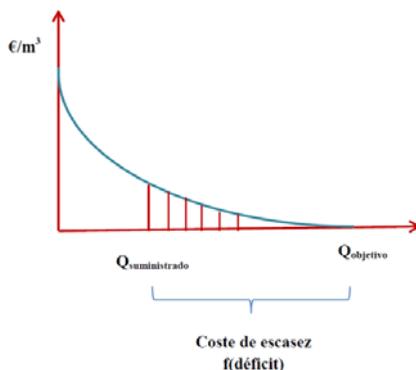


Figura 12. Cálculo del coste de escasez

El coste marginal de oportunidad del recurso (CMOR) en un tiempo y lugar específico, por ejemplo en un embalse en un mes determinado, fue definido como el coste o beneficio neto perdido a escala de cuenca de tener una unidad menos de recurso en ese lugar y tiempo determinado (Pulido-Velazquez, 2003; Pulido-Velazquez et al., 2006). Este valor marginal varía dinámicamente en el tiempo y en el espacio, y representa el valor económico del agua en origen, considerando la competencia por el recurso, tanto en espacio como en tiempo, entre los diferentes sectores (Pulido-Velazquez et al., 2013). Para obtener el coste marginal de oportunidad del recurso (CMOR), SIMGAMS tiene un módulo que permite implementar la metodología expuesta en Pulido-Velazquez et al. (2008 y 2013). Partiendo de la simulación base, el CMOR en un instante “t” en un punto específico (por ejemplo un embalse) es obtenido mediante el siguiente procedimiento:

- Paso 1: adición de una pequeña cantidad de agua en ese instante de tiempo y embalse.
- Paso 2: simulación del sistema desde el instante “t” hacia adelante con la cantidad adicional de agua, la condición inicial en el instante “t” es exactamente la misma que la obtenida durante la simulación del año base.
- Paso 3: el CMOR en esa fecha y nudo se obtiene como el cambio del beneficio con respecto al escenario base debido a la cantidad extra de recurso hídrico, dividido por el incremento marginal del recurso.

La serie temporal de CMOR se obtiene por iteración de este procedimiento. SIMGAS permite simular el impacto de políticas de incentivo de precios de agua basadas en costes marginales de oportunidad de recursos (CMOR). Para ello se definen funciones escalonadas de precios dependientes del almacenamiento a partir de la serie temporal de valores de CMOR en un determinado almacenamiento del sistema. Estas políticas de precios del agua se definen en base a la disponibilidad de agua en el sistema (precios dinámicos de escasez). Los precios modifican la demanda de recurso hídrico por parte de los distintos usuarios. El efecto que sobre el

sistema va a producir la introducción de precios es similar al de una regla de operación que durante los períodos húmedos almacena una cantidad extra de recurso hídrico con respecto al escenario base, que estará disponible para los períodos de sequía (capítulo 7).

4.3 HERRAMIENTA OPTIGAMS

OPTIGAMS permite obtener modelos de optimización de los sistemas de recursos hídricos, gestionando el recurso hídrico con el objetivo de maximizar la eficiencia económica: concretamente, minimiza los costes de escasez producidos por los déficits de suministro a las diferentes demandas para todo el periodo analizado. Para poder calcular estos costes se requiere de las curvas de demanda de todos los usos del sistema (capítulo 5). El funcionamiento de OPTIGAMS se corresponde con la simulación de mercados de agua ideales (sin considerar costes de transacción), enfoque para el que se ha empleado en el desarrollo de esta tesis.

La manera de caracterizar el sistema de recursos hídricos es análoga a la descrita para la herramienta SIMGAMS. La diferencia fundamental es que en los modelos desarrollados y analizadas con este nuevo enfoque, las demandas no llevan asociadas una prioridad sino una curva de demanda para evaluar los costes de los déficits. Para el desarrollo de este modelo también se va a emplear programación no lineal, debido al carácter no lineal de las curvas de demanda. También en este caso se ha optado por el solver CONOPT3 (figura 13).

Cabe destacar que para poder ejecutar este modelo los requisitos computacionales son superiores a los del SAD SIMGAMS, lo que se traduce en un mayor tiempo de computación requerido para analizar un mismo período de tiempo. Como ya se ha indicado, el modelo de optimización analizará todo el período de estudio simultáneamente para buscar un óptimo para todo el período, mientras que en el modelo de simulación, la optimización se hacía como un instrumento auxiliar para determinar la asignación mensual del agua de acuerdo con unas reglas de gestión. Mientras que en la optimización económica es la eficiencia económica el criterio que prima en la asignación del

recurso, en la simulación la asignación mensual del agua responde a las reglas de gestión definidas a priori (ej. reglas actuales), y por tanto, nos permite reproducir el *modus operandi* actual del sistema. En la figura 13 se muestra un esquema del desarrollo necesario para la programación del modelo de optimización, tanto datos necesarios como formulación requerida.

En referencia a la formulación matemática del modelo, ésta debe ser capaz de reproducir todos los fenómenos físicos, como evaporación de embalses, que se producen y todos los balances hídricos del sistema. Se van a definir balances del sistema en nudos tipo embalse, en nudos tipo acuífero, en nudos de confluencia de varias masas de agua, en nudos que materializan la relación río-acuífero, nudos de posicionamiento de las tomas a las demandas tanto consuntivas como no consuntivas y nudos que materialicen los retornos del sistema. También hay que caracterizar las aguas subterráneas mediante modelos unicelulares o pluricelulares. Para incluir la hidrología se generará el vector de aportaciones en los diferentes puntos del sistema, siendo éste un dato de entrada para nuestro modelo.

Una vez que se han definido todas las ecuaciones requeridas para modelizar el comportamiento del sistema, hay que definir la función objetivo del sistema que consiste en minimizar el coste de escasez agregado a escala de cuenca:

$$F_{obj} = MIN (\sum_{t=1}^n (\sum_{i=1}^m Coste\ escasez_i)) \quad [14]$$

Donde “n” representan los meses del período de estudio y “m” el número de demandas del sistema a estudio.

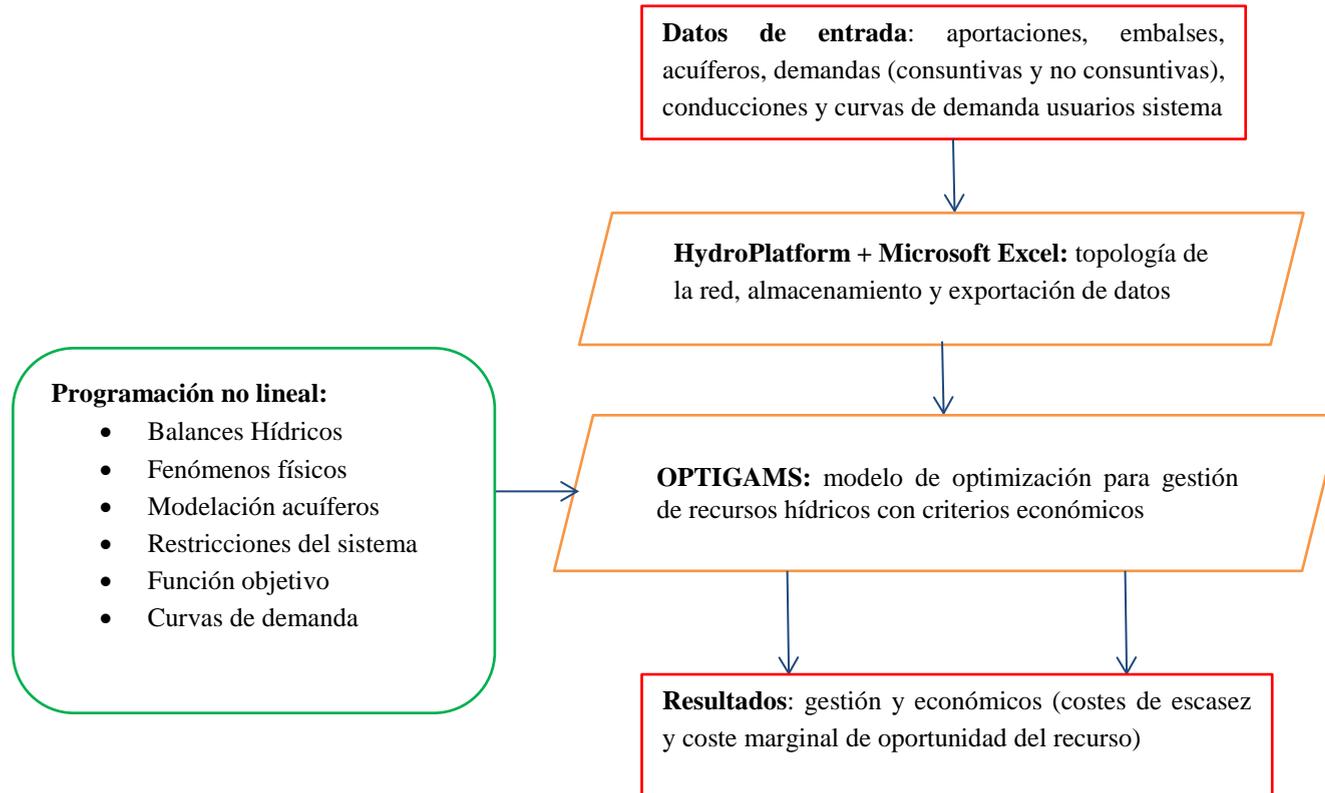


Figura 13. Esquema conceptual herramienta OPTIGAMS

4.4 MODELO HIDROECONÓMICO DEL SISTEMA JÚCAR

La figura 14 muestra la red desarrollada para el análisis del sistema de explotación Júcar.

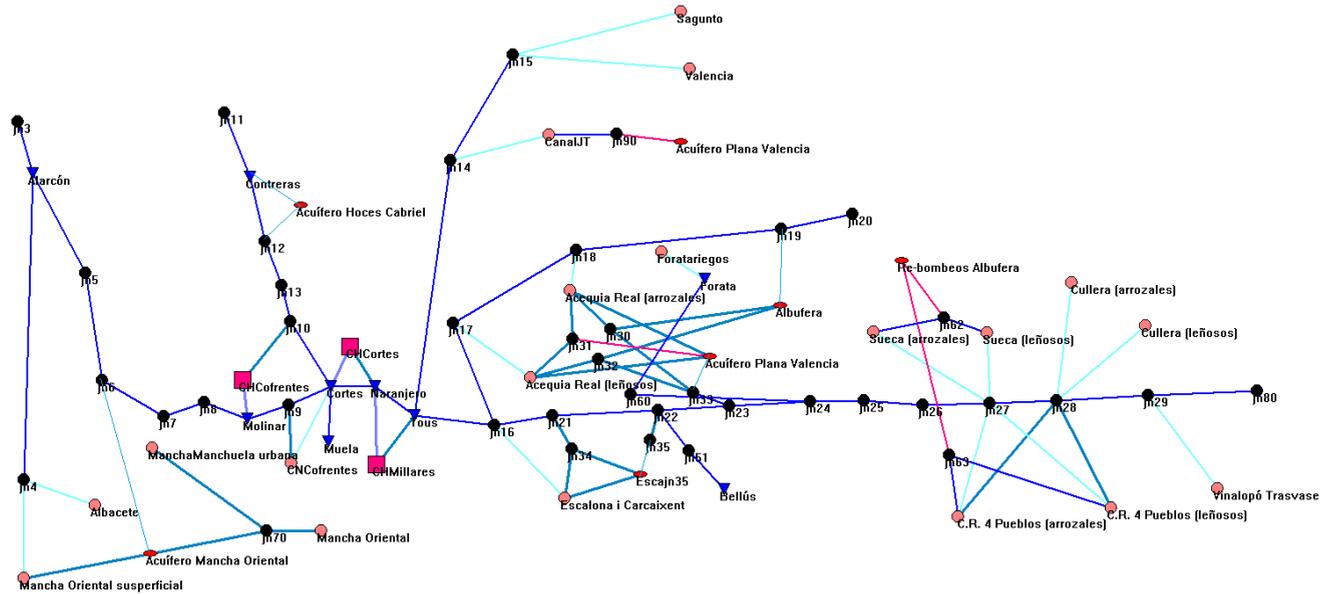


Figura 14. Esquema del sistema Júcar

Se han modelizado los embalses de Alarcón, Contreras, Tous, El Molinar, Cortes y El Naranjero. Los tres embales principales son Alarcón, Contreras y Tous. El embalse de Alarcón tiene una capacidad de 1112 Hm^3 , el de Contreras de 852 Hm^3 (aunque nunca se ha llegado a esta cantidad por motivos de seguridad estructural) y el de Tous tiene una capacidad de 378 Hm^3 . El embalse del Molinar tiene una capacidad de 4.3 hm^3 , desde este embalse se deriva agua para turbinar a la central hidroeléctrica de Cofrentes. El embalse de Cortes tiene una capacidad de 118 hm^3 , produciéndose la confluencia del río Cabriel. Se deriva agua para la central hidroeléctrica de Cortes II y para el depósito de la muela. El embalse del Naranjero tiene una capacidad de 18 hm^3 .

En referencia a los acuíferos, aguas arriba del embalse de Tous se han modelizado los acuíferos de la Mancha Oriental y el que recibe las filtraciones del embalse de Contreras, que con un retardo vuelven al cauce. En la cabecera del sistema Júcar se encuentra el acuífero de la Mancha Oriental, debido al caudal bombeado se han producido significativos descensos de los niveles piezométricos, con gran influencia sobre los caudales del Júcar aguas abajo debido a la interacción río-acuífero. Este acuífero se ha modelado como un acuífero pluricelular de dos celdas (véase figura 15 para coeficiente de descarga “ α ” y de reparto de las acciones elementales “ b_0 ”). En la cabecera del río Cabriel se incluye el acuífero que recibe las filtraciones del embalse de Contreras, retornando este caudal al río con un retardo. Se ha modelizado como un acuífero unicelular con alfa igual a 0.9 mes^{-1}

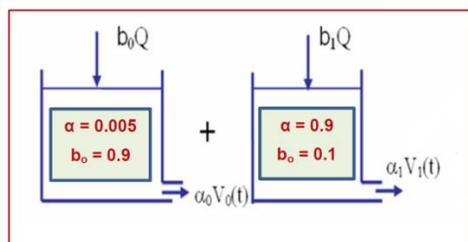


Figura 15. Acuífero de la Mancha Oriental

Aguas debajo del embalse de Tous cabe destacar el acuífero de la plana sur, desde el que se han realizado bombeos en situaciones de sequías a las demandas de la Acequia Real del Júcar y Antella. Se trata de una zona compleja, donde se producen retornos superficiales a los cauces, filtraciones al acuífero y retornos al parque natural de la Albufera como muestra la figura 16. El acuífero se ha modelado como un acuífero unicelular de $\alpha=0.18 \text{ mes}^{-1}$.

Como infraestructuras para riego destacan el Canal Júcar-Turia y la Acequia Real del Júcar. El Canal Júcar-Turia, suministra agua a las demandas urbanas de Valencia y Sagunto, y a los regadíos del Canal Júcar-Turia. La Acequia Real del Júcar satisface las demandas agrícolas de la Ribera Alta del Júcar.

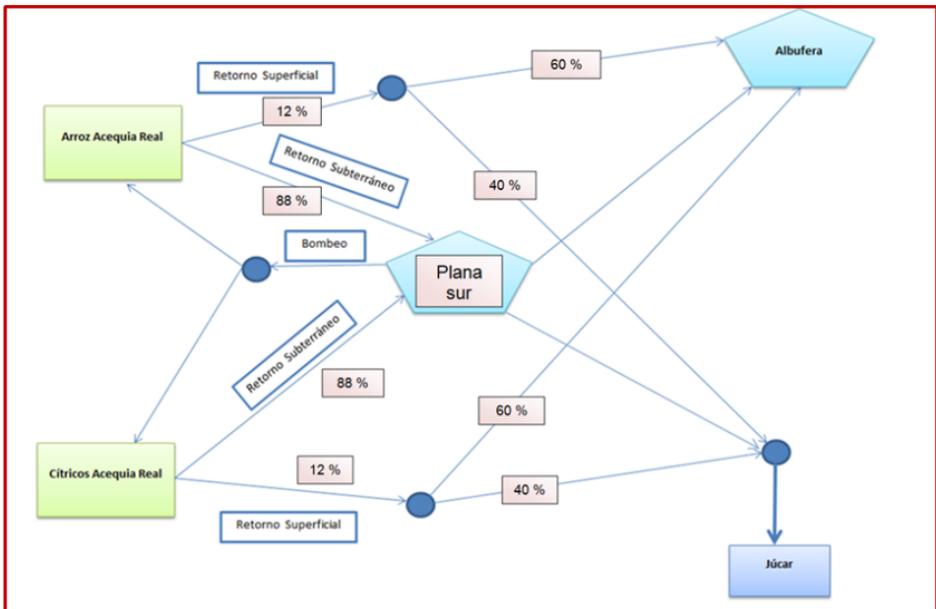


Figura 16. Acuífero de la plana sur de Valencia. Retornos y filtraciones

La tabla 7 muestra las demandas modeladas, tanto urbanas como agrícolas con su valor anual de demanda objetivo:

Tabla 7. Demandas del sistema Júcar

	Demanda (Hm³/año)
Acequia Real Júcar - Leñosos (cítricos y caquis)	111.20
Acequia Real Júcar- Herbáceos (arroz)	121.00
Escalona-Carcaixent	38.30
Canal Júcar-Turia	95.00
Sueca - Leñosos (cítricos)	16.95
Sueca - Herbáceos (arrozales)	177.55
Cullera - Leñosos (cítricos)	33.28
Cullera - Herbáceos (arrozales)	90.00
C.R. 4 Pueblos-Leñosos (cítricos)	6.75
C.R. 4 Pueblos-Herbáceos (arrozales)	18.75
Riegos del Embalse Forata	3.64
Regadíos Mancha Oriental	330.00
Zona urbana de Mancha-Manchuela	10.98
Ciudad de Albacete	13.30
Ciudad de Valencia	74.30
Ciudad de Sagunto	8.80

Como refleja la tabla 6 (apartado 3.5) se ha definido un régimen de caudales ecológicos en el modelo del sistema Júcar, definiéndose como rango ya que estos varían ligeramente según la época del año. En referencia a la caracterización económica de los usuarios del Júcar, se detalla en el capítulo 5 junto con las herramientas y metodologías empleadas para su desarrollo.

CAPÍTULO 5

CARACTERIZACIÓN ECONÓMICA DE LOS USOS DEL AGUA

En este capítulo se describen las herramientas y metodologías desarrolladas para la obtención de las curvas de demanda de agua de riego que se trata de una demanda derivada por la demanda del producto final. Por un aparte se ha desarrollado una herramienta con el enfoque de preferencias reveladas para los cultivos herbáceos y hortícolas; y por otra parte una metodología basada en riego deficitario para los leñosos. También se han obtenido las curvas de demanda para los usuarios urbanos mediante el empleo del método de la expansión puntual (Jenkins et al., 2003). Finalmente, se muestran los resultados obtenidos en concreto para el caso de estudio.

5.1 MODELO DE PREFERENCIAS REVELADAS PARA DEMANDA DE RIEGO EN CULTIVOS HERBÁCEOS Y HORTÍCOLAS

En este capítulo se presenta un modelo de preferencias reveladas de que permite obtener curvas de demanda para agua de riego en comarcas agrícolas con cultivos herbáceos y hortícolas¹.

El agua para riego es derivada de la demanda del producto final, por ello la demanda de ésta depende de la producción de los bienes demandados. En consecuencia, la disponibilidad a pagar por parte de los agricultores dependerá del valor de la producción marginal del agua (Gomez-Limon y Berbel, 2000). Se han desarrollado multitud de enfoques para tratar de obtener el valor del agua de riego. Howit desarrolló la Programación Matemática Positiva, PMP, (Howit, 1995a y b), ampliamente empleada tanto para selección de cultivos a pequeña escala como para la gestión del recurso en grandes áreas. La PMP realiza una calibración mediante la introducción de términos no lineales en la función objetivo para que las condiciones óptimas se cumplan a partir de los valores observados de las variables de decisión (Heckelei et al., 2012). La ventaja de este método es que no sólo calibra con una significativa precisión, sino que la fluctuación de las variables de decisión se produce suavemente tras la aplicación de nuevas políticas.

Un gran número de modelos se plantean bajo el enfoque de tratar de maximizar el beneficio, estimado como margen bruto, como función objetivo (enfoque de programación lineal). Pero numerosos estudios (por ejemplo Harper y Eastman, 1980; Cary y Holmes, 1982; Sumpsi et al., 1995) plantean y justifican la necesidad de realizar un análisis multiobjetivo. En esta línea se tienen dos tipos de análisis: la programación multiobjetivo y los métodos de programación por objetivos (Sumpsi et al., 1995). Mientras que el primero de ellos trata

¹ Este modelo ha sido desarrollado en colaboración con la Universidad de Alcalá de Henares, Instituto IMDEA Agua de Alcalá de Henares y la Universidad de Córdoba

de optimizar una función con múltiples objetivos (estando en conflicto la mayoría de ellos), el segundo de ellos trata de satisfacer el mayor número de objetivos posibles de entre un conjunto predefinido con preferencias reveladas por los agricultores. Entre los objetivos a considerar en el análisis se tiene la aversión al riesgo, los agricultores están dispuestos a renunciar parcialmente al beneficio a cambio de reducir el riesgo de la superficie de cultivos. Por ejemplo Gomez-Limon et al. (2003) desarrollaron una metodología, a partir de la programación multicriterio, para poder obtener los coeficientes de aversión al riesgo absoluto y relativo.

Como los agricultores toman sus decisiones basándose en un conjunto de atributos en competencia, Z_i , para la calibración debe ser tenido en cuenta el coste de oportunidad que supone tratar con la compensación entre atributos en competencia. El modelo debe estar provisto de la no-linealidad requerida para encontrar una solución que asegure la calibración y una adaptación moderada a nuevas condiciones (como puedan ser la aplicación de políticas de precios o mercados del agua). El modelo propuesto en esta tesis tiene implementada una función de utilidad de Cobb-Douglas (Cobb y Douglas, 1928), tratando de lograr una óptima calibración y una adaptación moderada a potenciales condiciones de mercado. Se basa en el método de preferencias reveladas, empleando para la calibración la proyección de las decisiones observadas sobre la frontera de posibilidades de elección, definiéndose para ello una serie de indicadores, errores, que permiten seleccionar la combinación de atributos más adecuada.

5.1.1 Vector de decisión y restricciones del modelo

En este modelo las decisiones se representan como las asignaciones de superficies a los cultivos factibles, definiéndose por tanto un vector $X \in R^n$ de superficies de cultivo, siendo “n” el espacio de cultivos factibles y “c” cada uno de los cultivos.

$$X \in R^n \quad x_c \geq 0, \quad \sum_{c=1}^n x_c = 1 \quad [15]$$

El valor de cada uno de los atributos, i , dependerá del vector de decisiones X , por ello:

$$\mathbf{Z}_i(\mathbf{X}) \in R^m \quad Z_i \geq 0 \quad [16]$$

Las decisiones de los agricultores deben de estar sujetas a las restricciones físicas de superficie cultivable para que el análisis tenga tanto una coherencia económica como agronómica. Se han tenido en cuenta restricciones relativas a la disponibilidad de suelo (ecuación 17), disponibilidad de agua (ecuación 18) y mercados locales para algún cultivo específico como la alfalfa (ecuación 19).

$$\sum_{c=1}^n x_c = 1 \quad [17]$$

$$\sum_{c=1}^n w_c \cdot x_c \leq W \quad [18]$$

$$x_c \leq (1 + \theta)x_c^0 \quad [19]$$

Donde “ w_c ” representa las necesidades hídricas de cada uno de los cultivos, x_c^0 es la superficie observada de cada cultivo “ c ”

5.1.2 Conjunto de atributos relevantes

Se ha seleccionado un conjunto de 3 atributos relevantes: el beneficio, la aversión al riesgo y la complejidad de la gestión. Los dos primeros son considerados como los más relevantes (Keeny and Raiffa, 1976). Para cada uno de los atributos se deben seleccionar los indicadores más apropiados. Para el beneficio se ha seleccionado el margen bruto promedio por hectárea como el indicador más adecuado:

$$Z_1(\mathbf{X}) = \sum_c (p_c y_c + s_c - C_c) \cdot x_c \quad [20]$$

Siendo “ p_c ” el precio del cultivo, “ y_c ” el rendimiento, “ s_c ” las subvenciones y “ C_c ” la estructura de costes directos del cultivo.

En referencia al segundo atributo, aversión al riesgo evitado, se ha utilizado el método de media-varianza de Markowitz (1952) para su caracterización ya que da lugar a una función objetiva cuadrática que proporciona resultados más suaves y realistas (Hazell y Norton, 1986). Concretamente se estimará como sigue:

$$Z_2(\mathbf{X}) = \bar{\sigma}(\bar{X}) - \sigma(\mathbf{X}) \quad [21]$$

$$\sigma(X) = X^t \cdot VCV \cdot X \quad [22]$$

Donde " $\sigma(X)$ " es la desviación standard del margen bruto esperado, " $\bar{\sigma}(\bar{X})$ " es el máximo margen bruto esperado y "VCV" es la matriz de varianzas-covarianzas del margen bruto esperado.

El atributo de complejidad de la gestión se va a caracterizar con tres indicadores: (1) disposición del agricultor a evitar la mano de obra asalariada ($L(x)$) aunque tenga que renunciar a parte de su beneficio. (2) el trabajo total necesario para implementar una decisión de cultivo ($H(x)$), y (3) importancia de los costes directos como porcentaje de los totales de la producción ($C(x)$). Al igual que ocurría con el riesgo cada uno de los indicadores se van a definir en positivo:

$$Z_3(x) = \bar{L}(\bar{x}) - L(x) \quad [23]$$

$$Z_4(x) = \bar{H}(\bar{x}) - H(x) \quad [24]$$

$$Z_5(x) = \bar{C}(\bar{x}) - C(x) \quad [25]$$

El agricultor tomará sus decisiones a través de estos atributos, existiendo trade-off entre ellos, y pudiéndose dar múltiples combinaciones teniendo en cuenta la frontera de posibilidades de elección entre ellos.

5.1.3 Función objetivo

Como función objetivo se va a plantear la de maximizar una función de utilidad del tipo Cobb-Douglas (Cobb y Douglas, 1928) ya que es una de las más empleadas como función de utilidad del regante:

$$U(Z_1, Z_2, Z_3, Z_4, Z_5) = Z_1^{\alpha_1} \cdot Z_2^{\alpha_2} \cdot Z_3^{\alpha_3} \cdot Z_4^{\alpha_4} \cdot Z_5^{\alpha_5} \quad [26]$$

$$\alpha_1 + \alpha_2 + \alpha_3 + \alpha_4 + \alpha_5 = 1 \quad [27]$$

Por ello se trata de resolver el siguiente problema de optimización:

$$\begin{aligned}
 & \text{Max}_x U(Z(\mathbf{X})) ; \mathbf{X} \in R^n ; \mathbf{Z} \in R^m \\
 & \mathbf{X} \in F(\mathbf{X}) \\
 & \sum_{c=1}^n x_c = 1 , 0 \leq x_c \leq 1 \\
 & \sum_{c=1}^n w_c \cdot x_c \leq W
 \end{aligned} \quad \left. \vphantom{\begin{aligned} & \text{Max}_x U(Z(\mathbf{X})) ; \mathbf{X} \in R^n ; \mathbf{Z} \in R^m \\ & \mathbf{X} \in F(\mathbf{X}) \\ & \sum_{c=1}^n x_c = 1 , 0 \leq x_c \leq 1 \\ & \sum_{c=1}^n w_c \cdot x_c \leq W \end{aligned}} \right\} [28]$$

5.1.4 Modelo de preferencias reveladas

Se plantea una metodología de dos etapas para obtener los coeficientes “ α_i ” de la función de Cobb-Douglas (Gomez et al., 2016). Se proyecta el valor observado del atributo (Z^0) sobre la frontera eficiente de posibilidades de elección entre atributos (figura 17) obteniéndose el punto Z' (figura 17). A continuación se calcula la relación marginal de transformación, RMT, que se define como el coste de oportunidad de incrementar una unidad uno de los atributos en detrimento del otro atributo (ecuación 29). Se define también el error de eficiencia como la distancia entre el valor observado de las variables de decisión y la frontera de posibilidades de elección (ecuación 30 y figura 17).

$$RMT_{Z_1 Z_2(Z')} = -\frac{\Delta Z_2'}{\Delta Z_1'} \quad [29]$$

$$\varepsilon_{el} = \frac{1}{m} \cdot \left(\sum_{i=1}^m \left(\frac{z_i^0 - z_i'}{z_i^0} \right)^2 \right)^{1/2} = \frac{\varphi}{k^{1/2}} \quad [30]$$

Donde $l = 1, \dots, 2^m$

Si el modelo es consistente con la teoría de la decisión, se cumple que el coste de oportunidad sobre la frontera eficiente (RMT) es equivalente a la relación marginal de sustitución (RMS):

$$RMS_{Z_1 Z_2(X^*)} = -\frac{\Delta Z_2^*}{\Delta Z_1^*} \quad [31]$$

Con esta condición puede obtenerse la solución óptima (z^* en figura 17). Tras obtener la solución óptima puede calcularse el error de

calibración, ε_x , como:

$$\varepsilon_{x_l} = \frac{1}{k} \cdot \left(\sum_{i=1}^k \left(\frac{z_i^* - z_i^0}{z_i^0} \right)^2 \right)^{1/2} \quad [32]$$

Una vez finalizadas las etapas previas es posible calcular el error de consistencia del modelo, ε_c , definido como la diferencia entre la elección eficiente y la óptima :

$$\varepsilon_{c_l} = \frac{1}{k} \cdot \left(\sum_{i=1}^k \left(\frac{z_i^* - z_i'}{z_i'} \right)^2 \right)^{1/2} \quad [33]$$

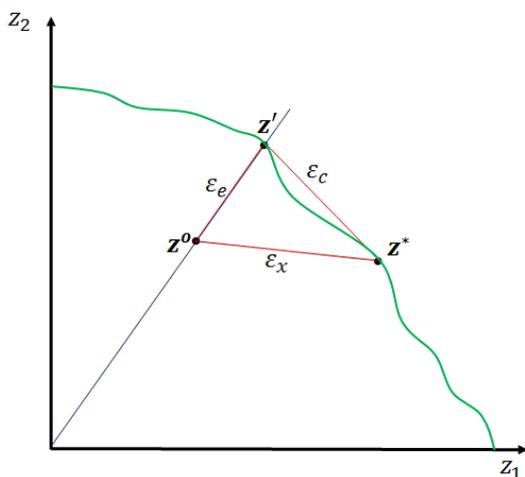


Figura 17. Método de proyección a la frontera de posibilidades de elección

La metodología propuesta da como resultado un conjunto de potenciales soluciones, en función del número de atributos, 2^m . Para seleccionar la solución más eficiente se buscará aquella solución que tenga tanto un error de consistencia como de eficiencia próximo a cero, y de entre ellos el de calibración menor.

5.2 CURVAS DE DEMANDA PARA CULTIVOS LEÑOSOS CON RIEGO DEFICITARIO

Para la obtención de las curvas de demanda de leñosos se ha

desarrollado una metodología que se basa en la técnica de riego deficitario. Esta técnica es de gran utilidad cuando los recursos hídricos son escasos. A partir de una correcta programación de riegos se obtiene la información de cuándo y en qué dosis se deben aplicar los riegos (Roldán Cañas, 2007). No es posible emplear el modelo de preferencias reveladas presentado en la sección anterior, porque este no permite simular la evolución temporal del cultivo tan necesaria en cultivos leñosos. Esto constituye una de las líneas futuras de la presente investigación. A continuación se describe la metodología seguida:

5.2.1 Simulación del cambio de rendimiento de los cultivos con la disponibilidad de recurso hídrico

La ecuación 34 modeliza la respuesta del cultivo, en términos de variación del rendimiento, frente a escenarios de riego deficitario (Doorenbos y Kassam, 1979):

$$\frac{Y}{Y_m} = \prod_{i=1}^n \left(1 - K_{y,i} \cdot \left(1 - \frac{ET_a}{ET_m} \right)_i \right) \quad [34]$$

Donde “i” representa cada una de las fases de evolución del cultivo: florecimiento, crecimiento y madurez; “y” es el rendimiento; “ET” evapotranspiración.

Es necesario estimar el valor del factor de respuesta del rendimiento “K_y” para cada una de las fases del cultivo. Para estimar los valores de “K_y” se propone un método de inferencia a partir de los datos disponibles de ensayos de riego deficitario en cítricos ya que es el cultivo leñoso predominante en las Riberas del Júcar (García-Tejero et al., 2012; García-Tejero et al., 2010; González-Altozano y Castel, 2003); empleándose la ecuación 34. Se ha desarrollado un modelo de optimización en GAMS (Brooke et al., 1998) que permite obtener los valores de K_y, para cada una de las fases del cultivo, mediante una función objetivo que consiste en minimizar el error entre el valor inicial de “K_y” y el valor calculado. El resultado es una distribución de

valores para una de las fases del cultivo, k_1 para la fase de florecimiento, k_2 para la fase de crecimiento y k_3 para la fase de madurez (figura 18).

Una vez obtenidos los valores de K_y , se desarrolla también en GAMS un nuevo modelo de optimización con función objetivo maximizar el rendimiento para diferentes valores de riesgo deficitario. De esta manera, se obtiene una nube de puntos (rendimiento, agua de riego) que permiten obtener la relación matemática entre ambas variables (figura 19).

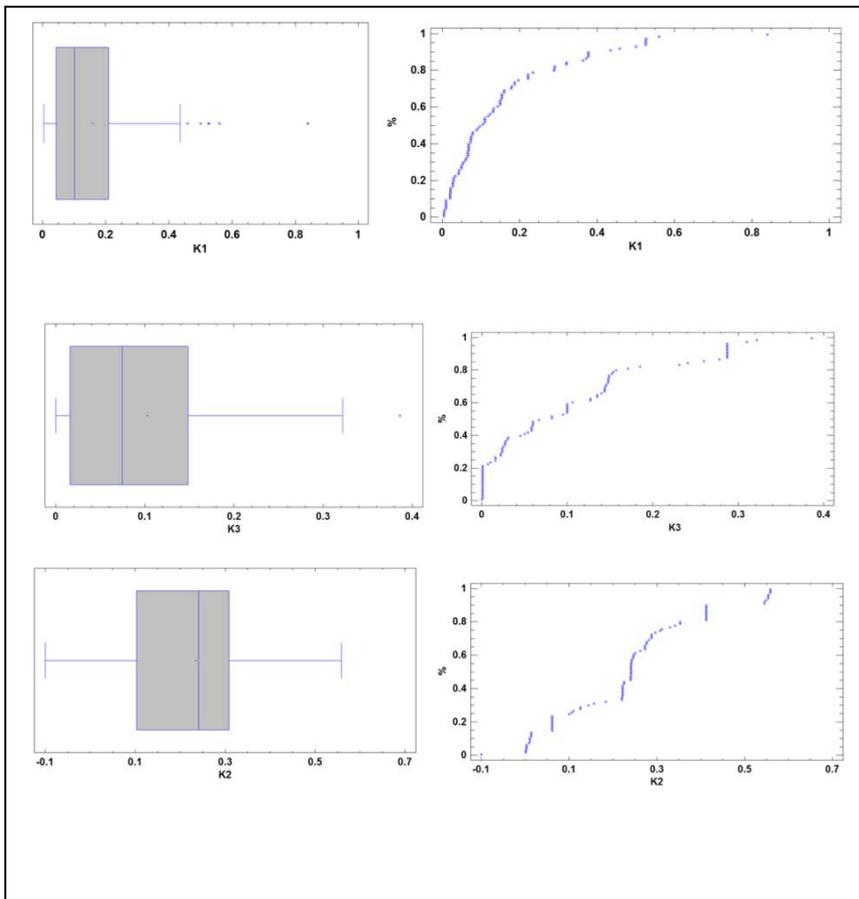


Figura 18. Función de distribución acumulada K_1 , K_2 y K_3 para riesgo deficitario

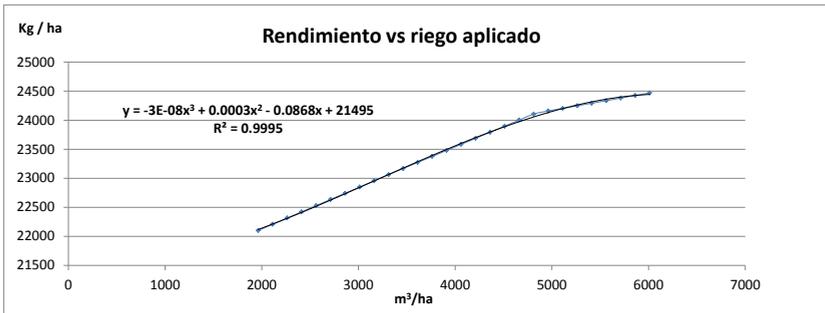


Figura 19. Relación entre agua aplicada y el rendimiento en el caso de cítricos

El cambio de rendimiento dará lugar a un cambio de peso del fruto, con efecto sobre el precio. Este hecho debe tenerse en cuenta de cara a la obtención de las curvas de demanda de cítricos como demanda derivada del producto. Las cooperativas emplean el concepto de calibre para definir el precio de los cítricos, definiéndose como el diámetro máximo de su sección ecuatorial o por el número de frutos. Por todo ello, es necesario relacionar matemáticamente el peso del fruto con el rendimiento (1), el diámetro con el peso del fruto (2) y finalmente el precio con el diámetro (3). Para relacionar el peso del fruto con el rendimiento (1) se han empleado algunos valores de la literatura (por ejemplo García-Tejero et al. 2010). Para obtener la relación entre diámetro y peso (2) se han empleado algunas referencias bibliográficas (ejemplo, Treeby et al. (2007) y Pérez-Pérez et al. (2009)) (figura 20).

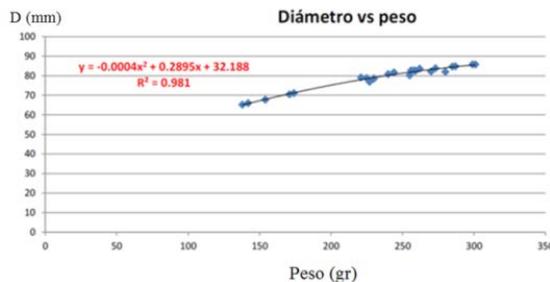


Figura 20. Relación entre el diámetro y el peso del fruto

Para relacionar los diámetros del fruto con el precio se han empleado

datos reales de una de las cooperativas de la Comunidad Valenciana (tabla 8).

Tabla 8. Precios vs calibres cooperativa de Cheste

(Fuente: comunicación personal de cooperativa)

Cheste Cooperativa Agraria	Calibres				
	(1 a 3)	(4 a 5)	6	7	(8 a 9)
Semana					
1	0.298	0.254	0.209	0.164	0.119
2	0.274	0.233	0.192	0.151	0.110
3	0.255	0.217	0.179	0.140	0.102
4	0.239	0.203	0.167	0.131	0.095
5	0.251	0.213	0.175	0.138	0.100
6	0.263	0.223	0.184	0.144	0.105
7	0.274	0.233	0.192	0.151	0.110
8	0.288	0.243	0.200	0.158	0.115

5.2.2 Modelo de optimización para obtener la curva de demanda de riego de leñosos

Finalmente para la obtención de la curva de demanda se ha desarrollado un modelo de optimización con función objetivo maximizar el margen bruto:

$$MB_c = P_c \cdot Rendimiento_c - Cost_c - Q_{riego,c} \cdot tarifa_{agua} \quad [35]$$

Siendo “MB” el margen bruto, “c” cada cultivo, “Cost” el coste de cada cultivo, “ Q_{riego} ” caudal suministrado y “tarifa” el precio del agua aplicada. El rendimiento, “Rendimiento_c”, será función del agua aplicada (paso 1), mientras que el precio, P_c , dependerá del peso del fruto (paso 2).

La figura 21 muestra la curva de demanda de agua para riego para cítricos obtenida por hectárea. La curva tiene todo el sentido agronómico, siendo entre 4000 y 6000 m³/ha elástica, no así por debajo de ese umbral ya que lo producido no tiene valor comercial.

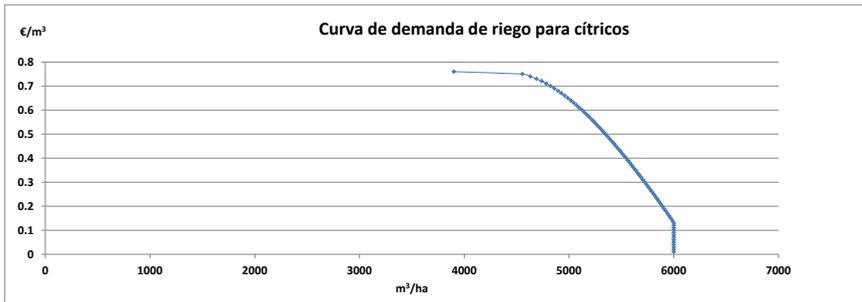


Figura 21. Curva de demanda para cítricos

5.3 DEMANDA URBANA

Como se ha comentado en el capítulo 4 para obtener las curvas de demanda urbanas se va a emplear el método de la expansión puntual (Jenkins et al., 2003). Se emplea este método porque habitualmente no se dispone de un gran número de pares precios-cantidad observables. El método consiste en emplear una parametrización o forma funcional sencilla que tenga sentido económico, calibrándose a partir de un par precio-cantidad observado y de un valor estimado de la elasticidad de la demanda. En esta línea las funciones más empleadas son las de Cobb-Douglas (Cobb y Douglas, 1928), son de tipo potencial asumiendo una elasticidad constante a lo largo de toda la curva. Con ello, se obtiene la siguiente expresión:

$$Q = c \cdot P^\varepsilon \quad [36]$$

Siendo c un factor de escala, $c > 0$, y ε la elasticidad-precio de la demanda ($\varepsilon < 0$). A partir del par de puntos (“ Q_1, P_1 ”) y del valor de la elasticidad-precio ε puede obtenerse el valor del factor de escala “ c ”

5.4 CARACTERIZACIÓN DE LOS USOS DEL AGUA EN SISTEMA JÚCAR

La tabla 9 muestra las demandas objetivo de los usuarios del sistema Júcar en $\text{Hm}^3/\text{año}$, tipo de usuario y el beneficio máximo estimado de cada usuario calculado con las curvas de demanda asumiendo que se satisface el 100% de la demanda objetivo, que se han obtenido empleando las herramientas y metodologías desarrolladas en esta tesis

doctoral.

Tabla 9. Demandas sistema Júcar (demanda objetivo y beneficio máximo anual)

	Demanda (Hm³/año)	Beneficio máximo estimado (M.€/año)
Acequia Real Júcar - Leñosos (cítricos y caquis)	111.20	76.47
Acequia Real Júcar- Herbáceos (arroz)	121.00	7.26
Escalona-Carcaixent	38.30	26.63
Canal Júcar-Turia	95.00	63.39
Sueca - Leñosos (cítricos)	16.95	11.82
Sueca - Herbáceos (arrozales)	177.55	10.50
Cullera - Leñosos (cítricos)	33.28	23.23
Cullera - Herbáceos (arrozales)	90.00	5.40
C.R. 4 Pueblos-Leñosos (cítricos)	6.75	4.72
C.R. 4 Pueblos-Herbáceos (arrozales)	18.75	1.14
Riegos del Embalse Forata	3.64	2.48
Regadíos Mancha Oriental	330.00	91.10
Zona urbana de Mancha- Manchuela	10.98	-
Ciudad de Albacete	13.30	-
Ciudad de Valencia	74.30	-
Ciudad de Sagunto	8.80	-

A continuación se muestran las curvas de demanda de agua para riego de algunas de las UDAS del sistema Júcar (el resto de curvas pueden consultarse en el anexo II). Para obtener la curva de demanda para los regadíos de la Mancha Oriental (figura 22) se ha empleado el modelo de preferencias reveladas, generándose la curva de agua para riego de las 4 comarcas agrarias en que se subdivide mayoritariamente esta UDA; realizándose posteriormente una agregación de las mismas. Las 4 comarcas agrarias son comarca Centro, Hellín, Mancha y Manchuela. Para cada una de estas comarcas, se ha realizado la caracterización de los principales cultivos de la zona. Las superficies de los cultivos se han obtenido de las hojas 1T de superficies de cultivos municipales del Ministerio de Agricultura y Pesca,

Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA). Los datos relativos a los precios de cultivos, subsidios, rendimientos y mano de obra (total y asalariada) se han obtenido de los informes técnico-económicos del MAPAMA desde el año 2004 hasta 2012 (por ejemplo MAPAMA, 2012). A partir de estos datos se han calculado para cada una de las comarcas los indicadores de los atributos descritos en el apartado 5.1.2: margen bruto, el riesgo (matriz de varianzas-covarianzas a partir del margen bruto), mano de obra total, mano de obra asalariada e importancia de los costes directos como porcentaje de los totales de la producción. La tabla 10 muestra el valor de estos indicadores para la comarca Centro.

Tabla 10. Indicadores de los atributos comarca agraria Centro

	Margen bruto esperado (€/ha)	Riesgo (desviación estándar)	Mano de obra total (horas/ha)	Mano de obra asalariada (horas/ha)	% costes
Cereal de Invierno	343.23	3.46	19.04	3.74	0.54
Maíz	417.40	5.20	38.30	4.22	0.71
Lenteja	464.94	6.24	14.26	0.54	0.53
Garbanzo	987.48	25.83	32.16	2.41	0.48
Guisante	264.57	8.52	19.60	3.00	0.64
Veza	108.14	6.03	15.97	5.20	0.76
Yeros	91.18	4.29	14.73	1.96	0.74
Patata	1975.50	68.12	115.79	29.49	0.71
Girasol	134.31	3.82	19.60	0.66	0.70
Alfalfa	923.64	5.73	41.40	2.70	0.37
Lechuga	2415.14	24.54	655.00	166.86	0.52
Sandía	1513.71	22.36	259.30	103.78	0.60
Melón	1664.88	34.49	259.30	116.63	0.69
Tomate	3019.26	49.54	232.85	110.56	0.53
Pimiento	4093.74	52.12	253.70	100.61	0.52
Ajo	3559.45	47.82	214.80	97.78	0.43

Las tablas 11 y 12 muestra los resultados obtenidos para la calibración de los modelos correspondientes a las 4 comarcas agrarias. Los resultados demuestran que efectivamente el agricultor toma sus decisiones teniendo en cuenta multitud de factores, no únicamente la

maximización del beneficio, destacando la aversión al riesgo. Los valores obtenidos de los errores, consistencia, eficiencia y calibración, demuestran la validez de la metodología propuesta para obtener las curvas de demanda en zonas con cultivos predominantemente herbáceos u hortícolas. En todos los casos el error de consistencia se puede considerar despreciable, mientras que tanto el de eficiencia como el de calibración se encuentran por debajo del 8%.

Tabla 11. Errores calibración comarcas de la Mancha Oriental

	Errores		
	Consistencia	Eficiencia	Calibración
Comarca Centro	4.84E-11	0.15%	2.14%
Comarca Hellín	4.70E-10	0.33%	2.20%
Comarca Mancha	1.42E-06	0.34	7.62%
Comarca Manchuela	9.00E-09	0.20%	3.64%

Tabla 12. Indicadores de los atributos comarcas de la Mancha Oriental

	Margen bruto esperado (€/ha)	Riesgo	Mano de obra total (horas/ha)	Mano de obra asalarada (horas/ha)	% Costes
	Alfa ₁	Alfa ₂	Alfa ₃	Alfa ₄	Alfa ₅
Comarca Centro	0.09	0.33	-	0.47	0.11
Comarca Hellín	0.15	0.58	-	0.27	-
Comarca Mancha	0.20	0.20	-	0.60	
Comarca Manchuela	0.11	0.19	-	0.70	-

A partir del modelo calibrado, se ha realizado la simulación de las curvas de demanda para agua de riego mediante el incremento paulatino del precio del agua (disminución del margen bruto esperado). La figura 22 muestra la curva obtenida para la UDA Mancha Oriental.



Figura 22. Curva de demanda de la Mancha Oriental

Como en las Riberas del Júcar predominan los cultivos leñosos y los arrozales; y en el Canal Júcar-Turia los cultivos leñosos, ya no se ha empleado el modelo de preferencias reveladas sino la metodología expuesta para cultivos leñosos, y en el caso del arroz debido a su particularidad de que es un cultivo que se riega por inundación se ha realizado una aproximación lineal como en estudios anteriores con una disponibilidad a pagar de 0.12 €/m³ (GIRH-IIAMA, 2006)

En la Ribera Baja del Júcar, compuesto por las UDAs de Sueca, Cullera y Comunidad de Regantes de Cuatro Pueblos, predominan los cítricos y los arrozales. La figura 23 muestra la curva de demanda de agua para riego para la demanda de Sueca cítricos y la figura 24 muestra la curva de demanda para Sueca arrozales. Para obtener las curvas se ha empleado las superficies de ambos cultivos en la UDA de Sueca que muestra la tabla 13.

Tabla 13. Superficies cultivos UDA de Sueca

Superficie Total (Ha)	Arroz (Ha)	Cítricos (Ha)
8511	6868	1328

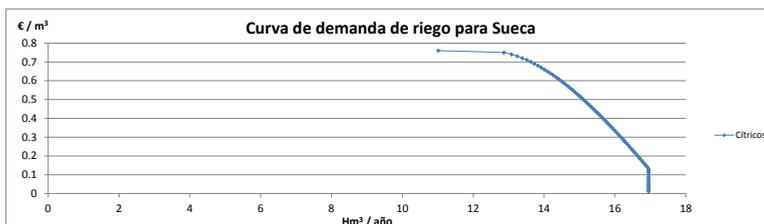


Figura 23. Curva de demanda de Sueca (cítricos)

La ecuación de este tipo de curvas será del tipo:

$$y = a + b \cdot x + c \cdot x^2 + d \cdot x^3 + e \cdot x^4 + f \cdot x^5 \quad [37]$$

En concreto para el caso de la demanda de Sueca (caso de cultivos leñosos) los coeficientes de la ecuación 37 serán:

Tabla 14. Coeficientes ecuación de curva de demanda Sueca leñosos

f	e	d	c	b	a
-0.00043	0.03084	-0.88099	12.47810	-87.54943	244.13113

La figura 24 muestra la gráfica correspondiente para la demanda de agua de riego para arrozales de la UDA Sueca siendo su ecuación:

$$y = 0.12 - 0.00068 \cdot x \quad [38]$$



Figura 24. Curva de demanda de Sueca (arrozales)

En la Ribera Alta, predominan principalmente como cultivos leñosos los cítricos y los caquis (a parte de los arrozales). En este caso, el problema de optimización planteado para obtener la curva de demanda de agua de riego es el de maximizar el margen bruto ecuación 34, pero introduciendo un rendimiento constante para el caso del caqui (por falta de información suficiente para poder aplicar la técnica del riego deficitario). La figura 25 muestra la curva obtenida. Su ecuación responde al tipo de ecuación representado por la ecuación 37.

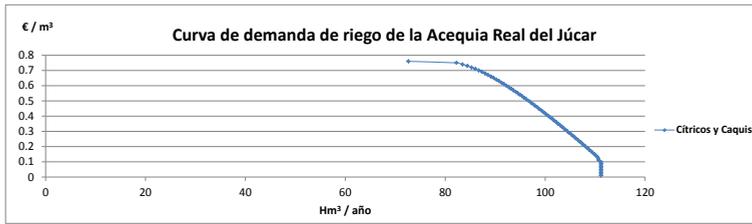


Figura 25. Curva de demanda Acequia Real del Júcar (leñosos)

La figura 26 muestra la curva de demanda de riego para los arrozales de la Acequia Rael del Júcar.

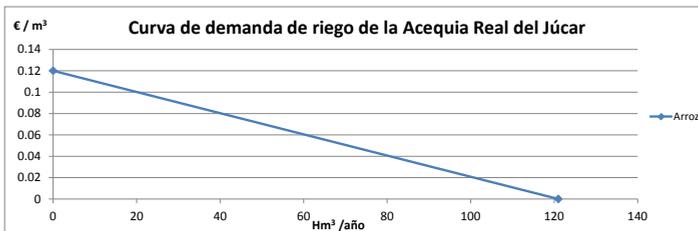


Figura 26. Curva de demanda de la Acequia Real del Júcar (arrozales)

Como se comentó para obtener las curvas para suministro urbano se va a emplear el método de la expansión puntual. Se ha tomado como valor de elasticidad precio-demanda el de -0.64 (García-Valiñas, 2004 y 2006) y como punto de cantidad-precio observado ($74.3 \text{ Hm}^3/\text{año}$, 1 €/m^3). Con ello se tiene un valor del factor de escala de 514030.41 (figura 27)

$$Q = 514030.41 \cdot P^{-0.64} \quad [39]$$

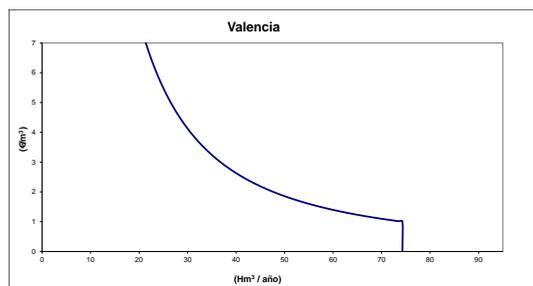


Figura 27. Curva de demanda de la ciudad de Valencia

CAPÍTULO 6

ANÁLISIS DE IMPACTOS ECONÓMICOS BAJO ESCENARIOS DE ESCASEZ

En este capítulo se describen tanto las metodologías para realizar el análisis económico del impacto de escenarios de escasez, debidos a las sequías y a las condiciones del cambio climático, como los resultados obtenidos para el caso de estudio. Primeramente se describe la metodología para realizar un análisis de riesgo del impacto económico de las sequías en la agricultura de regadío y su aplicación al caso de estudio. A continuación se describe como se han obtenido los escenarios futuros de cambio climático. Finalmente, se muestran los resultados del análisis hidroeconómico a escala de cuenca tanto por sequías como por proyecciones futuras de escenarios de cambio climático.

6.1 SIMULACIÓN DEL RIESGO ECONÓMICO DE SEQUÍAS EN LA AGRICULTURA DE REGADÍO

En esta tesis se ha desarrollado un método que permite realizar un análisis de riesgo de los impactos económicos de las sequías en la agricultura de regadío. La metodología se compone de tres componentes (figura 28).

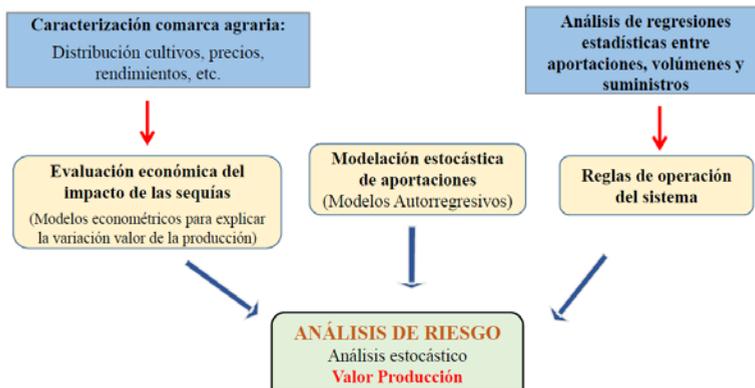


Figura 28. Metodología de análisis de riesgo del impacto económico de sequías

La primera de las componentes consiste en ajustar modelos econométricos que permitan evaluar el impacto económico de las sequías analizando los cambios en el valor de la producción (1). La segunda componente consiste en desarrollar un modelo estocástico autorregresivo para predecir las aportaciones del sistema que expliquen los cambios en los volúmenes de los embalses (2). La tercera componente consiste en simular las operaciones del sistema, empleándose regresiones estadísticas entre aportaciones, volúmenes y suministros (3). Finalmente, combinando (2) y (3) con (1) se realiza el análisis de riesgo.

6.1.1 Econometría. Evaluación económica de los impactos de las sequías

El modelo econométrico emplea como indicador económico el valor de la producción de la agricultura de regadío. Se deben incluir las principales variables explicativas de la variable dependiente, valor de

la producción, en este caso se ha incluido la disponibilidad del agua como uno de los indicadores claves de la escasez y la volatilidad de los precios de los cultivos. El valor de la producción en la agricultura de regadío, $V_{p,j,t}$, en un tiempo “t” en una comarca agraria “j” puede estimarse como:

$$V_{p,j,t} = \sum_{c=1}^n S_{c,t} \cdot R_{c,t} \cdot P_{c,t} \quad [40]$$

Donde “c” representa cada uno de los cultivos de la comarca agraria “j” ($c=1,2,\dots,n$), “ $S_{c,t}$ ” es el área del cultivo “c” en la comarca “j” en el año “t”, $R_{c,t}$ es el rendimiento del cultivo y “ $P_{c,t}$ ” es el precio del cultivo en el año “t”.

En referencia a la variable explicativa “disponibilidad del agua” se han considerado los suministros de agua diferenciados en función de su origen: suministros superficiales (SW) y suministros subterráneos (GW). Esta distinción ha sido realizada por dos razones: (1) la diferencia en la eficiencia en suministros superficiales y subterráneos y (2) algunos cultivos sólo reciben agua de una de las fuentes (por ejemplo no se emplea agua subterránea para el arroz).

En cuanto a la volatilidad de los precios, se ha definido un índice, I_p , que capture las fluctuaciones del valor de la producción debido a la volatilidad de los precios de los cultivos, ponderando la contribución de cada familia de cultivos al valor total de la producción (basado en Gil-Sevilla et al., 2011):

$$I_{p,j,t} = \sum_k \frac{V_{p,k,t} \cdot P_{k,j,t}}{V_{p,j,t}} \quad P_{k,j,t} = \frac{\sum_c V_{p,c,k,t} \cdot P_{c,k,t}}{\sum_{ck} V_{p,k,t}} \quad [41]$$

Donde “c” representa cada cultivo, “k” representa cada familia de cultivo y “j” los cultivos que pertenecen a cada familia.

Con todo ello, el modelo econométrico se define como sigue (basado en Gil-Sevilla et al., 2011):

$$V_{p,j,t} = a + b \cdot SW_{j,t} + c \cdot GW_{j,t} + d \cdot I_{p,j,t} + u_{j,t} \quad [42]$$

Donde “j” representa cada comarca agraria, “t” representa el año, “SW_{j,t}” representan los suministros superficiales, “GW_{j,t}” las abstracciones subterráneas (incluidas las que se producen tanto en condiciones normales como en condiciones extraordinarias durante períodos de sequías), “I_{p,j,t}” es el índice de precios (ecuación 41) y “u_{j,t}” es el error del modelo.

6.1.2 Modelación estocástica de las aportaciones

Para poder evaluar la incertidumbre en la disponibilidad futura de recursos hídricos se ha desarrollado y simulado un modelo estocástico para obtener las series futuras de aportaciones. Existe una amplia variabilidad de alternativas ARMA, ARIMA, PARMA, FARMA, cadenas de MARKOV, etc. (Hipel and McLeod, 1994; Salas et al., 1980; Sveinsoon and Salas, 2017). Sin pérdida de generalidad, en este trabajo se propone el empleo de un modelo ARMA (1,1) de parámetros constantes:

$$z_t = \delta_1 \cdot z_{t-1} + \omega_0 \cdot \varepsilon_t - \omega_1 \cdot \varepsilon_{t-1} \quad [43]$$

Donde “z_t” es la función standard normalmente distribuida de predicción de aportaciones para el paso de tiempo “t”; “δ₁”, “ω₀” y “ω₁” son las matrices de los parámetros correspondientes al paso anterior “z_{t-1}”; “ε_t” y “ε_{t-1}” son los términos aleatorios correspondientes a un ruido independiente y normalmente distribuido de media cero. Para obtener los parámetros se pueden aplicar los procedimientos descritos en (Hipel and McLeod, 1994; Salas et al., 1980; Sveinsoon and Salas, 2017):

$$\delta_1 = M_2 \cdot M_1^{-1} \quad [44]$$

Siendo M₂ y M₁ las matrices de autocorrelación de orden “1” y “2” de las series temporales de aportaciones cuya predicción se pretende estimar. Para obtener el término de error de orden “0” se aplicará:

$$\omega_0 \cdot \omega_0^T = F - G \cdot (\omega_0 \cdot \omega_0^T)^{-1} \cdot G^T \quad [45]$$

Donde $F = M_0 - \delta_1 \cdot M_1^T + G \cdot \delta_1^T$; y $G = \delta_1 \cdot M_0 - M_1$. Para obtener el término " ω_0 " se aplicará la descomposición de Cholesky. Para obtener " ω_1 " se aplicará:

$$\omega_1 = F - G \cdot (\omega_0 \cdot \omega_0^T)^{-1} \cdot G^T \quad [46]$$

Una vez desarrollado el modelo, para predecir se van a emplear las siguientes fases:

- Generar la serie temporal de residuos (ε_t) para el intervalo temporal de predicción "L" para cada subcuenca. El número de series debe ser el suficiente para garantizar la disponibilidad de una muestra adecuada para generar la función de distribución futura de aportaciones.
- Para cada escenario se aplicará la ecuación 43 desde el periodo de tiempo actual (t) hasta el horizonte de predicción (t+L), usando los valores del intervalo temporal anterior (t-1) y la series temporales de residuos. Las series resultantes tienen que distribuirse normalmente.
- Transformación de las distribuciones de aportaciones predichas en series temporales de aportaciones, conservando las propiedades estadísticas de la serie histórica.

6.1.3 Simulación de la operación del sistema

Para simular las operaciones del sistema se van a emplear regresiones empíricas basadas en datos observados con el objetivo de relacionar variables de estado (volúmenes y aportaciones) con variables de decisión (suministros superficiales). Es necesario definir el período de anticipación (período ex ante) para el que se realizarán los análisis. El procedimiento a seguir para simular los suministros superficiales es:

- (1) Un modelo de regresión (A) se ajusta para explicar el cambio en los volúmenes de embalse durante el período de anticipación a partir

del volumen inicial de dicho período y de las aportaciones observadas durante ese período.

(2) Otro modelo de regresión (B) se ajusta para explicar el suministro superficial en función del volumen a comienzos del período de riego.

(3) Las aportaciones obtenidas con la modelación estocástica se combinan con las regresiones (A) y (B) para obtener la proyección estocástica de suministro superficial.

6.1.4 Análisis de riesgo

Para realizar el análisis de riesgo, se introducen la distribución estocástica de suministro superficial (sección 6.1.3) en la ecuación 42, obteniéndose:

$$\overline{Vp_{j,t+1}} = a + b \cdot \overline{SW_{j,t+1}} + c \cdot GW_{j,t+1} + d \cdot \overline{Ip_{j,t+1}} + u_{j,t+1} \quad [47]$$

Donde “t+1” es el punto de inicio de la temporada de riego próxima, “ $\overline{Ip_{j,t+1}}$ ” es el índice de precios predicho como la media de los últimos dos años, “ $GW_{j,t+1}$ ” ha sido estimado como función de la demanda total y de los suministros superficiales, y “ $\overline{SW_{j,t+1}}$ ” representa la distribución estocástica de suministro superficial.

6.1.5 Aplicación al sistema Júcar

La figura 29 muestra las tres zonas principales de regadío del sistema Júcar: Mancha-Albacete, Riberas del Júcar y Canal Júcar-Turia. En la zona de la Mancha-Albacete los principales cultivos son cereales, legumbres, tubérculos y cultivos de forraje; en las Riberas del Júcar principalmente cítricos, caquis y arroz; y en canal Júcar-Turia cítrico y frutal. En el anexo V se muestran los valores históricos del valor de la producción y del índice de precios para cada zona de regadío (de 2000 a 2013).

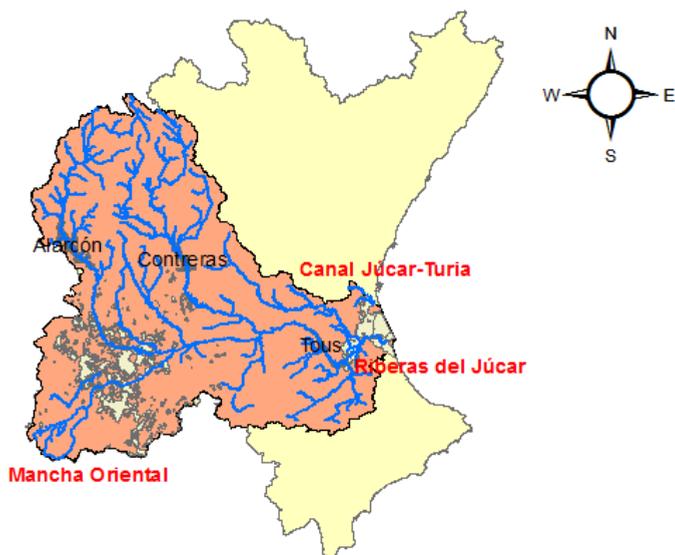


Figura 29. Zonas de regadío del sistema Júcar

- *Resultados aplicación econometría*

La tabla 15 muestra los estadísticos de los modelos econométricos que explican la variación del valor de la producción para los tres distritos de riego en función de la disponibilidad del recurso y la volatilidad de los precios de los cultivos. Como puede observarse en los tres casos puede considerarse que los ajustes son representativos, coeficiente $R^2 > 0.7$. En el caso de las Riberas del Júcar salen estadísticamente significativos, con un nivel de confianza del 95%, el suministro superficial y el índice de precios. Mientras que en los casos de Mancha-Albacete y de Canal Júcar-Turia salen los suministros (superficial y subterráneo); y el suministro subterráneo y el índice de precios de los cultivos respectivamente. Se realizó un análisis de multicolinealidad para comprobar que no existen relaciones estadísticas entre algunas o todas las variables explicativas (Gujarati, 2004). Para ello, se calculó el índice de inflación de la varianza (FIV), tomándose el valor de 10 como valor límite para afirmar que la multicolinealidad no afecta a las estimaciones de mínimos cuadrados

(Kutner et al., 2004). Como puede observarse no existen problemas de multicolinealidad en los ajustes realizados.

Tabla 15. Ajustes de los modelos econométricos para explicar el valor de la producción

	R ²	SW		GW		Ip	
		Coef.	FIV	Coef.	FIV	Coef.	FIV
Mancha-Albacete	0.71	-3109.14*	1.52	-477.38*	1.41	-69718.80	2.01
Canal Júcar-Turía	0.79	-279.40	1.88	1012.54*	2.28	552470*	1.58
Riberas del Júcar	0.81	253.58*	4.9	1125.56	4.81	458995*	1.07

*P<0.05

FIV>10 demuestra problemas de multicolinealidad

- *Modelación estocástica de aportaciones sistema Júcar*

Para el caso de estudio se ha empleado un modelo ARMA (1,1) de parámetros constantes (Salas et al., 1980), debido a la existencia de una significativa dependencia temporal. Para determinar los parámetros del modelo se ha empleado la serie histórica de aportaciones de 1980 a 2012. Después de la validación, se generaron 10000 series sintéticas considerando el período de anticipación a la temporada de riego próxima (de octubre a mayo). La figura 30 muestra la comparativa de la función de distribución acumulada de aportaciones aguas arriba de Tous para 2004-2005 (en el inicio de la última sequía histórica) y 2006-2007 (durante la sequía), observándose la disminución de recurso hídrico disponible debido al impacto de la sequía.

Figura 30. Distribución de la probabilidad acumulada de las aportaciones aguas arriba del embalse de Tous



- *Simulación operación del sistema*

La tabla 16 muestra los estadísticos de las regresiones que modelizan las reglas de operación del sistema Júcar. Para el caso de la Mancha-Albacete únicamente se considera el volumen del embalse de Alarcón; mientras que tanto para el Canal Júcar-Turia como las Riberas del Júcar, se consideran los volúmenes de los embalses de Alarcón, Contreras y Tous. Los resultados demuestran la bondad de los ajustes realizados, en todos los casos $R^2 > 0.9$

Tabla 16. Parámetros estadísticos de las regresiones que reproducen las reglas de operación del sistema

Cambio de Volumen		a	b
	R^2	Estimación	Estimación
Embalses de Alarcón, Contreras y Tous	0.97	-0.41935*	0.68031*
Embalse de Alarcón	0.97	-0.373626*	0.906147*
Suministros		a	
	R^2	Estimación	
Riberas del Júcar	0.95	0.6171*	
Canal Júcar-Turia	0.92	0.0435*	
Mancha-Albacete	0.97	0.0541*	

* $P < 0.05$

Las ecuaciones 48 y 49 muestran la tipología de regresiones empleadas:

$$\nabla Vol_{t,t+1} = a \cdot Vol_t + b \cdot Aportaciones_{t,t+1} \quad [48]$$

$$Suministro_{t+1} = a \cdot Vol_{t+1} \quad [49]$$

Donde $\nabla Vol_{t,t+1}$ representa el cambio del volumen almacenado entre “t” y “t+1”, Vol_t es el volumen almacenado en el tiempo “t”, “Suministro_{t+1}” representa el suministro en t+1 y Vol_{t+1} es el volumen almacenado en el tiempo “t+1”

- *Análisis de riesgo sistema Júcar*

La figura 31 muestra el gráfico de bandas que se ha obtenido al analizar el período temporal de 2002 a 2008, con el objetivo de analizar la última sequía histórica del sistema Júcar (2005 a 2008); con período de anticipación de octubre a mayo (inicio de la temporada de riego), valorándose el impacto económico en millones de euros.

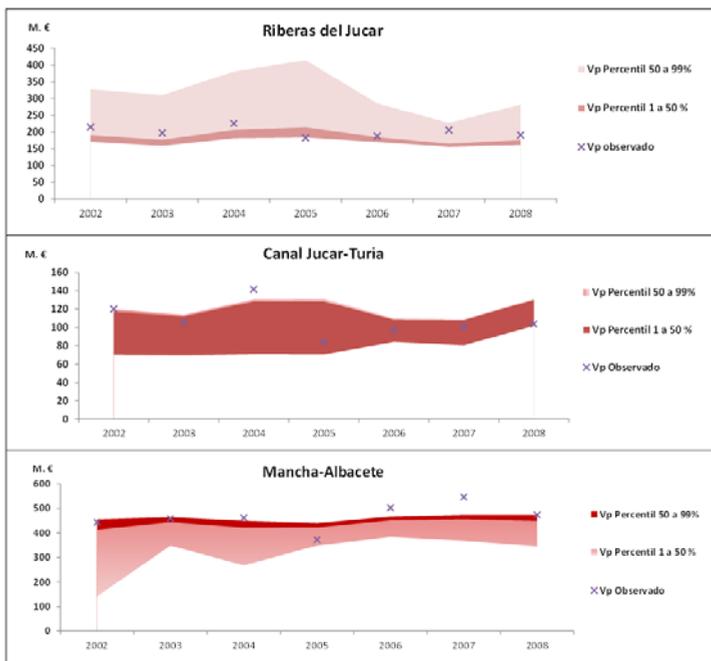


Figura 31. Análisis de riesgo económico de sequías en sistema Júcar

Como puede observarse las sequías pueden producir significativas pérdidas económicas. Por ejemplo, si comparamos para las Riberas del Júcar el percentil 99 del año 2007 con el del año 2004 (justo antes del inicio de las sequías), se obtiene una disminución del valor de la producción del 40 % (lo que se materializa en 153 M. €). Sin embargo, en el año 2005 al inicio de la sequía podemos observar que no se produce un descenso del valor de la producción, ello es debido al volumen de agua que se tenía almacenado en los principales embalses del sistema. En el caso del Canal Júcar-Turía vemos que la disminución para el período 2004 a 2006 es del 18% (lo que se materializa en unos 23 M. €). En el caso de la Mancha-Albacete, vemos que no hay una disminución del valor de la producción. Esto es debido fundamentalmente a que tan sólo un 8% del total de la demanda objetivo es satisfecha con agua superficial. Este resultado, refuerza el empleo de aguas subterráneas para disminuir los impactos de las sequías.

Por otra parte, durante la sequía analizada la Confederación Hidrográfica del Júcar activó pozos de emergencia en las Riberas del Júcar de 2006 a 2008, permitiendo una extracción de 40, 40 y 25 Hm³. Estos pozos de sequía produjeron una disminución de las pérdidas económicas estimada en 56 y 28 M. €

6.2 ANÁLISIS DEL COSTE DE ESCASEZ A ESCALA DE CUENCA: ESCENARIO HISTÓRICO Y PROYECCIONES FUTURAS DE CAMBIO CLIMÁTICO

La figura 32 muestra la metodología empleada para la evaluación de los impactos económicos asociados a la variabilidad del recurso hídrico por efecto del cambio climático.

Para generar las series hidrológicas futuras se parte de los datos de precipitación y temperatura obtenidos del proyecto europeo CORDEX. Tanto las series de precipitación como de temperatura se transformarán en escorrentía mediante el modelo de lluvia-escorrentía agregado de Témez (Témez, 1977). Una vez generados estos escenarios se realizarán simulaciones tanto con SIMGAMS como con

OPTIGAMS (simulación de los mercados del agua ideales), para obtener los costes de escasez asociados a cada uno de los escenarios futuros y poder comparar los diferentes escenarios con la situación actual.

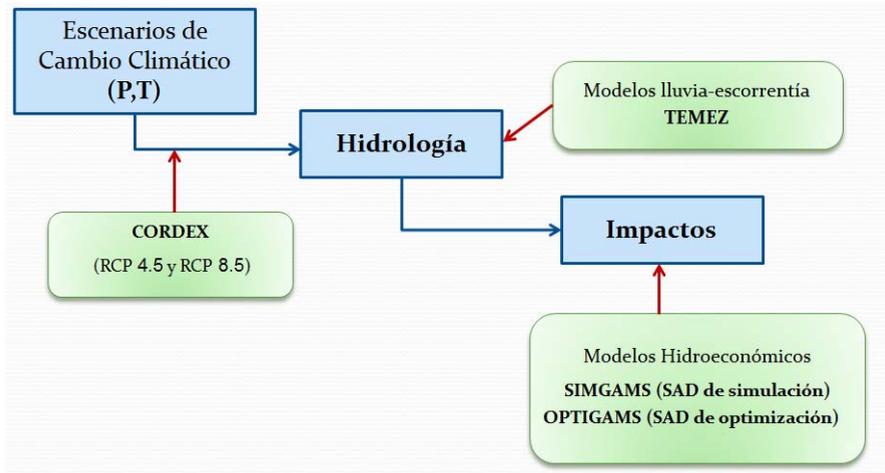


Figura 32. Metodología de análisis del impacto económico del cambio climático

6.2.1 Generación de los escenarios futuros

Para la obtención de las variables climáticas se ha empleado la información disponible en el proyecto CORDEX, mediante el empleo del portal de ESGF (Earth System Grid Federation) para su descarga.

El proyecto CORDEX presenta para varios dominios de América, Europa, África y Asia, una gran variedad tanto de modelos de circulación global como de modelos de circulación regional y un amplio catálogo de variables climáticas (precipitación, temperatura, velocidad del viento, humedad, etc.) (Christensen et al., 2014).

Las variables climáticas se han obtenido para el período de control (1971 a 2000), escenario a corto plazo (2011 a 2040) y escenario a medio plazo (2041 a 2070). Para poder corregir el sesgo del modelo de generación de series futuras se ha optado por el empleo del método “quantile mapping” (Li et al., 2010), consistente en comparar cuantil a cuantil los datos de la serie observada y modelada para ajustar la distribución de la modelada a la observada. Una vez que se ha

realizado el ajuste entre la serie de valores de los cuantiles de simulada y observada para el periodo de control, se procede a la perturbación de las series futuras simuladas tanto a corto como a medio plazo.

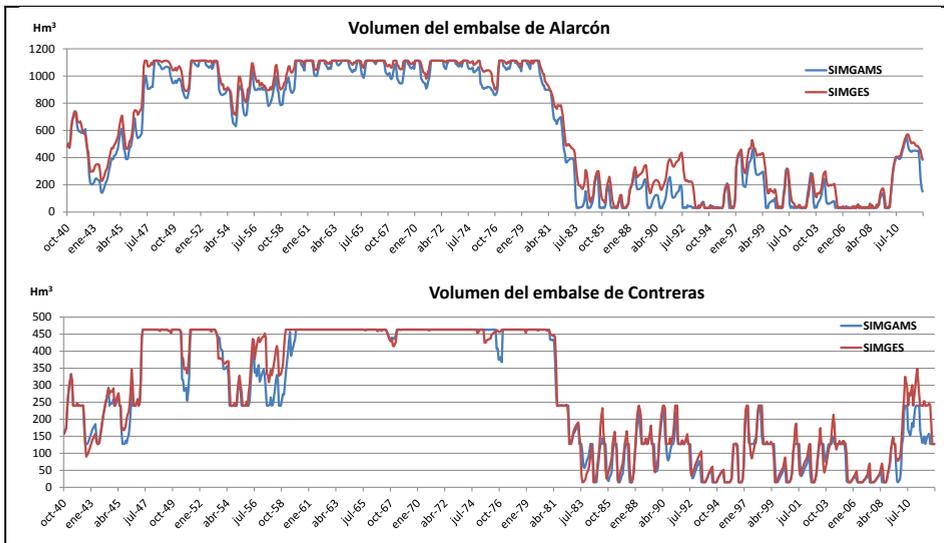
Para la aplicación del método descrito se ha empleado el programa estadístico “R” (R development team, 2008), concretamente se ha utilizado el paquete “qmap” (Gudmundsson et al., 2012) que permite diversas transformaciones estadísticas para realizar el ajuste. En este trabajo se ha empleado la opción que estima los valores de la relación cuantil-cuantil de la serie de observados y modelados para cuantiles espaciados regularmente mediante una regresión de mínimos cuadrados.

6.2.2 Modelos TÉMEZ

Con el fin de cuantificar las aportaciones en el futuro, tanto a corto como a medio plazo, se ha empleado el modelo de Témez que se define como un modelo conceptual y agregado de balance continuo (Témez, 1977). Como datos climáticos de entrada al modelo se requieren la precipitación y la temperatura (empleada para el cálculo de la evapotranspiración potencial). Sobre el esquema original de Témez se han aplicado algunas modificaciones como la programación de acuíferos de dos celdas, con el objetivo de poder simular el comportamiento de una celda de respuesta rápida y otra de respuesta lenta. Se ha procedido a la subdivisión en subcuencas del sistema Júcar para la calibración y validación de los modelos de Témez con los datos históricos, para a posteriori poder simular la hidrología resultante de las nuevas series climáticas. Como datos históricos se han empleado las series de precipitación y temperatura del proyecto SPAIN02 (Herrera et al., 2015) disponibles del período 1971 a 2008; en referencia a las series temporales de caudales se han empleado los datos de series restituidas a régimen natural proporcionados por la Confederación Hidrográfica del Júcar y en algún caso datos de aforos.

6.3 ANÁLISIS HIDROECONÓMICO DEL SISTEMA JÚCAR

En esta sección se muestran tanto los resultados hidrológicos como económicos del análisis del modelo del sistema Júcar mediante el empleo de la herramienta SIMGAMS para la serie temporal 1940 a 2012 (denominada como serie larga en el Plan Hidrológico de cuenca (CHJ, 2015)). Como ya se comentó el modelo se validó mediante la comparativa de los resultados de SIMGAMS con los de SIMGES. La figura 33 muestra la comparativa de los volúmenes de los embalses de Alarcón, Conteras y Tous respectivamente (véase anexo IV para el resto de comparativa). Las gráficas muestran que los modelos desarrollados con SIMGAMS reproducen correctamente, siguiendo las mismas tendencias, los resultados obtenidos con la herramienta SIMGES; existiendo diferencias en los resultados debido a que ambas herramientas emplean algoritmos de optimización diferentes (con distintos criterios de búsqueda de solución óptima). Como se comentó previamente, SIMGES resuelve un problema de optimización de flujo en redes basado en el algoritmo Out of Kilter, mientras que SIMGAMS emplea un algoritmo basado en el método generalizado de gradiente reducido.



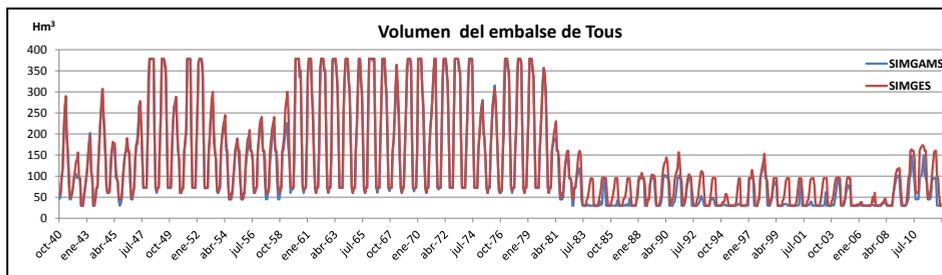


Figura 33. Volúmenes de los embalses de Alarcón, Contreras y Tous. SIMGAMS vs SIMGES

6.3.1 Resultados hidrológicos y de gestión

La hidrología de la cuenca del Júcar cambió significativamente a partir del año 1980, descendiendo bruscamente las aportaciones en las cabeceras a partir de dicha fecha. Este fenómeno que se conoce como efecto 80. Se puede decir que el déficit de recursos hídricos que tuvo lugar a partir del año hidrológico 1980/81 en adelante fue de los más severos sufridos en el territorio nacional (Témez Peláez, 2004).

La figura 34 muestra el análisis de las aportaciones históricas en cabecera desde el año 1940 hasta el año 2012 (aportaciones de las subcuencas de Alarcón y Contreras agregadas). Como puede observarse la aportación media de las subcuencas de Alarcón y Contreras descendió bruscamente a partir de 1980 (pasó de un valor medio de 74.68 Hm³/mes en el período 1940 a 1980 a 45.07 Hm³/mes en el período 1980 a 2012).

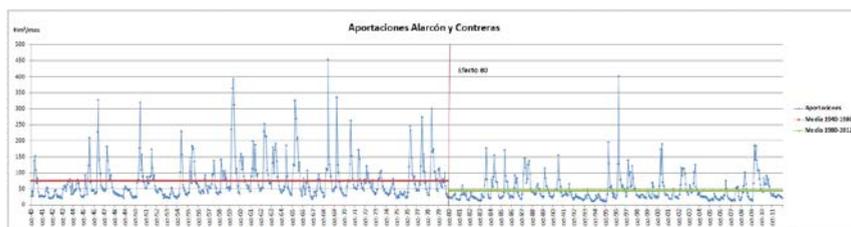


Figura 34. Análisis de las aportaciones de subcuencas de Alarcón y Contreras

Partiendo de la serie de aportaciones históricas se ha realizado el análisis del sistema Júcar con las demandas, prioridades y reglas de operación actuales. Es decir, que es un análisis realizado con las

condiciones del sistema actuales que emplea la serie de aportaciones histórica (de 1940 a 2012). La figura 35 muestra la evolución del volumen simulado agregado de los embalse de Alarcón, Contreras y Tous, comprobándose la tendencia descendente del mismo (sobre todo a partir del año 1980, confirmándose el denominado efecto 80). Debido a esta tendencia, el análisis de déficits y de impacto económico de los mismos se ha realizado a partir de 1980. A partir de esta fecha se han registrado los siguientes períodos históricos de sequías (1983/84 a 1986/87, 1992/93 a 1995/96, 1997/98 a 2000/01 y 2004/05 a 2008/09) (CHJ, 2007).

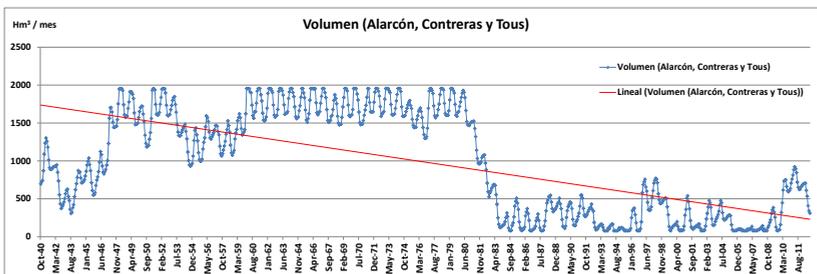


Figura 35. Volumen simulación de los embalses de Alarcón, Contreras y Tous

Se han analizado la evolución de volúmenes de embalse, suministros y déficits a las demandas. Las figuras 36 y 37 muestran los suministros a las demandas de Cullera para cítricos y el suministro subterráneo a la demanda del Canal Júcar-Turía. En ambos casos se ven claramente los efectos de las sequías, en el caso de los bombeos del Canal Júcar-Turía se ve produce un aumento de éstos con el objetivo de paliar la disminución del suministro superficial, y en el caso de la demanda de Sueca vemos como disminuye el suministro. El resto de gráficas de suministro a los restantes usuarios se encuentran en el anexo IV.



Figura 36. Suministro a la demanda de Cullera para cítricos

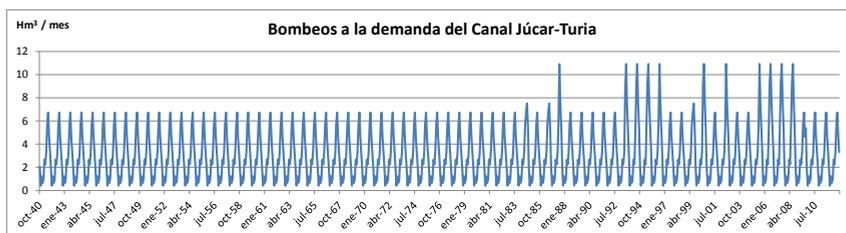


Figura 37. Bombeos a Canal Júcar-Turia

Se ha evaluado la garantía mensual, con el criterio de que se produce un fallo cuando el déficit es superior al 10% de la demanda mensual (tabla 17). Todos los núcleos urbanos tienen una garantía del 100% debido a la prioridad número 1 que tienen asignada.

Tabla 17. Garantías mensuales serie 1980 a 2012. Sistema Júcar

Usuarios	Garantía mensual
Albacete	100
Valencia	100
Sagunto	100
Mancha Oriental	85
Escalona i Carcaixent	99
Acequia Real (leñosos)	96
Acequia Real (arroz)	96
Sueca (arroz)	97
Sueca (leñosos)	100
C.R. 4 Pueblos (arroz)	98
C.R. 4 Pueblos (leñosos)	99
Cullera (arroz)	78
Cullera (leñosos)	78

Usuarios	Garantía mensual
Canal Júcar-Turia	95
Mancha-Manchuela urbana	100
Forata riegos	60

La figura 38 muestra los déficits del sistema Júcar agregados por las principales zonas de regadío: Ribera Alta y Ribera Baja del Júcar, Mancha Oriental y Canal Júcar Turia; y los núcleos urbanos que son Valencia, Albacete, Sagunto y suministro urbano en zona de Mancha-Manchuela. Como puede observarse, los mayores déficits se producen tanto en la Ribera Alta como en la Ribera Baja del Júcar, donde durante la última sequía histórica se alcanzaron déficits promedio de 103 Hm³/año en la Ribera Alta y de 96 Hm³/año en la Ribera Baja.

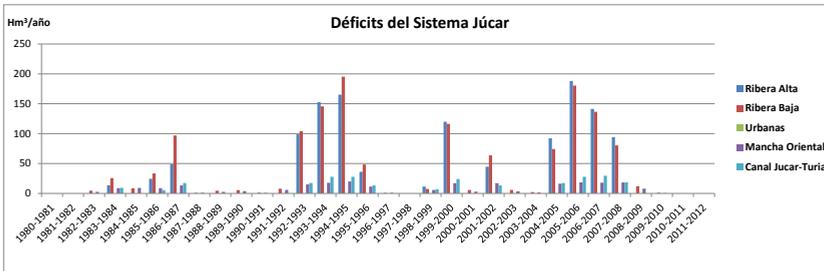


Figura 38. Déficits anuales del sistema Júcar para la serie histórica

La tabla 18 muestra el grado de cumplimiento de los caudales ecológicos en los diferentes tramos del sistema Júcar para el período analizado (384 meses). Como se deduce, el grado de cumplimiento de los objetivos ambientales es muy elevado (llegando a ser del 100 % en alguno de los tramos).

Tabla 18. Cumplimiento caudales ecológicos

Tramo	Nº Incumplimientos $Q_{ecológico}$	Nº Cumplimientos $Q_{ecológico}$
Salida embalse Alarcón	76	308
Salida embalse de Contreras	0	384
Salidas embalse de Molinar	0	384

Tramo	Nº Incumplimientos $Q_{ecológico}$	Nº Cumplimientos $Q_{ecológico}$
Tramo medio Júcar	0	384
Azud Sueca	0	384
Azud Cullera	0	384
Salida Bellús	21	363
Salida Forata	196	188

6.3.2 Resultados económicos. Escenario Histórico

En este apartado se muestran los costes de escasez asociados a la gestión realizada para la serie temporal de 1980 a 2012 con las condiciones actuales, demandas, caudales ecológicos, etc., debido a que previamente el sistema Júcar no presentó problemas de escasez del recurso. La figura 39 muestra los costes de escasez agregados a escala de cuenca, destacando el impacto económico significativo de las sequías en el Sistema Júcar. Llegando a alcanzar los 100 M. € año durante la última sequía histórica. Estos períodos de sequías están definidos formalmente en el Plan Especial de Sequías del Júcar (CHJ, 2007): 1983/1984 a 1986/1987 (período 1), 1992/1993 a 1995/1996 (período 2), 1997/1998 a 2000/2001 (período 3) y 2004/2005 a 2008/2009 (período 4).



Figura 39. Costes de escasez sistema Júcar de 1980 a 2012

Para los períodos de sequía previamente definidos se obtienen unos costes de escasez de 45 M. €(período 1), 218 M. €(período 2), 71 M. €(período 3) y 263 M. €(período 4) respectivamente. Las figuras 40 a 43 muestran los valores de coste de escasez versus déficits para las

demandas de Acequia Real del Júcar (leñosos y arrozales) y Cullera (cítricos y arrozales). Como puede observarse existe una gran diferencia en la magnitud del coste de escasez de cítricos y de arrozales, debido a la gran diferencia que existe en el beneficio neto máximo marginal entre ambas tipologías de cultivo. Los cítricos llegan a valores de 0.76 €m^3 mientras que los arrozales tan sólo alcanzan el valor de 0.12 €m^3 . Cabe destacar que los déficits en los arrozales son mayores que en los leñosos (como era de esperar debido a que la demanda del arrozal es muy superior a la del cítrico) mientras que los costes de escasez asociados a esos déficits son menores ya que el valor marginal del agua es menor en arrozales que en leñosos.

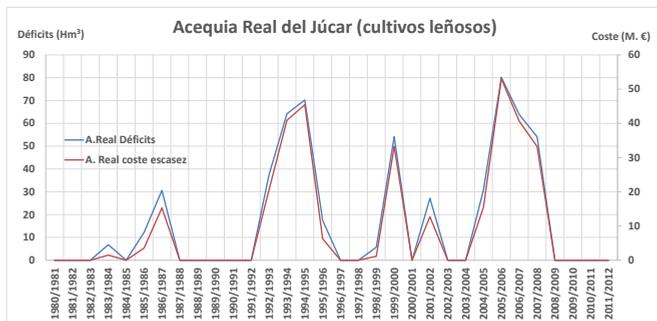


Figura 40. Costes de escasez vs déficits. Acequia Real del Júcar (cultivos leñosos)



Figura 41. Costes de escasez vs déficits. Acequia Real del Júcar (arrozales)

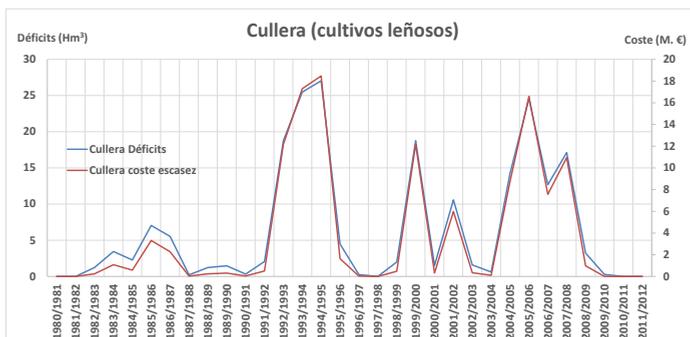


Figura 42. Costes de escasez vs déficits. Cullera (cultivos leñosos)

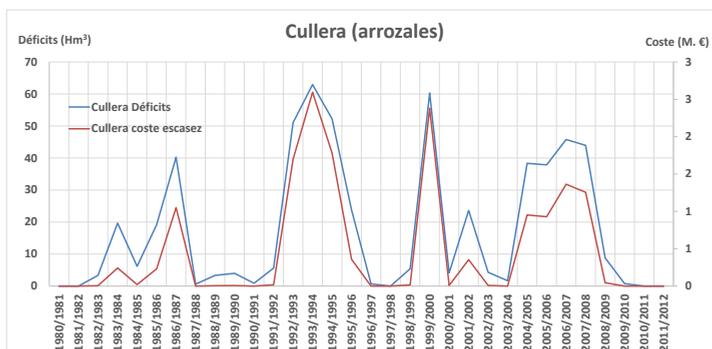


Figura 43. Costes de escasez vs déficits. Cullera (arrozales)

La tabla 19 muestra los costes de escasez que se obtendrían con las demandas actuales si aplicamos la serie histórica de aportaciones desde 1980 hasta 2012.

Tabla 19. Costes de escasez sistema Júcar

	Coste de escasez (M. €)
Escalona	11.24
A. Real (leñosos)	323.13
A. Real (arrozales)	21.90
Sueca (arrozales)	14.33
Sueca (leñosos)	0.14
Pueblos (arrozales)	0.05
Pueblos (leñosos)	0.10

	Coste de escasez (M.€)
Cullera (arrozales)	15.33
Cullera	122.51
Mancha Oriental	0.58
Canal Júcar-Turia	96.09
Riegos Forata	42.83
Valencia	0
Albacete	0
Sagunto	0
Mancha-Manchuela urb	0

6.3.3 Resultados hidrológicos y económicos para escenarios de cambio climático

Para la obtención de las variables climáticas se han analizado múltiples combinaciones de modelos globales y regionales (tabla 20). Para la selección del modelo más adecuado, se ha realizado la comparativa de los valores medios de precipitación y de temperatura entre el escenario de control y el histórico de 1970 a 2000 para todas las subcuencas del sistema Júcar, escogiéndose el modelo que mejor reproduce los valores históricos. Para este análisis se han analizado los escenarios a corto plazo (de 2011 a 2040) y a medio plazo (de 2041 a 2070).

Tabla 20. Combinaciones de modelos de circulación global y regional

Modelos de circulación global	Modelos de circulación regional			
	SMHI-RCA4	KNMI-RACMO22E	CLMcom-CCLM4-8-17	MPI-CSC-REMO2009
CNRM-CERFACS-CNRM-CM5	X			
CSIRO-QCCCE-CSIRO-Mk3-6-0	X			
ICHEC-EC-EARTH	X	X		
IPSL-IPSL-CM5A-MR	X			

	Modelos de circulación regional			
MIROX-MIROC5	X			
MOHC-HadGM2-ES	X			
MPI-M-MPI-ESM-LR	X		X	X
NCC-NorESMI-M	X			
NOAA-GFDL-GFDL-ESM2M	X			
CCCma-CamESM2	X			

Para el caso de estudio se ha empleado el modelo de circulación global CCCma-CanESM2 y como modelo regional el RCA4 (SMHI), para los escenarios RCP 4.5 y RCP 8.5. Las figuras 44 y 45 muestran la comparativa de los valores medios de precipitación y temperatura para la subcuenca de Contreras.

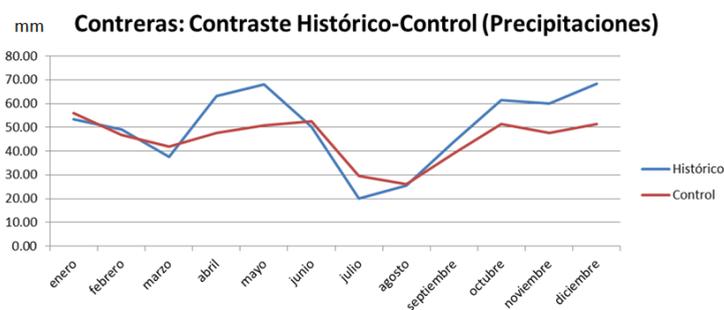


Figura 44. Precipitaciones control vs observado en subcuenca de Contreras

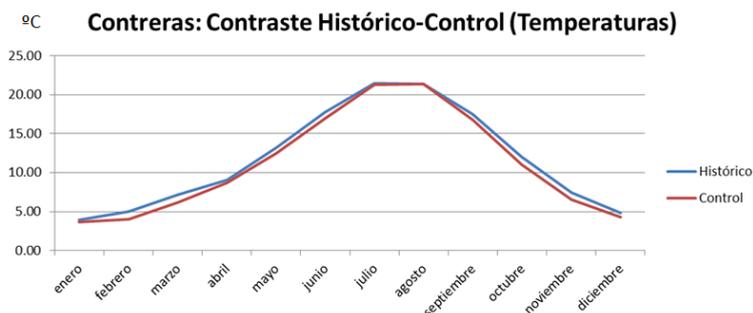


Figura 45. Temperaturas control vs observado en subcuenca de Contreras

La cuenca del Júcar se ha subdividido en 9 subcuencas para la generación de las series hidrológicas mediante los modelos de Témez.

La tabla 21 muestra los valores de los coeficientes de Nash y de R^2 obtenidos en el proceso de calibración observándose la bondad de los ajustes.

Tabla 21. Coeficientes R^2 y Nash Sistema Júcar

Subcuenca	Calibración	
	NASH	R^2
Alarcón cabecera	0.80	0.90
Alarcón media	0.84	0.99
Alarcón final (El Picazo)	0.69	0.89
Molinar	0.50	0.71
Sueca	0.60	0.78
Contreras	0.71	0.84
Bellús	0.78	0.88
Forata	0.78	0.82
Tous	0.89	0.57

Primeramente se ha analizado la variación de las aportaciones totales de cada uno de los escenarios climáticos con respecto al histórico, tanto a corto (CP) como a medio plazo (MP), observándose que el escenario RCP 4.5 a corto plazo generaba un efecto favorable. Por otra parte el escenario más desfavorable es el RCP 8.5 a medio plazo con una disminución de más del 25 % de las aportaciones totales (figura 46).

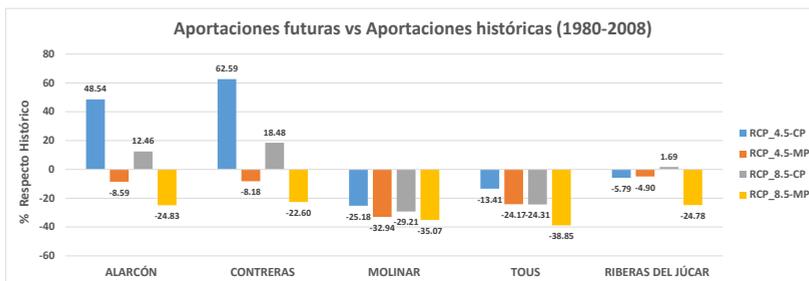


Figura 46. Comparativa aportaciones entre escenarios cambio climático y escenario histórico

La figura 47 y la tabla 22 muestran la comparativa de los costes de escasez del sistema Júcar, para la serie histórica (de 1980 a 2012), los escenarios a corto plazo (de 2011 a 2040) y a medio plazo (de 2041 a 2070); considerándose en todos ellos las demandas actuales. Como puede observarse si estos escenarios se diesen podrían producirse significativas pérdidas económicas (en general), ya que se tiene un escenario, RCP 4.5 CP, que genera efectos positivos con respecto a la situación histórica analizada.

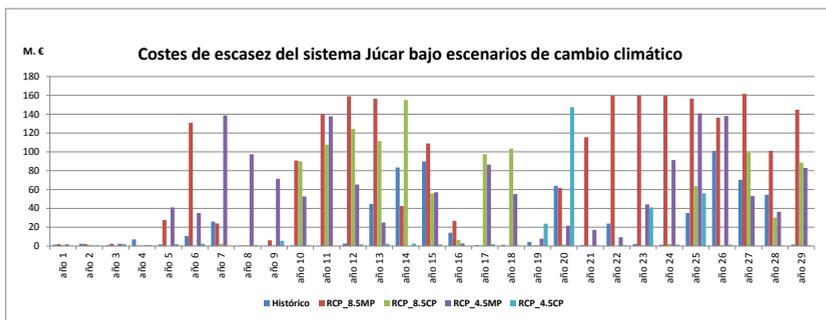


Figura 47. Comparativa costes de escasez escenarios cambio climático vs histórico

Tabla 22. Comparativa costes de escasez escenarios de cambio climático y escenario histórico

Escenario	Coste escasez total (M.€)
Histórico (1980 a 2012)	648
RCP 4.5_CP (2011 a 2040)	303
RCP4.5_MP (2041 a 2070)	1,515
RCP8.5_CP (2011 a 2040)	1,147
RCP8.5_MP (2041 a 2070)	2,277

La tabla 23 muestra el valor de las garantías mensuales para cada uno de los usuarios. Los resultados muestran que podrían producirse reducciones significativas de la garantía en las demandas agrícolas y en algunos casos una leve reducción en alguna demanda urbana.

Tabla 23. Garantías mensuales para escenarios de cambio climático e histórico

	Histórico (1980-2012)	RCP4.5CP	RCP4. 5MP	RCP8. 5CP	RCP8. 5MP
Albacete	100	100	99	100	97
Valencia	100	100	100	100	100
Sagunto	100	100	100	100	100
Mancha Oriental	69	84	48	68	47
Escalona	98	97	86	87	60
Acequia Real del Júcar (leñosos)	90	95	72	80	56
Acequia Real del Júcar(arrozales)	90	95	72	80	55
Sueca (arrozales)	92	97	84	88	81
Sueca (leñosos)	99	100	98	100	99
C.R. 4 Pueblos (arrozales)	99	99	90	93	89
C.R. 4 Pueblos (leñosos)	100	100	100	100	100
Cullera (arrozales)	43	78	29	51	31
Cullera (leñosos)	43	76	29	50	31
Canal Júcar-Turia	87	94	66	78	50
Forata-Riegos	40	50	38	48	27
Mancha-Manchuela urbano	100	100	100	100	100

CAPÍTULO 7

DISEÑO Y SIMULACIÓN DE POLÍTICAS DE PRECIOS Y MERCADOS DEL AGUA

En este capítulo se describen las metodologías desarrolladas para el diseño y simulación de políticas de precios dinámicas a escala de cuenca basadas en la escasez del recurso. Para el uso urbano en particular se propone una metodología para el diseño de tarifas dinámicas eficientes que cumplan a la vez con los requisitos de equidad (a través de bloques crecientes) y suficiencia de ingresos. Se demuestra el potencial de la aplicabilidad de los instrumentos económicos, tanto políticas de precios como mercados del agua para, para disminuir los impactos económicos adversos durante los períodos de escasez de agua. Para el diseño y simulación de los precios del agua se ha empleado la herramienta SIMGAMS, mientras que para la simulación de los mercados del agua se ha empleado OPTIGAMS.

7.1 DISEÑO Y SIMULACIÓN DE POLÍTICAS DE PRECIOS A ESCALA DE CUENCA CONSIDERANDO EL VALOR MARGINAL DEL AGUA

Para diseñar una política de precios basada en la escasez del recurso a escala de cuenca se va a emplear el concepto de Coste Marginal Oportunidad del Recurso (CMOR, definido en la sección 4.2.6) (Pulido-Velazquez 2003; Alvarez-Mendiola 2010; Pulido-Velazquez et al. 2013). Si existe una correlación razonable entre el volumen embalsado y su CMOR, puede definirse una función de precios escalonada en función del volumen embalsado. Una política de precios basada en este indicador promovería un uso más eficiente del recurso disponible y enviaría una señal del valor marginal del agua (relacionado con la escasez) al usuario. En periodos de escasez (volúmenes embalsados bajos) el CMOR será alto (alto valor marginal del recurso), con lo que el precio del agua sería mayor. El procedimiento para su cálculo implica los siguientes pasos (basado en Pulido-Velazquez et al., 2013):

- Obtención de los valores de CMOR empleando el SAD SIMGAMS.
- Graficar la serie temporal de CMOR y la de volúmenes embalsados (ambos constituyen la base del método), para comprobar la coherencia de los valores marginales del agua obtenidos
- Se agrupan los valores de CMOR en diferentes grupos / categorías empleando como criterio niveles de los volúmenes de embalse. Estos valores se definirán a partir de la función de distribución acumulada de los volúmenes (selección de percentiles).
- Para obtener la función escalonada de precios basada en la escasez del recurso, se tomará el valor medio de CMOR de cada uno de los grupos / categorías definidas.

La racionalidad detrás de esta teoría consiste en que altos volúmenes embalsados (no escasez del recurso) se corresponden con valores

bajos del CMOR. Por el contrario, volúmenes bajos corresponden a período de escasez del recurso y, en consecuencia, valores elevados de CMOR. Se asume que los usuarios reaccionan al cambio de precios según la teoría de la microeconomía. El cambio en el uso del agua se obtiene a partir de la correspondiente curva de demanda de cada usuario. Cuando las reservas de agua en el sistema son escasas, un precio alto en la función de precios escalonada conducirá a una reducción de la demanda objetivo para cada usuario. La efectividad de la política de precios escalonada puede ser medida en términos de reducción del coste de escasez del agua. En consecuencia para cada usuario y para cada precio pueden obtenerse unas demandas modificadas respecto a la objetivo (denominadas demandas de la escasez del recurso), que representan un porcentaje de reducción respecto a la demanda objetivo debido al cambio de precio (propiciado por el aumento de la escasez del recurso).

Una vez diseñada la política de precios se procede a su simulación mediante el empleo del SAD SIMGAMS. Para ello, se ha programado un módulo que permite aplicar a la gestión del recurso hídrico las políticas de precios basadas en la escasez del recurso. Se aplica el criterio de que sea el volumen embalsado a principios de mayo el valor empleado para determinar el precio del agua. Este precio se mantendrá constante a lo largo de todo el año, debido a que las tarifas de agua urbana varían anualmente en la zona de estudio. Este enfoque constituye una novedad respecto a trabajos previos, que se han empleado como referencia para el diseño de la política de precios, en los que el valor del precio del agua fluctuaba todos los meses (Pulido-Velazquez, 2013 y Alvarez-Mendiola, 2010). Se ha escogido el valor de volumen embalsado a principios del mes de mayo por dos razones: (1) la mayor parte de la lluvia del año hidrológico tiene lugar hasta principio de mayo, y (2) es el comienzo de la temporada de riego.

7.2 TARIFA DINÁMICA CON PRECIO DE ESCASEZ PARA DEMANDA URBANA

Para el diseño de tarifas dinámicas para demanda urbana se propone

una metodología en dos fases. La primera consiste en diseñar una tarifa base que cumpla con los objetivos esperados para tarifas urbanas (Hanemann, 1998; Griffin, 2006; Barberan y Arbues, 2009):

- Generar ingresos suficientes: la tarifa del agua debe producir suficientes ingresos para permitir a la empresa de aguas cubrir los costes y cumplir con sus requerimientos financieros tanto a corto como a largo plazo (ingresos suficientes y neutralidad).
- Repartir costes: los costes totales deben ser distribuidos entre todos los usuarios de acuerdo con la tarifa del agua diseñada. La tarifa debe ser percibida como razonable, justa y equitativa por todos los usuarios.
- Aportar incentivos a los usuarios: la tarifa debe permitir enviar a los usuarios una señal en situaciones de escasez en forma de incentivo para usar el agua más eficiente.
- Simplicidad y legalidad: la tarifa propuesta debe ser fácilmente comprensible tanto por los clientes como por las empresas de agua, y legalmente aceptable.

La segunda fase considera esta tarifa base como punto de partida para el diseño de la componente dinámica de la tarifa por bloques crecientes, que incluirá el efecto de la política de precios a escala de cuenca considerando el valor marginal del agua (sección 7.1). Se va a asumir, sin pérdida de generalidad de la metodología, un diseño de dos bloques de precios crecientes.

7.2.1 Fase 1: diseño de tarifa base

Como se comentó previamente la tarifa debe cumplir los objetivos de diseño de toda tarifa urbana: generar los ingresos suficientes para la recuperación de costes, equidad y eficiencia económica. Por ello, debe cumplirse la ecuación 50 (ingresos totales, I (M. €/ año) igual a la suma de costes totales debido a cada fuente de suministro, C_s (M. €/ año):

$$I = \sum_{s=1}^m C_s \quad [50]$$

Para un diseño de dos bloques, los ingresos totales vienen dados por la ecuación 51:

$$I = \lambda_1 \cdot \sum_{i=1}^6 V_i + \lambda_2 \cdot \sum_{j=1}^6 V_j + FI \quad [51]$$

" λ_1 " es el precio marginal del agua del primer bloque (€m^3) y λ_2 es el precio marginal del segundo bloque (€m^3), "FI" son los ingresos fijos (M. €/ año) debido a los servicios prestados por las empresas de agua (por ejemplo servicios de mantenimiento); y V_i , V_j representan el volumen de agua suministrado correspondiente al primer y segundo bloque respectivamente (m^3 / cada 2 meses). La ecuación 52 muestra cómo se calcula el coste asociado a cada fuente de suministro de agua:

$$C_s = FC + \sum \frac{V_i}{E} \cdot VC \quad [52]$$

Donde "s" representa cada fuente de suministro de agua, "FC" son los costes fijos (M. €/ año), "E" es la eficiencia de la red de distribución, "VC" son los costes variables de tratamiento y distribución (€m^3).

El segundo bloque penaliza a los usuarios que consumen una gran cantidad de agua, especialmente durante períodos de escasez; por lo tanto la tarifa es empleada como instrumento para mejorar la eficiencia en el uso del agua y para promover la conservación de ésta. Por ello, se puede afirmar que ambos bloques contribuyen a la equidad: el primero al mantenerse constante y el segundo en el sentido de que los grandes consumidores, generalmente con mayor poder adquisitivo, subvencionan los usos básicos para todos debido al incremento de precio del segundo bloque con respecto al primero.

7.2.2 Fase 2: diseño de la componente dinámica

Para esta fase, los precios por bloque de la tarifa base y los porcentajes de reducción de la demanda urbana con respecto a la demanda objetivo que se obtienen de la aplicación de la política de precios a escala de cuenca (sección 7.1), son las bases para obtener la componente dinámica. El precio del agua dependerá del volumen embalsado en los principales embalses de la cuenca, aunque será

constante durante todo el año. Concretamente el precio dependerá del volumen embalsado a 1 de mayo. El precio del primer bloque permanecerá constante debido a razones de equidad. Por ello, para un diseño de dos bloques, para obtener los precios del segundo bloque (uno por cada escalón de la política de precios a escala de cuenca) se obtendrá el menor precio, x_{sc} , que produciría un ahorro de agua equivalente al obtenido del análisis a escala de cuenca (materializado como % de reducción de la demanda objetivo, a partir de la curva de demanda, para cada escalón de la política de precios a escala de cuenca), transfiriéndose de esta manera el impacto a nivel de cuenca a nivel de usuario:

$$\lambda_i' = x_{sc} \quad [53]$$

7.3 APLICACIÓN DE LAS POLÍTICAS DE PRECIOS Y TARIFAS DINÁMICAS AL SISTEMA JÚCAR

7.3.1 Coste marginal de oportunidad del recurso en origen

Los tres embalse principales del sistema Júcar son Alarcón, Contreras y Tous (figura 14, sección 4.4). Los embalses de Alarcón y Contreras se encuentran en la parte alta de la cuenca, conteniendo la mayor capacidad de almacenamiento de la cuenca. Por el contrario, el embalse de Tous se ubica en la cuenca media, siendo el embalse desde el que se producen las sueltas para atender las principales demandas del sistema. Debido a esto, se ha decidido calcular el CMOR en el embalse de Tous, considerándose el volumen embalsado de Alarcón, Contreras y Tous conjuntamente. La figura 48 muestra la serie temporal de CMOR versus el volumen total almacenado. Como era de esperar, el valor del CMOR es mayor cuando disminuye el volumen de agua disponible en los embalses, alcanzando sus valores máximos durante las épocas de sequías (por ejemplo de 2005 a 2008).

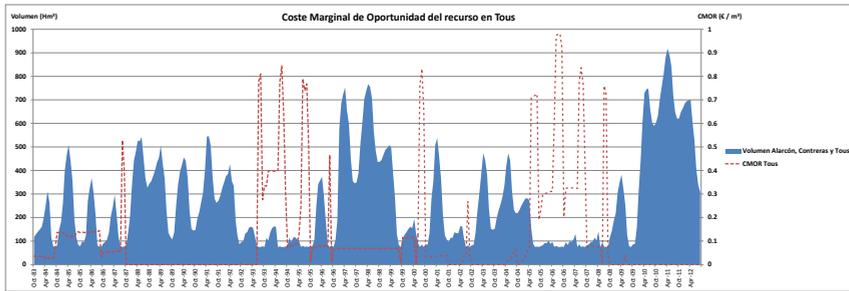


Figura 48. CMOR vs volumen de los embalses de Alarcón, Contreras y Tous

Para obtener la política de precios a escala de cuenca se va a utilizar el volumen a fecha 1 de mayo, y para obtener el CMOR a 1 de mayo se realizará la media de los valores del correspondiente año hidrológico (figura 49). Los umbrales de volumen seleccionados para obtener la política de precios escalonada son: 160, 367 y 507 Hm³. Finalmente, para obtener la función escalonada de precios se ha tomado la media de los valores de CMOR pertenecientes a cada grupo (figura 50).



Figura 49. Coste marginal de oportunidad en el embalse de Tous

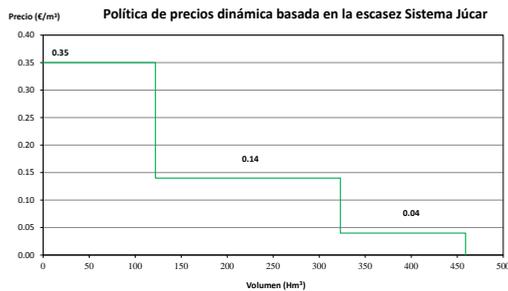


Figura 50. Política de precios a escala de cuenca. Sistema Júcar

7.3.2 Impacto de la política de precios a escala de cuenca

La figura 51 muestra el impacto positivo de las políticas de precios durante los períodos históricos de sequías. El análisis se ha realizado con las aportaciones históricas pero con las condiciones actuales del sistema. Se han comparado los costes de escasez entre el escenario base (simulación del sistema con las condiciones actuales del sistema) y el escenario de “políticas de precios”. La tabla 24 caracteriza numéricamente las reducciones potenciales que se podrían haber conseguido con estas políticas de precios durante los períodos de sequías históricas. Estos resultados demuestran que las políticas de precios debieran ser incluidas como instrumentos de gestión en los actuales planes hidrológicos de cuenca.

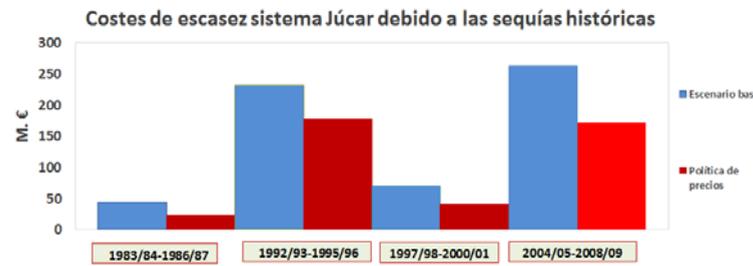


Figura 51. Comparativa costes de escasez escenarios base y política de precios

Tabla 24. Variación costes de escasez escenarios base y política de precios

Sequías	Business as Usual (M. €)	Política de Precios (M. €)
1983/84-1986/87	45	24
1992/93-1995/96	232	178
1997/98-2000/01	71	40
2004/05-2008/09	263	172

Finalmente, se comprobó el impacto de las políticas de precios sobre escenarios futuros de cambio climático. Los resultados muestran que las políticas de precios pueden ser consideradas como un adecuado instrumento de adaptación a los efectos potenciales del cambio climático, al menos en términos de eficiencia económica (figura 52).

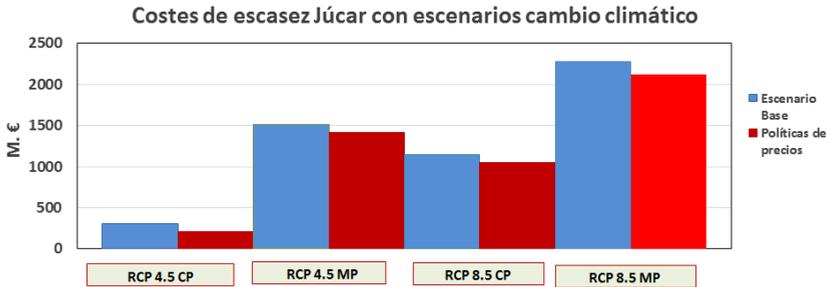


Figura 52. Costes de escasez del Sistema Júcar bajo escenarios cambio climático

7.3.3 Tarifa dinámica en la ciudad de Valencia

Se ha propuesto una metodología basada en dos etapas (apartado 7.2). Primeramente se diseñará la tarifa base con los criterios de equidad y de ingresos suficientes para que las empresas que proveen los servicios del agua puedan cubrir costes (ecuaciones 50, 51 y 52). A continuación se obtiene la componente dinámica de la tarifa que tiene en cuenta la escasez del recurso. En este caso se ha optado por obtener una tarifa de 2 bloques crecientes.

Tarifa base

Para obtener la tarifa base (ecuaciones 50, 51 y 52) es necesario estimar tanto el coste total de proveer los servicios del agua como los ingresos fijos, para que la única incógnita sea el precio de cada uno de los bloques (ingresos variables). En referencia al coste, se ha estimado el coste total de proveer los servicios del agua en la ciudad de Valencia en 72.14 M. €/año y un coste volumétrico variable de 0.472 €/m³. Para ello se han empleado datos proporcionados por la empresa de aguas mixta que gestiona el agua en la ciudad de Valencia (EMIVASA, 2016) y las tarifas oficiales de la ciudad de Valencia del año 2016 (DOCV, 2015).

En referencia a la estimación de los ingresos, es necesario conocer la distribución de hogares por bloque para poder estimar tanto los ingresos fijos como la demanda de agua (tabla 25).

Tabla 25. Distribución de hogares por tramos. Estimación de demandas

Rangos	Usuarios	m ³ /2 meses (por usuario)	m ³ / 2 meses (total)	Hm ³ /año
(0 - 8) m ³ / 2 meses	161,895	8	1,295,160	7.77
(8- 12) m ³ / 2 meses	80,195	12	962,340	5.77
(12 - 25) m ³ / 2 meses	146,114	25	3,652,850	21.92
(25 - 40) m ³ / 2 meses	31,304	40	1,252,160	7.51
(> 40) m ³ / 2 meses	10,492	50	524,600	3.15

Por tanto la demanda urbana bruta residencial se estima en 51.25 Hm³/mes (sumiendo una eficiencia del 90%). La distribución de clientes por tipo de contador también se ha empleado ya que las tasas dependen del tipo de contador (mantenimiento y servicio). Con todo ello, se ha obtenido unos ingresos totales de 47.91 M€año.

Con todo ello, ya es posible obtener los precios de los dos bloques. Para el primero se ha mantenido la tarifa oficial, $\lambda_{1b} = 0.44 \text{ €/m}^3$, y aplicando la ecuación 51 se ha obtenido el precio para el segundo, $\lambda_{2b} = 0.56 \text{ €/m}^3$. Como el primero de los bloques se va a diseñar por razones de equidad, su umbral se va a establecer en función de las necesidades de agua de una persona para sobrevivir, obteniéndose un valor de 12 m³/2 meses (Howard y Bartran, 2003).

Tarifa dinámica

El precio del primer bloque permanecerá constante por razones de equidad, mientras que el precio del segundo bloque dependerá del grado de escasez del sistema (medido a partir del volumen de Alarcón, Contreras y Tous). Para ello, se van a emplear los porcentajes de reducción con respecto a la demanda objetivo que se obtuvieron al

aplicar la política de precios a escala de cuenca en el caso de la ciudad de Valencia (un % de reducción por cada escalón de la política de precios). Los porcentajes de reducción que se obtienen al aplicar los escalones de la política de precios (figura 50) a la curva de demanda de la ciudad de Valencia son de 18%, 8% y 3% respectivamente para 0.35 €/m^3 , 0.14 €/m^3 y 0.04 €/m^3 respectivamente. Para obtener estos porcentajes se trasladó a cero la curva original obtenida para la demanda urbana de Valencia como muestra la figura 53.

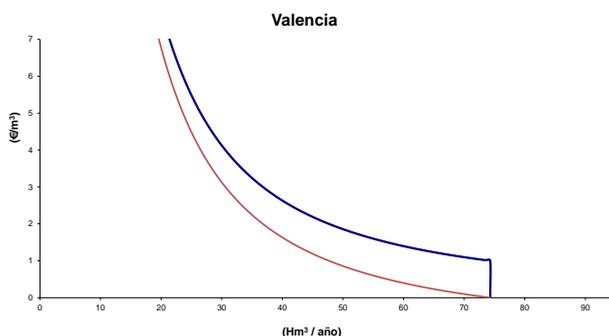


Figura 53. Curva de demanda de la ciudad de Valencia trasladada

De esta manera estamos transfiriendo el efecto del análisis a escala de cuenca a nivel de usuario urbano. La tabla 26 muestra los valores de tarifa obtenidos para cada uno de los precios.

Tabla 26. Tarifa dinámica suministro urbano de Valencia

Política de precios (€/m^3)	λ_1 (€/m^3)	λ_2 (€/m^3)	% Ahorro anual de agua
0.35	0.44	0.78	18%
0.14	0.44	0.66	8%
0.04	0.44	0.60	3%
0	0.44	0.56	-

Finalmente se comprobó el impacto de esta tarifa dinámica del agua empleando la serie temporal histórica de volúmenes del sistema (1980 a 2012). La figura 54 muestra los ahorros del agua, estimados en %, frente al volumen a 1 de mayo; como era de esperar los mayores ahorros se ha producido durante los períodos de sequías.

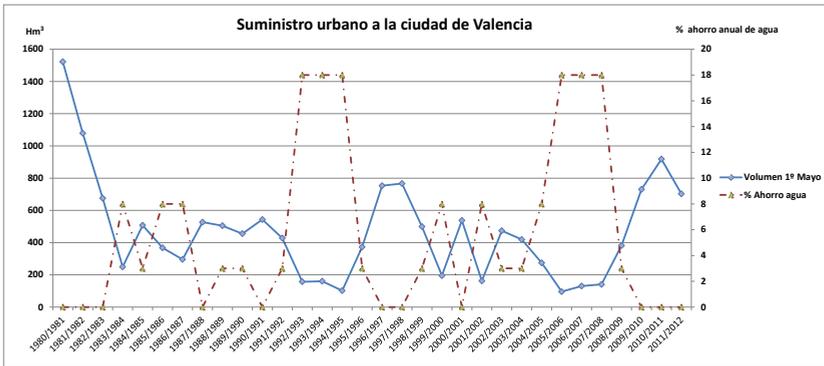


Figura 54. Ahorros de agua tras aplicación de la tarifa dinámica a la serie histórica de volúmenes a 1 de mayo (1980-2012)

La tabla 27 muestra los ingresos provenientes de aplicar la tarifa dinámica a la serie histórica, mostrándose que pueden llegar a alcanzarse ingresos extra, de hasta un 1% de los ingresos anuales. Estos ingresos extra deberían re-invertirse para poder reducir las pérdidas del sistema y en consecuencia aumentar su eficiencia.

Tabla 27. Ingresos obtenidos con tarifa dinámica

λ_2 (€/m ³)	Ingresos Fijos (M.€/año)	Ingresos Variables (M.€/año)	Ingresos Totales (M.€/año)	Incremento de Ingresos (M.€/año)
0.78	47.91	24.95	72.86	0.72
0.66	47.91	25.00	72.91	0.77
0.60	47.91	24.61	72.52	0.38
0.56 (precio base)	47.91	24.23	72.14	-

La figura 55 muestra los ingresos extra respecto al volumen almacenado a 1 de mayo. Durante el período de 1980 a 2012, estos ingresos extra pudieran estimarse en unos 12 M. €

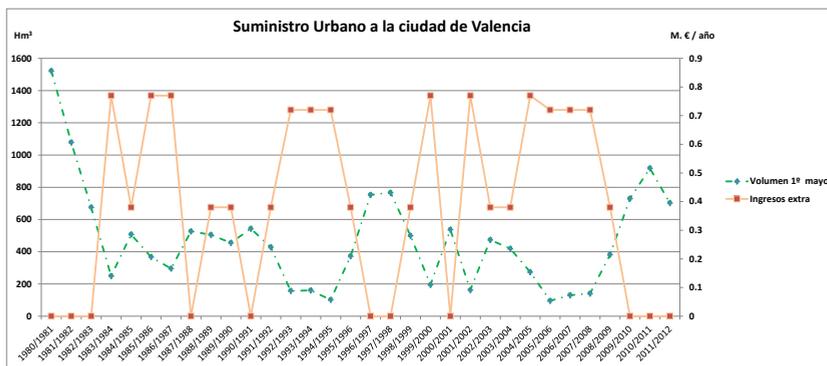


Figura 55. Ingresos extra tras la aplicación de la tarifa dinámica a la serie histórica de volúmenes a 1 de mayo (1980-2012)

7.4 MERCADOS DEL AGUA

Para evaluar el impacto de los mercados del agua durante los períodos de escasez del agua se ha empleado la herramienta OPTIGAMS (capítulo 4). Para ello, se han desagregado las curvas de demanda de los usuarios a escala anual (capítulo 5) en curvas mensuales empleándose el calendario de riego (por ejemplo, la figura 56 muestra el calendario de riegos para Acequia Real-leñosos), o la distribución mensual de la demanda según sea demanda de agua para regadío o urbana respectivamente. Como ya se comentó la herramienta proporciona un modelo de optimización que distribuye el recurso disponible con el objetivo de minimizar el coste de escasez total a escala de cuenca considerando todos los usuarios en competencia. El esquema empleado para la simulación de los mercados es el mismo que se ha empleado con la herramienta SIMGAMS (capítulo 4), con la salvedad de que no se definen ni prioridades ni reglas de operación. En este apartado se muestra la comparativa de los resultados económicos obtenidos entre el escenario base (definido a continuación), y el escenario de mercados de agua para evaluar el potencial que pudieran tener los mercados del agua como medida adaptativa a los escenarios de escasez. La herramienta también permite obtener resultados de gestión como volúmenes de embalses (en el anexo VI se muestra la evolución de los volúmenes de los embalses de Alarcón, Contreras y Tous).



Figura 56. Calendario de riego de la Acequia Real del Júcar para leñosos cítricos

La figura 57 muestra las curvas de demanda a escala mensual que se han obtenido a partir del calendario de riegos y de la curva de demanda anual. Las figuras 58 y 59 muestran el calendario de riego de la demanda de arrozales de la Acequia Real del Júcar y de las curvas de demanda mensuales respectivamente.

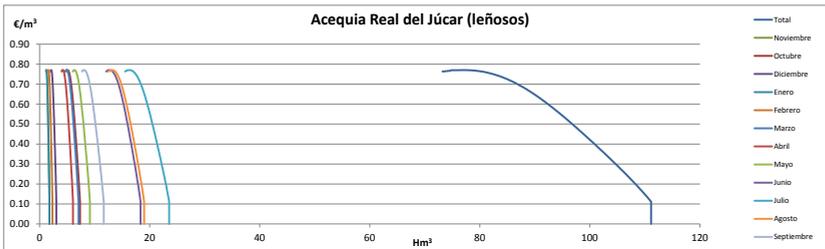


Figura 57. Curvas de demanda mensual de riego en Acequia Real Júcar (leñosos)



Figura 58. Calendario de riegos en Acequia Real del Júcar para arrozales

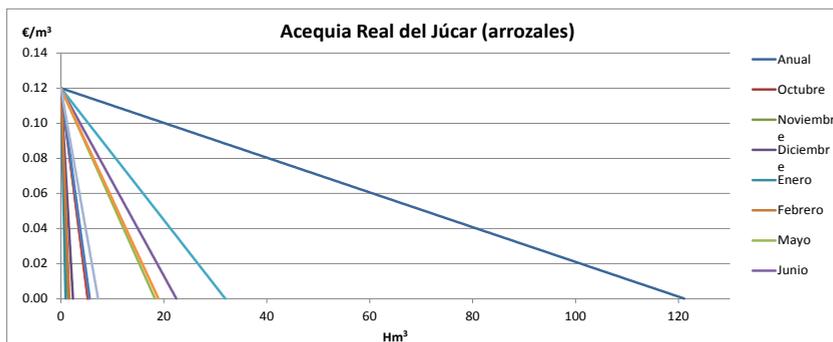


Figura 59. Curvas de demanda mensual de riego en Acequia Real del Júcar (arrozales)

Se ha evaluado el impacto de los mercados del agua en las dos últimas sequías más severas del sistema Júcar (de 1992/93 a 1995/96 y 2004/05 a 2008/09), demostrándose el potencial de aplicar mercados del agua para la reducción de los impactos económicos adversos en cuencas con escasez del recurso hídrico, como puedan ser las mediterráneas. La tabla 28 muestra la comparativa de los costes de escasez agregados entre el escenario “base” y “mercados del agua”. El escenario base se corresponde con la simulación del sistema mediante la herramienta SIMGAMS, empleando las condiciones actuales del sistema y considerando las aportaciones históricas.

Tabla 28. Comparativa costes de escasez principales sequías

<i>Sequías</i>	Escenario base (M. €)	Mercados del Agua (M. €)
1992/93-1995/96	232	195
2004/05-2008/09	263	205

Por otra parte se ha realizado la comparativa de los costes de escasez a escala de cuenca entre los escenarios “escenario base” y el de “mercados del agua” para series futuras de aportaciones bajo condiciones del cambio climático, demostrándose el potencial que tiene este instrumento económico como medida adaptativa a las condiciones futuras climáticas. La tabla 29 muestra la comparativa de los costes de escasez agregados bajo condiciones de cambio climático para el escenario base y el escenario de mercados del agua. Se demuestra, al igual que ocurrió con los escenarios de sequías

históricas, el potencial de aplicar mercados del agua como medida adaptativa frente al cambio climático. El escenario base se corresponde con la simulación del sistema mediante la herramienta SIMGAMS, empleando las condiciones actuales del sistema y considerando las aportaciones obtenidas a partir de los escenarios futuros de cambio climático.

Tabla 29. Comparativa costes de escasez escenarios de cambio climático

Escenarios de cambio climático	Costes de escasez (M.€)	
	Escenario base	Mercados del agua
RCP 45 MP (2040-2050)	442	339
RCP 85 MP (2040-2050)	286	36

CAPÍTULO 8

SÍNTESIS Y CONCLUSIONES

En este capítulo se realiza una síntesis del trabajo realizado, de las principales conclusiones obtenidas, recomendaciones para la gestión de los recursos hídricos, y finalmente, un catálogo de posibles líneas de investigación futuras.

En esta tesis se ha tratado de dar respuesta fundamentalmente a tres cuestiones:

(1) Desarrollar herramientas que permitan gestionar los recursos hídricos disponibles a escala de cuenca, introduciendo como novedad la economía en los criterios básicos de gestión basados en prioridades y/o reglas de gestión.

(2) Desarrollar metodologías que permitan evaluar el impacto económico de las sequías en la agricultura de regadío (uno de los sectores más afectados por las sequías), teniéndose en consideración como variables explicativas tanto variables referentes a la disponibilidad del recurso hídrico como variables económicas (por ejemplo, la volatilidad de los precios de los cultivos).

(3) Diseñar y simular instrumentos económicos, concretamente, políticas de precios a escala de cuenca, tarifas dinámicas urbanas que consideren el valor marginal del agua y mercados del agua como herramientas o medidas para reducir los impactos de los escenarios de escasez (generados tanto por condiciones de sequías como por escenarios futuros de cambio climático).

8.1 HERRAMIENTAS SIMGAMS Y OPTIGAMS

Se han desarrollado dos herramientas para la gestión de los recursos hídricos bajo el enfoque de modelos hidroeconómicos, SIMGAMS y OPTIGAMS.

La herramienta SIMGAMS permite desarrollar modelos de simulación con gestión basada en prioridades y/o reglas de operación. También es un post-procesador económico, que permite obtener los costes de escasez asociados a la gestión realizada. Tiene implementado dos módulos para el diseño y simulación de políticas de precios. Uno de ellos permite obtener el Coste Marginal de Oportunidad del Recurso y el otro simular el efecto de las políticas de precios, permitiendo que la demanda varíe en función del precio del agua. Este precio será constante a lo largo del año, dependiendo del volumen a 1 de mayo de

los principales embalses del sistema. Este enfoque constituye una novedad respecto a trabajos previos, que se han empleado como referencia para el diseño de la política de precios, en los que el valor del precio del agua fluctuaba todos los meses (Pulido-Velazquez, 2013 y Alvarez-Mendiola, 2010). La herramienta OPTIGAMS permite desarrollar modelos de optimización con gestión basada en criterios económicos. Tiene implementada una función económica que minimiza los costes de escasez de los usuarios del sistema. Esta optimización económica se corresponde con la simulación de mercados del agua perfectamente competitivos, que es el enfoque que se ha empleado en esta tesis en relación a los mercados del agua como medida de adaptación a los potenciales escenarios de escasez del recurso.

Para el desarrollo de estas herramientas se han empleado las siguientes herramientas base: GAMS para el desarrollo de los códigos, HYDROPLATFORM y Microsoft EXCEL para el desarrollo de la red del sistema de recursos hídricos e introducción de todos los datos de entrada necesarios para la correcta caracterización del caso de estudio.

8.2 CARACTERIZACIÓN ECONÓMICA DE LOS USOS DEL AGUA

Para poder realizar el análisis hidroeconómico con las nuevas herramientas desarrolladas, se hace necesario el caracterizar económicamente los usuarios del Júcar. Para ello, se ha desarrollado un modelo de preferencias reveladas que permite obtener curvas de demanda de agua para riego en zonas con cultivos herbáceos y hortícolas, a través de la maximización de una función de utilidad del regante que tiene en cuenta varios atributos: margen bruto, riesgo y complejidad de la gestión. Los resultados obtenidos demuestran que los regantes prefieren cultivos con un menor riesgo aunque ello suponga una disminución del beneficio obtenido. En ninguna de las 4 comarcas agrarias analizadas el valor del coeficiente α_1 , que es el relativo al margen bruto esperado en la función de utilidad, no supera el valor de 0.2. Para el caso de los cultivos leñosos se ha desarrollado

una metodología basada en riego deficitario, ya que en la versión actual del modelo de preferencias reveladas no se pueden obtener curvas de demanda de agua de riego para los cultivos leñosos ya que no es posible realizar un análisis en un período de tiempo determinado (tanto sólo en un año concreto). Por ello, no es posible tener en consideración las fases del desarrollo fisiológico: crecimiento, maduración y senescencia). Las curvas de demanda obtenidas para demanda de riego para cítricos, presente un comportamiento elástico entre los 4000 y 6000 m³/ha, como era de esperar teniendo en consideración la necesidades hídricas mínimas de estos cultivos.

8.3 ANÁLISIS DEL IMPACTO ECONÓMICO DE LAS SEQUÍAS EN LA AGRICULTURA DE REGADÍO

Se ha desarrollado un marco para predecir los impactos económicos directos de las sequías en la agricultura de regadío, teniendo en cuenta la incertidumbre en la disponibilidad de los recursos, medida como suministros tanto superficiales como subterráneos a las demandas; y la volatilidad de los precios de los cultivos.

Se ha demostrado que la econometría es una herramienta adecuada para simular los impactos de las sequías, usándose como indicador el valor de la producción de la agricultura de regadío, ya que en el caso de estudio se ha obtenido un valor de R² superior al 0.7. Como variables explicativas se han considerado la disponibilidad del agua y un índice de precios de los cultivos. Los resultados demuestran la necesidad de considerar el precio de los cultivos, ya que éstos pueden suavizar el impacto de las sequías (al disminuir la oferta el precio de los cultivos podría aumentar considerablemente).

Es posible evaluar las pérdidas de producción debido a la escasez del recurso con anticipación a la temporada de riego siguiente, comparando la distribución de probabilidad acumulada del valor de la producción para la temporada de riego próxima, con el valor observado del valor de la producción de un año previo húmedo. Por lo tanto, el método puede contribuir a que los gestores tomen decisiones

con anticipación (de octubre al comienzo de la temporada de riego) con el objetivo de reducir las potenciales pérdidas económicas de las sequías. Los resultados demuestran la importancia del uso conjunto de las aguas superficiales y subterráneas, como medida de adaptación a la escasez del recurso.

En referencia a las limitaciones del método expuesto, para predecir los precios se ha empleado la media de los dos últimos años, un análisis más en detalle de la evolución de los precios pudiera ser probado en una investigación futura. No obstante, dado que los precios dependen tanto de características físicas como económicas, no sería tan inmediato poder estimarlas debido a la disponibilidad de datos.

8.4 ESCENARIOS DE CAMBIO CLIMÁTICO

Para obtener el impacto potencial del cambio climático, se han empleado los nuevos escenarios de Representative Concentration Pathways (RCPs) del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2014). Concretamente, se han obtenido las series futuras de las variables climáticas precipitación y temperatura, (P y T), de los escenarios RCP 4.5 y RCP 8.5 usando como modelo de circulación global el “CCCma-CanESM2” y como modelo regional el “RCA4”. A continuación, se evalúa el impacto de estas series futuras de “P”, “T” en la hidrología de la cuenca mediante el modelo lluvia-escorrentía de TAMEZ. Los resultados muestran una alta incertidumbre en la disponibilidad futura de recursos hídricos, en general decrecen llegando a alcanzar un valor de -25% respecto a las aportaciones históricas. Los resultados obtenidos, demuestran que si estos escenarios de cambio climático se produjesen, las pérdidas económicas respecto al escenario histórico (aportaciones históricas con las condiciones actuales) en el peor de los escenarios futuros podrían llegar a triplicarse. También se podrían producir disminuciones drásticas de las garantías de suministro, alcanzando en algunos casos valores próximos al 50 % (en el peor de los escenarios climáticos analizados).

8.5 INSTRUMENTOS ECONÓMICOS

En esta tesis doctoral se han diseñado y evaluado el impacto de políticas de precios a escala de cuenca, de tarifas dinámicas urbanas y de mercados del agua en la gestión del sistema Júcar. Para los agricultores, los mercados del agua son más aceptables que las políticas de precios, ya que con los mercados incrementan sus ingresos con la venta del agua mientras que con las políticas de precios son penalizados. Pero, la experiencia demuestra que en la práctica para implementar los mercados del agua es necesario realizar muchos cambios. De todas las opciones que existen para resolver problemas de escasez del agua la menos utilizada, de acuerdo con su potencial, son las políticas de precios del agua. Hasta ahora las políticas de precios tan sólo se han utilizado como instrumento financiero para recuperación de costes y no como un instrumento económico, que es el enfoque que hemos presentado en este trabajo.

Al aplicar la metodología descrita para obtener una política de precios a escala de cuenca se han obtenido los siguientes valores de precios: 0.35 €/m³ (volúmenes de embalse hasta 122 Hm³), 0.14 €/m³ (volúmenes de embalse de 122 a 323 Hm³) y 0.04 €/m³ (volúmenes de embalse de 323 a 459 Hm³). Los resultados obtenidos al aplicar la política de precios a escala de cuenca, tanto en el escenario actual (denominado escenario base) como en los escenarios futuros de cambio climático, demuestran el potencial de aplicar las políticas de precios como medida de adaptación a los escenarios de escasez. Por ejemplo, en la última sequía histórica del sistema Júcar (2004/05-2008/09) se reducirían los costes de escasez de 263 M. € a 172 M. €

Los mercados del agua también se postulan como una eficaz medida para reducir los impactos económicos adversos de los escenarios de escasez. En la última sequía histórica del sistema Júcar (2004/05-2008/09) se reducirían los costes de escasez de 263 M. € a 205 M. €. Por ello, si comparamos los dos instrumentos económicos se deduce que en nuestro caso de estudio resultarían más efectivas las políticas de precios que los mercados del agua.

En referencia a la tarifa dinámica urbana, se obtiene una tarifa de 2 bloques crecientes permaneciendo el primero de ellos invariable respecto a la tarifa base, por razones de equidad. En cuanto al segundo bloque el precio varía desde 0.60 €/m³ hasta 0.78 €/m³. Estas tarifas del agua producirían un ahorro de entre el 3% y el 18% respecto de la aplicación de la tarifa base durante las situaciones de escasez. De su aplicación se obtendrían un ingreso extra que variaría de 0.38 a 0.72 M. € que debería ser re-invertido para disminuir las pérdidas del sistema y por lo tanto mejorar la eficiencia de la distribución del agua. Concretamente, al aplicar estas tarifas al escenario histórico se obtendría un ingreso extra estimado en 12 M. € (1980 a 2012). Cabe destacar que existe una gran incertidumbre en referencia al comportamiento de los usuarios cuando se aplicasen estas tarifas de escasez.

La tarifa dinámica diseñada permite enviar a los usuarios una señal de la escasez del recurso como muestran los resultados, promoviendo un uso más eficiente del agua. El precio del agua del segundo bloque se incrementará cuando el recurso sea escaso, mientras que el precio del primer bloque permanece constante debido a condiciones de equidad. Para poder aplicar este enfoque se hace necesario el poder medir, con alta precisión, el consumo real de los usuarios en escalas de tiempo pequeñas (por ejemplo a escala diaria), hecho que actualmente es complicado en gran parte de nuestro territorio. Aun así, en este trabajo de investigación se ha escogido como escala de trabajo la mensual (debido a que el recibo del agua llega cada 2 meses), obteniéndose resultados que prueban el potencial de aplicar estas tarifas. La ciudad de Valencia es un caso de estudio propicio para aplicar este enfoque de tarifa dinámica, puesto que prácticamente el 100 % de los usuarios están provistos de contadores inteligentes. Por otra parte, no es posible conocer por adelantado qué comportamiento van a experimentar los usuarios del agua urbana frente a estas subidas de precio.

Cabe destacar que se ha probado que las políticas de precios y mercados del agua tienen un amplio potencial como medida adaptativa a escenarios de escasez desde el punto de vista económico

que es el enfoque de esta tesis doctoral, pero que también podría tener otros efectos desde el punto social, como pueda ser una redistribución de rentas, aspectos que podrían analizarse en trabajos futuros de investigación.

8.6 LÍNEAS FUTURAS

Como líneas futuras de la investigación desarrollada se plantean:

- En relación a los mercados del agua incluir costes de transacción en el análisis realizado.
- Incluir aspectos relacionados con la calidad de las aguas que también pueden llegar a influenciar en la gestión del recurso disponible y que complementarían los análisis realizados hasta el momento de cara a cumplir con los objetivos establecidos con la Directiva Marco del Agua.
- En relación al modelo de preferencias reveladas, permitir que puedan introducirse cultivos leñosos en el modelo mediante su modificación para que permita analizar su comportamiento en un período de tiempo.
- Diseñar y simular otros instrumentos económicos como puedan ser los seguros para la agricultura de regadío.
- En referencia a los precios de los cultivos tratar de evaluar otras opciones para poder obtener predicciones de los mismos.
- Realizar experimentos bajo el enfoque de “behavioral economics” para tratar de evaluar la respuesta del usuario del agua frente a los posibles cambios de precios.

Referencias

- Alvarez-Mendiola, E. (2010). Diseño de un política eficiente de precios del agua integrando costes de oportunidad del recurso a escala de cuenca. Aplicación a la Directiva Marco europea del agua. Tesis doctoral, Univ. Politècnica de València, España.
- Andreu, J., Capilla J. y Ferrer, J. (1992). Modelo SIMGES de Simulación de la Gestión de Recursos Hídricos incluyendo utilización conjunta. Manual del Usuario. Servicio Publ. Universidad Politècnica de Valencia, Valencia, España.
- Andreu, J., Capilla, J. y Sanchís, E. (1996). AQUATOOL, a generalized decision support system for water-resources planning and management, *Journal of Hydrology*, 177, 269-291.
- Andreu, J., Solera, A. and Paredes, J. (2001). Decision support system for integrated water resources planning and management. Presented at the International Conference on Management of Northern River Basins, Oulu, Finland (Available at . Last access July 2017).
- Andreu, J., Solera Solera, A., Capilla Romá, J. y Ferrer Polo, J. (2007). Modelo SIMGES para simulación de cuencas. Manual de usuario v 3.00. Editorial Universidad Politècnica de Valencia. Disponible en www.upv.es/aquatool (Último acceso Julio 2017)
- Arjoon, D., Mohamed, Y., Goor, Q. and Tilmant, A. (2014). Hydro-economic risk assessment in the eastern Nile Riverbasin, *Water Resources and Economics*
<http://dx.doi.org/10.1016/j.wre.2014.10.004>
- ARKI (2012). ARKI Consulting and Development in Denmark. Solver Conopt3 Manual. GAMS Development Corporation. Washington, DC, USA.
- Assimacopoulos, D. (2004). An Integrated Decision Support System for the evaluation of water management strategies. IDS Water Europe web conference, mayo 2004.
- Barberán, R. and Arbués, F. (2009). Equity in Domestic Water Rates

Design. *Water Resources Management*, 23, 2101.

- Bauer-Gottwein, P., Riegels, N., Pulido-Velazquez, M., Harou, J., Cai, X. and Davidson, C. (2016). Hydroeconomic analysis. In V. P. Singh (Ed.), *Handbook of Applied Hydrology*. (2nd ed.). [Chapter 36] Mcgraw Hill. United States of America.
- Baumann, D.D. and Boland, J.J. (1998). The case for managing urban water. In D.D. Baumann et al., eds., *Urban Water Demand Management and Planning*, p. 1-30. McGraw-Hill, Inc., NY.
- Bazaraa, M.S., Jarvis, J.J. and Sherali, H.D. (1990). *Linear programming and network flows*. John Wiley & Sons; 2nd edition. 704 pp.
- Bazzani, G.M., Di Pasquale, S., Gallerani, V., Morganti, S., Raggi, M. and Viaggi, D. (2005). The sustainability of irrigated agricultural systems under the Water Framework Directive: first results. *Environmental Modeling and Software* 20, p165–175
- Beale, E. M. L. (1970). Advanced algorithmic features for general mathematical programming systems, in *Integer and Nonlinear Programming* (Ed. J. Abadie), NorthHolland, Amsterdam
- Bellman, R.E. (1957). *Dynamic Programming*. Princeton University Press, Princeton, NJ. Republished 2003: Dover, ISBN 0-486-42809-5.
- Berrittella M., Hoekstra Y.A., Rehdanz K., Roson R., Tol R.S.J. (2007). The economic impact of restricted water supply: a computable general equilibrium analysis. *Water Res* 41:1799-1813
- Bielza Diaz-Caneja, M., Conte, C.G., Catenaro, R. and Gallego Pinilla, F.J. (2008). *Agricultural Insurance Schemes II. Index Insurance*. European Commission, Joint Research Centre, Institute for the Protection and Security of the Citizen, Ispra, Italy.
- Blanco I, Varela-Ortega C. and Flichman G. (2009). Groundwater development and wetlands preservation: assessing the impact of water conservation policies. Paper submitted for 13th IWRA World Water Congress 2008: GLOBAL CHANGES and WATER RESOURCES: confronting the expanding and diversifying pressures, 1-4 September 2008, Montpellier, France

- Booker, J.F. (1995). Hydrologic and economic impacts of drought under alternative policy responses. *Water Resources Bulletin*, 31 (5), 889-906. doi:10.1111/j.1752-1688.1995.tb03409.x
- Brooke, A., Kendrick, D. and Wilson, A. (1998). *GAMS: a User's Guide*. Scientific Press, Redwood City Calif., USA.
- Brouwer, R., Barton, D., Bateman, I.J., Brander, L., Georgiou, S., Martin-Ortega, J., Navrud, S., Pulido-Velazquez, M., Schaafsma, Marije and Wagtendonk, A. (2009). *Economic valuation of environmental and resource costs and benefits in the water framework directive: technical guidelines for practitioners*. , Amsterdam, NL Institute for Environmental Studies, VU University 240pp
- Brown, C., and Rogers, P. (2006). Effect of forecast-based pricing on irrigated agriculture: a simulation. *Journal of Water Resources Planning and Management* 132 (6), 403–413.
- Cai, X., McKinney, D.C. and Lasdon, L.S. (2003). Integrated hydrologic-agronomic-economic model for river basin management. *Jrnl. Water Resources Planning and Management*. 129(1), 4-17.
- Calatrava, J and Gómez-Ramos, A. (2009). El papel de los mercados del agua como instrumento de asignación de recursos hídricos en el regadío español; en Gómez-Limón, J.A., Calatrava, J., Garrido, A., Sáez, F.J. y Xabadia, A. , eds.:*La economía del agua de riego en España*. Fundación Cajamar, Almería.
- Calatrava, J. and Garrido, A. (2005). Modelling water markets under uncertain water supply. *European Review of Agricultural Economics* 32 (2),119–142
- Cary, J.W. and Holmes, W.E. (1982). Relationships among farmers' goals and farm adjustment strategies: Some empirics of a multidimensional approach. *The Australian Journal of Agricultural Economics*, 26, pp. 114-130
- Carmona, M., Máñez Costa, M., Andreu, J., Pulido-Velazquez, M. Haro-Montegudo, D., Lopez-Nicolas, A. and Cremades, R. (2017). Assessing the effectiveness of Multi-Sector Partnerships to manage droughts: The case of the Jucar River Basin. *Earth Futures*,

accepted, doi: 10.1002/2017EF000545.

- CE (2000a). Directiva 2000/60/CE Marco del Agua del Parlamento Europeo y del Consejo. Consejo de la Comunidad Europea. Disponible en <http://eur-lex.europa.eu>. Último acceso julio 2017.
- CE (2000b). Comunicación de la Comisión al Consejo al Parlamento Europeo y al Comité Económico y Social “Política de tarificación y uso sostenible de los recursos hídricos”. Disponible en <http://eur-lex.europa.eu> . Último acceso junio 2017.
- Chirivella Osma, V., Capilla Romá, J.E. and Pérez Martín, M.A. (2015). Modelling regional impacts of climate change on water resources: the Júcar basin (Spain). *Hydrological Sciences Journal*, 60:1, 30-49, DOI: 10.1080/02626667.2013.866711
- CHJ (2007). Plan especial de actuación en situaciones de alerta y eventual sequía. Disponible en www.chj.es. Confederación Hidrográfica Júcar. Último acceso junio 2017
- CHJ (2010). Informe Post-sequías. Confederación Hidrográfica del Júcar, Valencia, España. Disponible en www.chj.es.
- CHJ (2015). Plan Hidrológico de Demarcación Hidrográfica del Júcar. Confederación Hidrográfica del Júcar, Valencia, España. Disponible en www.chj.es. Último acceso junio 2017
- Christensen O.B., Gutowski W.J., Nikulin G. and Legutke S. (2014). CORDEX Archive design. Disponible en <http://cordex.dmi.dk/>
- Cobb, C.W. and Douglas, P.H. (1928). A Theory of Production. *The American Economic Review* 18,139–165.
- Collazos G. (2004). Sistema de soporte de decisión para evaluación y optimización económica de sistemas de recursos hídricos. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de València, València. España.
- Connor, J.D. and Kaczan D. (2013). Principles for Economically efficient and environmentally sustainable water markets: The Australian experience. In *Drought in Arid and Semi-Arid Regions*, K Schwabe, J Albiac, JD Connor, RM Hassan and LM González (eds.), pp. 357–374. Netherlands: Springer.
- Connor, J.D., Kandulu, J.M. and Bark, R.H. (2014). *Irrigation*

revenue loss in Murray–Darling Basin drought: An econometric assessment. *Agricultural Water Management*, doi:10.1016/j.agwat.2014.05.003

- Dai, T. and Labadie, J. (2001). River Basin Network Model for Integrated Water Quantity/Quality Management. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 127(5):295-305
- Delacámara, G., Dworak, T., Gómez, C.M., Lago, M. Maziotis, A., Rouillard, J. and Strosser, P. (2013). EPI-Water Deliverable 5.3: Guidance on the design and development of Economic Policy Instruments in European water policy. EPI-Water - Evaluating Economic Policy Instruments for Sustainable Water Management in Europe.
- Diaz, G.E., Brown, T.C. and Sveinsson, O. (2000). AQUARIUS: a modeling system for river basin water allocation. USDA Forest Service, General Technical Report RM- GTR-299.
- Ding, Y, Hayes, M. J., and Widhalm, M. (2011). Measuring economic impacts of drought: a review and discussion. *Disaster Prevention and Management: An International Journal*, 20(4), 434-446
- DOCV, Diari Oficial Comunitat Valenciana (2015). Información pública actualización de las tarifas de suministro de agua potable en Valencia. Disponible en www.docv.gva.es/ Último acceso mayo 2017
- Doorenbos, J. and Kassam, A.H. (1979). Yield response to water *FAO Irrigation and Drainage Paper No. 33*
- Draper, A. J., and Lund, J. R. (2004). Optimal hedging and carryover storage value. *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 130(1), 83–87.
- EC, European Commission (2012). A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources, European Commission, Brussels, 14.11.2012, COM (2012) 673 final.
- Embid-Irujo, A. (2016). Marco legal de los mercados del agua en España; en Gómez-Limón J.A. y Calatrava, J., eds: Los mercados del agua en España. Presente y perspectivas. Fundación Cajamar.

Madrid. Disponible en <http://www.publicacionescajamar.es/>. Último acceso julio 2017

- EMIVASA (2016). Empresa Mixta Valenciana. Comunicación personal.
- Erfani T, Huskova I. and Harou JJ. (2013). Tracking Trade Transactions in Water Resource Systems – A node-arc optimization model formulation *Water Resources Research*, 49(5), 3038 - 3043. 10.1002/wrcr.20211.
- Erfani, T., Binions, O. and Harou, J. J. (2014). Simulating water markets with transaction costs. *Water Resources Research*. doi:10.1002/2013WR014493
- Escriba-Bou, A., Pulido-Velazquez, M. and Pulido-Velazquez, D. (2017). The Economic Value of Adaptive Strategies to Global Change for Water Management in Spain's Jucar Basin. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 143(5), 04017005.
- Estrela, T. and Sancho T.A. (2016). Drought management policies in Spain and the European Union: from traditional emergency actions to Drought Management Plans. *Water Policy* 18 (2016) 153–176. 10.2166/wp.2016.018
- Fowler, H. J. and Ekström, M. (2009). Multi-model ensemble estimates of climate change impacts on UK seasonal precipitation extremes. *Int. J. Climatol.*, 29: 385–416. doi:10.1002/joc.1827
- Fredericks, J.W., Labadie, J.W. and Altenhofen, J.M. (1998). Decision support system for conjunctive stream-aquifer management. *J. Water Resour. Planning and Mgmt.* 124 (2), 69-78.
- García, J., Paredes, J., Foehn, A. and Roquier, B. (2016). RS MINERVE – Technical manual v2.4.
- García Mollá, M. (2000). Análisis de la influencia de los costes en el consume de agua en la Comunidad Valenciana. Caracterización de las entidades organizativas para riego. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de València, Valencia, España.
- García-Mollá, M., Sanchis-Ibor, C., Macián-Sorribes, H., Avellà-Reus, L. and Pulido-Velázquez, M. (2016). Los mercados de agua

en la demarcación hidrográfica del Júcar. En Gómez-Limón J.A. y J. Calatrava Leyva (editores), Los mercados de agua en España: presente y perspectivas. p. 285-314. Serie Economía, n. 26. Editorial Cajamar Caja Rural. Almería, España. Disponible en <http://www.publicacionescajamar.es/>. Último acceso julio 2017

- García Valiñas, M.A. (2004). La demanda de agua en las ciudades: estimación comparada para tres municipios españoles. En Del Moral, L. (ed.) III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua – La Directiva Marco del Agua, realidades y futuros”, pp 232-253. Universidad de Sevilla, Universidad Pablo de Olavide, Fundación Nueva Cultura del Agua, España, 787 pp.
- García Valiñas, M. A. (2006). Demanda urbana en la región de Valencia. Un enfoque econométrico. En Pulido, M. y Andreu, J., International Workshop on “Hydro-Economic modelling and tools for the implementation of the EU Water Framework Directive. UPV, Valencia, 30-31 de enero, 2006
- García-Tejero, I. Romero-Vicente, R., Jiménez-Bocanegra, J.A., Martínez-García, G., Durán-Zuazo, V.H., Muriel-Fernández and J.L. (2010). Response of citrus trees to deficit irrigation during different phenological periods in relation to yield, fruit quality, and water productivity Agric. Water Manage., 97 (2010), pp. 689–699
- García-Tejero, I., Durán-Zuazo, V., Arriaga-Sevilla, J. and Muriel-Fernández, J. (2012). Impact of water stress on citrus yield. Agronomy for Sustainable Development, Springer Verlag/EDP Sciences/INRA, 32 (3), pp.651-659.
- Garrido, A., Rey, D. and Calatrava, J. (2013). Water trading in Spain en De Stefano, L. y Llamas, M.R., eds.: Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle? CRC Press, London.
- Gibbons. D.C. (1986). The Economic Value of Water. Resources for the future. Washington, DC. 101 pp.
- Gil-Sevilla, M., Garrido, A. and Gomez-Ramos, A. (2010). How to link agricultural productivity, water availability and water demand in a risk context: a model for managing hydrological risks. Spanish Journal of Agricultural Research, [S.I.], v. 8, p. 207-220, nov. 2010.

ISSN 2171-9292

- Gil M., Garrido A. and Gomez-Ramos A. (2011). Economic analysis of drought risk: An application for irrigated agriculture in Spain. *Agricultural Water Management*, 98:823-833
- Girard, C., Rinaudo, J. D., Pulido-Velazquez, M. and Caballero, Y. (2015a). An interdisciplinary modelling framework for selecting adaptation measures at the river basin scale in a global change scenario. *Environmental Modelling & Software*, 69, 42-54.
- Girard, C., Pulido-Velazquez, M., Rinaudo, J. D., Pagé, C. and Caballero, Y. (2015b). Integrating top-down and bottom-up approaches to design global change adaptation at the river basin scale. *Global Environmental Change*, 34, 132-146.
- GIRH-IIAMA (2006). Desarrollo y aplicación de metodologías y herramientas en la cuenca piloto del río Júcar para los análisis económicos requeridos en la Directiva Marco Europea del Agua. Informe Final. Proyecto de Investigación y Desarrollo entre Universidad Politécnica de Valencia y EPTISA.
- Gomez, C.M., Gutiérrez-Martín, C., Pulido-Velázquez M. and Lopez-Nicolas A. (2016). What lies behind crop decisions? Coming to terms with revealing farmers' preferences. AGU FALL MEETING. San Francisco 12-16 December 2016.
- Gomez, C.M., Pérez-Blanco, D., Adamson, D. and Loch, A. (2017). Managing Water Scarcity at a River Basin Scale with Economic Instruments. *Water Economics and Policy*. Doi: 10.1142/S2382624X175000047
- Gómez-Limón, J. A. and Berbel, J. (2000). Multicriteria analysis of derived water demand functions: a Spanish case study. *Agricultural systems*, 63(1), 49-72.
- Gómez-Limón, J.A. y Arriaza, M. y Riesgo, L. (2003). *European Journal of Operational Research* 151 (3), 569-585
- González-Altozano, P. y Castel, J.R. (2003). Riego deficitario controlado en "Clementina de Nules". I.Efectos sobre la producción y la calidad de la fruta. *Spanish Journal of Agricultural Research* 1(2), 81-92

- Goodman, D.J. (2000). More reservoirs or transfers? A computable general equilibrium analysis of projected water shortages in the Arkansas River Basin. *Journal of Agricultural And Resource Economics* 25 (2), 698–713
- Gorry, G. A. and Scott Morton, M. S. (1971). A framework for management information systems. *Sloan Management Review*, Fall 1971, pp. 55-70.
- Grafton, R.Q., Landry, C., Libecap, G., McGlennon, S. and O'Brien, B. (2010). An integrated assessment of water markets: Australia, Chile, China, South Africa and the USA, ICER Working Paper Series No. 32/2010, <http://www.icer.it/docs/wp2010/ICERwp32-10.pdf>
- Graveline, N. (2016). Economic calibrated models for water allocation in agricultural production: A review. *Environmental Modelling & Software*, 81, 12-25 doi:10.1016/j.envsoft.2016.03.004
- Griffin, R.C. (2006). *Water Resource Economics: The Analysis of Scarcity, Policies, and Projects*. The MIT Press. London. England 424 pp.
- Gudmundsson, L., Bremnes, J. B., Haugen, J. E., and Engen-Skaugen, T. (2012). Technical Note: Downscaling RCM precipitation to the station scale using statistical transformations – a comparison of methods, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 16, 3383-3390, doi: 10.5194/hess-16-3383-2012.
- Gujarati, D.N. (2004). *Basic Econometrics*. 4th Edition,,McGraw-Hill Companies. Mexico D.F., Mexico
- Gutierrez-Martin, C. and Gomez, C.M. (2011). Assessing irrigation efficiency improvements by using a preference revelation model. *Spanish Journal of Agricultural Research* 9, 1009–1020.
- Haneman, W.M. (1998). Price and rate structures. In Baumann, Duane D., Boland, John and Hanemann, W. Michael, *Urban Water Demand Management and Planning*. McGraw Hill. United States of America
- Hanley, N., Mourato,S. and Wright, R. (2001). *Choice Modeling Approaches: A Superior Alternative for Environmental Valuation?*

Journal of Economic Surveys, 15: 435-462.

- Harou, J.J., Pulido-Velazquez, M., Rosenberg, D.E., Medellín-Azuara, J., Lund, J.R. and Howitt, R.E. (2009). Hydro-economic Models: Concepts, Design, Applications, and Future Prospects. *J. of Hydrology*, 375 (3-4), 627–643, doi:10.1016/j.jhydrol.2009.06.037
- Harou et al. (2010). An open-source model platform for water management that links models to a generic user-interface and data-manager. International Congress on Environmental Modelling and Software: Modelling for Environment's Sake". Fifth Biennial Meeting. Ottawa, Canada.
- Harper, W.H. and Eastman, C.F. (1980). An evaluation of goal hierarchies for small farm operators *American Journal of Agricultural Economics*, 62 (1980), pp. 742-747
- Hazell, P.B.R. and Norton, R.D. (1986). *Mathematical programming for economic analysis in agriculture*. Macmillan New York.
- Heckelei, T., Britz, W. and Zhang, Y. (2012). Positive Mathematical Programming Approaches – Recent Developments in Literature and Applied Modelling. *Bio-based and Applied Economics* 1(1): 109-124
- Heinz, I., Pulido-Velazquez, M., Lund, J. R. and Andreu, J. (2007). Hydro-economic modelling in river basin management: Implications and applications for the European Water Framework Directive. *Water Resour. Manage.*, 21(7), 1103–1125
- Herrera, S., Fernández, J. and Gutiérrez, J. M. (2015). Update of the Spain02 gridded observational dataset for EURO-CORDEX evaluation: assessing the effect of the interpolation methodology. *Int. J. Climatol.*. doi: 10.1002/joc.4391
- Hipel, K. W. and McLeod, A. I. (1994). *Time Series Modelling of Water Resources and Environmental Systems*. 1013 pp. Amsterdam, Elsevier, 1994, XXXII. ISBN 0-444-89270-2
- Hlalele BM, Mokhatle IM and Motlogelo RT. (2016). Assessing Economic Impacts of Agricultural Drought: A Case of Thaba Nchu, South Africa. *J Earth Sci Clim Change*. 7:327. doi:10.4172/2157-7617.1000327

- Howard G. and Bartram J. (2003). Domestic Water Quantity, Service Level and Health. World Health Organization. Retrieved from www.who.int/en/. Último acceso en mayo 2017
- Howe, C.W., Schurmeier, D.R. and Shaw, D.W. (1986). Innovative approaches to water allocation: the potential for water markets. *Water Resources Research*, 22(4), 439-445
- Howitt, R.E. (1995a). A Calibration Method for Agricultural Economic Production Models, *Journal of Agricultural Economics*, 46(2): 147-159.
- Howitt, R.E. (1995b). Positive mathematical programming. *Amer. J. Ag. Eco.* 77 (May 1995), 329-342.
- Howitt, R.E., MacEwan, D., Medellín-Azuara, J. and Lund, J.R. (2010). Economic Modeling of Agriculture and Water in California using the Statewide Agricultural Production Model. California Department of Water Resources, University of California – Davis.
- Howitt, R. E., MacEwan D., Medellín-Azuara, J., Lund, J.R. and Sumner, D.A. (2015). Economic Analysis of the 2015 Drought for California Agriculture. Center for Watershed Sciences, University of California – Davis, Davis, CA, 16 pp
- Iglesias, E., Garrido, A. and Gomez-Ramos, A. (2003). Evaluation of drought management in irrigated areas. *Agric. Econ.* 29, 211–229
- IPCC (2001). *Climate Change 2001: The Scientific Basis*, Houghton, JT; Ding, Y; Griggs, DJ; Noguera, M; van der Linden, PJ; Dai, X; Maskell, K y Johnson, CA (Eds.), Cambridge Univ. Press.
- IPCC (2014). *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1132 pp
- Jenkins, M.W., Howitt, R. E., Lund, J.R., Draper, A.J., Tanaka,

S.K., Ritzema, R.S., Marques, G.F., Msangi, S.M., Newlin, B.D., Van Lienden, B.J., Davis, M.D. and Ward, K.B. (2001). Improving California Water Management: Optimizing Value and Flexibility. Report No. 01-1. Center for Environmental and Water Resources Engineering, University of California.

- Jenkins, M.W., Lund, J.R. and Howitt, R.E. (2003). Using economic loss functions to value urban water scarcity in California. *Jnl. American Water Works Association*, 95(2), 58-70.
- Keeney, R.L. and Raiffa, H. (1976). *Decisions with Multiple Objectives: Preferences and Value Trade-Offs*. Cambridge University Press.
- Kutner, M. H.; Nachtsheim, C. J. and Neter, J. (2004). *Applied Linear Regression Models* (4th ed.). McGraw-Hill. New York, N.Y
- Labadie, J.W. (1988). Program MODSIM: River basin network flow model for the microcomputer. Department of Civil Engineering, Colorado State University, Ft. Collins, Colorado.
- Labadie, J. (2004). Optimal Operation of Multireservoir Systems: State-of-the-Art Review. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 130(2):93-111
- Li, H., Sheffield, J. and Wood, E. F. (2010). Bias correction of monthly precipitation and temperature fields from Intergovernmental Panel on Climate Change AR4 models using equidistant quantile matching. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 115(D10).
- Loucks, D.P. and Da Costa, J.R. (1991). *Decision Support Systems. Water Resources Planning*. Springer Verlag, Berlin. pp. 574.
- Loucks, D.P., French, P.N. and Taylor, M.R. (1995). IRAS interactive river-aquifer simulation program description and operation. V.1.01. Ithaca, New York; Cornell University and Resources Planning Associates.
- Loucks, D.P. (2002). IRAS- Interactive River-Aquifer Simulation for policy impact prediction. In E. Cabrera, R. Cobacho and J.R. Lund (eds.), *Regional Water System Management; Water Conservation, Water Supply and System Integration*, p. 305-321.

Balkema Publishers, The Netherlands

- Loucks, D. P., Eelcon van Beek, Jerry R. Stedinger, Jozef P.M. Dijkman and T. Villars (2005). *Water Resources Systems Planning and Management: An introduction to Methods, Models and Applications*. Paris. UNESCO
- Ludwig F., Van Slobbe E. and Cofino W. (2014). Climate change adaptation and Integrated Water Resource Management in the water sector. *Journal of Hydrology*, Volume 518, Part B, 10 October 2014, Pages 235–242
- Lund, J.R. and Ferreira, I. (1996). Operating rule optimization for Missouri River reservoir system. *Journal of Water Resources Planning and Management – ASCE* 122 (4), 287–295.
- Macian-Sorribes, H., Tilmant, A. and Pulido-Velazquez, M. (2017). Improving operating policies of large-scale surface-groundwater systems through stochastic programming, *Water Resour.Res.*, 53, 1407–1423, doi: 10.1002 / 2016WR019573.
- MacDonald, D. H., Connor, J. and Morrison, M. (2004). *The use of economic instruments for managing water quality*. CSIRO final report NZ Ministry for the Environment
- Manning, L. J., Hall J. W., Fowler, H. J., Kilsby, C. G. and C. Tebaldi (2009). Using probabilistic climate change information from a multimodel ensemble for water resources assessment, *Water Resour. Res.*, 45, W11411, doi:10.1029/2007WR006674.
- MAPAMA (2012). *Estudios de costes y rentas de las explotaciones agrarias*. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid. España. Disponible en <http://www.mapama.gob.es/es/>
- Marcos-Garcia, P. y Pulido-Velazquez, M. (2017). Cambio climático y planificación hidrológica: ¿es adecuado asumir un porcentaje único de reducción de aportaciones para toda la demarcación? *Ingeniería del agua*, 21(1), 35-52, ene. 2017. Available in <http://polipapers.upv.es/index.php/IA/article/view/6361>. Last access: April 03, 2017 doi: <http://dx.doi.org/10.4995/ia.2017.6361>.

- Markowitz, H. (1952). Portfolio Selection. *The Journal of Finance* 7, 77–91.
- MARM (2008). Instrucción de Planificación Hidrológica. Disponible en www.mapama.es Último acceso junio 2017
- Martínez Martínez, Y. y Gómez-Limón Rodríguez, J.A. (2004). Simulación multicriterio de mercados de agua de regadío: el caso de la cuenca del Duero. *Estudios Agrosociales y Pesqueros* nº 202. (pp 101-134)
- Martin-Ortega J, Giannoccaro G. and Berbel J. (2011). Environmental and resource costs under water scarcity conditions: an estimation in the context of the European water framework directive. *Water Resour Manag* 25:1615–1633. Doi:10.1007/s11269-010-9764-z.
- Martin-Ortega, J., González-Eguino, M. and Markandya, A. (2012). The costs of drought: the 2007/2008 case of Barcelona. *Water Pol.* 14, 539–560.
- Milne, M.J. (1991). Accounting, Environmental Resource Values, and Non-market Valuation Techniques for Environmental Resources: A Review. *Accounting, Auditing & Accountability Journal*, Vol. 4 Iss 3 pp. <http://dx.doi.org/10.1108/09513579110003583>
- MIMAM (2000). Libro Blanco del Agua en España. Ministerio de Medio Ambiente, España. 637 pp.
- Molinos-Senante, M. (2014). Water rate to manage residential water demand with seasonality: peak-load pricing and increasing block rates approach. *Water Policy*, 16, 930-944
- Murtagh, B. A., M. A. Saunders, Gill P. E., Murray W., Saunders M.A. and Wright M.H. (2004). *Solver Manual*. Systems Optimization Laboratory, Stanford University, Stanford, Calif., USA.
- Olmos-Giménez, P., García-Galiano, S. and Giraldo-Osorio, J. D. (2016). Identifying a robust method to build RCMs ensemble as climate forcing for hydrological impact models. *Atmospheric Research*, 174, 31-40.

- O'mara, G.T. and Duloy, J.H. (1984). Modeling efficient water allocation in a conjunctive use regime the Indus Basin of Pakistan. *Water Resources Research* 20 (11), 1489–1498.
- Ortega-Álvarez, J.F. and De Juan Valero, J.A., Tarjuelo Martín-Benito, J.M. y López-Mata, E. (2004). MOPECO: an economic optimization model for irrigation water management. *Irrig Sci* (2004) 23:61-75. DOI 10.1007/s00271-004-0094-x
- Ortega-Reig, M., Sanchis-Ibor, C., Palau-Salvador, G., and García-mollá, M. (2017). Institutional and management implications of drip irrigation introduction in collective irrigation systems in Spain. *Agricultural Water Management*, 187, 164–172. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.03.009>
- Palomo-Hierro, S., Gómez-Limón, J. A. and Riesgo, L. (2015). Water markets in Spain: A tool for drought mitigation. In J. Andreu, A. Solera, J. Paredes-Arquiola, D. Haro-Monteagudo, & H. A. J. Van Lanen (Eds.), *Drought: Research and Science-Policy Interfacing* (pp. 485-492). Boca Raton, US: CRC Press. doi: 10.1201/b18077-82.
- Palomo-Hierro, S. y Gomez-Limon, J.A. (2016). Actividad de los mercados formales de agua en España (1999-2014); en Gómez-Limón J.A. y Calatrava, J., eds: *Los mercados del agua en España. Presente y perspectivas*. Fundación Cajamar. Madrid
- Peck, D. E. and Adams, R. M. (2010). Farm-level impacts of prolonged drought: is a multiyear event more than the sum of its parts? *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 54(1), 43-60
- Pedro-Monzonís, M., Solera, A., Ferrer, J., Estrela, T. and Paredes-Arquiola, J. (2015). A review of water scarcity and drought indexes in water resources planning and management. *J. Hydrol* 527 (2015) 482-493, <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.003>
- Peña-Haro, S., Llopis-Albert, C., Pulido-Velázquez and M., Pulido-Velázquez, D. (2010). Fertilizer standards for controlling groundwater nitrate pollution from agriculture: El Salobral-Los Llanos case study, Spain. *Journal of Hydrology*, 392(3-4), 174-187. doi:10.1016/j.jhydrol.2010.08.006

- Pereira, M.V.F. and Pinto, L.M.V.G. (1985). Stochastic Optimization of a Multireservoir Hydroelectric System: A Decomposition Approach. *Water Resour. Res.* 21, 779–792. doi:10.1029/WR021i006p00779
- Pereira, M.V.F. and Pinto, L.M.V.G. (1991). Multi-stage stochastic optimization applied to energy planning. *Math. Program.* 52, 359–375. doi:10.1007/BF01582895
- Pérez-Blanco, C.D. and Gómez, C.M. (2013). Designing optimum insurance schemes to reduce water overexploitation during drought events: a case study of La Campiña, Guadalquivir River Basin, Spain. *Journal of Environmental Economics and Policy* 2, 1–15.
- Pérez Blanco, C.D. (2014). Economic instruments for water management in Spanish Mediterranean basins. Tesis doctoral. Universidad de Alcalá de Henares
- Pérez y Pérez, L. and Barreiro-Hurlé, J. (2009). Assessing the socio-economic impacts of drought in the Ebro River Basin. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 7(2), 269-280
- Pérez-Pérez, J.G., Robles, J.M. and Botía P. (2009) Influence of deficit irrigation in phase III of fruit growth on fruit quality in “lane late” sweet orange *Agric. Water Manage.*, 96 (2009), pp. 969–979
- Provencher, B. and Burt, O. (1994). Approximating the optimal groundwater pumping policy in a multi aquifer stochastic conjunctive use setting. *Water Resources Research* 30 (3), 833–843.
- Pulido- Velázquez M. (2003). Optimización Económica de la Gestión del Uso Conjunto de Aguas superficiales y Subterráneas en un sistema de Recursos Hídricos. Contribución al Análisis económico propuesto en la Directiva Marco Europea del Agua. Tesis Doctoral. Universitat Politècnica de València. Valencia, España.
- Pulido-Velazquez, M., Andreu, J., and Sahuquillo, A. (2006). Economic optimization of conjunctive use of surface water and groundwater at the basin scale. *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 132(6), 454–467.
- Pulido-Velázquez, M., Andreu, J., Sahuquillo, A. and Pulido-

Velázquez, D. (2008). Hydro-economic river basin modelling: The application of a holistic surface-groundwater model to assess opportunity costs of water use in Spain. *Ecological Economics*, 66(1), 51-65.

- Pulido-Velazquez, M., Alvarez-Mendiola, E., and Andreu, J. (2013). Design of Efficient Water Pricing Policies Integrating Basinwide Resource Opportunity Costs. *J. Water Resour. Plann. Manage.*, 139(5): 583-592.
- Pulido-Velazquez, M., Marcet, E. C. and Colmenero, A. G. (2014a). Economía del agua y gestión de recursos hídricos. *Ingeniería del agua*, 18(1), 99-110.
- Pulido-Velazquez M., Lopez-Nicolas A., Macian-Sorribes H., Peña-Haro S. and Escrivá-Bou A. (2014b). Potencial de los modelos hidroeconómicos en la en la gestión de sistemas de recursos hídricos, en Solera A. et al., *Aplicaciones de Sistemas Soporte a la Decisión en Planificación y Gestión Integradas de Cuencas Hidrográficas*, 247-257. Ed. Marcombo, Barcelona.
- Pulido-Velazquez, M., Peña-Haro, S., Garcia-Prats, A., Mocholi-Almudever, A. F. ,Henriquez-Dole, L., Macian-Sorribes, H. and Lopez-Nicolas, A. (2015a). Integrated assessment of the impact of climate and land use changes on groundwater quantity and quality in Mancha Oriental (Spain). *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 19, 1677–1693. doi:10.5194/hess-19-1677-2015
- Pulido Velázquez, D.; García-Arostegui, J.; Molina González, JL.; Pulido-Velazquez, M. (2015b). Assessment of future groundwater recharge in semi-arid regions under climate change scenarios (Serral-Salinas aquifer, SE Spain). Could increased rainfall variability increase the recharge rate?. *Hydrological Processes*. 29(6):828-844.doi:10.1002/hyp.10191.
- R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Randall, A. (1981). Property entitlements and pricing policies for a maturing water economy. *The Australian Journal of Agricultural*

Economics, 25, 195-220.

- Rani, D. and Moreira, M.M. (2010). Simulation--Optimization Modeling: A Survey and Potential Application in Reservoir Systems Operation. *Water Resour. Manag.* 24, 1107–1138. doi:10.1007/s11269-009-9488-0
- Riera, P. (1994). Manual de valoración contingente. Ministerio de Economía y Hacienda, Instituto de Estudios Fiscales.
- Rogers, P. and Smith, D.V., (1970). Integrated use of ground and surface water irrigation project planning. *American Journal of Agricultural Economics* 52 (1), 13.
- Rogers, P, Bhatia, R and Huber, A. (1998). Water as a social and economic good: How to put the principle into practice. Global Water Partnership/Swedish International Development Cooperation Agency, Stockholm, Sweden.
- Rogers, P, de Silva, R and Bhatia, R. (2002). Water is an economic good: How to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy*, 4, 1–17. doi: 10.1016/ S1366-7017(02)00004-1.
- Roldán Cañas, J. (2007). Mejora del uso del agua en el regadío. La sequía en España. Directrices para minimizar su impacto. pp. 228 - 247. Ministerio de Medio Ambiente
- Salas, J. D., Delleur, J. W., Yevjevich, V. M., and Lane, W. L. (1980). *Applied Modeling of Hydrologic Time Series*. Water Resources Publications, Littleton, Colorado, USA
- Simonovic, S.P. (1996). Decision support systems for sustainable management of water resources, I.general principles. *Water International*, 21(4), 223-232.
- Sumpsi, J. M. Amador, F. and Romero, C. (1995). Theory and Methodology On farmers'objectives: A multi-criteria approach. *European Journal of Operational Research* 96, 64-71.
- Sumpsi, J.M., A. Garrido, M. Blanco, C. Varela y E. Iglesias, (1998). *Economía y política de gestión del agua en la agricultura*. Mundi-Prensa, Madrid, Spain.

- Sveinsson Óli G.B. and Salas J.D. (2017). Time Series Analysis and Models in Singh. Vijay P., Handbook of Applied Hydrology, Second Edition (pp18-1, 18-11). United States of America. McGraw-Hill
- Tanaka, S.K., Zhu, T.J., Lund, J.R., Howitt, R.E., Jenkins, M.W. and Pulido, M.A., Tauber, M., Ritzema, R.S., Ferreira, I.C. (2006). Climate warming and water management adaptation for California. *Climatic Change* 76 (3–4), 361–387.
- Témez, J.R., (1977). Modelo matemático de transformación “Precipitación Aportación”. Asociación de Investigación Industrial Eléctrica, 39p.
- Témez Peláez, J. R. (2004). El Período Seco 1980-1995. Su rareza y efectos en el Sureste Español. *Revista de Obras Públicas* n° 3448.
- Tintner G. (1968). *Methodology of Mathematical Economics and Econometrics*. The University of Chicago Press, Chicago, p. 74.
- Treeby M.T., Henriod R.E., Bevington K.B., Milne D.J. and Storey R. (2007) Irrigation management and rootstock effects on navel orange [*Citrus sinensis* (L.) Osbeck] fruit quality. *Agric Water Manage* 91:24–32
- Trujillo, L. (1994). Fijación de precios óptimos en el suministro urbano de agua. *Revista de Economía Aplicada*, 5, vol.2, 111-135.
- UNESCO (2012). *Managing Water under Uncertainty and Risk*. The United Nations World Water Development Report 4. Volume 1. Available at www.unesco.org. Last access July 2017
- USACE (U.S. Army Corps of Engineers) (2007). HEC-Res Sim. Reservoir System Simulation. User’s manual U.S. Army Corps of Engineers, Hydrologic Engineering Center, Davis, Calif., USA. Disponible en <http://www.hec.usace.army.mil/publications>
- Ward, F. A. Hurd, B. H., Rahmani, T. and Gollehon N. (2006), Economic impacts of federal policy responses to drought in the Rio Grande Basin, *Water Resour. Res.*, 42, W03420, doi: 10.1029/2005WR004427.
- Ward, F.A. and Pulido-Velázquez, M. (2008). Efficiency, equity,

and sustainability in a holistic water quantity — quality optimization model in the Rio Grande basin. *Ecological Economics Special Issue Integrated Hydro-Economic Modelling*.

- Ward F.A. and Pulido-Velazquez M. (2012). Economic Costs of Sustaining Water Supplies: Findings from the Rio Grande. *Water Resources Management*:1-27
- Whittington, D., Nauges, C., Fuente, D. and Wu, X. (2015). A diagnostic tool for estimating the incidence of subsidies delivered by water utilities in low- and medium-income countries, with illustrative simulations. *Utilities Policy*, 34, 70 - 81
- Wilby, R. L. and Dessai, S. (2010). Robust adaptation to climate change. *Weather*, 65(7), 180-185.
- Wittwer, G. and Griffith, M. (2011). Modelling drought and recovery in the southernMurray–Darling basin. *Aust. J. Agric. Resour. Econ.* 55, 342–359.
- Wurbs, R. A. (1993). Reservoir-System Simulation and Optimization Models. *Journal of Water Resources Planning and Management-Asce* 119(4): 455-472.
- Young, R.A. (1996). Water Economics. In L.A. Mays (ed.), *Handbook of Water Resources*. McGraw-Hill, p. 3.1.-3.57.
- Young, R.D. (2004). Effective economic decision-making. National Center on Nonprofit Enterprise. Foundation Center.

Anexo I

II PUBLICACIONES EN REVISTAS INDEXADAS

(1) A continuación se detallan los artículos científicos que tienen relación directa con la tesis:

- **Lopez-Nicolas, A.**, Pulido-Velazquez, M., Macian-Sorribes, H. (2017). Economic risk assessment of drought impacts on irrigated agriculture. *Journal of Hydrology* 550 (2017) 580–589. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.05.004>
- Carmona, M., Mániz Costa, M., Andreu, J., Pulido-Velazquez, M., Haro-Montegudo, D., **Lopez-Nicolas, A.** and Cremades, R. (2017). Assessing the effectiveness of Multi-Sector Partnerships to manage droughts: The case of the Jucar river basin. *Earth's Future*, 5: 750–770. doi:10.1002/2017EF000545
- **Lopez-Nicolas, A.**, Pulido-Velazquez, M., Rougé C., Harou, J., Escriba-Bou, A. (). Design and assessment of an efficient and equitable dynamic urban water tariff. Application to the city of Valencia, Spain. *Artículo en revisión en Environmental Modelling & Software Journal*.

(2) A continuación se detallan los artículos científicos que tienen relación indirecta con la tesis:

- Marcos-Garcia, P., **Lopez-Nicolas, A.**, Pulido-Velazquez, M. (2017). Combined use of relative drought indices to analyze climate change impact on meteorological and hydrological droughts in a Mediterranean basin. Accepted for publication. *Journal of Hydrology* 554C (2017) pp. 292-305
- Muñoz Mas, R.; **López Nicolás, A.**; Martínez-Capel, F.; Pulido-Velazquez, M. (2016). Shifts in the suitable habitat available for brown trout (*Salmo trutta* L.) under short-term climate change scenarios. *Science of the Total Environment*. 544:686-700.

doi:10.1016/j.scitotenv.2015.11.147.

- Pulido-Velazquez, M., Peña-Haro, S. Garcia-Prats, A., Mocholi-Almudever, A. F. Henriquez-Dole, L., Macian-Sorribes, H. and **Lopez-Nicolas, A.** (2015). Integrated assessment of the impact of climate and land use changes on groundwater quantity and quality in Mancha Oriental (Spain). *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 19, 1677–1693. doi:10.5194/hess-19-1677-2015

I.II CONGRESOS

- **Lopez-Nicolas A.**, Pulido-Velazquez M., (2013). “Análisis de estrategias frente a sequías mediante modelos hidro-económicos a escala de cuenca. Aplicación a la cuenca del río Júcar”, en Vallés Morán J. et al., La protección contra los riesgos hídricos. . III Jornadas de Ingeniería del Agua: La protección contra los riesgos hídricos, v1, 345-352, Ed. Marcombo, Barcelona.
- Pulido-Velazquez, M., **Lopez-Nicolas, A.**, Harou J., Andreu J.; (2013). “Generalized DSS Shell for developing simulation and optimization hydro-economic models of complex water resources systems”. Poster para la Asamblea General de la EGU 2013. Vienna.
- **Lopez-Nicolas, A.**, Pulido-Velazquez, M.; (2014). “Methods and tools to simulate the effect of economic instruments in complex water resources systems. Application to the Jucar river basin”. Presentación oral en la Asamblea General de la EGU 2014. Vienna.
- Pulido-Velazquez M., **Lopez-Nicolas A.**, Macian-Sorribes H., Peña-Haro S., Escriba-Bou A. (2014). Potencial de los modelos hidro-económicos en la gestión de sistemas de recursos hídricos, en Solera A. et al., Aplicaciones de Sistemas Soporte a la Decisión en Planificación y Gestión Integradas de Cuencas Hidrográficas, 247-257. Ed. Marcombo, Barcelona.

- **Lopez-Nicolas, A.**, Pulido-Velazquez M. and Sales-Esteban, A. (2015). Water scarcity cost as a drought indicator through hydroeconomic modelling. Application to the Júcar river basin, in Andreu J. et al., DROUGHT. Research and Science-Policy Interfacing, 251-256. Ed. Balkelma. CRC Press, ISBN: 978-1-138-02779-4.
- **Lopez-Nicolas, A.**, Sales-Esteban, A. and Pulido-Velazquez, M. (2015). Análisis de impactos económicos de las sequías y riesgo en el regadío en la cuenca del río Júcar; en X Congreso Nacional de Economía Agraria. Alimentación y territorios sostenibles desde el sur de Europa, 91-96- Ed. Universitat Politècnica de València, ISBN: 978-84-9048-383-1.
- Peña-Haro, S., García-Prats, A., Pulido-Velazquez D., Pulido-Velazquez M., **Lopez-Nicolas, A.** and Macian-Sorribes, H. (2015) Impacts of climate and land use change on the Mancha Oriental groundwater system, Spain. 42nd IAH International Congress, AQUA2015. “Back to the Future”
- P. Marcos-García, F. Vargas-Zamora, A. **López-Nicolás, A.** García-Prats, M. Pulido-Velázquez (2015). Análisis de impactos del cambio climático en las sequías meteorológicas, edáficas e hidrológicas en el sistema de explotación del río Júcar, in University of Cordoba. ACTAS DE LAS IV JORNADAS. La precipitación y los procesos erosivos. 215-224- Ed. University of Cordoba, ISBN: 978-84-608-3043-6.
- **Lopez-Nicolas, A.**, Pulido-Velazquez, M. and Vargas-Zamora F. (2015). Análisis económico del impacto del cambio climático en una cuenca. Caso de estudio: Sistema de explotación Júcar, in University of Cordoba. Actas de las IV jornadas. La precipitación y los procesos erosivos. 225-234- Ed. University of Cordoba, ISBN: 978-84-608-3043-6.
- Pulido-Velazquez M., **Lopez-Nicolas, A.** and Macian-Sorribes H. (2015). Assessing the potential of economic instruments for managing drought risk at river basin.

Presentación oral en American Geophysical Union Fall Meeting

- Muñoz Mas, R.; Martínez-Capel, F.; **Lopez-Nicolas, A.**; Pulido-Velazquez, M. (2016). Shifts in the suitable habitat available for brown trout under short-term climate change scenarios. 11th International Symposium on Ecohydraulics. Australia
- Marcos-García, P., Pulido-Velazquez, M. and **Lopez-Nicolas A.** (2016) Assessment of climate change impacts on meteorological and hydrological droughts in the Jucar River basin. Póster en la Asamblea General de la EGU 2016. Viena.
- Rougé, C. Harou, J. Garrone, P. Pulido-Velazquez, M., Marzano, R. , Giuliani, M., Cominola, A., **Lopez-Nicolas, A.** Castelleti, A. and Emilio Rizzoli, A. (2016). Smart meter enabled dynamic pricing of water. Environmental modelling and software for supporting a sustainable future. iEMSs 2016 Conference.
- C.M. Gómez, C. Gutiérrez-Martín, M. Pulido-Velazquez, **A. Lopez-Nicolas.** What lies behind crop decisions? Coming to terms with revealing farmers' preferences. American Geophysical Union Fall Meeting (San Francisco, del 12 al 16 de diciembre de 2016).
- **Lopez-Nicolas, A.,** Pulido-Velazquez, M. Rougé C., Harou, J. and Escrivá-Bou, A. Efficient dynamic scarcity pricing in urban water supply. European Geosciences Union (Viena, 23-28 de abril de 2017).
- Marcos-García, P., **Lopez-Nicolás, A.,** Pulido-Velazquez, M. Analysis of climate change impact on meteorological and hydrological droughts through relative standardized indices. European Geosciences Union (Viena, 23-28 de abril de 2017).

L.III PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN

Se destallan los proyectos de investigación en los que he trabajado desde que comencé a trabajar en el Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente:

- Proyecto europeo AQUAMONEY “Development and testing of practical guidelines for the assessment of environmental and resource costs and benefits in the WFD” Case study: Serpis river basin. Research project funded under the 6th EU FRAMEWORK PROGRAMME.
- Convenio SISGEC con Confederación Hidrográfica del Júcar dentro del marco del nuevo ciclo de Planificación Hidrológica. Desarrollo de modelos Hidro-Económicos en GAMS para selección de medidas más eficientes que permiten cumplir con los objetivos ambientales de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE).
- Proyecto europeo GENESIS “Groundwater and dependent Ecosystems: New Scientific basis on climate change and land-use impacts for the update of the EU Groundwater Directive”.
- Proyecto europeo ENHANCE “Enhancing risk management partnerships for catastrophic natural disasters in Europe”
- Proyecto europeo SmartH₂O “The SmartH₂O Project. A European project on water sustainability”
- Proyecto de Plan Nacional IMPADAPT “Adaptación al cambio global en sistemas de recursos hídricos”.

LIV ESTANCIA DE INVESTIGACIÓN

Estancia de investigación en IMDEA Agua (Alcalá de Henares) por un período de un mes (febrero 2016) bajo la dirección del investigador de IMDEA y profesor de la Universidad de Alcalá de Henares Carlos Mario Gómez Gómez. Habiendo desarrollado bajo su dirección las siguientes tareas: programación de innovaciones en el modelo de preferencias reveladas que permite obtener curvas de demanda agrícolas, aplicación a varios casos prácticos de la zona de la Mancha Oriental y redacción de un borrador de un paper sobre el trabajo realizado.

I.V CODIRECCIÓN DE TRABAJOS ACADÉMICOS

Tutor experimental del Trabajo Final de Grado de Ingeniería de Obras Públicas de F. Vargas Zamora titulado “Análisis de impactos y adaptación al cambio climático en el sistema del río Júcar: Impacto del cambio climático en las sequías meteorológicas, edáficas e hidrológicas en la cuenca del Júcar”. Fecha de defensa: Septiembre 2015. Tutor: Manuel Pulido Velázquez, cotutor: Alberto García Prats y tutor experimental: Antonio López Nicolás

Anexo II. Curvas de demanda de los usuarios del Júcar

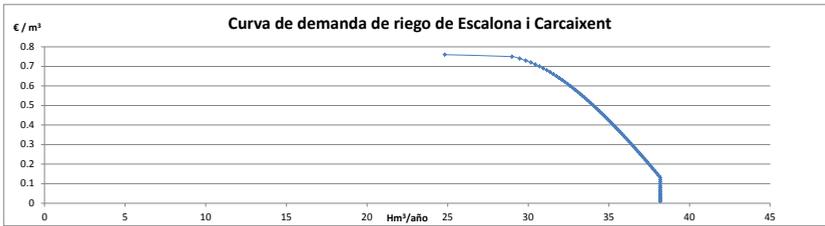


Figura 60. Curva de demanda de riego de Escalona i Carcaixent

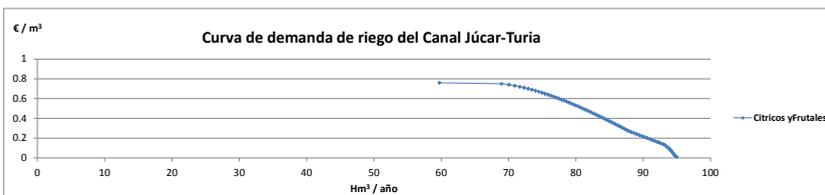


Figura 61. Curva de demanda de riego del Canal Júcar-Turia

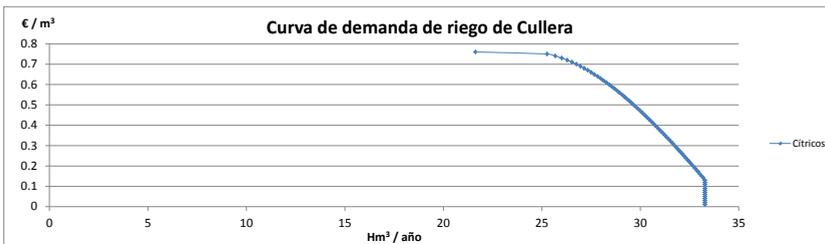


Figura 62. Curva de demanda de riego de Cullera. Leñosos

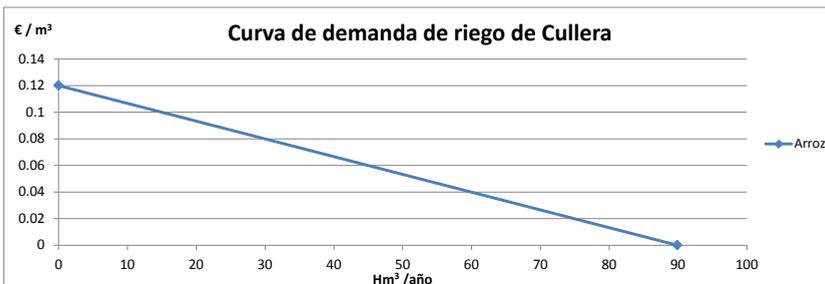


Figura 63. Curva de demanda de riego de Cullera. Arrozales

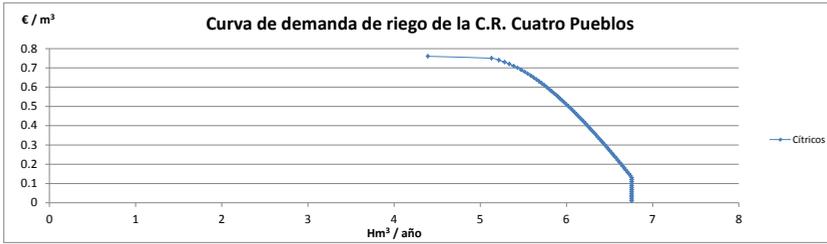


Figura 64. Curva de demanda de riego de la comunidad de regantes de 4 Pueblos. Leñosos

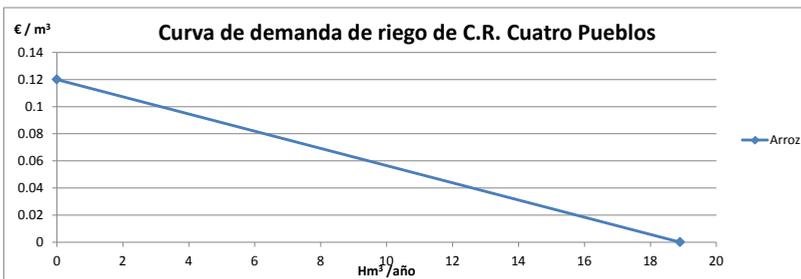


Figura 65. Curva de demanda de riego de la comunidad de regantes de 4 Pueblos. Arrozales

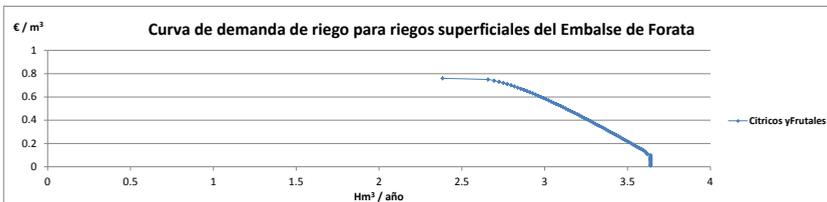


Figura 66. Curva de demanda de riego superficial del embalse de Forata

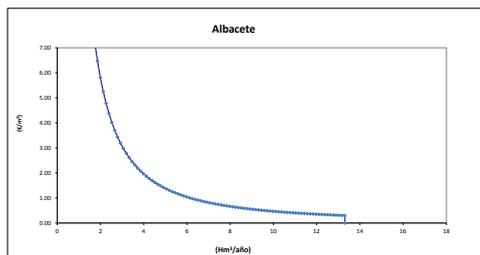


Figura 67. Curva de demanda del suministro urbano de Albacete

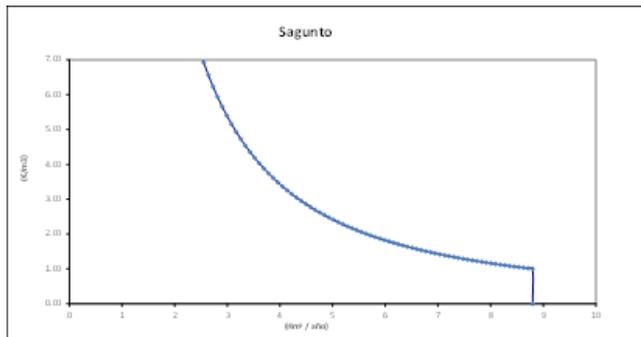


Figura 68. Curva de demanda del suministro urbano de Sagunto

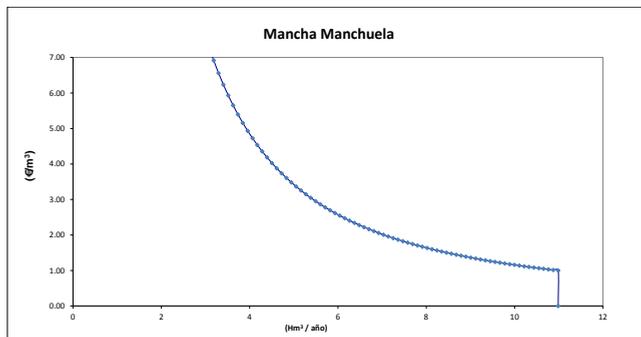


Figura 69. Curva de demanda del suministro urbano de la zona Mancha-Manchuela

Anexo III. Contribución de los elementos a la función objetivo SIMGAMS

En este anexo se describe la contribución de cada uno de los elementos del sistema a la función objetivo. Cabe destacar que esta información se ha obtenido y pertenece al manual de usuario de SIMGES (Andreu et al. 2001)

III.1 Contribución de los embalses a la función objetivo

Para la gestión de un elemento tipo embalse, se divide éste en cuatro zonas como puede observarse en la figura adjunta:

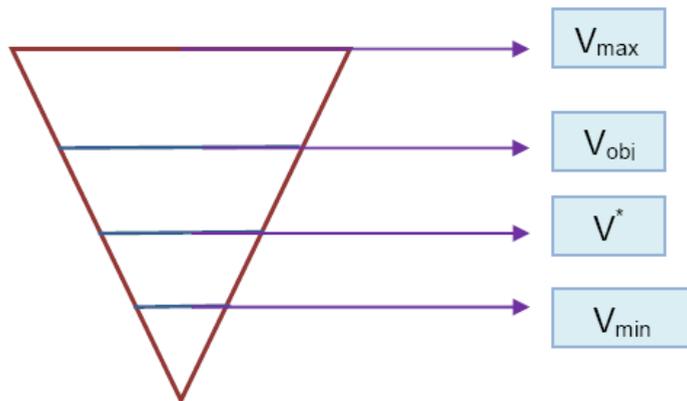


Figura 70. Zonificación de los embalses para la gestión

Las cuatro zonas son: zona de reserva, zona inferior, zona intermedia y la zona superior. La zona de reserva se define entre cero y el volumen mínimo, la zona inferior entre el volumen mínimo y el volumen asterisco, la zona intermedia entre el volumen asterisco y el volumen objetivo; y la zona superior entre el volumen objetivo y el volumen máximo.

A su vez cada uno de los embalses lleva asociado un número de

prioridad.

A cada una de estas zonas se le asociará un coste distinto:

$$C_{reserva} = -1700, C_{inferior} = -1100, C_{intermedia} = -1000 \text{ y } C_{superior} = -700$$

La zonificación del embalse y el número de prioridad de éste va a generar el siguiente modo de gestión: primeramente se producirán las sueltas de la zona superior de cada uno de los embalses en orden de prioridad, mientras que de agua en una zona superior de cualquiera de los embalses no se producirán sueltas de una zona inferior de ninguno de los embalses sea cual sea su prioridad.

Finalmente, la expresión matemática de la función objetivo de un embalse es:

$$F. O. = \sum_{i=1}^{nemb} \left(\sum_{j=1}^4 V_{i,j} \cdot CE_{i,j} \right)$$

siendo " $V_{i,j}$ " el volumen de cada una de las zonas para cada uno de los embalses y " $CE_{i,j}$ " es el coste ficticio asociado a la zona "j" del embalse "i".

III.2 Contribución de las conducciones de tipo 1 a la función objetivo

Para definir la función objetivo de las conducciones tipo1 se emplea el concepto de caudal ecológico. Se define como tal el caudal mínimo necesario para que las especies acuáticas puedan desarrollarse de una manera óptima. Se va a emplear el concepto de déficit sobre dicho caudal ecológico. La expresión matemática es:

$$F. O. = \sum_{i=1}^{ntramos} (D_i \cdot CD_i + (Q - Q_{eco}) \cdot CQ_i)$$

$$CD_i = KD - NP_i$$

siendo " D_i " el déficit sobre el caudal ecológico, " CD_i " es el coste ficticio debido al déficit de caudal ecológico, " Q " es el caudal circulante, " Q_{eco} " es el caudal ecológico, " CQ_i " es el coste ficticio asociado al caudal circulante, " KD " es una constante de valor 2000 y " NP_i " es el número de prioridad del caudal ecológico.

III.3 Contribución de las conducciones de tipo 3 a la función objetivo

Para definir la función objetivo de las conducciones tipo 3 se emplea el concepto de caudal ecológico. Se define como tal el caudal mínimo necesario para que las especies acuáticas puedan desarrollarse de una manera óptima. Se va a emplear el concepto de déficit sobre dicho caudal ecológico. La expresión matemática es:

$$F.O. = \sum_{i=1}^{n_{tramos}} (D_i \cdot CD_i + 1)$$

$$CD_i = KD - NP_i$$

siendo " D_i " el déficit sobre el caudal ecológico, " CD_i " es el coste ficticio debido al déficit de caudal ecológico, " Q " es el caudal circulante, " Q_{eco} " es el caudal ecológico, " KD " es una constante de valor 2000 y " NP_i " es el número de prioridad del caudal ecológico.

III.4 Contribución de las demandas de uso consuntivo a la función objetivo

Para las demandas de uso consuntivo se empleará la siguiente expresión matemática:

$$F.O. = \sum_{i=1}^{ndc} \left(D_i \cdot CK + \sum_{t=1}^{nto} SN_{ti} \cdot CT_{ti}' \right)$$

$$CT_{ti}' = -CTC + (NP_{ti} - 1) \cdot CDC + 1$$

siendo "ndc" el número de demandas consuntivas, "nto" el número de tomas que satisface la demanda, " D_i " el déficit sobre el caudal ecológico, "CTC" es una constante que vale 750, "CDC" es una constante que vale 5 y " NP_i " es el número de prioridad de la demanda.

III.5 Contribución de las demandas de uso no consuntivo a la función objetivo

Para las demandas de uso consuntivo se empleará la siguiente expresión matemática:

$$F. O. = \sum_{i=1}^{ndc} (DO_i \cdot CN_i)$$

$$CN_i = CKN - (NP_i - 1) \cdot CDN$$

siendo "ndc" el número de demandas no consuntivas, " DO_i " el déficit sobre el caudal objetivo, "CKN" es una constante que vale 1500 y "CDN" es una constante que vale 5.

III.6 Contribución de los bombeos adicionales a la función objetivo

Para las demandas de uso consuntivo se empleará la siguiente expresión matemática:

$$F. O. = \sum_{i=1}^{nba} (QB_i \cdot CB_i)$$

Anexo IV. Validación de la herramienta SIMGAMS con la herramienta SIMGES

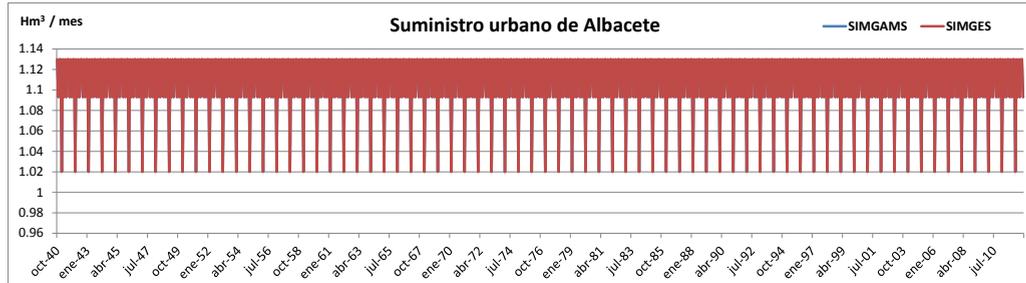


Figura 71. Suministro urbano de Albacete. SIMGAMS vs SIMGES

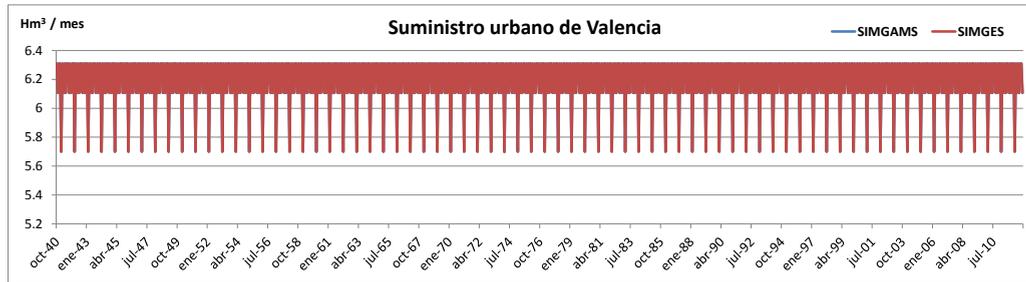


Figura 72. Suministro urbano de Valencia. SIMGAMS vs SIMGES

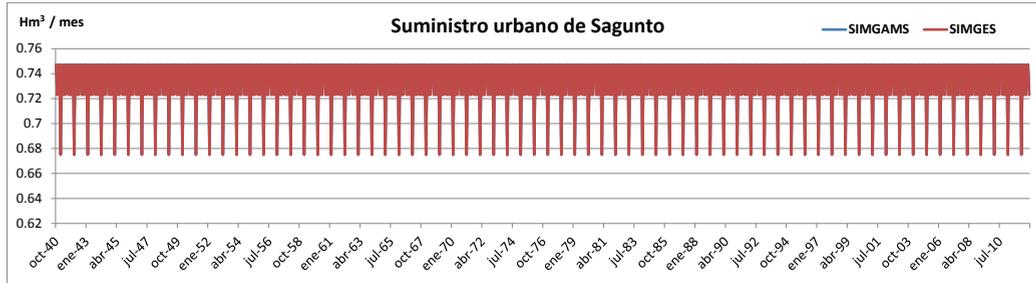


Figura 73. Suministro urbano de Sagunto. SIMGAMS vs SIMGES



Figura 74. Caudal del acuífero que recibe las filtraciones del embalse de Contreras. SIMGAMS vs SIMGES

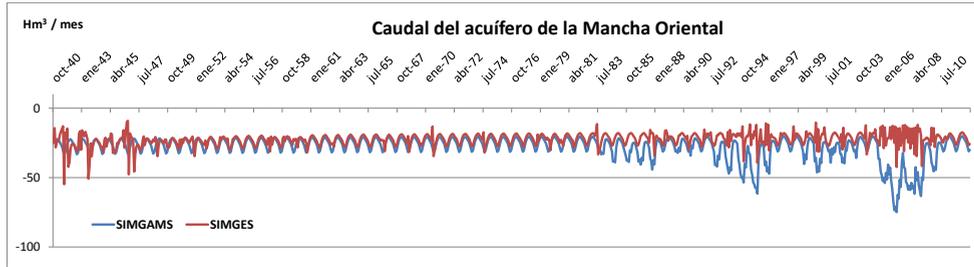


Figura 75. Caudal del acuífero de la Mancha Oriental. SIMGAMS vs SIMGES

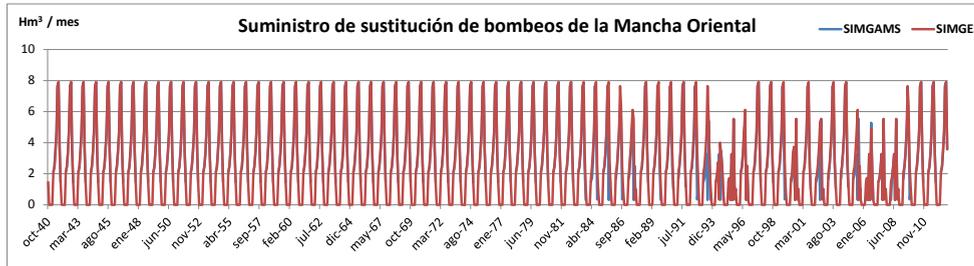


Figura 76. Suministro superficial por sustitución de bombes de la Mancha Oriental. SIMGAMS vs SIMGES

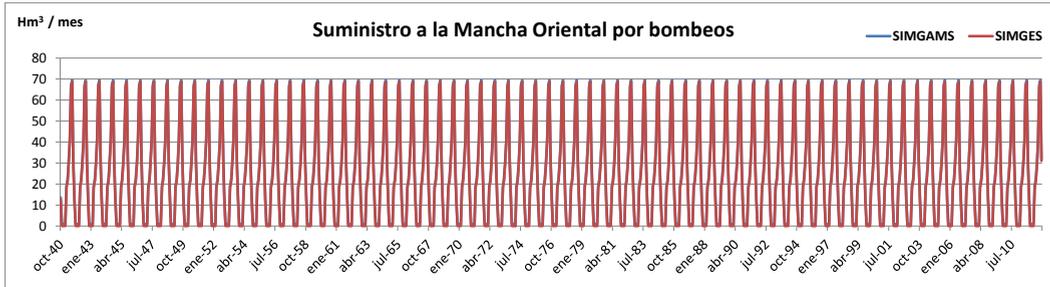


Figura 77. Suministro a la Mancha Oriental por bombeos. SIMGAMS vs SIMGES



Figura 78. Suministro a la Acequia Real del Júcar (leñosos) SIMGAMS vs SIMGES



Figura 79. Suministro a la Acequia Real del Júcar (arroz) SIMGAMS vs SIMGES

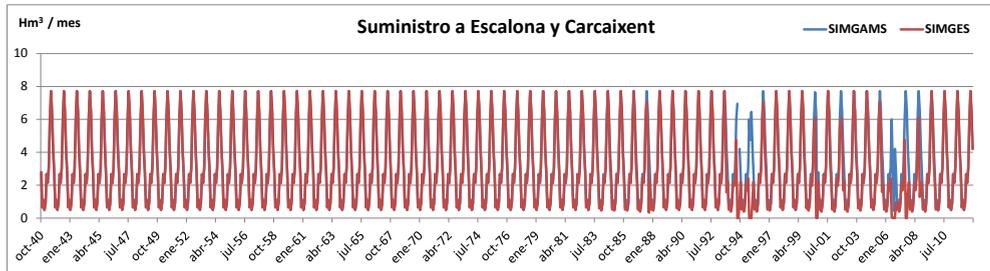


Figura 80. Suministro a la demanda de Escalona i Carcaixent. SIMGAMS vs SIMGES



Figura 81. Suministros a la Comunidad de Regantes de 4 Pueblos (leñosos). SIMGAMS vs SIMGES

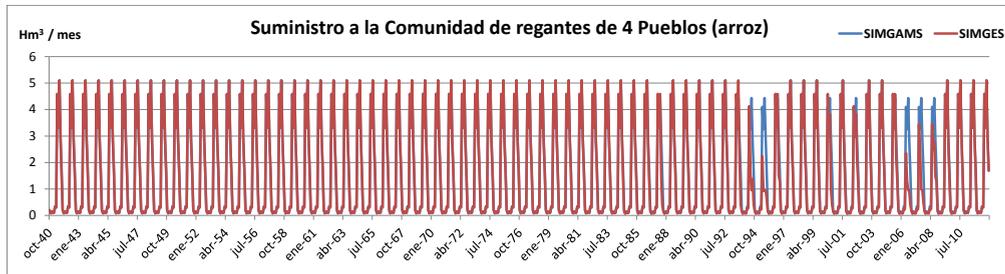


Figura 82. Suministros a la Comunidad de Regantes de 4 Pueblos (arroz). SIMGAMS vs SIMGES

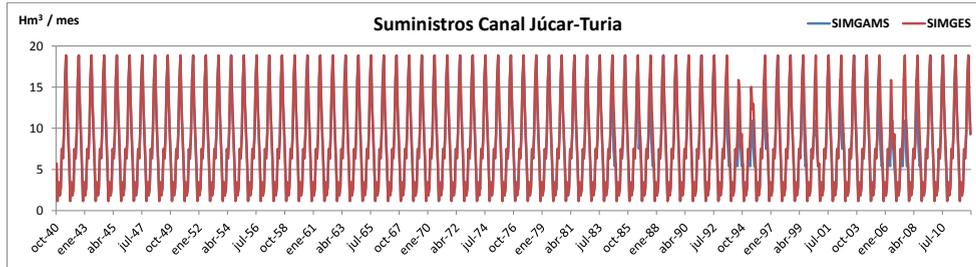


Figura 83. Suministros al Canal Júcar-Turia. SIMGAMS vs SIMGES

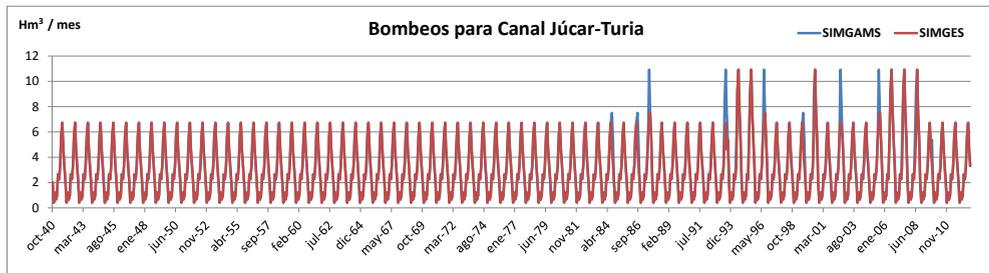


Figura 84. Bombes para el Canal Júcar-Turia. SIMGAMS vs SIMGES

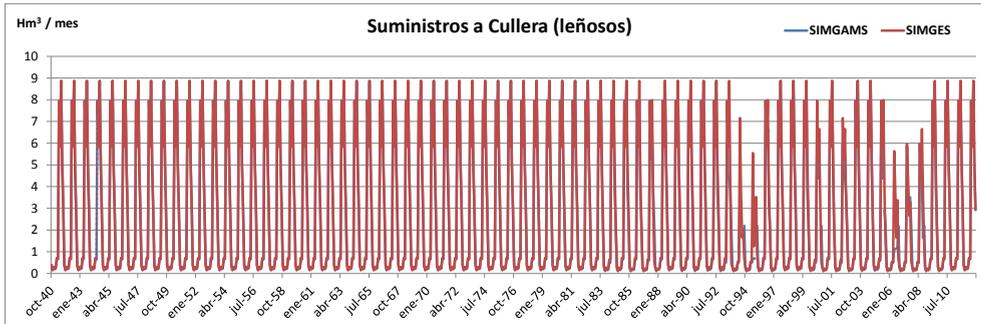


Figura 85. Suministros a la demanda de Cullera (cítricos). SIMGAMS vs SIMGES

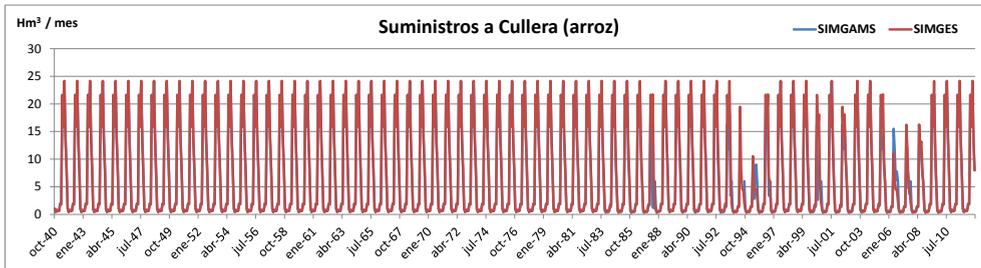


Figura 86. Suministros a la demanda de Cullera (arroz). SIMGAMS vs SIMGES

Anexo V. Resultados del análisis de riesgo del impacto económico de las sequías en la agricultura de regadío

La tabla 30 muestra los valores observados de producción y el índice de precios para cada comarca agraria desde 2000 a 2013. También se tienen los valores medios del período 2002 a 2004, período normal previo a la última sequía histórica del Júcar; y el valor mínimo y máximo durante la última sequía histórica del Júcar

Tabla 30. Valor de la producción e índice de precios de 2000 a 2013

	Mancha- Albacete		Riberas del Júcar		Canal Júcar-Turia	
	Vp (M. €)	Ip (€/ kg)	Vp (M. €)	Ip (€/ kg)	Vp (M. €)	Ip (€/ kg)
2000	310	0.45	225	0.32	106	0.34
2001	483	0.37	237	0.32	123	0.32
2002	443	0.39	215	0.30	120	0.31
2003	459	0.39	197	0.28	105	0.29
2004	462	0.38	226	0.34	141	0.38
2005	373	0.49	182	0.23	84	0.24
2006	502	0.48	187	0.24	97	0.23
2007	547	0.50	205	0.21	101	0.21
2008	474	0.47	191	0.31	104	0.31
2009	440	0.43	182	0.27	79	0.27
2010	494	0.54	173	0.25	70	0.25
2011	405	0.52	197	0.25	66	0.22
2012	431	0.54	170	0.26	65	0.30
2013	467	0.51	173	0.24	69	0.29
V. medio 2002-2004	455	0.39	212	0.31	122	0.33
V. mínimo 2005-2008	373	0.47	182	0.21	84	0.21
V. máximo 2005-2008	547	0.50	205	0.31	104	0.31

La figura 87 muestra la comparación entre el valor observado y el simulado de la variable independiente valor de la producción,

demostrándose la validez de los modelos econométricos estas simulaciones.

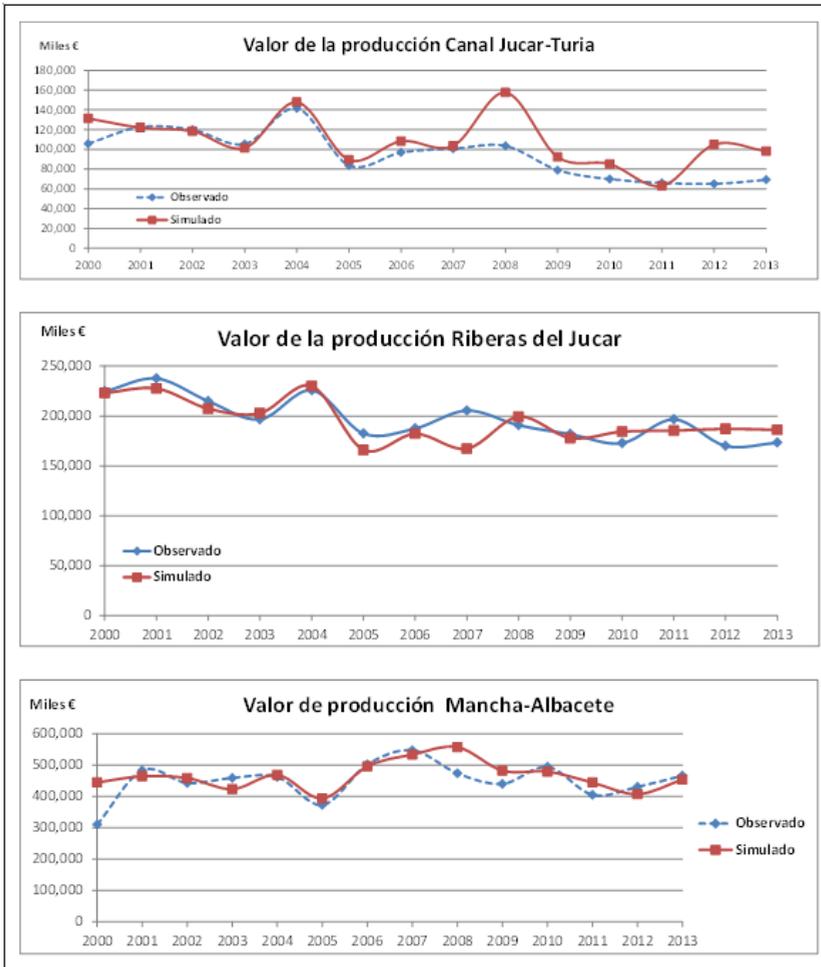


Figura 87. Comparativa del valor de la producción observados versus simulado

Figuras 88 y 89 muestran la comparación entre los cambios de volúmenes simulados y reales agregados de los embalses de Alarcón, Contreras y Tous; y del embalse de Alarcón respectivamente.

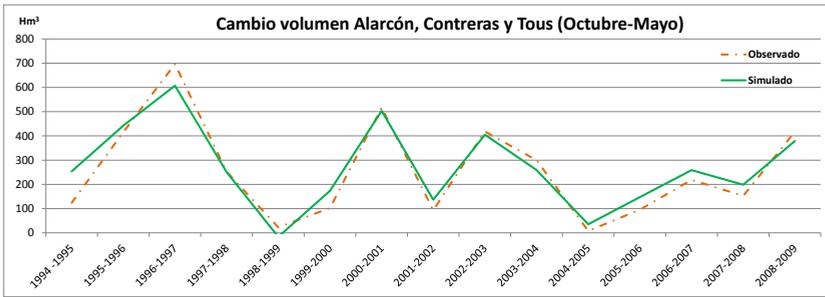


Figura 88. Cambios en los volúmenes de los embases de Alarcón, Contreras y Tous desde octubre hasta mayo

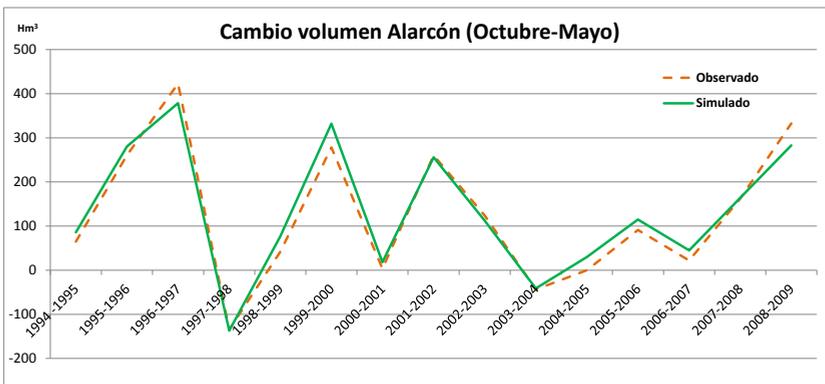


Figura 89. Cambio en el volumen del embalse de Alarcón desde octubre hasta mayo

Anexo VI. Resultados de OPTIGAMS. Mercados del agua

Las figuras 90 a 92 muestran la evolución de los volúmenes de los principales embalses del sistema Júcar, Alarcón, Contreras y Tous, desde octubre de 2040 hasta septiembre de 2050, para el escenario de cambio climático RCP 4.5.



Figura 90. Evolución del volumen del embalse de Alarcón debido al escenario de cambio climático RCP 4.5

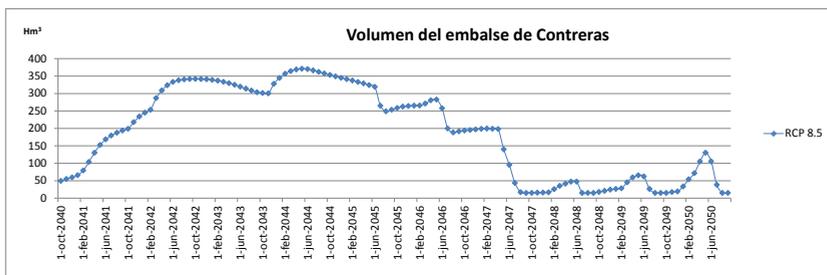


Figura 91. Evolución del volumen del embalse de Contreras debido al escenario de cambio climático RCP 4.5

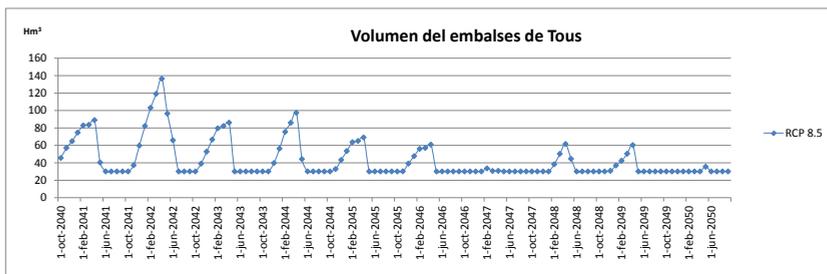


Figura 92. Evolución del volumen del embalse de Tous debido al escenario de cambio climático RCP 4.5

Las figuras 93 a 95 muestran la evolución de los volúmenes de los principales embalses del sistema Júcar, Alarcón, Contreras y Tous, desde octubre de 2040 hasta septiembre de 2050, para el escenario de cambio climático RCP 8.5.



Figura 93. Evolución del volumen del embalse de Alarcón debido al escenario de cambio climático RCP 8.5

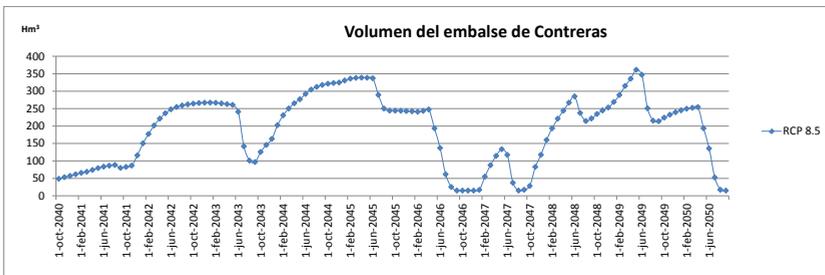


Figura 94. Evolución del volumen del embalse de Contreras debido al escenario de cambio climático RCP 8.5

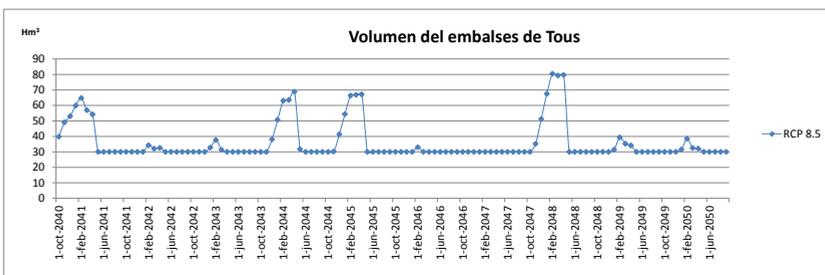


Figura 95. Evolución del volumen del embalse de Tous debido al escenario de cambio climático RCP 8.5