

**Sistema de ayuda a la decisión para la adaptación y gestión de sistemas de recursos hídricos en un contexto de alta incertidumbre.
Aplicación a la cuenca del Júcar**



Patricia Marcos García

Director: Manuel Pulido Velázquez



**UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA**

**Sistema de ayuda a la decisión para la
adaptación y gestión de sistemas de
recursos hídricos en un contexto de alta
incertidumbre.**

Aplicación a la cuenca del Júcar.

Patricia Marcos García

Director: Manuel Pulido Velázquez



**UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA**

Fotografía de portada: “*Pray for rain*” (Fintan Magee).

Reproducida con el permiso expreso de su autor.

*“Man did not weave the web of life; he is merely a strand in it.
Whatever he does to the web, he does to himself”*

*“El hombre no teje la red de la vida; sólo es una hebra más dentro de ella.
Lo que quiera que le haga a la red, se lo está haciendo a sí mismo”*

Chief Seattle

*“If there is magic on this planet, it is contained in water”
“Si hay magia en este planeta, está contenida en el agua”*

Loren Eiseley

*“The difference between what we do and what we are capable of doing would
suffice to solve most of the world's problems”
“La diferencia entre lo que hacemos y lo que somos capaces de hacer bastaría
para resolver la mayoría de los problemas del mundo”*

Mahatma Gandhi

*“If you can fill the unforgiving minute
With sixty seconds' worth of distance run
Yours is the Earth and everything that's in it”
“Si puedes llenar el minuto inexorable
Con sesenta segundos que hayan valido la pena la carrera
Tuya es la Tierra y todo lo que hay en ella”*

Rudyard Kipling (“If”)

Agradecimientos

Este documento es la parte tangible de una etapa que ha durado casi cuatro años, y que ahora toca a su fin. Quizá podría haber utilizado palabras más notorias como "cumbre" para describirlo, pero ese tiempo me ha enseñado que, como dicen los versos de Cavafis, la verdadera riqueza se halla en el camino hacia Ítaca y no en la propia isla:

*"Ten siempre a Ítaca en tu mente
Llegar allí es tu destino
Mas no apresures nunca el viaje
Mejor que dure muchos años
Y atracar, viejo ya, en la isla,
Enriquecido de cuanto ganaste en el camino
Sin aguardar a que Ítaca te enriquezca"*

Como todo viaje que se precie, el camino hacia esta Ítaca en particular no siempre ha sido llano, pero he tenido la suerte de tener a mi lado a muchas personas que me han tendido la mano para llegar hasta aquí y que merecen todo mi agradecimiento.

A mi director de tesis, Manuel Pulido Velázquez, por darme la oportunidad de emprender este trayecto, por guiar mis pasos y por toda la confianza y el apoyo que

ha depositado en mí a lo largo de estos años. Su dedicación y entusiasmo ha sido una gran motivación para llevar este trabajo a buen puerto.

I would also like to thank Dr. Casey Brown and the Hydrosystems Group of the University of Massachusetts at Amherst, for giving me the opportunity to go there as a visiting scholar for two months and sharing the interesting research lines that they are currently developing. Thanks to Manuela, Jesse and Pitcher for their friendship and for making me feel like I was home on the other shore of the Atlantic.

Al proyecto del Plan Nacional IMPADAPT (CGL2013-48424-C2-1-R) y a la ayuda FPI concedida (BES-2014-070490) por el Ministerio español de Economía, Industria y Competitividad, por haberme provisto de los fondos necesarios para realizar esta investigación. Asimismo, a todos los que habéis formado parte del proyecto, en especial a Mar Ortega Reig, Coentin Girard, Carles Sanchís Ibor, Marta García Mollá y Alberto García Prats.

A los evaluadores de esta tesis, Luis Garrote de Marcos, Samuel Sandoval y Sebastián Vicuña, por dedicarle su tiempo y por contribuir con sus comentarios a mejorar su contenido.

A todo el personal de la secretaría del DIHMA, Merche, Javier, Raquel y Rosa, por su amabilidad y por ayudarme a lidiar con todos los trámites administrativos.

A mis compañeros de aventuras y desventuras en la pecera, por su amistad, por esas conversaciones épicas de los almuerzos, en definitiva, por todos esos buenos ratos compartidos y que tanto voy a echar de menos. A Adrià, Adrián, Andrea, Antonio, Carla, Coentin, Diana, Edgar, Héctor, Jaime, Javi, Jessica, Jesús, Laura, Lili, Mar, María, Martín, Mendel, Néstor, Ricardo, Sara... Qué difícil ha sido despediros cada vez que alguno terminabais y ahora me toca el turno a mí.

A Rita, por su apoyo y por todas esas tardes que hemos pasado charlando en inglés delante de una caña. Ha sido una suerte conocerte y tenerte al lado en esta etapa. A Judit, por estar siempre ahí, a pesar del tiempo y de la distancia. Ya son casi 16 años desde aquel primer día de universidad, y los que espero que nos queden.

A José Manuel Sales Pons, mi maestro en la equitación y en tantas otras cosas de la vida. Gracias por tu amistad, por tu fe en mí, por enseñarme a querer ser un poco

mejor cada día y por ese gran ejemplo que das en todo lo que haces. Después de esta Ítaca vendrán otras, espero estar a la altura. Carpe diem.

Y por último, a mis padres y a mi hermana, por su amor incondicional, por ser mi apoyo en los incontables tropiezos que he tenido en el camino y a quienes debo todo lo que soy hoy... Podría escribir otro libro sobre todo lo que habéis hecho y seguís haciendo cada día por mí, pero no hay palabras que basten para agradecer toda una vida.

Resumen

En muchas regiones del mundo, como es el caso del área mediterránea, los retos asociados a la gestión del agua no son nuevos; sin embargo, el cambio climático podría intensificarlos hasta desencadenar una situación sin precedentes. Pese a la incertidumbre inherente al fenómeno, a menudo definida como “profunda” debido a la imposibilidad de cuantificarla adecuadamente, actualmente parece claro que la inacción no constituye una alternativa responsable a medio o largo plazo. No obstante, y aunque en los últimos años la literatura científica ha desarrollado diversas aproximaciones para el diseño de estrategias de adaptación en sistemas de recursos hídricos, a día de hoy no existe un enfoque universalmente aceptado para abordar el problema.

En general, los métodos existentes pueden incluirse en dos grupos bien diferenciados: los que se dirigen a caracterización de impactos (*top-down*) y los que optan por identificar las vulnerabilidades del sistema (*bottom-up*). Aunque tradicionalmente el enfoque *top-down* basado en los resultados de los modelos climáticos ha sido el más empleado, a día de hoy numerosos autores han señalado la relativa falta de éxito de este enfoque a efectos de la toma de decisiones. Por su parte, el enfoque *bottom-up*, en su vertiente participativa, posee la indudable ventaja de implicar a los principales actores desde las etapas más tempranas del proceso de diseño de la estrategia, lo que puede resultar de vital importancia para su efectividad. Sin em-

bargo, y en último término, este enfoque requeriría de los resultados del enfoque *top-down* para asignar probabilidades a los escenarios en los que el sistema resulta vulnerable.

Por todo ello, algunos autores han abogado por la integración de ambos enfoques como la aproximación más completa al problema, que ha sido la adoptada en la presente tesis. Para ello, en primer lugar se ha procedido a caracterizar los impactos del cambio climático en las sequías y aportaciones futuras, a través del enfoque *top-down* tradicional. Posteriormente, se ha identificado la función de respuesta del sistema frente al clima, mediante la generación de escenarios climáticos (enfoque *bottom-up*). Asimismo, se ha recurrido a un enfoque *bottom-up* participativo para que los principales actores a escala de cuenca adaptasen los escenarios socioeconómicos globales al contexto local, previesen la posible evolución del sector agrícola y definiesen potenciales medidas de adaptación. Por último, la información resultante de ambos enfoques (aportaciones futuras en el caso del enfoque *top-down* y medidas de adaptación, en el caso del enfoque *bottom-up*) se ha integrado en un modelo hidroeconómico, a fin de seleccionar el programa de medidas de adaptación más adecuado para cada escenario climático.

La metodología descrita ha sido aplicada al sistema de explotación del río Júcar, con fuerte regulación y frágil equilibrio entre los recursos disponibles y la demanda. En estas circunstancias, es previsible que el cambio climático actúe agravando los problemas existentes. De los resultados obtenidos, destaca la variabilidad espacial de los impactos en la cuenca, siendo mayor el incremento de temperatura y la disminución de la precipitación en cabecera que en la zona más próxima a la costa. Además, se observa un incremento generalizado de la intensidad, magnitud y duración de las sequías meteorológicas e hidrológicas en la cuenca. En cuanto a las medidas de adaptación identificadas, los actores mostraron su preferencia por la modernización de regadíos, los recursos no convencionales (reutilización y desalación) y la gobernanza del agua. Por último, los resultados obtenidos mediante el modelo hidroeconómico muestran que, para la mayor parte de los escenarios climáticos considerados, las medidas seleccionadas permiten reducir sustancialmente el déficit medio anual del sistema.

Summary

In many regions of the world, such as the Mediterranean area, the challenges related to water management are not new; however, climate change could act as an amplification factor and trigger an unprecedented situation. In spite of the phenomenon uncertainty (often acknowledged as "deep uncertainty" due to the impossibility of its quantification), inaction is no longer accepted as a suitable option in the mid/long term. In recent times, scientific literature has proposed several approaches to design adaptation strategies for water resources systems. However, none of them is universally regarded as the best way to tackle the problem.

In general, current methods could be classified within two different groups: impact-oriented approaches (also known as top-down approach) and vulnerability-oriented or bottom-up approaches. Although the use of top-down approaches has been traditionally preferential, in recent times many authors have pointed out their relative lack of success when it comes to decision making. On the other hand, participative bottom-up approaches have the advantage of involving the stakeholders from the early stages of the strategy development, which could be of capital importance for the strategy's success. However, the bottom-up approach would ultimately require the supplementary use of the results of a top-down approach, in order to assign probabilities to the scenarios in which the system is

vulnerable.

Because of the shortcomings of both methods, some authors have advocated their integration as the most complete approach to tackle climate change adaptation. This mixed bottom-up/top-down approach has been selected for the present thesis. In first place, the impacts of climate change on future inflows and droughts have been characterized using a traditional top-down approach. Subsequently, the response function of the system has been identified through scenario generation (bottom-up approach). In addition, the bottom-up approach has been selected to involve the main stakeholders at the basin scale, in order to adapt the global socioeconomic scenarios to the local context, to foresee the potential evolution of the agricultural sector and to define suitable adaptation measures. Finally, the information obtained through both approaches (future inflows from the top-down approach and adaptation measures from the bottom-up approach) has been integrated in a hydroeconomic model, which is able to select the most suitable program of adaptation measures for each climate scenario.

This methodology has been applied to the Jucar basin, a highly regulated basin where a frail equilibrium between the available water resources and the demands already exists. Under those considerations, climate change is expected to emphasize the current problems. According to the results, it is important to highlight the spatial variability of climate change impacts in the basin. Concretely, temperature increase and precipitation decrease would be higher in the basin headwaters than in the coastal area. In addition, both meteorological and hydrological droughts show a general increase of their intensity, magnitude and duration. In relation to adaptation measures, the stakeholders preferred the change from gravity to drip irrigation, the use of non-conventional water resources (water reuse and desalination) and measures related to water governance. Finally, the results obtained from the hydroeconomic model show that, for the majority of the considered climate scenarios, the selected measures allow to reduce significantly the average annual deficit of the system.

Resum

En moltes regions del món, com es el cas de l'àrea mediterrània, els reptes associats a la gestió de l'aigua no son nous; tot i això, el canvi climàtic podria intensificar-los fins desencadenar una situació sense precedents. A pesar de la incertesa inherent al fenomen, sovint definida com “profunda” per la impossibilitat de quantificar-la adequadament, a dia d'avui sembla clar que la inacció no constitueix una alternativa responsable a mitjà o a llarg termini. No obstant, a pesar que en els últims anys la literatura científica ha desenvolupat diverses aproximacions pel disseny d'estratègies d'adaptació en sistemes de recursos hídrics, a dia d'avui no existeix un enfocament universalment acceptat per abordar el problema.

En general, els mètodes existents poden incloure's en dos grups ben diferenciats: els que es dirigeixen a caracterització d'impactes (*top-down*) i els que opten per identificar les vulnerabilitats del sistema (*bottom-up*). Encara que tradicionalment l'enfocament *top-down*; basat en els resultats dels models climàtics ha sigut el més empleat, actualment nombrosos autors han assenyalat la relativa falta d'èxit d'aquest enfocament a l'efecte de la presa de decisions. Per la seua banda, l'enfocament *bottom-up*, en el seu vessant participatiu, posseeix l'indubtable avantatge d'implicar als principals actors des de les etapes més primerenques del procés de disseny de l'estratègia, la qual cosa pot resultar de vital importància per a

la seua efectivitat. No obstant això, i en últim terme, aquest enfocament requeriria dels resultats de l'enfocament *top-down*; per assignar probabilitats als escenaris en què el sistema resulta vulnerable.

Per tot això, alguns autors han advocat per la integració d'ambdós enfocaments com l'aproximació més completa al problema, que ha sigut l'adoptada en la present tesi. Per tal de fer-ho, en primer lloc s'ha procedit a caracteritzar els impactes del canvi climàtic en les sequeres i aportacions futures, a través de l'enfocament *top-down* tradicional. Posteriorment, s'ha identificat la funció de resposta del sistema enfront del clima, per mitjà de la generació d'escenaris climàtics (*bottom-up*). A més, s'ha recorregut a un enfocament *bottom-up* participatiu perquè els principals actors a escala de conca adaptaren els escenaris socioeconòmics globals al context local, preveren la possible evolució del sector agrícola i definiren potencials mesures d'adaptació. Finalment, la informació resultant d'ambdós enfocaments (aportacions futures en el cas de l'enfocament *top-down* i mesures d'adaptació, en el cas de l'enfocament *bottom-up* s'ha integrat en un model hidroeconòmic a fi de seleccionar el programa de mesures d'adaptació més adequat per a cada escenari climàtic.

La metodologia descrita ha sigut aplicada al sistema d'explotació del riu Xúquer, amb una forta regulació i un fràgil equilibri entre els recursos disponibles i la demanda. En aquestes circumstàncies, es previsible que el canvi climàtic augmente la gravetat dels problemes existents. Dels resultats obtinguts, destaca la variabilitat espacial dels impactes del canvi climàtic en la conca hidrogràfica, sent major l'increment de temperatura i la disminució de la precipitació en la seua capçalera respecte a la zona més pròxima a la costa. A més, s'observa un increment generalitzat en la intensitat, magnitud i duració de les sequeres meteorològiques e hidrològiques de la conca. Pel que respecta a les mesures d'adaptació identificades, els actors van mostrar la seua preferència pela governança de l'aigua. En últim lloc, els resultats obtinguts mitjançant el model hidroeconòmic indiquen que, per a la major part dels escenaris climàtics considerats, les mesures d'adaptació permeten reduir substancialment el dèficit mig anual del sistema.

Índice

Capítulo 1. Marco general	1
1.1. Introducción	1
1.2. Objetivos	3
1.3. Planteamiento y estructura	4
1.4. Referencias bibliográficas	5
Capítulo 2. Estado del arte	7
2.1. Perspectiva sobre la adaptación al cambio climático	7
2.2. Caracterización de impactos. El enfoque "top-down"	8
2.3. Caracterización de la vulnerabilidad. El enfoque "bottom-up"	9
2.4. Enfoques existentes para la adaptación en el sector del agua	10
2.4.1. Análisis de la respuesta del sistema	11
2.4.2. Identificación de alternativas	12
2.4.3. Selección de alternativas	13

2.4.4. Clasificación de metodologías.....	14
2.4.5. Enfoques mixtos "top-down"/"bottom-up".....	16
2.5. Oportunidades para la investigación y motivación.....	16
2.6. Referencias bibliográficas	18
Capítulo 3. Caso de estudio	23
3.1. Descripción general	23
3.2. Referencias bibliográficas	27
Capítulo 4. Enfoque mixto "Top-down"/"Bottom-up"	29
4.1. Introducción.....	29
4.2. Esquema general.....	30
4.3. Referencias bibliográficas	32
Capítulo 5. Factores y tendencias climáticas en el periodo histórico.	
Métodos.....	33
5.1. Introducción.....	33
5.2. Análisis de tendencias en las series temporales.....	34
5.3. Caracterización de sequías meteorológicas e hidrológicas	35
5.3.1. Índices de sequía estandarizados	35
5.3.2. Método de cálculo de la evapotranspiración potencial para el SPEI	38
5.4. Estudio de la influencia de las teleconexiones.....	43
5.4.1. Oscilación del Atlántico Norte (NAO).....	43
5.4.2. Oscilación del Mediterráneo Occidental (WeMO).....	44
5.4.3. Relación entre teleconexiones y sequías meteorológicas recientes	45
5.4.4. Relación entre el índice NAO y las sequías históricas	45
5.5. Referencias bibliográficas	46

Capítulo 6. Factores y tendencias climáticas en el periodo histórico.	
Resultados	51
6.1. Introducción.....	51
6.2. Análisis de tendencias en las series temporales.....	51
6.3. Caracterización de sequías meteorológicas e hidrológicas.....	55
6.4. Estudio de la influencia de las teleconexiones.....	57
6.4.1. Oscilación del Atlántico Norte (NAO).....	57
6.4.2. Oscilación del Mediterráneo Occidental (WeMO).....	59
6.4.3. Relación entre teleconexiones y sequías meteorológicas recientes.....	60
6.4.4. Relación entre el índice NAO y las sequías históricas.....	64
6.5. Discusión.....	66
6.6. Referencias bibliográficas.....	67
Capítulo 7. Impactos del cambio climático. Enfoque "Top-down".	
Métodos	69
7.1. Introducción.....	69
7.2. Esquema general.....	70
7.3. Selección de proyecciones de cambio climático y reescalado local.....	71
7.3.1. Selección de combinaciones de modelos de cambio climático.....	71
7.3.2. Corrección del sesgo de las variables climáticas.....	73
7.4. Modelización hidrológica.....	74
7.4.1. Modelo de Témez.....	74
7.4.2. Modelo GR2M.....	76
7.4.3. Modelo HBV-light.....	77
7.5. Análisis de sequías en un contexto de cambio climático.....	77
7.5.1. Índices estandarizados relativos.....	78
7.5.2. Evaluación de la incertidumbre y la estacionariedad de los parámetros.....	80

7.6. Referencias bibliográficas	80
---------------------------------------	----

Capítulo 8. Impactos del cambio climático. Enfoque "Top-down".

Resultados.....	85
8.1. Introducción.....	85
8.2. Escenarios futuros de precipitación y temperatura	85
8.3. Bondad de ajuste de los modelos hidrológicos.....	87
8.4. Aportaciones futuras.....	89
8.5. Incertidumbre asociada a la modelización hidrológica.....	91
8.6. Análisis de sequías en un contexto de cambio climático.....	93
8.6.1. Índices estandarizados relativos	93
8.6.2. Evaluación de la incertidumbre y la estacionariedad de los parámetros	96
8.7. Discusión	99
8.8. Referencias bibliográficas	102

Capítulo 9. Función de respuesta climática del sistema.

Métodos.....	105
9.1. Introducción.....	105
9.2. Esquema general.....	106
9.3. Implementación y calibración de un modelo de gestión del agua	106
9.4. Identificación de criterios de fallo	108
9.5. Generación de series sintéticas de aportaciones	109
9.6. Simulación del comportamiento del sistema para las series sintéticas	111
9.7. Asignación de variables climáticas a las series sintéticas de aportaciones.	111
9.8. Análisis del desfase temporal entre inicio de la sequía y fallo del sistema	112
9.9. Implementación y calibración de un modelo de regresión logística (LR)..	113
9.10. Validación del modelo LR mediante series de cambio climático.....	114

9.11. Referencias bibliográficas	116
Capítulo 10. Función de respuesta climática del sistema.	
Resultados.....	119
10.1. Introducción.....	119
10.2. Calibración del modelo de gestión de recursos hídricos.....	119
10.3. Validación de las series sintéticas de aportaciones.....	120
10.4. Desfase temporal entre sequía y fallo del sistema	122
10.5. Comportamiento del sistema para las series sintéticas de aportaciones	124
10.6. Bondad de ajuste del modelo de regresión logística (LR)	125
10.7. Capacidad predictiva del modelo LR (validación)	127
10.8. Discusión	131
10.9. Referencias bibliográficas	133
Capítulo 11. Escenarios socioeconómicos y medidas de adaptación.	
Enfoque "Bottom-up". Métodos	135
11.1. Introducción.....	135
11.2. Esquema general.....	136
11.3. Escenarios socioeconómicos	137
11.4. Entrevistas con expertos y talleres participativos. Sector agrícola	138
11.4.1. Entrevistas con expertos	139
11.4.2. Diseño de narrativas.....	139
11.4.3. Talleres participativos con integrantes del sector agrícola local.....	139
11.5. Análisis de medidas de adaptación a escala de cuenca.....	141
11.6. Referencias bibliográficas	142

Capítulo 12. Escenarios socioeconómicos y medidas de adaptación.	
Enfoque "Bottom-up". Resultados	145
12.1. Introducción	145
12.2. Tendencias futuras del sector agrícola	145
12.2.1. Combinación SSP5xRCP 8.5 (liberalismo)	145
12.2.2. Combinación SSP3xRCP 8.5 (proteccionismo)	146
12.3. Potenciales medidas de adaptación	147
12.3.1. Medidas relativas a la oferta (disponibilidad del recurso)	147
12.3.2. Medidas que afectan a la demanda	148
12.3.3. Otras medidas	149
12.3.4. Evaluación de las medidas a escala de cuenca	150
12.4. Discusión	154
12.5. Referencias bibliográficas	154
Capítulo 13. Selección de medidas de adaptación. Modelo hidroeconómico. Métodos	155
13.1. Introducción	155
13.2. Caracterización de medidas de adaptación	156
13.2.1. Modernización de regadíos	156
13.2.2. Desalación	160
13.2.3. Reutilización	162
13.2.4. Pozos de sequía y rebombes	166
13.2.5. Sustitución de bombeos	167
13.3. Inclusión de medidas de adaptación en el modelo de gestión	168
13.4. Referencias bibliográficas	172

Capítulo 14. Selección de medidas de adaptación. Modelo hidroeconómico. Resultados	177
14.1. Introducción.....	177
14.2. Escenario sin medidas	177
14.3. Activación de medidas de adaptación.....	178
14.3.1. Modernización de regadíos	178
14.3.2. Desalación.....	183
14.3.3. Reutilización.....	184
14.3.4. Rebombeos	186
14.4. Déficit en los escenarios con y sin medidas	187
14.5. Cálculo del coste del programa de medidas	188
14.6. Relación entre condiciones climáticas y coste del programa de medidas ..	191
14.7. Relación entre coste y eficacia del programa de medidas	194
14.8. Discusión	197
14.9. Referencias bibliográficas	199
 Capítulo 15. Conclusiones y líneas futuras de investigación	 201
15.1. Conclusiones.....	201
15.2. Líneas futuras de investigación	203
15.3. Referencias bibliográficas	204
 Anexo I. Divulgación de resultados	 205
Participación en congresos.....	205
Artículos en revistas de investigación.....	207
Capítulos de libros	207
Publicaciones relacionadas	207
Publicaciones pendientes	208

Publicaciones en elaboración	208
Anexo II. Derechos de autor	209
Reproducción parcial del contenido de artículos publicados	209

Índice de figuras

Figura 1.1. Disminución del espacio de la adaptación debido a barreras	2
Figura 2.1. Esquema de clasificación de marcos metodológicos para adaptación. 15	
Figura 3.1. Demarcaciones hidrográficas intercomunitarias	24
Figura 3.2. Principales subcuencas, embalses y Unidades de Demanda Agraria (UDAs) y Urbana (UDUs) en la cuenca del Júcar.....	25
Figura 4.1. Enfoque mixto “top-down”/”bottom-up”. Esquema general.....	31
Figura 5.1. Test de autocorrelación de Anderson para la aportación anual. Subcuenca de Contreras.....	36
Figura 5.2. Estaciones SIAR consideradas en el sistema Júcar	39
Figura 5.3. Variación del coeficiente corrector “k” con la temperatura media durante los meses de invierno	40
Figura 5.4. ETP estimada (mm) usando el método de Penman-Monteith y el método de Thorntwaite modificado (Ec. 5.1) en dos zonas climáticas	41
Figura 5.5. ETP estimada (mm) usando el método de Penman-Monteith y el método de Thorntwaite modificado (Ec. 5.3) en dos zonas climáticas	42

Figura 6.1. Gráficos MASH de media móvil de precipitación (mm).....	52
Figura 6.2. Gráficos MASH de media móvil de temperatura (°C).....	53
Figura 6.3. Gráficos MASH de media móvil de caudal (m ³ /s)	54
Figura 6.4. SPI12 y SPEI12 en la subcuenca de Contreras (1971-2000).....	55
Figura 6.5. Relación entre el SPEI y los índices NAO y WeMO para el periodo 1950-2016.....	61
Figura 6.6. Espectro de potencias “cross-wavelet” para el par SPEI/NAO en el Júcar.....	62
Figura 6.7. Potencia media del análisis “cross-wavelet” para el par SPEI/NAO en el Júcar.....	62
Figura 6.8. Espectro de potencias “cross-wavelet” para el par SPEI/WeMO en el Júcar.....	63
Figura 6.9. Potencia media del análisis “cross-wavelet” para el par SPEI/WeMO en el Júcar.....	63
Figura 6.10. Espectro de potencias “cross-wavelet” para el par precipitación/NAO invernal en la cabecera del Cabriel.....	64
Figura 7.1. Enfoque “top-down” para análisis de impactos del cambio climático	70
Figura 7.2. Comparativa entre la precipitación observada en el periodo de control y la generada por los modelos climáticos. Subcuenca de Contreras ..	72
Figura 7.3. Comparativa entre la temperatura observada en el periodo de control y la generada por los modelos climáticos. Subcuenca de Contreras	73
Figura 7.4. Esquema del modelo de Témex con dos ramas de descarga	75
Figura 7.5. SPI12 para la serie histórica y el escenario RCP 8.5 a medio plazo (MP).....	78
Figura 7.6. rSPI12 en el escenario RCP 8.5 a medio plazo (MP)	79
Figura 8.1. Comparativa entre la precipitación y la temperatura en el periodo 1971-2000 y en los escenarios RCP 4.5 a corto (CP) y medio plazo (MP) en la cuenca alta	86

Figura 8.2. Comparativa entre la precipitación y la temperatura en el periodo 1971-2000 y en los escenarios RCP 4.5 a corto (CP) y medio plazo (MP) en la cuenca media	87
Figura 8.3. Comparativa entre la precipitación y la temperatura en el periodo 1971-2000 y en los escenarios RCP 4.5 a corto (CP) y medio plazo (MP) en la cuenca baja	87
Figura 8.4. Porcentaje de reducción de la aportación anual a corto plazo (2011-40) respecto de la media histórica (1940/41-2008/09)	89
Figura 8.5. Porcentaje de reducción de la aportación anual a medio plazo (2041-70) respecto de la media histórica (1940/41-2008/09)	90
Figura 8.6. Porcentaje de reducción de las aportaciones mensuales a medio plazo (2041-2070)	91
Figura 8.7. Reducción de aportaciones al embalse de Alarcón	92
Figura 8.8. Reducción de aportaciones al embalse de Contreras	93
Figura 8.9. Magnitud media de las sequías meteorológicas (rSPI) a corto (ST) y medio plazo (MT).....	94
Figura 8.10. Evolución del rSPI y el rSPEI en Contreras. RCP 8.5 medio plazo..	95
Figura 8.11. Magnitud media de las sequías meteorológicas (rSPEI) a corto (ST) y medio plazo (MT).....	95
Figura 8.12. Magnitud media de las sequías hidrológicas (rSSI) a corto (ST) y medio plazo (MT).....	96
Figura 8.13. Comparativa entre el OVL medio de los parámetros de la distribución del SPEI en los distintos escenarios	97
Figura 8.14. Distribución espacial del OVL para los distintos escenarios	98
Figura 9.1. Esquema general para la definición de la Función de Respuesta Climática del sistema	106
Figura 9.2. Esquema de gestión del sistema de recursos hídricos	108
Figura 9.3. Esquema del algoritmo “Simulated Annealing”	110

Figura 9.4. Procedimiento para vincular la precipitación (P) y la temperatura (T) a las aportaciones (Q).....	112
Figura 9.5. Enfoque “top-down” para caracterizar el comportamiento del sistema en un contexto de cambio climático	115
Figura 10.1. Bondad de ajuste del modelo de gestión de recursos hídricos.....	120
Figura 10.2. Media y desviación típica mensual de la serie observada y de la sintética	121
Figura 10.3. Autocorrelación temporal entre la serie observada y la sintética (Alarcón) y correlación espacial entre las series sintéticas de Alarcón y Contreras	122
Figura 10.4. Evolución del SPEI, SSI y fallos del sistema	123
Figura 10.5. Comportamiento del sistema en función de la media anual de P, T y Q en los 3 años precedentes	124
Figura 10.6. Franjas de calibración GiViTI	126
Figura 10.7. Gráfico 3D sobre la relación entre P, T y probabilidad de fallo para los modelos calibrados	126
Figura 10.8. Gráfico 2D sobre la relación entre P, T y probabilidad de fallo en el modelo “3 años”	127
Figura 10.9. Precipitación y temperatura anual (2011-2070). RCPs 4.5 y 8.5	128
Figura 10.10. Franja de calibración GiViTI para los datos de ENSEMBLE.....	130
Figura 10.11. Mapa de curvas de nivel de probabilidad (modelo “3 años”) y salidas de los modelos climáticos	130
Figura 10.12. Mapa de curvas de nivel de probabilidad (modelo “4 años”) y salidas de los modelos climáticos	131
Figura 11.1. Enfoque “top-down” para analizar los impactos del cambio climático sobre las aportaciones y sequías	136
Figura 11.2. Desafíos mitigación/adaptación de los SSPs	137
Figura 12.1. Evaluación cuantitativa de medidas de adaptación	150

Figura 12.2. Potenciales barreras respecto a la modernización de regadíos	151
Figura 12.3. Potenciales barreras respecto a la reutilización	151
Figura 12.4. Potenciales barreras respecto a la desalación	152
Figura 12.5. Potenciales barreras respecto a los trasvases	152
Figura 12.6. Potenciales barreras respecto a los mercados del agua.....	153
Figura 12.7. Potenciales barreras respecto a los precios del agua	153
Figura 12.8. Potenciales barreras respecto a la gobernanza del agua	154
Figura 13.1. Esquema simplificado de la EDAR de Pinedo en la actualidad	163
Figura 13.2. Modelo de gestión del sistema modificado para incluir medidas....	169
Figura 14.1. Déficit medio anual en el escenario base (sin medidas)	178
Figura 14.2. Activación de la modernización (escenario RCP 4.5 corto plazo) .	179
Figura 14.3. Activación de la modernización (escenario RCP 8.5 corto plazo) .	180
Figura 14.4. Activación de la modernización (escenario RCP 4.5 medio plazo)	181
Figura 14.5. Activación de la modernización (escenario RCP 8.5 medio plazo)	182
Figura 14.6. Volumen medio anual de agua ahorrada para cada escenario	183
Figura 14.7. Volumen medio anual de agua desalada para cada escenario	184
Figura 14.8. Volumen medio anual de agua reutilizada para cada escenario	185
Figura 14.9. Volumen medio anual de agua rebombada para cada escenario ...	186
Figura 14.10. Déficit medio anual en los escenarios sin medidas (rojo) y con medidas (verde)	187
Figura 14.11. Coste de los programas de medidas (millones de €) para cada uno de los escenarios considerados	189
Figura 14.12. Volumen medio anual adicional debido a las medidas. RCP 4.5 a corto plazo	190
Figura 14.13. Volumen medio anual adicional debido a las medidas. RCP 8.5 a corto plazo	190

Figura 14.14. Volumen medio anual adicional debido a las medidas. RCP 4.5 a medio plazo	191
Figura 14.15. Volumen medio anual adicional debido a las medidas. RCP 8.5 a medio plazo	191
Figura 14.16. Relación entre precipitación, temperatura y coste. RCP 4.5 a corto plazo	192
Figura 14.17. Relación entre precipitación, temperatura y coste. RCP 8.5 a corto plazo	192
Figura 14.18. Relación entre precipitación, temperatura y coste. RCP 4.5 a medio plazo	193
Figura 14.19. Relación entre precipitación, temperatura y coste. RCP 8.5 a medio plazo	193
Figura 14.20. RCP 4.5 a corto plazo. Déficit evitado respecto al escenario sin medidas y coste	196
Figura 14.21. RCP 4.5 a medio plazo. Déficit evitado respecto al escenario sin medidas y coste	196
Figura 14.22. RCP 8.5 a corto plazo. Déficit evitado respecto al escenario sin medidas y coste	197
Figura 14.23. RCP 8.5 a medio plazo. Déficit evitado respecto al escenario sin medidas y coste	197

Índice de tablas

Tabla 5.1. Categorías de sequía según los valores del SPI	37
Tabla 6.1. Análisis de sequías meteorológicas (SPI12) entre 1971 y 2000	56
Tabla 6.2. Análisis de sequías hidrológicas (SSI12) entre 1971 y 2000	57
Tabla 6.3. Correlación en los meses invernales entre el índice NAO y la precipitación.....	58
Tabla 6.4. Correlación en los meses invernales entre el índice NAO y la temperatura	58
Tabla 6.5. Correlación mensual entre el índice WeMO y la precipitación	59
Tabla 6.6. Correlación mensual entre el índice WeMO y la temperatura.....	60
Tabla 6.7. Correlación mensual entre los índices SPEI, NAO y WeMO.....	60
Tabla 6.8. Comparativa entre SPEI, NAO y sequías documentadas en CEDEX (2013).....	65
Tabla 6.9. Reducción de las aportaciones en la DHJ (hm ³ /año) en el periodo histórico	66

Tabla 7.1. Combinaciones de modelos climáticos globales (MCGs) y regionales (MCRs)	71
Tabla 7.2. Coeficientes de bondad de ajuste del modelo de Temez para las distintas subcuencas	76
Tabla 8.1. Bondad de ajuste de los modelos hidrológicos	88
Tabla 9.1. Coeficiente de correlación entre precipitación (mm) y aportación mensual (hm^3)	111
Tabla 10.1. Parámetros y bondad de ajuste de los modelos LR.....	125
Tabla 10.2. Bondad de ajuste de los modelos LR para las series de validación .	129
Tabla 11.1. Principales medidas de adaptación analizadas a escala de cuenca...	141
Tabla 13.1. Superficie concesional y demanda bruta para distintos horizontes temporales	159
Tabla 13.2. Tarifas y costes medios del riego por goteo (€/m^3).....	159
Tabla 13.3. Distribución mensual del volumen de agua procedente de la EDAR de Pinedo potencialmente reutilizable para riego	164
Tabla 13.4. Costes de explotación por proceso de tratamiento (€/m^3).....	165
Tabla 13.5. Cuotas vigentes EDAR Pinedo I y II en €/m^3 (sin IVA).....	165
Tabla 13.6. Capacidad de bombeo de los pozos de sequía, volumen máximo bombeado en la sequía 2005/08 y volúmenes máximos a autorizar según escenario de sequía.....	166
Tabla 13.7. Capacidad de bombeo, volumen máximo rebombeado en la sequía 2005/08 y volúmenes máximos a autorizar para cada escenario de sequía.....	167
Tabla 14.1. Coste de las actuaciones consideradas (millones de €) a precio constante del año base.....	188
Tabla 14.2. Coste de las actuaciones de modernización consideradas (millones de €) en cada UDA.....	189

Tabla 14.3. Aportación media anual (hm³) en la cuenca del Júcar por modelo y escenario..... 194

Capítulo 1

Marco general

1.1. Introducción.

La adaptación al cambio climático implica cambiar y ajustar determinados comportamientos en el presente, así como desarrollar estrategias para abordar los impactos previstos a corto, medio y largo plazo. En el contexto de la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), el pilar de adaptación ha ido ganando progresivamente una mayor relevancia, estableciéndose en el Acuerdo de París un objetivo global para mejorar la capacidad adaptativa, reforzar la resiliencia y reducir la vulnerabilidad frente al cambio climático.

Sin embargo, es necesario tener en cuenta que la adopción de estrategias de adaptación no va a ser capaz de paliar todos los efectos derivados del cambio climático, puesto que va a existir una serie de factores que van a limitar la formulación de estas estrategias (Figura 1.1). En esta figura, el círculo exterior representaría las necesidades de adaptación (es decir, las acciones a adoptar para evitar cualquier consecuencia negativa del cambio climático). Estas necesidades pueden reducirse si se limita la magnitud del cambio climático mediante políticas de mitigación efectivas. El segundo círculo representaría el grupo de medidas de adaptación posibles

considerando las barreras técnicas y físicas existentes (este círculo podría aumentar a través de la investigación y el desarrollo). Por tanto, el área entre el primer y segundo círculo correspondería a los “impactos inevitables”. El tercer círculo se correspondería con las medidas de adaptación deseables, considerando que los recursos son limitados y que hay que priorizar su asignación. Este círculo podría expandirse a través del crecimiento económico (que podría aumentar la financiación de medidas). Por último, el círculo interior representa lo que se hará en realidad, teniendo en cuenta que existen barreras prácticas, políticas o institucionales que imposibilitan la implementación de algunas de las acciones deseables (Chambwera et al., 2014).



Fuente: Adaptado de Chambwera et al. (2014)

Figura 1.1. Disminución del espacio de la adaptación debido a barreras

Por tanto, la formulación de políticas de adaptación es compleja y se encuentra sometida a numerosos retos. Así, en el caso de los sistemas de recursos hídricos, cabe destacar la complejidad e impredecibilidad de los impactos del cambio climático en el sector del agua, el carácter no lineal y caótico de algunos de estos impactos (como la ocurrencia de eventos extremos), la combinación con otros factores de

estrés (como incremento de la población, competencia por los recursos financieros y conflictos respecto a las asignaciones del agua y prioridades y, por último, que las estrategias de adaptación podrían ser beneficiosas para atajar algunas de las consecuencias del fenómeno pero inadecuadas o incluso perniciosas respecto a otras (Gleick, 2011; Marcos-García & Pulido-Velázquez, 2018). En este sentido, un posible esquema es el propuesto por Iglesias et al. (2018), compuesto por varias etapas: 1) identificación del riesgo de escasez de recursos hídricos; 2) definición de los objetivos del plan de adaptación; 3) selección de un portafolio de medidas; 4) superación de barreras para la implementación y; 5) análisis de alternativas.

Como se puede constatar, la incorporación cuantitativa del cambio climático a la planificación y gestión de recursos hídricos requiere desarrollar un amplio rango de capacidades, que se ha pretendido abordar en el desarrollo de la presente tesis.

1.2. Objetivos.

El principal objetivo de esta investigación es diseñar una metodología para integrar la caracterización de impactos (enfoque *top-down*) con el análisis de las vulnerabilidades y capacidad de respuesta del sistema (enfoque *bottom-up*), a fin de identificar las opciones de adaptación más adecuadas a escala de cuenca. Para ello, se plantean una serie de objetivos específicos, que se exponen a continuación:

- **Objetivo 1:** estudiar las tendencias de las variables precipitación, temperatura y caudal, así como la incidencia de sequías meteorológicas e hidrológicas durante el periodo de referencia. Además, se pretende analizar la variabilidad que introducen los patrones de teleconexión en el clima.
- **Objetivo 2:** caracterizar adecuadamente los impactos del cambio climático aplicando un enfoque *top-down*, especialmente en lo que se refiere a disminución de aportaciones y episodios de sequía.
- **Objetivo 3:** definir la función de respuesta del sistema frente al clima, utilizando técnicas de generación de escenarios (enfoque *bottom-up*).
- **Objetivo 4:** implicar a los principales actores a escala de cuenca mediante procesos participativos, para identificar posibles medidas de adaptación (enfoque *bottom-up*).

- **Objetivo 5:** integrar las medidas de adaptación identificadas en el objetivo anterior y los escenarios climáticos resultantes del enfoque *top-down* mediante un modelo hidroeconómico, capaz de seleccionar el programa de medidas más adecuado para cada escenario en relación a su coste-eficacia.

El caso de estudio seleccionado es el Sistema de Explotación del río Júcar, una cuenca mediterránea altamente regulada donde ya existe un frágil equilibrio entre la disponibilidad de recursos y la demanda (suponiendo la agricultura más del 80% de la misma). La escasez de agua, la hidrología irregular y la sobreexplotación de los recursos subterráneos de la cuenca hacen que las sequías sean un fenómeno recurrente, con importantes consecuencias económicas, sociales y medioambientales que podrían verse exacerbadas en un contexto de cambio climático.

1.3. Planteamiento y estructura.

Tras esta introducción general, el Capítulo 2 describe el estado del arte actual en relación al desarrollo de estrategias de adaptación al cambio climático en sistemas de recursos hídricos. Para ello, en primer lugar se analizan los dos enfoques predominantes (*top-down* y *bottom-up*) y a continuación se realiza una breve descripción de los marcos metodológicos más novedosos que han surgido en los últimos años, entre los que se destaca la integración de ambos enfoques. Por último, se analizan las principales oportunidades para la investigación relativas a la formulación de estrategias de adaptación.

Aunque la metodología que se va a desarrollar en los capítulos siguientes es aplicable a cualquier sistema de recursos hídricos, en el Capítulo 3 se detallan las principales características del caso de estudio al que se va a aplicar, puesto que se considera importante para comprender la variabilidad espacial de los impactos o la selección de determinados patrones de teleconexión para su estudio.

En el Capítulo 4, se describe la metodología general propuesta en la tesis para desarrollar un enfoque mixto *top-down/bottom-up*. En los capítulos siguientes, se alterna la descripción de los métodos seleccionados (Capítulos 5, 7, 9, 11 y 13) con su aplicación al caso de estudio (Capítulos 6, 8, 10, 12 y 14). La elección de esta estructura pretende favorecer la coherencia del conjunto y facilitar la lectura del texto. Así, en el Capítulo 5 se plantea la metodología para el estudio de las tenden-

cias climáticas durante el periodo de control, el análisis de las sequías históricas y su relación con los patrones de teleconexión, mientras que en el Capítulo 6 se presentan los resultados obtenidos de este análisis en la cuenca. Por su parte, en el Capítulo 7 se desarrolla un enfoque *top-down* tradicional para el análisis de impactos, que incluye la selección de combinaciones de modelos climáticos globales y regionales, la corrección del sesgo de las variables, la utilización de un modelo hidrológico precipitación-escorrentía para la obtención de aportaciones futuras y el análisis de sequías, para lo que se propone el uso de índices relativos estandarizados. Los resultados del Capítulo 7 se muestran en el Capítulo 8. En el Capítulo 9, se propone una metodología para caracterizar la función de respuesta climática de sistemas fuertemente regulados. Concretamente, se trata de un modelo de regresión logística que relaciona las condiciones climáticas antecedentes con la imposibilidad de atender todas las demandas del sistema. Estos resultados se exponen en el Capítulo 10. A continuación, en el Capítulo 11 se describen los métodos participativos mediante los que se ha implicado a los actores, a efectos de identificar medidas de adaptación (la aplicación concreta al caso de estudio se muestra en el Capítulo 12). Por último, en el Capítulo 13 se detalla el desarrollo de un modelo hidroeconómico para la selección de medidas de adaptación adecuadas a los distintos escenarios climáticos obtenidos del enfoque *top-down*, cuyos resultados se presentan en el Capítulo 14. Finalmente, el Capítulo 15 recoge las conclusiones y las líneas de investigación futuras.

A fin de facilitar la comprensión del trabajo desarrollado en el transcurso de esta tesis, algunas de las publicaciones realizadas se han combinado y reorganizado en el presente texto, de acuerdo con los coautores de las mismas. En este sentido, partes de los artículos originales se incorporan directamente al texto, de acuerdo con las condiciones relativas a derechos de autor de las revistas (que se exponen en el Anexo II). Por último, es preciso señalar que los capítulos contienen material adicional al publicado hasta la fecha.

1.4. Referencias bibliográficas

Buurman J, Babovic V. (2016). Adaptation Pathways and Real Options Analysis: An approach to deep uncertainty in climate change adaptation policies. *Policy and Society*; 35 137–150.

DWR. (2006). Progress on incorporating climate change into management of California's water resources. Technical memorandum report.

European Commission. (2009). River basin management in a changing climate. Guidance document No 24 in Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC).

Girard C, Pulido-Velazquez M, Rinaudo JD *et al.* Integrating top-down and bottom-up approaches to design global change adaptation at the river basin scale. *Global Environmental Change* 2015; 34, 132-146.

Gleick, P.H. (2011). Water planning and management under climate change. *J. Contemp. Water Res. Educ.*; 112: 1-5

Gober, P., Kirkwood, C.W., Balling Jr., R.C., Ellis, A.W., Dietrick, S. (2010) Water planning under climatic uncertainty in Phoenix: why we need a new paradigm. *Ann. Assoc. Am. Geogr.*, 100(2), 356-372, doi:10.1080/00045601003595420.

Marcos-García P, 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 35-52.

MARM. (2008). Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica. BOE nº. 229, 22 de septiembre de 2008, 38472-38582

MIMAM. (2000). Libro Blanco del Agua en España (LBAE). Madrid. 637 pp.

NWC. (2012). Water policy and climate change in Australia. National Water Commission, Canberra.

Olcina Cantos J. (2014). Evaluación del primer ciclo de planificación. Riesgos climáticos y cambio climático. Observatorio de las Políticas del Agua (OPPA), Fundación Nueva Cultura del Agua. 17 pp.

White, D.D., Corley, E.A., White, M.S. (2008). Water managers' perceptions of the science-policy interface in Phoenix, Arizona: implications for an emerging boundary organization. *Society and Natural Resources*; 21(3): 230-43.

WUCA. (2010). Decision support planning methods: incorporating climate change uncertainties into water planning.

Capítulo 2

Estado del arte

2.1. Perspectiva sobre la adaptación al cambio climático.

En términos generales, existen dos enfoques principales a efectos del diseño de programas de adaptación a escala de cuenca: el enfoque *top-down* o de arriba hacia abajo (orientado a impactos) y el enfoque *bottom-up* o de abajo hacia arriba (orientado al estudio de la vulnerabilidad y capacidad de adaptación local). El enfoque *top-down* tradicional se basa en una cadena de modelos, que comienza con un Modelo Climático Global (MCG), que posteriormente se particulariza a escala regional mediante un Modelo Climático Regional (MCR). A continuación, se corrige el sesgo de los resultados del MCR, que de este modo podrían emplearse como datos de entrada de un modelo hidrológico. Por el contrario, el enfoque *bottom-up* se basa principalmente en las respuestas de los actores locales frente a los desafíos del cambio global. En las Secciones 2.2 y 2.3 se realiza una breve revisión sobre ambos enfoques.

Sin embargo, actualmente está ganando terreno un enfoque mixto, que combina los modelos típicamente asociados al enfoque *top-down* con el enfoque *bottom-up*, a la hora de considerar estrategias o acciones de adaptación. De este modo, se puede

estructurar el análisis en torno a objetivos y umbrales que son importantes para el contexto específico en que se desenvuelve la adaptación (Bowyer et al., 2014). Puesto que éste ha sido el enfoque seleccionado en la presente tesis, en la Sección 2.4 se realiza una revisión detallada de las metodologías utilizadas en los últimos años para adaptar la gestión del agua frente al cambio climático.

2.2. Caracterización de impactos. El enfoque *top-down*.

El enfoque *top-down* posee varios rasgos característicos: 1) es un enfoque orientado a impactos (puesto que está diseñado para representar los principales procesos que originan el peligro y sus potenciales consecuencias); 2) se basa en una cadena de modelos y; 3) se mueve desde la escala global a la escala local.

En el caso particular de un sistema de recursos hídricos, el enfoque tradicional clásico comenzaría con una serie de escenarios de cambio climático a escala global, que se introducirían en un Modelo Climático Global (MCG). Sin embargo, la resolución espacial de los resultados de estos modelos no es adecuada para estudios a escala regional o local, por lo que es preciso realizar un proceso de regionalización o de reducción de escala (*downscaling*). A estos efectos, existen dos procedimientos principales: *downscaling* estadístico, que relaciona cuantitativamente las variables atmosféricas (predictores) con las variables locales, y *downscaling* dinámico, que utiliza modelos climáticos de mayor resolución (Modelos Climáticos Regionales, MCRs). Una vez que se dispone de los datos climáticos a escala regional, es necesario corregir el sesgo de las variables (diferencia entre el valor simulado y el observado para un determinado periodo temporal conocido como periodo de control). Aunque existen diversas técnicas de corrección del sesgo (Teutschbein & Seibert, 2012), todas presentan una serie de limitaciones: asumen que los modelos climáticos son capaces de representar adecuadamente los procesos físicos subyacentes y consideran que el sesgo es estacionario independientemente de la escala temporal (Haerter et al., 2011). El siguiente paso sería simular el efecto de los cambios de las variables climáticas sobre las aportaciones al sistema, para lo que sería necesario calibrar y validar un modelo hidrológico. Sin embargo, actualmente no está claro ni qué tipo de modelo hidrológico ni qué nivel de complejidad son los más adecuados para realizar esta evaluación de impactos (Marcos-García & Pulido-

Velazquez, 2018). A partir de aquí, sería posible seguir añadiendo más bloques al análisis, dependiendo de los impactos específicos que se desee estudiar: socioeconómicos (Graveline et al., 2014; Esteve et al., 2015), eventos extremos (por ejemplo, modelo hidráulico en el caso de inundaciones (Ranger et al., 2011) y sistema de indicadores de sequía (Dubrovsky et al., 2009; Marcos-García et al., 2017), medioambientales (Muñoz-Mas et al., 2018)...

En ocasiones, se ha denominado al proceso anterior como “predice y luego actúa” (Dessai & Hulme, 2004), en alusión al papel central que juegan las proyecciones climáticas. Por su parte, Wilby & Dessai (2010) lo definieron como una “cascada de incertidumbre”, puesto que la incertidumbre se propaga y aumenta de un eslabón al siguiente de la cadena de modelos para pasar de las proyecciones globales a los impactos locales. En este sentido, Kundzewicz et al. (2018) propusieron un marco metodológico para reducir la incertidumbre inherente a las tres fuentes principales: datos e información de partida, modelos climáticos y modelos hidrológicos. En el caso de que no fuese posible disminuir la incertidumbre, estos autores sugirieron dos cursos de acción alternativos: el principio de precaución (elegir la opción que minimice el peor resultado posible) y la gestión adaptativa (basada en un amplio rango de futuros posibles). No obstante, en los últimos años muchos autores han expresado serias dudas sobre la idoneidad de los enfoques basados únicamente en proyecciones climáticas, a efectos de formular estrategias de adaptación. Entre los argumentos que esgrimen, destaca la escasa credibilidad de las proyecciones a escala local (Koutsoyiannis et al., 2008); la menor importancia relativa del cambio climático frente a otros factores, a efectos de la toma de decisiones (Stainforth et al.; 2007) y; el optimismo de los estudios de impacto en lo que respecta a la credibilidad de los modelos, versus el pesimismo sobre sus efectos en la sociedad (Blöschl & Montanari; 2010).

2.3. Caracterización de la vulnerabilidad. El enfoque *bottom-up*.

El enfoque *bottom-up* tiene como principal objetivo reducir la vulnerabilidad y aumentar la resiliencia. A diferencia del enfoque *top-down*, el enfoque *bottom-up* se caracteriza por: 1) ser un enfoque orientado a umbrales (puesto que está diseñado para identificar umbrales, objetivos relevantes y políticas alternativas para el

contexto en que se desenvuelve la adaptación); 2) tomar como punto de partida la vulnerabilidad y resiliencia del propio sistema y; 3) moverse desde la escala local a la escala global. En este sentido, existen diversas interpretaciones de este enfoque, desde la que exploran el conocimiento local mediante métodos participativos hasta las que generan escenarios independientes de los resultados de los modelos climáticos. En los epígrafes siguientes se exponen diversos marcos metodológicos que emplean esta definición de escenarios.

Generalmente, este enfoque identifica estrategias que pueden no ser óptimas desde una perspectiva económica pero que son robustas, es decir, que pueden funcionar adecuadamente bajo un rango amplio de futuros posibles (estrategias de bajo arrepentimiento). Puesto que el punto de partida se encuentra en las comunidades locales, suelen dar lugar a estrategias más creativas e incluyen información de carácter diverso, relativa a la gobernanza, lecciones aprendidas del pasado y de otras cuencas, información dependiente del contexto, contingencias y narrativas. Dependiendo del contexto local, la preferencia por estrategias alternativas puede ser insensible a las hipótesis de los escenarios climáticos, puesto que pueden ser más dominantes otros factores (por ejemplo, de tipo socioeconómico). Por tanto, y en contraste con el enfoque *top-down* se puede decir que el enfoque *bottom-up* se basa más en posibilidades que en probabilidades (Blöschl et al., 2013). No obstante, a efectos de asignar probabilidades a las condiciones climáticas futuras que impliquen riesgos para el sistema, así como de seleccionar un rango para evaluar la vulnerabilidad, el enfoque *bottom-up* depende de la información generada por el enfoque *top-down* (García et al., 2014).

2.4. Enfoques para la adaptación en el sector del agua.

En los últimos años, diversos autores han desarrollado un vasto conjunto de marcos metodológicos, técnicas y herramientas novedosas para afrontar la gestión del agua en el contexto de alta incertidumbre que plantea el cambio climático. A continuación, se describen algunos de los métodos y técnicas empleados en el sector del agua para la formulación de estrategias de adaptación:

2.4.1. Análisis de la respuesta del sistema

“Information-Gap Theory (Info-Gap)” (Ben-Haim, 2006): esta metodología permite analizar diferentes opciones de gestión para satisfacer los criterios de rendimiento de un sistema, sin limitar la incertidumbre. Para ello, es necesario obtener la mejor estimación de cada parámetro desconocido como punto de partida del análisis de incertidumbre (García et al., 2014). A fin de explorar este espacio de incertidumbre ilimitada, Info-Gap no considera múltiples escenarios, si no que organiza las tendencias de las variables inciertas para que se incrementen o disminuyan de forma simultánea de dos modos posibles: 1) hacia el fallo del sistema si se analiza la robustez (en el caso de un sistema de recursos hídricos esto ocurrirá si la demanda aumenta y/o los recursos disminuyen) o; 2) hacia la ausencia de fallo (por ejemplo, si la demanda disminuye y/o las aportaciones aumentan) (Korteling et al., 2013). En el campo de los recursos hídricos, diversos autores han aplicado esta metodología (Korteling et al., 2013; Matrosov et al., 2013; Roach et al., 2015).

“Scenario Neutral Approach (SNA)” (Prudhomme et al., 2010): se basa en analizar la sensibilidad de las respuestas de una cuenca a un rango plausible de cambios en el clima (en lugar de a los resultados de escenarios individuales), de forma que sea neutral en cuanto a los escenarios. Por tanto, se separan las proyecciones de cambio climático (peligrosidad) de la respuesta de la cuenca (vulnerabilidad). La metodología consta de cuatro etapas: 1) Determinación del margen de seguridad de proyecto; 2) Desarrollo de un modelo que caracterice la respuesta climática del sistema; 3) Ensamblado de proyecciones de cambio climático para estimar los límites del análisis de sensibilidad del modelo de la etapa previa y; 4) Caracterización en términos probabilísticos de la robustez del margen de seguridad frente a las proyecciones climáticas.

“Decision scaling (DS)” (Brown et al., 2012): se trata de una metodología “bottom-up” que vincula el análisis de vulnerabilidad del sistema con múltiples fuentes de información climática. Se estructura en tres etapas: 1) Identificación de umbrales; 2) Definición de la respuesta del sistema frente a cambios en el clima, mediante la generación de series estocásticas de variables climáticas y; 3) Uso de diversas fuentes de información climática (MCGs, paleoclimatología, juicios de expertos, etc.)

para estimar la probabilidad asociada a las condiciones climáticas que plantean riesgos para el sistema.

2.4.2. Identificación de alternativas

Decision Tree Framework (DTF) (Ray & Brown, 2015): se basa en los principios del enfoque *bottom-up* y trata de proporcionar una metodología consistente y repetible para que los gestores de proyectos puedan evaluar los riesgos climáticos. Consta de cuatro etapas: 1) Filtro inicial para los proyectos: los principales actores definen indicadores de rendimiento y umbrales de riesgo específicos para el contexto. A continuación, se clasifica el proyecto en función de su sensibilidad frente al clima. 2) Análisis inicial: se desarrolla un modelo del sistema de recursos hídricos y se analiza la relevancia de los factores de estrés climáticos en relación a los de otra índole; 3) Test de estrés climático: se implementa un modelo hidroeconómico del sistema y se somete a un amplio rango de condiciones climáticas obtenidas mediante generación estocástica o procedentes de otras fuentes (al igual que se hacía en el DS). De esta forma se evalúa la robustez del sistema frente a cambios en el clima. 4) Gestión del riesgo de origen climático: se plantean alternativas para aumentar la robustez del sistema en caso de ser necesario.

Adaptation Pathways (AP) (Haasnoot et al., 2012): esta metodología se desarrolló específicamente para ayudar a los decisores a diseñar planes para la adaptación al cambio climático de la gestión del agua, y combina la modelización con el juicio de los expertos (en particular, para el diseño de diques para protección de inundaciones en Holanda). En lugar de emplear escenarios climáticos como punto de partida, se procede a evaluar las políticas y estrategias de gestión actuales para determinar en qué condiciones no se cumplen los objetivos establecidos. Al momento en que esto ocurre se le denomina *tipping point* (Kwadijk et al., 2010), y se necesitará una política o estrategia de gestión alternativa. De igual modo, las nuevas políticas y/o estrategias también tendrán una fecha de caducidad en el futuro, por lo que el resultado es una secuencia de acciones.

Adaptive Policy Making (APM) (Walker et al., 2001): se trata de un enfoque genérico y estructurado para diseñar planes capaces de adaptarse a circunstancias cambiantes. Consiste en varios pasos: 1) diseño de un plan inicial; 2) identificación de vulnerabilidades y/u oportunidades; 3) seguimiento a través de indicadores y la

identificación de condiciones donde ya no se cumplen los objetivos (de forma similar a los *tipping points* del AP; 4) propuesta de acciones asociadas a las condiciones anteriores.

Dynamic Adaptive Policy Pathways (DAPP) (Haasnoot et al., 2013; Kwakkel et al., 2015; Kwakkel et al., 2016). Combina los enfoques AP y APM. De forma sintética, este enfoque comprende la creación de escenarios transitorios que representen las incertidumbres más relevantes y su desarrollo a lo largo del tiempo; diferentes tipos de acciones para abordar las vulnerabilidades y oportunidades; el diseño de trayectorias de adaptación (*adaptation pathways*) que describan secuencias de posibles acciones; y la implementación de un sistema de monitorización con acciones de contingencia relacionadas, a fin de mantener el plan en la trayectoria de adaptación más deseable.

2.4.3. Selección de alternativas.

Robust Decision Making (RDM): consiste en un proceso iterativo que comienza con diversas alternativas y se realiza múltiples veces para identificar las posibles vulnerabilidades de cada una, es decir, las combinaciones de modelos y parámetros de entrada para las que la estrategia presenta un comportamiento relativamente pobre en comparación con otras alternativas (Groves & Lempert, 2007). En este caso, el análisis sugiere nuevas estrategias que pueden comportarse mejor y caracteriza las posibles compensaciones entre opciones. En este sentido, se puede considerar que una estrategia robusta es aquella que satisface los mínimos requisitos en cuanto a rendimiento del sistema (rendimiento adecuado en lugar de óptimo) respecto a un amplio rango de escenarios potenciales e incluso bajo condiciones futuras que se desvíen de la mejor estimación.

Real Options Analysis (ROA): se trata de una herramienta de apoyo a la decisión capaz de cuantificar el riesgo de inversión en un contexto de incertidumbre como el que plantea el cambio climático, puesto que permite realizar ajustes en la estrategia a medida que hay nueva información disponible (Dittrich et al., 2016). Es adecuada a nivel de proyecto, sobre todo si se trata de inversiones grandes e intensivas en términos de capital. Como principal ventaja, cabe destacar que proporciona una comparación en términos económicos de realizar una acción en el presente frente a llevarla a cabo en el futuro. Asimismo, es capaz de valorar la flexibilidad y puede

utilizarse para respaldar las etapas iniciales de proyectos a desarrollar en el futuro, incluso si no se espera que sean coste-eficientes en relación a los tradicionales análisis Coste-Beneficio o Coste-Eficacia. Sin embargo, se trata de un análisis complejo de implementar, puesto que requiere un alto nivel de detalle espacial, un gran número de escenarios, una cuantificación adecuada de las fuentes de incertidumbre y la inclusión de las preferencias de los actores mediante reglas de decisión (Kind et al., 2018). En el sector del agua, diversos autores han empleado el ROA a efectos de adaptación al cambio climático (Dobes, 2010; Gersonius et al., 2011; Buurman & Babovic, 2016).

Análisis Coste-Beneficio (CBA por sus siglas en inglés): este método evalúa si merece la pena implementar un proyecto mediante la comparación de todos sus costes y beneficios en términos monetarios, durante un periodo de tiempo definido para obtener su valor presente neto (Dittrich et al., 2016). La mayor dificultad del CBA estriba en caracterizar adecuadamente los costes y beneficios en un contexto incierto como es el que plantea el cambio climático.

Análisis Coste-Eficacia (CEA por sus siglas en inglés): es una alternativa al CBA cuando expresar los beneficios en términos monetarios es difícil o controvertido. Este tipo de análisis es adecuado para evaluar soluciones técnicas claramente definidas. Sin embargo, en ocasiones puede ser necesario considerar efectos de escala (por ejemplo, opciones de bajo impacto y bajo coste pueden ser más deseables que opciones de mayor impacto y mayor coste) (Dittrich et al., 2016).

Análisis Multicriterio (MCA por sus siglas en inglés): en su concepción más simple, consiste en una combinación de indicadores cuantitativos (en términos monetarios) y cualitativos que prioriza las alternativas en función del peso asignado por el decisor a los distintos indicadores (Dittrich et al., 2016).

2.4.4. Clasificación de metodologías.

La Figura 2.1 muestra un posible esquema (en absoluto de carácter rígido) para clasificar las metodologías anteriormente. En este sentido, es preciso tener en cuenta que estos metodologías no tienen el mismo alcance (por ejemplo, algunas caracterizan los impactos y/o la vulnerabilidad del sistema pero no proponen alternativas, o si las proponen no priorizan unas respecto a otras) y a menudo pueden ser

complementarios entre sí. Además, dado su carácter modular, generalmente suelen poner más énfasis en algún eslabón de la cadena en particular (por ejemplo, en la generación de escenarios (como ocurre en el DS), en la identificación de alternativas (en el caso de AP) o en la selección de opciones (RDM)).

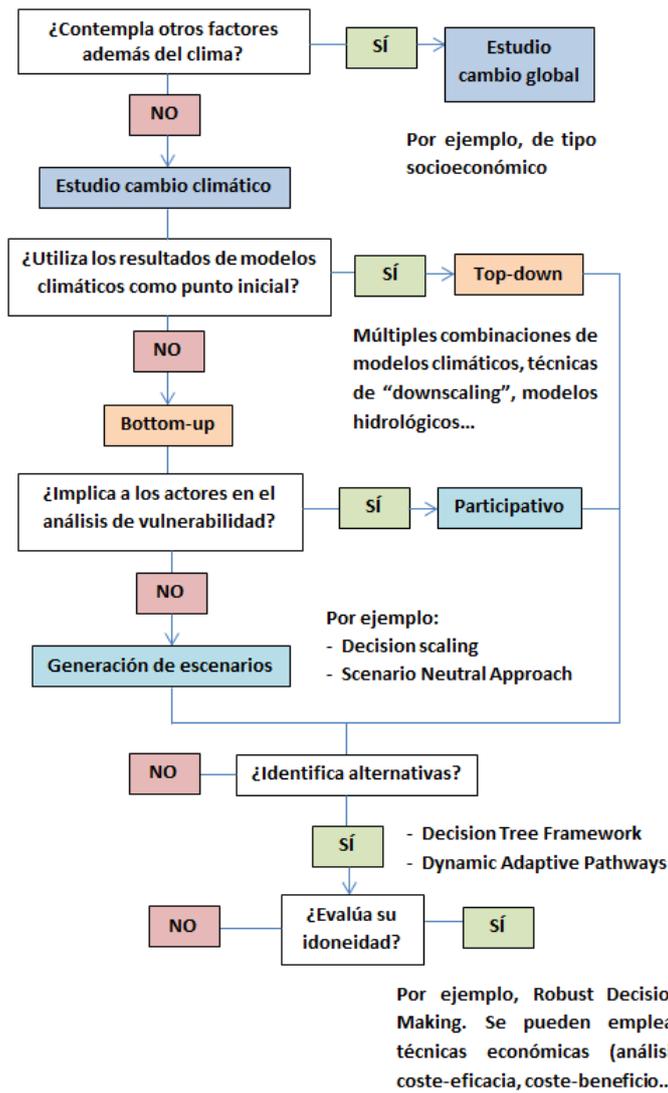


Figura 2.1. Esquema de clasificación de marcos metodológicos para adaptación

2.4.5. Enfoques mixtos *top-down*/*bottom-up*.

Sin embargo, en los últimos años algunos autores han propuesto metodologías que no es posible encuadrar en el esquema de la Figura 2.2, puesto que en lugar de establecer una separación rígida entre los enfoques *top-down* y *bottom-up* combinan aspectos de ambos. Por ejemplo, Mastrandrea et al. (2010) propusieron una metodología de este tipo que comprendía tres etapas: en la primera se evaluaba la exposición frente al clima actual y futura, así como la sensibilidad en relación a un amplio rango de condiciones climáticas e impactos resultantes; en la segunda se evaluaba la capacidad adaptativa y los procesos de toma de decisiones existentes y; por último, en la tercera se integraba esta información con las proyecciones futuras de cambio climático y las trayectorias socioeconómicas asociadas.

Bhave et al. (2014) implicaron a la comunidad local para identificar posibles medidas de adaptación en la cuenca del río Kangsabati (India) y luego las priorizaron, considerando las aportaciones futuras obtenidas a partir de la simulación de proyecciones climáticas mediante un modelo hidrológico. Por su parte, Girard et al. (2015a; 2015b) propusieron un marco metodológico capaz de integrar los objetivos de eficiencia económica, aceptación social, sostenibilidad medioambiental y robustez de las medidas de adaptación, que se aplicó a la cuenca del río Orb (Francia) (Girard, 2015). Para ello, integraron el análisis de impactos propio del enfoque *top-down* con un enfoque *bottom-up* basado en procesos participativos, capaz de identificar los escenarios de demanda futura y posibles medidas de adaptación a escala local. Posteriormente, utilizaron un modelo hidroeconómico capaz de seleccionar la combinación óptima de medidas para cada escenario considerado.

2.5. Oportunidades para la investigación y motivación.

En cualquier caso, aún queda un largo camino en lo que respecta a la formulación de estrategias efectivas de adaptación en el contexto de los sistemas de recursos hídricos. Muchos de los estudios actuales que investigan escenarios de adaptación suelen centrarse más en los impactos del cambio climático sobre los recursos hídricos que en la adaptación propiamente dicha (Prudhomme, 2010; Salerno, 2017). Además, aunque los riesgos climáticos tienen tres componentes (peligrosidad, vulnerabilidad y exposición), la mayoría de estos análisis ignoran las dinámicas futu-

ras de alguno de ellos (Jurgilevich et al., 2017). Este aspecto reviste especial importancia, puesto que algunas estrategias de adaptación pueden reducir el riesgo a corto plazo y aumentar la vulnerabilidad y la exposición a medio o largo plazo. En el caso de los recursos hídricos, debería tenerse en cuenta que la globalización y los cambios socioeconómicos son factores muy relevantes a efectos del incremento de la demanda y la inseguridad hídrica, por lo que algunos autores sostienen que es necesario prestar más atención a la adaptación a los cambios socioeconómicos, puesto que en cierto modo son más predecibles que el cambio climático (O'Connell, 2017). Asimismo, es preciso destacar la importancia de los procesos participativos en el diseño de estrategias de adaptación. De acuerdo con Olmstead (2014), el contexto ideal para que la adaptación se lleve a cabo con éxito y de forma adecuada a efectos de coste-eficacia se da en presencia de instituciones y políticas que sean resilientes y robustas frente a la incertidumbre. En este sentido, la forma en que se comunica esta incertidumbre es importante, puesto que puede interferir en el comportamiento adaptativo (Morton et al., 2011). Sin embargo, si se permite a los principales actores implicados participar en el diseño de la estrategia, es posible aumentar su confianza en la misma, puesto que podrá integrar sus preocupaciones relativas a los resultados y poner de manifiesto su conocimiento local del sistema (Patt, 2009).

Por tanto, esta tesis se enfoca a mejorar la integración del enfoque *top-down* con el enfoque *bottom-up* para la adaptación al cambio climático en sistemas de recursos hídricos. De esta forma, se presenta una metodología completa para la caracterización de impactos en combinación con un análisis de las vulnerabilidades del sistema, capaz de caracterizar su respuesta frente a variaciones en el clima mediante la generación de escenarios. La implicación de los principales actores no sólo sirve para identificar la posible evolución y efectos de otros factores (como los socioeconómicos) sino que también permite identificar un portafolio inicial de medidas de adaptación. Por último, la selección de medidas de adaptación se realiza mediante un modelo hidroeconómico capaz de identificar la alternativa más adecuada desde el punto de vista del coste-eficacia.

2.6. Referencias bibliográficas

Ben-Haim, Y. (2006). *Info-Gap Decision Theory: Decisions Under Severe Uncertainty*, 2nd ed. London, UK: Academic Press.

Bhave, A.G., Mishra, A., Raghuwanshi, N.S. (2014). A combined bottom-up and top-down approach for assessment of climate change adaptation options. *Journal of Hydrology* 518, 150–161

Blöschl, G., Montanari, A. (2010). Climate change impacts - throwing the dice? *Hydrological Processes*. 24(3), 374-381. doi:10.1002/hyp.7574

Blöschl, G., Viglione, A., A. Montanari. (2013). 5.01 - Emerging Approaches to Hydrological Risk Management in a Changing World. Editor(s): Roger A. Pielke, *Climate Vulnerability*, Academic Press, pp 3-10, ISBN 9780123847041. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384703-4.00505-0>.

Bowyer, P., Bender, S., Rechid, D., Schaller, M. (2014). *Adapting to Climate Change: Methods and Tools for Climate Risk Management*, Climate Service Center, Germany, 124 pages

Brown, C., Ghile, Y., Laverty, M., Li, K. (2012). Decision scaling: Linking bottom-up vulnerability analysis with climate projections in the water sector. *Water Resources Research*, Vol. 48, W09537, doi:10.1029/2011WR011212

Buurman, J., Babovic, V. (2016). Adaptation Pathways and Real Options Analysis: An approach to deep uncertainty in climate change adaptation policies. *Policy and Society*, Vol. 35-Issue 2: Dealing with uncertainty in water policy.

Chambwera, M., Heal, G., Dubeux, C., Hallegatte, S., Leclerc, L., Markandya, A., McCarl, B.A., Mechler, R., Neumann, J.E. (2014). Economics of adaptation. In: *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. et al. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 945-977.

Dessai, S., and M. Hulme, 2004: Does climate adaptation policy need probabilities? *Clim. Policy*, 4, 107–128

Dittrich, R., Wreford, A., Moran, D. (2016) A survey of decision-making approaches for climate change adaptation: Are robust methods the way forward? *Ecological Economics*, 122, pp. 79-89. ISSN 0921-8009.

Dobes, L. (2010). Notes on applying “Real Options” to climate change adaptation measures, with examples from Vietnam. *Crawford School Research Paper*. Crawford School of Economics and Government.

Dubrovsky, M., Svoboda, M.D., Trnka, M., Hayes, M.J., Wilhite, D.A., Zalud, Z., Hlavinka, P. (2009). Application of relative drought indices in assessing climate change impacts on drought conditions in Czechia. *Theor. Appl. Climatol.* (96), 155–171. <http://dx.doi.org/10.1007/s00704-008-0020-x>.

Esteve, P., Varela-Ortega, C., Blanco-Gutiérrez, I., Downing, T.E. (2015). A hydro-economic model for the assessment of climate change impacts and adaptation in irrigated agriculture. *Ecological Economics*, 120, pp: 49-58

García, L.E., J.H. Matthews, D.J. Rodriguez, M. Wijnen, K.N. DiFrancesco, P. Ray. (2014). Beyond Downscaling: A Bottom-Up Approach to Climate Adaptation for Water Resources Management. *AGWA Report 01*. Washington, DC: World Bank Group.

Gersonius, B., Morselt, T., Van Nieuwenhuijzen, L., Ashley, R., Zevenbergen, C. (2011). How the failure to account for flexibility in the economic analysis of flood risk and coastal management strategies can result in maladaptive decisions. *Journal of Waterway, Port, Coastal and Ocean Engineering*, 138, 386-393.

Girard, C., Rinaudo, J.D., Pulido-Velazquez, M., Caballero, Y. (2015a). An interdisciplinary modelling framework for selecting adaptation measures at the river basin scale in a global change scenario. *Environmental Modelling & Software*, Vol. 69, pp: 42-54

Girard, C., Pulido-Velazquez, M., Rinaudo, J.D., Pagé, C., 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

Girard, C. (2015). Integrating top-down and bottom-up approaches to design a cost-effective and equitable programme of measures for adaptation of a river basin to global change. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València. doi:10.4995/Thesis/10251/59461.

Gleick, P.H. (2011). Water planning and management under climate change. *J. Contemp. Water Res. Educ.* 112: 1-5.

Graveline, N., Majone, B., Van Duinen, R., Ansink, E. (2014). Hydro-economic modeling of water scarcity under global change: an application to the Gállego river basin (Spain). *Reg Environ Change* (2014) 14: 119. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0472-0>

Haasnoot, M., Middelkoop, H., Offermans, A., van Beek, E., van Deursen, W.P.A. (2012). Exploring pathways for sustainable water management in river deltas in a changing environment. *Climatic Change* 115: 795. <https://doi.org/10.1007/s10584-012-0444-2>

Haasnoot, M., Kwakkel, J.H., Walker, W.E., ter Maat, J. (2013). Dynamic adaptive policy pathways: A method for crafting robust decisions for a deeply uncertain world. *Global Environmental Change*, Vol. 23, Issue 2, pp. 485-498, ISSN 0959-3780, <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2012.12.006>.

Iglesias, A., Santillán, D., Garrote, L. (2018). On the barriers to adaptation to less water under climate change: policy choices in Mediterranean countries. *Water Resour Manage* 32:4819–4832. <https://doi.org/10.1007/s11269-018-2043-0>

Jurgilevich, A., Räsänen, A., Groundstroem, F., Juhola, S. (2017). A systematic review of dynamics in climate risk and vulnerability assessments. *Environ. Res. Lett.* 12, 013002. doi:10.1088/1748-9326/aa5508

Kind, J. M., Baayen, J. H., Wouter Botzen, W. J. (2018). Benefits and limitations of real options analysis for the practice of river flood risk management. *Water Resources Research*, 54, 3018–3036. <https://doi.org/10.1002/2017WR022402>

Korteling, B., Dessai, S., Kapelan, Z. (2013). Using Information-Gap Decision Theory for water resources planning under severe uncertainty. *Water Resour Manage* (2013) 27:1149–1172. DOI 10.1007/s11269-012-0164-4

Koutsoyiannis, D., Efstratiadis, A., Mamassis, N., Christofides, A. (2008). On the credibility of climate predictions. *Hydrological Sciences Journal*, Vol. 53, Issue 4, pp. 671-684. <https://doi.org/10.1623/hysj.53.4.671>

Kundzewicz, Z.W., Krysanova, V., Benestad, R.E., Hov, Ø., Piniewski, M., Otto, I.M. (2018). Uncertainty in climate change impacts on water resources. *Environmental Science and Policy* 79, 1–8

Kwadijk, J.C.J., Haasnoot, M., Mulder, J.P.M., Hoogvliet, M.M.C., Jeuken, A.B.M., Van Der Krogt, R.A.A., et al. (2010). Using adaptation tipping points to prepare for climate change and sea level rise: A case study in the *Netherlands*. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change*, 1, 729-740.

Kwakkel, J.H., Haasnoot, M., Walker, W.E. (2015). Developing Dynamic Adaptive Policy Pathways: a computer-assisted approach for developing adaptive strategies for a deeply uncertain world. *Clim. Change*, 132 (3), pp. 373-386

Kwakkel, J.H., Haasnoot, M., Walker, W.E. (2016). Comparing Robust Decision-Making and Dynamic Adaptive Policy Pathways for model-based decision support under deep uncertainty, *Environmental Modelling & Software*, Vol. 86, pp. 168-183, ISSN 1364-8152, <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2016.09.017>.

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. *Journal of Hydrology* 554, 292–305

Marcos-Garcia, P., Pulido-Velazquez, M. (2018). Cambio climático y planificación hidrológica. En: *Libro Blanco de la Economía del Agua* [Delacámara, G., Lombardo, F., Díez, J.C. (coordinadores)]. Capítulo 13, pp. 165-179. Editorial McGraw-Hill/Interamericana de España, ISBN: 978-84-486-1302-0

Mastrandrea, M.D., Heller, N.E., Root, T.L., Schneider, S.H. (2010). Bridging the gap: linking climate-impacts research with adaptation planning and management. *Climatic Change* 100:87–101. DOI 10.1007/s10584-010-9827-4

Matrosov, E.S., Woods, A.M., Harou, J.J. (2013). Robust Decision Making and Info-Gap Decision Theory for water resource system planning. *Journal of Hydrology*, Vol. 494, pp. 43-58, ISSN 0022-1694. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.03.006>.

Morton, T.A., Rabinovich, A., Marshall, D. *et al.* (2011). The future that may (or may not) come: how framing changes responses to uncertainty in climate change communications. *Global Environmental Change* 21, 103-109.

Muñoz-Mas, R., Marcos-Garcia, P., Lopez-Nicolas, A., Martínez-García, J., Pulido-Velazquez, M., Martínez-Capel, F. (2018) Combining literature-based and data-driven fuzzy models to predict brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning habitat degradation induced by climate change. *Ecological Modelling*, 386, pp. 98-114

O'Connell, E. (2017). Towards adaptation of water resource systems to climatic and socio-economic change. *Water Resour Manage* 31:2965–2984. DOI 10.1007/s11269-017-1734-2

Olmstead, S.M. (2014). Climate change adaptation and water resource management: A review of the literature. *Energy Economics* 46, pp. 500-509. <https://doi.org/10.1016/j.eneco.2013.09.005>

Patt, A. (2009). Communicating uncertainty to policy makers. En: Baveye, P.C., Laba, M., Mysiak, J. (eds). *Uncertainties in Environmental Modelling and Consequences for Policy Making*. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security. Springer, Dordrecht.

- Prudhomme, C., Wilby, R.L., Crooks, S., Kay, A.L., Reynard, N.S. (2010). Scenario-neutral approach to climate change impact studies: Application to flood risk. *Journal of Hydrology* 390, 198–209
- Ranger, N., Hallegatte, S., Bhattacharya, S., Bachu, M., Priya, S., Dhore, K., Rafique, F., Mathur, P., Naville, N., Henriot, F., Herweijer, C., Pohit, S., Corfee-Morlot, J. (2011). An assessment of the potential impact of climate change on flood risk in Mumbai. *Climatic Change* 104:139–167. DOI 10.1007/s10584-010-9979-2
- Ray, P.A., Brown, C.M. (2015). *Confronting Climate Uncertainty in Water Resources Planning and Project Design : The Decision Tree Framework*. Washington, DC: World Bank.
- Roach, T., Kapelan, Z., Ledbetter, R. (2015). Comparison of info-gap and robust optimisation methods for integrated water resource management under severe uncertainty. *Procedia Engineering* 119, 874 – 883. 13th Computer Control for Water Industry Conference, CCWI 2015
- Salerno, F. (2017). Adaptation strategies for water resources: criteria for research. *Water*, 9, 805; doi:10.3390/w9100805
- Stainforth, D.A., Downing, T.E., Washington, R., Lopez, A., New, M. (2007). Issues in the interpretation of climate model ensembles to inform decisions. *Philos. Trans. R. Soc. A*, 365,2163–2177.
- Walker, W.E., Rahman, S.A., Cave, J. (2001). Adaptive policies, policy analysis, and policy-making. *European Journal of Operational Research* 128, 282-289
- Wilby, R.L., Dessai, S. (2010). Robust adaptation to climate change. *Weather*; 65:180-185.

Capítulo 3

Caso de estudio

3.1. Descripción general

El caso de estudio es el sistema de explotación del río Júcar, ubicado dentro del ámbito territorial la Demarcación Hidrográfica del Júcar (definido por el Real Decreto 125/2007 (MMA, 2007), modificado por el Real Decreto 775/2015 (MAGRAMA, 2015)) (Figura 3.1). Con una extensión de 22186 km², es el mayor de los nueve sistemas de explotación de la Demarcación y posee una alta capacidad de regulación, que en el caso de los recursos superficiales se efectúa principalmente a través de tres embalses: Alarcón (1112 hm³ de volumen útil) y Contreras (872 hm³), situados en paralelo en las cabeceras de los ríos Júcar y Cabriel, respectivamente, y Tous (314 hm³) aguas abajo de la confluencia entre ambos ríos (Figura 3.2). Respecto a las aguas subterráneas, destaca la presencia del acuífero carbonatado de la Mancha Oriental, uno de los más extensos del sur de Europa (7260 hm³) e hidráulicamente conectado al río Júcar. Los recursos renovables del acuífero se estiman en 280-300 hm³/año, pero en las últimas décadas la relación río-acuífero ha cambiado debido a los bombeos intensivos. Actualmente, el sistema ya se caracte-

riza por un delicado equilibrio entre los recursos disponibles (1713.4 hm³ de aportación media anual en el periodo 1980/81-2011/12) y la demanda (1648.4 hm³), de la que el 80% corresponde al sector agrícola.

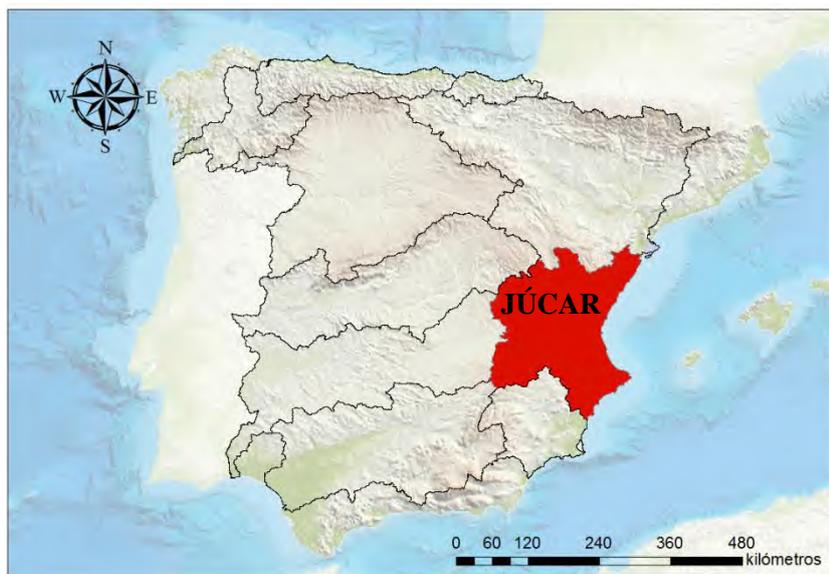


Figura 3.1. Demarcaciones hidrográficas intercomunitarias

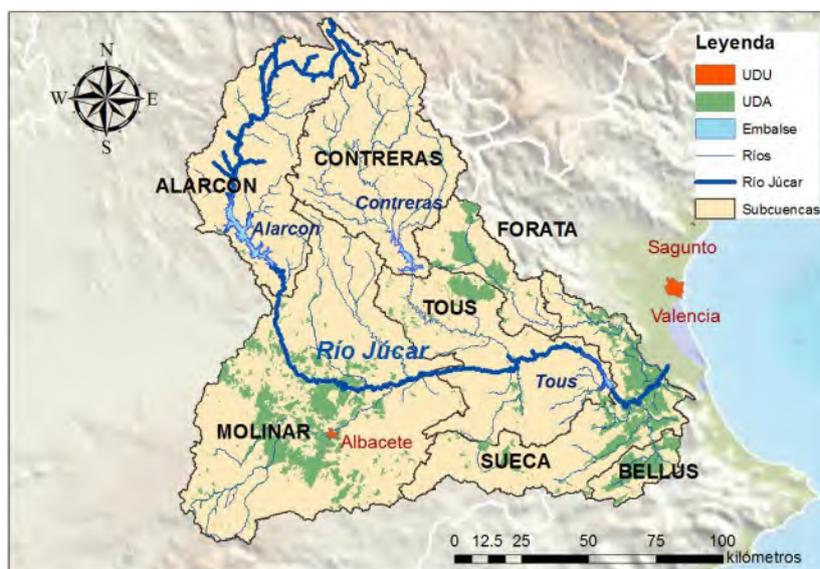


Figura 3.2. Principales subcuencas, embalses y Unidades de Demanda Agraria (UDAs) y Urbana (UDUs) en la cuenca del Júcar

En cuanto a las demandas, las principales Unidades de Demanda Agraria (UDAs) se localizan en la parte baja de la cuenca (en la comarca de la Ribera del Júcar), a excepción de la UDA de la Mancha Oriental (Figura 3.2). La Ribera se ubica próxima a la costa, donde los inviernos suaves y la ausencia de heladas favorecen el cultivo de hortalizas (4% de la superficie regable), cítricos (53%), arroz (20%) y caqui (17%). En general, se trata de parcelas pequeñas (con un tamaño medio de 2,5 ha) regadas en su mayor parte con recursos superficiales (675 hm³/año) y, en menor medida, con recursos subterráneos (130 hm³/año). Por el contrario, la Mancha Oriental se caracteriza por un clima continental que condiciona los tipos de cultivos presentes, siendo mayoritarios los cereales (40% del área total), viñedos (15%) y hortalizas (18%). Las parcelas son de mayor extensión que en el caso de La Ribera (superiores a 60 ha) y se riegan con aguas subterráneas procedentes del acuífero de La Mancha Oriental (Ortega-Reig et al., 2018). En la última década, las extracciones se han reducido a unos 280-300 hm³/año, aunque en décadas precedentes superaron los 500 hm³/año, modificando la relación río-acuífero (el río Júcar pasó de ser un río “ganador” respecto al acuífero a ser un río “perdedor”). Como

resultado, la disponibilidad de agua aguas abajo se redujo (Sanz, 2011; Apperl et al., 2015), ocasionando marcadas tensiones regionales entre las dos principales zonas agrarias de la cuenca.

Respecto a la climatología, es posible identificar tres áreas geográficas diferenciadas dentro de la cuenca. En la zona de cabecera el clima es de carácter continental, siendo la precipitación media anual de unos 630 mm/año y la temperatura media del aire de unos 11.6 C. Dentro de esta zona se ubican las cuencas vertientes a los embalses de Alarcón (aportación media anual de 287.5 hm³ en el periodo 1980/81-2011/12), Contreras (253.32 hm³ en el mismo periodo) y el acuífero de la Mancha Oriental. El curso medio del río Júcar (desde el embalse de Embarcaderos hasta el de Tous) se caracteriza por ser una zona de transición entre el clima continental y el mediterráneo de la zona costera, que abarca también las cuencas de los ríos Magro, Albaida y Sellent. Finalmente, la zona de la cuenca próxima al mar posee un típico clima mediterráneo costero, con una precipitación media de 450 mm/año y temperatura media anual de unos 17°C (CHJ, 2015). A efectos de caracterizar la variabilidad espacial de las variables climáticas e hidrológicas, la cuenca del Júcar se ha dividido en 7 subcuencas (Figura 3.2), considerando las características de la red de drenaje, la ubicación de los principales embalses, las características climáticas y la disponibilidad de datos.

La escasez de agua, la hidrología irregular y la sobreexplotación de las aguas subterráneas hacen que las sequías tengan importantes consecuencias económicas, sociales y ambientales. En los últimos 60 años, la cuenca ha sufrido varias sequías significativas, registrándose los eventos más severos en las dos últimas décadas: desde 1991/92 hasta 1994/95, de 1997/98 a 1999/00 y desde 2004/05 a 2007/08 (CHJ, 2007). En este contexto, el cambio climático actuaría como un agravante de la situación actual en la cuenca, disminuyendo en gran medida las aportaciones (Chirivella Osma et al., 2015; Marcos-Garcia & Pulido-Velazquez, 2017) y aumentando la frecuencia, magnitud e intensidad de los eventos de sequía (Marcos-Garcia et al., 2017; Escrivá-Bou et al., 2017), debido al efecto combinado de la reducción de precipitaciones y el incremento de la evapotranspiración potencial. Aplicando un enfoque hidroeconómico, Escrivá-Bou et al. (2017) observaron que el sistema es muy vulnerable frente a cambios en el clima y en los usos del suelo (sobre todo

a medio y largo plazo), por lo que la adopción de medidas de adaptación de carácter innovador podría reducir significativamente las pérdidas económicas.

3.2. Referencias bibliográficas

Apperl, B., Pulido-Velázquez, M., Andreu, J., Karjalainen, T. P. (2015) Contribution of the multi-attribute value theory to conflict resolution in groundwater management – application to the Mancha Oriental groundwater system, Spain. *Hydrological Earth System Sciences*, 19, 1325-1337. doi:10.5194/hess-19-1325-2015

Chirivella Osmá, V., Capilla Romá, J.E., Pérez Martín, M.A. (2015). Modelling regional impacts of climate change on water resources: the Júcar basin (Spain). *Hydrol. Sci. J.* 60 (1), 30–49. <http://dx.doi.org/10.1080/02626667.2013.866711>.

CHJ. (2007). Plan especial de alerta y eventual sequía en el ámbito de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Confederación Hidrográfica del Júcar.

CHJ. (2015). Plan Hidrológico de Cuenca. Demarcación Hidrográfica del Júcar. Confederación Hidrográfica del Júcar.

Escriva-Bou, A., Pulido-Velazquez, M., Pulido-Velazquez, D. (2017). The economic value of adaptive strategies to global change for water management in Spain's Jucar Basin. *J. Water Resources Planning and Management* 143(5), 1-1. doi: 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000735.

MAGRAMA. (2015). Real Decreto 775/2015, de 28 de agosto, por el que se modifican el Real Decreto 650/1987, de 8 de mayo, por el que se definen los ámbitos territoriales de los Organismos de cuenca y de los planes hidrológicos, y el Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas. BOE nº 207, de 29 de agosto de 2015.

Marcos-García P., 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*, [S.l.], v. 21, n. 1, p. 35-52. ISSN 1886-4996

Marcos-García, P., López-Nicolás, 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. *Journal of Hydrology* 554, 292–305

MMA. (2007). Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas. BOE nº 30, de 3 de febrero de 2007.

Ortega-Reig, M., García-Mollá, M., Sanchis-Ibor, C., Pulido-Velázquez, M., Girard, C., Marcos, P., Ruiz-Rodríguez, M., García-Prats, A. (2018). Adaptación de la agricultura a escenarios de cambio global. Aplicación de métodos participativos en la cuenca del río Júcar (España). *Economía Agraria y Recursos Naturales*. ISSN: 1578-0732. e-ISSN: 2174-7350. Vol. 18,2. pp. 29-51

Sanz, D., Castaño, S., Cassiraga, E., Sahuquillo, A., Gómez-Alday, J.J., Peña, S., Calera, A. (2011). Modeling aquifer–river interactions under the influence of groundwater abstraction in the Mancha Oriental System (SE Spain). *Hydrogeology Journal*, 19(2), 475-487. doi:10.1007/s10040-010-0694-x

Capítulo 4

Enfoque mixto *Top-down/Bottom-up*

4.1. Introducción.

Como ya se ha señalado en el Capítulo 3, en la región mediterránea los retos asociados a la gestión del agua no son nuevos; sin embargo, el cambio climático podría intensificarlos hasta desencadenar una situación sin precedentes. En este sentido, cabría señalar tres estrategias posibles para abordar los impactos del cambio climático sobre los sistemas de recursos hídricos (Gleick, 2011): el enfoque "esperar y ver", que es el más barato a corto plazo pero que lleva aparejados los mayores riesgos a medio y largo plazo; la evaluación de opciones de adaptación robustas respecto a una amplia gama de condiciones climáticas futuras y, finalmente, la planificación, diseño e implementación de nuevas medidas (infraestructuras; políticas; medidas de gestión de la demanda, etc.) para afrontar una mayor incertidumbre asociada al cambio climático, lo que puede resultar muy costoso. Aunque la segunda opción (el diseño de programas de medidas de adaptación coste-eficientes) sea considerada como la más deseable, su planificación práctica no resulta sencilla en modo alguno.

En términos generales, y como se ha expuesto en el Capítulo 2, existen dos enfoques principales a efectos del diseño de programas de adaptación a escala de cuenca: el enfoque *top-down* o de arriba hacia abajo y el enfoque *bottom-up* o de abajo hacia arriba. En el presente capítulo, se va a exponer una metodología mixta *top-down/bottom-up*, para seleccionar un programa de medidas de adaptación en la cuenca del Júcar que sea adecuado en términos de coste-eficacia.

4.2. Esquema general.

La Figura 4.1 muestra el esquema general aplicado al caso de estudio descrito en el Capítulo 3. Antes de comenzar con el enfoque *top-down* propiamente dicho (que se representa en la parte izquierda), es preciso señalar que en primer lugar se procedió a analizar los datos climáticos e hidrológicos procedentes de observaciones, a fin de identificar posibles tendencias en las variables precipitación y temperatura durante el periodo de control asumido por los modelos climáticos (1971-2000). Para ello, se recurrió a herramientas de análisis exploratorio de datos. Asimismo, se caracterizaron las sequías meteorológicas e hidrológicas durante este periodo mediante índices estandarizados de sequía, para lo que se introdujeron mejoras en la metodología de cálculo de la evapotranspiración potencial y en el modelo hidrológico seleccionado. Por último, se exploró la relación entre dos patrones de teleconexión (la Oscilación del Atlántico Norte y la Oscilación del Mediterráneo Occidental) con las variables climáticas precipitación y temperatura y con la ocurrencia de sequías. Para ello, se consideraron no sólo observaciones recientes sino también datos paleoclimáticos y otras fuentes de carácter histórico. Sobre estas cuestiones versa el Capítulo 5.

En relación al enfoque *top-down* (parte izquierda de la Figura 4.1), se emplearon diversas combinaciones de Modelos Climáticos Globales (MCGs) y Modelos Climáticos Regionales (MCRs), junto con dos escenarios climáticos: las Trayectorias Representativas de Concentración (RCPs por sus siglas en inglés) 4.5 y 8.5 a corto plazo (2011-2040) y medio plazo (2041-2070). Las variables climáticas obtenidas a partir de estos modelos (precipitación y temperatura a escala mensual) se sometieron a un proceso de corrección de sesgo mediante una técnica de mapeo de cuantiles o *quantile-mapping*. Posteriormente, se procedió a calibrar y validar un

modelo hidrológico conceptual y agregado, en el que se introdujeron como variables de entrada los datos climáticos corregidos para simular las aportaciones futuras al sistema. Además, se desarrolló una metodología para evaluar las sequías meteorológicas e hidrológicas en un contexto de cambio climático, mediante índices estandarizados relativos. Estos procesos se detallan en el Capítulo 7.

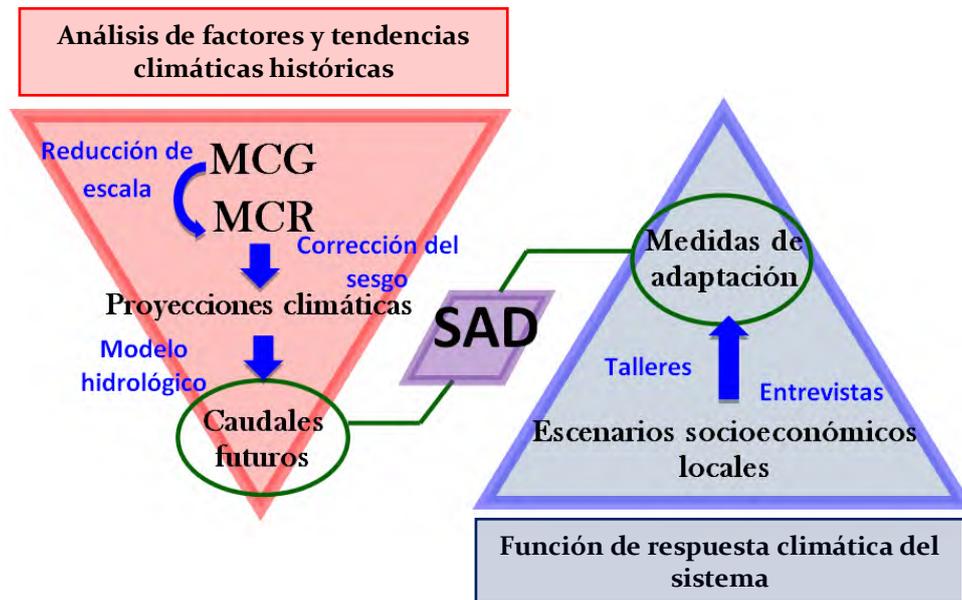


Figura 4.1. Enfoque mixto *top-down/bottom-up*. Esquema general

A continuación, se procedió a detectar las posibles vulnerabilidades del sistema de recursos hídricos frente al clima, para lo que se obtuvo su función de respuesta climática. Para ello, en lugar de partir de los resultados de los modelos climáticos, se procedió a generar escenarios sintéticos, que posteriormente se usaron como datos de entrada de un modelo de gestión del sistema previamente calibrado. Posteriormente, se relacionó la ocurrencia de fallos en el sistema (entendidos como la imposibilidad para atender las demandas en base a un criterio preestablecido) con las condiciones climáticas en los años precedentes, mediante un modelo de regresión logística. Esta metodología se describe en el Capítulo 9.

Respecto al enfoque *bottom-up* clásico que se muestra en la parte derecha de la Figura 4.1, en primer lugar se procedió a adaptar los escenarios socioeconómicos globales (denominados Trayectorias Socioeconómicas Compartidas, SSPs por sus siglas en inglés) a escala regional mediante entrevistas semiestructuradas realizadas a expertos locales. A continuación, se desarrollaron los principales elementos de estos escenarios para obtener narrativas plausibles que pudiesen emplearse como material para los dos primeros talleres con actores locales. Concretamente, se celebraron dos talleres con agricultores procedentes de las principales zonas regables de la cuenca (La Ribera y La Mancha Oriental), y un tercer taller con los principales actores a escala de cuenca (representantes de la Confederación Hidrográfica del Júcar, la Generalitat Valenciana, organizaciones agrarias, sector urbano, empresas hidroeléctricas y organizaciones medioambientales). En los dos primeros talleres, se solicitó a los participantes que debatieran las narrativas proporcionadas por los investigadores para adaptarlas a escala local, que previesen la evolución del sector agrícola en el contexto reflejado en las narrativas y que propusiesen posibles medidas de adaptación. En el tercer taller, los participantes evaluaron las medidas propuestas por los agricultores tanto cuantitativa como cualitativamente, en relación a la viabilidad de su implementación a escala de cuenca. Esta metodología se describe en detalle en el Capítulo 11.

Por último, las aportaciones futuras obtenidas a partir del enfoque *top-down* y las medidas de adaptación seleccionadas mediante el enfoque *bottom-up* se integraron en un Sistema de Ayuda a la Decisión (SAD). El SAD consiste en un modelo hidroeconómico de la cuenca que, mediante un algoritmo de optimización, es capaz de seleccionar la combinación de medidas de adaptación más adecuada en términos de coste-eficacia en los escenarios futuros. Este modelo hidroeconómico se describe en el Capítulo 13.

4.3. Referencias bibliográficas

Gleick, P.H. (2011) Water planning and management under climate change. *J. Contemp. Water Res. Educ*; 112: 1–5

Capítulo 5

Factores y tendencias climáticas en el periodo histórico. Métodos¹

5.1. Introducción.

Los escenarios climáticos deben adoptar un periodo de referencia a partir del cual se calculan los potenciales cambios en el clima. En climatología, generalmente se considera que este periodo de referencia estándar es un intervalo temporal de 30 años en el que los estadísticos medios de las variables son característicos de las condiciones climáticas “normales” actuales en una zona concreta (WMO, 2011). Actualmente, se asume como periodo de referencia estándar desde el año 1971 hasta el año 2000.

Tradicionalmente, estas condiciones climáticas “normales” se han establecido teniendo en cuenta el valor medio de la variable climática considerada durante el periodo de referencia. Sin embargo, la media ofrece una descripción incompleta del clima (WMO, 2011; Thornton et al., 2014), por lo que es necesario caracterizar también los valores extremos y otros descriptores estadísticos de la distribución de

¹*Este capítulo reproduce parte del contenido presentado en Marcos-Garcia & Pulido-Velazquez (2017) y Marcos-Garcia et al. (2017). (Ver Anexo II).*

frecuencias de las variables climáticas. En este capítulo, se procede a estudiar las tendencias de las variables precipitación, temperatura y caudal, así como la incidencia de sequías meteorológicas e hidrológicas durante el periodo de referencia.

Además, se ha analizado la variabilidad que introducen los patrones de teleconexión en el clima. El término “patrón de teleconexión” se refiere a un patrón a gran escala, recurrente y persistente, de anomalías de presión y circulación atmosférica que abarca amplias zonas geográficas. Estos patrones introducen variabilidad a escalas temporales largas en el sistema climático, y a menudo son responsables de la aparición simultánea de patrones meteorológicos anormales en áreas muy alejadas entre sí. El presente capítulo tiene por objeto estudiar la influencia en la cuenca del Júcar de dos tipos de teleconexiones: la Oscilación del Atlántico Norte (NAO, por sus siglas en inglés) y la Oscilación del Mediterráneo Occidental (WeMO, por sus siglas en inglés).

5.2. Análisis de tendencias en las series temporales

Para la caracterización de las variables climáticas en el periodo histórico (1971-2007) se ha recurrido a las series diarias de precipitación y temperatura del proyecto SPAIN 02 (Herrera et al., 2010), con una resolución espacial de 0.11° . En el caso de los caudales medios de aportación a los embalses de cabecera (Alarcón y Contreras) a escala diaria, se ha recurrido a los datos de aforo de las estaciones 8032 (“Cuenca”) en el río Júcar y 8090 (“Pajaroncillo”) ubicada en el río Cabriel, ambas pertenecientes a la Red Oficial de Estaciones de Aforo (ROEA). El completado de los datos para las lagunas existentes en la series se ha realizado mediante la calibración y validación a escala diaria del modelo hidrológico HBV-light (Seibert & Vis, 2012), que se trata en detalle en el Capítulo 7.

Dentro de las metodologías de detección de tendencias, es posible distinguir dos grupos: los métodos estadísticos formales y las técnicas de Análisis Exploratorio de Datos (EDA, por sus siglas en inglés), que generalmente emplean herramientas gráficas para mejorar la comprensión de los datos y procesos. Ambas metodologías son complementarias: mientras que las EDA son útiles para seleccionar técnicas y herramientas estadísticas adecuadas, los test estadísticos pueden confirmar la importancia de las tendencias detectadas visualmente. Otro aspecto importante cuan-

do se analizan tendencias en variables climáticas es la dificultad que introducen la estacionalidad y la variabilidad interanual.

En el presente capítulo, se ha optado por una herramienta EDA capaz de abordar simultáneamente ambos aspectos, MASH, *Moving Average over Shifting Horizon* (Anghileri et al., 2014). En ella, el patrón estacional se representa mediante 365 valores de la variable media diaria (precipitación, temperatura o caudal) a lo largo del año, promediando los valores incluidos en una ventana temporal de varios días y comparándolos con el promedio de la misma ventana en años consecutivos (horizonte). Con el fin de identificar tendencias, este horizonte se mueve progresivamente a lo largo del registro histórico. Por tanto, es necesario especificar tanto el número de días que componen la ventana temporal como el número de años del horizonte seleccionado, considerando que una agregación excesiva puede suavizar demasiado las tendencias y que periodos de agregación muy pequeños no son capaces de filtrarlas. No existe una regla general para seleccionar estos dos parámetros. Por tanto, en este caso se han analizado diversas combinaciones de ambos parámetros, seleccionando finalmente una ventana temporal de 9 días y un horizonte de 20 años.

5.3. Caracterización de sequías meteorológicas e hidrológicas.

5.3.1. Índices de sequía estandarizados.

La caracterización de los eventos de sequía que se presenta en este capítulo se basa en tres índices estandarizados: el Índice Estandarizado de Precipitación (SPI por sus siglas en inglés; McKee et al. (1993)) y el Índice Estandarizado de Precipitación-Evapotranspiración (SPEI por sus siglas en inglés; Vicente-Serrano et al. (2010)) en el caso de sequías meteorológicas; y el Índice Estandarizado de Caudales (SSI por sus siglas en inglés) que se aplica para analizar sequías hidrológicas. Aunque el procedimiento de estandarización original fue definido por McKee et al. (1993) para el SPI empleando la precipitación como variable, el cálculo del SPEI y del SSI sigue el mismo proceso cambiando la variable a estandarizar: precipitación efectiva en el caso del SPEI (precipitación menos evapotranspiración potencial) y caudales en el caso del SSI. Las principales fases de este procedimiento se describen a continuación:

1. *Selección de un periodo de agregación temporal adecuado*: este periodo reflejará impactos específicos y fenómenos de interés. De acuerdo con Zargar et al. (2011), en el caso del SPI los periodos de agregación más cortos (3-6 meses) son interesantes a efectos de las condiciones de humedad del suelo y las tendencias estacionales de la precipitación, respectivamente. Periodos de agregación más largos, como pueden ser 12 meses, son adecuados para identificar patrones de precipitación a largo plazo y pueden relacionarse con caudales y volúmenes en embalses y acuíferos. En este caso, se ha utilizado el test de Anderson (Anderson, 1941) para estudiar la correlación que es estadísticamente significativa. En este caso, se ha utilizado el test de Anderson (Anderson, 1941) para estudiar la correlación anual que es estadísticamente significativa (Figura 5.1). De igual modo, se ha analizado la autocorrelación para desfases de 3 meses (0.18), 6 meses (0.12) y 12 meses (0.21). Puesto que la autocorrelación de mayor valor se relaciona con un periodo de agregación de 12 meses, finalmente éste fue el intervalo seleccionado.

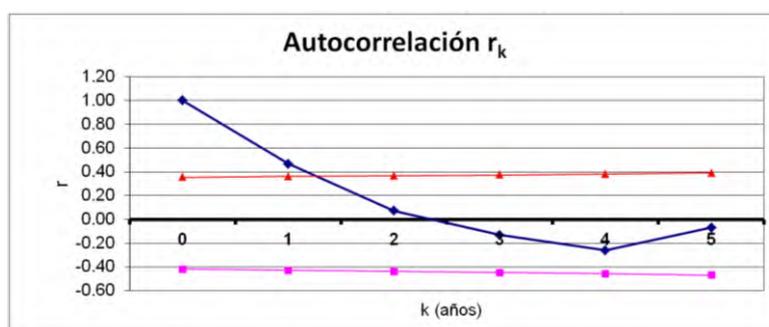


Figura 5.1. Test de autocorrelación de Anderson para la aportación anual. Subcuenca de Contreras

2. *Ajuste de una distribución estadística a las series temporales*: McKee et al. (1993) propusieron ajustar una función Gamma a la serie de precipitación para calcular el SPI. Esta distribución de 2 parámetros también puede aplicarse a la serie de caudales para obtener el SSI, aunque no es necesariamente la mejor elección (Barker et al., 2015). Además, la distribución Gamma no puede emple-

arse para el cálculo del SPEI, puesto que la precipitación efectiva puede tomar valores negativos si la evapotranspiración potencial (ETP) excede a la precipitación. Por lo tanto, el cálculo del SPEI requiere una distribución de 3 parámetros. A este respecto, Vicente-Serrano et al. (2010) propusieron la distribución Log-Logística, aunque recientemente Stagge et al. (2015) sugirieron que la distribución de Valores Extremos Generalizada (GEV, por sus siglas en inglés) producía un mejor ajuste para diferentes periodos de agregación en el cálculo del SPEI. Matemáticamente, la distribución GEV es muy atractiva porque su inversa posee una forma cerrada y sus parámetros son fáciles de estimar por el método de los momentos (Hosking et al., 1985). En el presente capítulo se propone ajustar la distribución Gamma a las series de precipitación y caudal para obtener el SPI y el SSI, respectivamente, y la distribución GEV para calcular el SPEI.

3. *Transformación a la distribución normal estandarizada*: mediante una transformación equipercantil, la función de probabilidad acumulada seleccionada debe transformarse a una variable aleatoria que pueda representarse mediante una distribución normal de media 0 y desviación típica 1. Por lo tanto, los índices estandarizados son representaciones del número de desviaciones típicas desde el valor medio para el que tiene lugar un determinado evento (a menudo a este número se le denomina *score* o puntuación). Mediante estas puntuaciones, es posible clasificar la intensidad de una sequía. En lugar de utilizar las categorías originales definidas por McKee et al. (1993) para el SPI, se ha adoptado la clasificación propuesta por Agnew (2000) para el mismo índice (Tabla 5.1). Este enfoque asigna una menor probabilidad de ocurrencia a las sequías más severas, a diferencia de los umbrales originales propuestos por McKee et al. (1993), que asignaban algún tipo de sequía a todos los valores negativos del SPI.

Tabla 5.1. Categorías de sequía según los valores del SPI

Fuente: Adaptado de Marcos-García et al. (2017)

Valor SPI	Categorías de sequía		
0	a	-0.84	No se considera sequía
-0.84	a	-1.28	Moderada
-1.28	a	-1.65	Severa
	<	-1.65	Extrema

Por último, se aplica la teoría de rachas propuesta por Yevjevich (1967), a fin de obtener dos características adicionales de las sequías: duración y magnitud. En teoría de rachas, se considera que se produce una sequía cuando aparece un periodo o racha en que la serie temporal se encuentra por debajo de un cierto umbral (déficit). Para cada episodio de sequía, la duración se define como la extensión temporal de la racha, la magnitud como el déficit acumulado de la racha y la intensidad como el máximo déficit de la racha (Dracup et al., 1980).

5.3.2. Método de cálculo de la evapotranspiración potencial para el SPEI.

La precisión en la estimación de la ETP juega un importante papel en el cálculo del índice SPEI, principalmente en zonas donde la precipitación es escasa (Beguería et al., 2014). Sin embargo, múltiples autores han señalado que ciertas metodologías (como el método de Thornthwaite, que se aplica a menudo debido a la limitada disponibilidad de datos) subestiman la ETP en regiones áridas y semiáridas (Sellers, 1963; Trajkovic, 2005). En el caso de otros métodos considerados más precisos (como la ecuación de Penman-Monteith, recomendada por la FAO (Allen et al., 1998)), la necesidad de múltiples variables de entrada (temperatura, radiación, humedad y velocidad del viento) limita su uso, puesto que muchas veces no se dispone de los datos necesarios. Por tanto, es necesario buscar un equilibrio entre eficiencia y simplicidad a la hora de seleccionar un método de cálculo de la ETP, considerando las limitaciones impuestas por la disponibilidad de datos.

La metodología propuesta en el presente capítulo puede aplicarse cuando la temperatura está adecuadamente caracterizada en una determinada cuenca pero las demás variables presentan una definición espacial pobre. A efectos de caracterizar la temperatura, se ha empleado la malla de datos diarios del proyecto SPAIN02 v4 (Herrera et al. 2010) para el periodo 1971-2007, que posee una alta resolución espacial (0.11°). Para el resto de variables (radiación, humedad y velocidad del viento) se han empleado los registros de 23 estaciones meteorológicas de la red del Sistema de Información Agroclimática para el Regadío (SIAR) del antiguo Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (Figura 5.2).

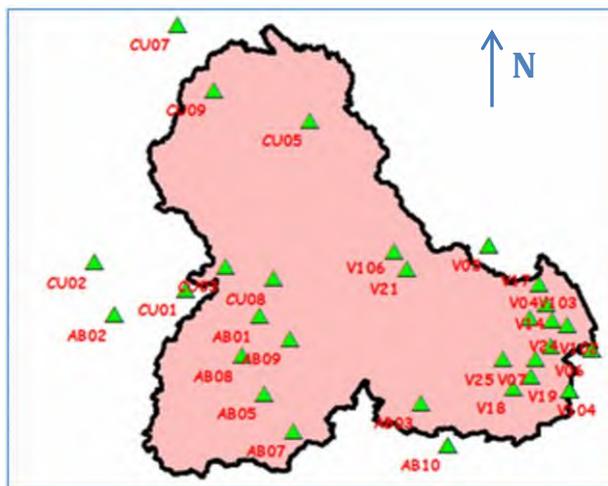


Figura 5.2. Estaciones SIAR consideradas en el sistema Júcar

El procedimiento propuesto es una combinación de los métodos de Thornthwaite y Penman-Monteith. En el Libro Blanco del Agua en España (Estrela et al., 1999) se combinaron ambos métodos para la evaluación de los recursos hídricos a escala nacional. En el método de Estrela et al. (1999) se calculaba un mapa de la ETP para todo el territorio mediante la ecuación de Thornthwaite, que posteriormente se modificaba mediante mapas mensuales correctores. Los coeficientes correctores se definían para las estaciones meteorológicas completas como el ratio medio entre la ETP estimada por el método de Penman-Monteith y la estimada por el método de Thornthwaite, y luego se interpolaban para obtener los 12 mapas correctores.

Sin embargo, el uso de coeficiente corrector basado en un valor medio mensual puede ser problemático si se alcanzan temperaturas próximas a cero (como ocurre en la cabecera del sistema durante los meses de invierno). La Figura 5.3 representa la variación del coeficiente corrector “k” (ratio entre la ETP calculada por el método de Penman-Monteith y la ETP calculada por Thornthwaite) en relación a la temperatura media mensual de los meses de enero y diciembre de 10 años consecutivos, en una estación ubicada en la cabecera del sistema (“Mariana”, CU09). Como se puede observar, esta relación puede ser definida mediante una función potencial.

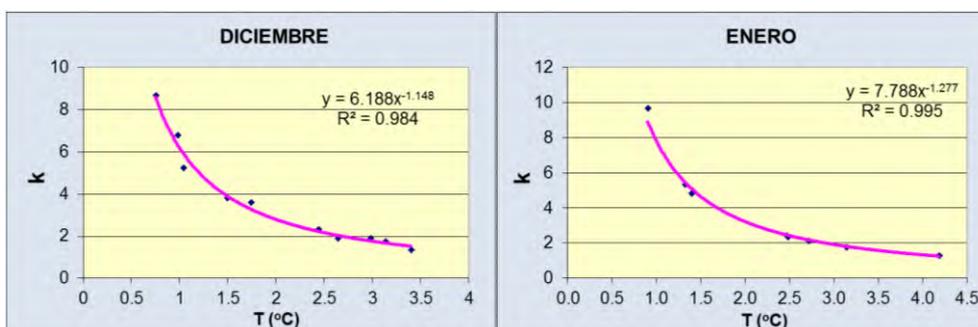


Figura 5.3. Variación del coeficiente corrector “k” con la temperatura media durante los meses de invierno

Por tanto, se decidió emplear una modificación del esquema de Thornthwaite que usa una “temperatura efectiva” (T_{ef} ; Ecuación 5.1) en lugar de la temperatura media del método original (Camargo et al., 1999), así como una corrección basada en el fotoperiodo (Pereira et al., 2004) que se muestra en la Ecuación 5.2.

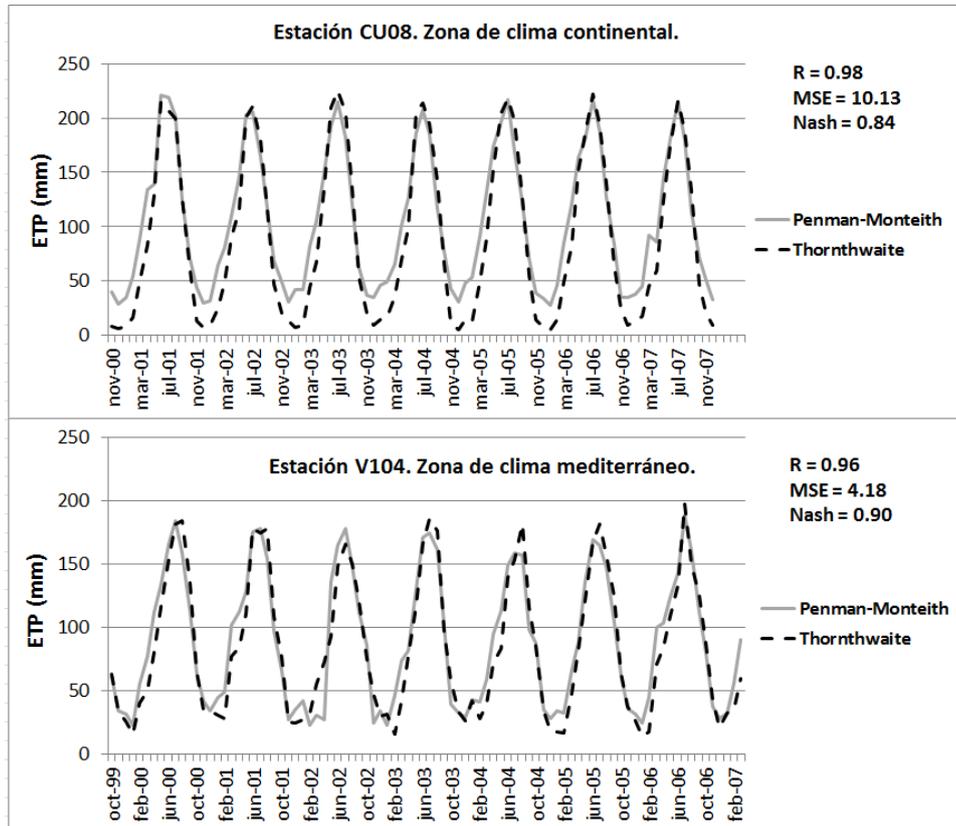
$$\text{Ec. 5.1} \quad T_{ef} = k(T_{avg} + A) = \frac{1}{2}k(3T_{max} - T_{min})$$

$$\text{Ec. 5.2} \quad T_{ef}^* = T_{ef} \frac{N}{24 - N} \quad \text{Si } T_{avg} \leq T_{ef}^* \leq T_{max}$$

Donde T_{ef} es la temperatura efectiva, T_{avg} es la temperatura media diaria, T_{max} es la temperatura máxima diaria, T_{min} es la temperatura mínima diaria, A es la amplitud diaria ($T_{max} - T_{min}$), k es un valor constante estimado de forma empírica y N es el fotoperiodo.

Para cada una de las 23 estaciones completas disponibles, el parámetro k se calibró ajustando los valores obtenidos mediante el método de Thornthwaite modificado a los calculados mediante la ecuación de Penman-Monteith, asumiendo que esta última proporciona una estimación mejor de la ETP. Los valores de k obtenidos fueron de 0.65 a 0.70, coherentes con el valor de 0.69 obtenido por Pereira et al. (2004) usando medidas lisimétricas diarias. Sin embargo, aunque este método alternativo representa adecuadamente la variación intranual de la ETP dentro de la zona de clima mediterráneo costero de la cuenca, sin embargo continúa subesti-

mando la evapotranspiración en la zona de clima más continentalizado durante los meses de invierno (Figura 5.4).



Fuente: Adaptado de Marcos-García et al. (2017)

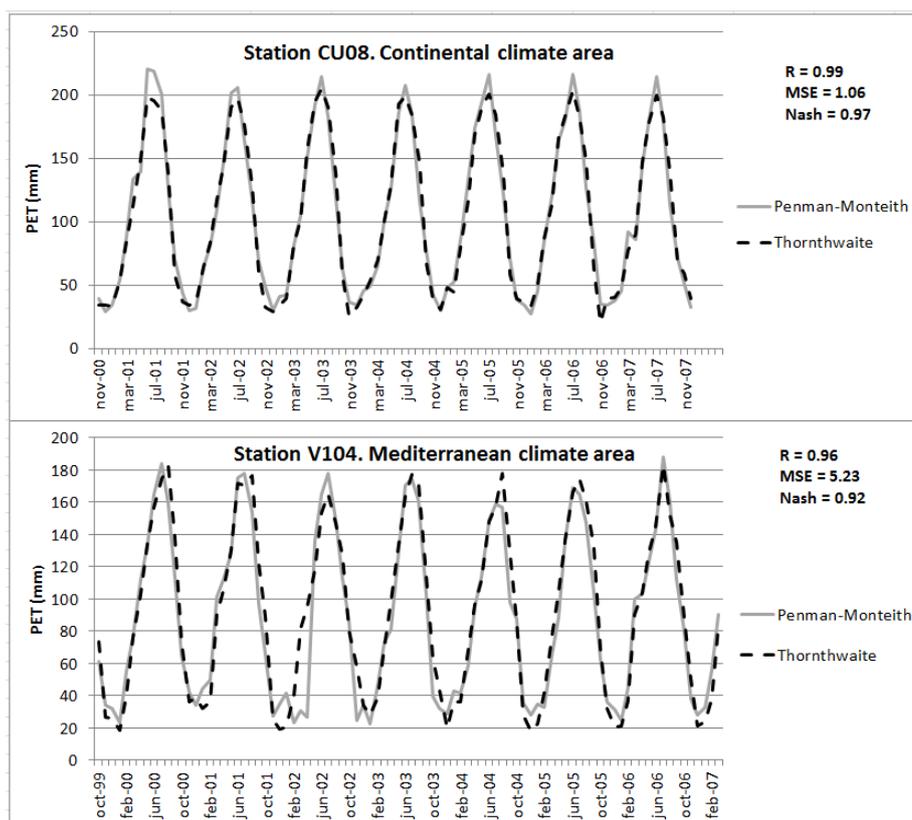
Figura 5.4. ETP estimada (mm) usando el método de Penman-Monteith y el método de Thornthwaite modificado (Ec. 5.1) en dos zonas climáticas

Para mejorar este aspecto, aquí se propone modificar la ecuación correspondiente a la temperatura efectiva (Ecuación 5.1) añadiendo un nuevo parámetro que dote de mayor flexibilidad al esquema (Ecuación 5.3):

Ec. 5.3

$$T_{ef} = a(T_{avg} + A)^{1-b}$$

Donde T_{avg} es la temperatura diaria media, A es la amplitud diaria y a , b son parámetros. Para el caso de estudio, en general se ha obtenido un buen ajuste empleando valores de los parámetros $a=4.5$ y $b=0.5$.



Fuente: Adaptado de Marcos-Garcia et al. (2017)

Figura 5.5. ETP estimada (mm) usando el método de Penman-Monteith y el método de Thornthwaite modificado (Ec. 5.3) en dos zonas climáticas

La fórmula propuesta representa adecuadamente la variación intranual de la ETP dentro de la zona de clima más continental de la cuenca, incluso durante los meses fríos (Figura 5.5). Se puede observar que la formulación propuesta suaviza ligeramente los valores máximos de la ETP en los meses de verano, pero se trata de una

reducción pequeña y, de acuerdo con los resultados de Pereira et al. (2004), el esquema original sobreestimaba la ETP. En el caso de las subcuencas de clima mediterráneo costero, esta nueva versión supone una mejora poco significativa.

5.4. Estudio de la influencia de las teleconexiones.

5.4.1. Oscilación del Atlántico Norte (NAO).

El índice NAO describe los cambios relativos de presión entre la región de altas presiones centrada sobre las islas Azores (anticiclón de las Azores, ubicada al oeste de Portugal) y la región subpolar de bajas presiones centrada en Islandia. En los últimos años, múltiples autores han estudiado la relación entre la NAO y la evolución temporal de la precipitación y la temperatura en la península Ibérica (Rodrigo et al., (2001); Muñoz-Díaz & Rodrigo (2003); Trigo et al. (2004); Lopez-Moreno et al. (2007); Vicente-Serrano & Cuadrat (2007); Queralt et al. (2009); Vicente-Serrano et al. (2009); Lopez-Moreno et al. (2011).

De acuerdo con la literatura disponible, la NAO ejerce una influencia notable sobre la precipitación, principalmente durante los meses de invierno. Las fases positivas de la NAO están estrechamente relacionadas con precipitaciones inferiores a lo normal, mientras que las fases negativas se relacionan con condiciones más húmedas. Por tanto, en la península Ibérica las precipitaciones durante los meses de invierno se correlacionan negativamente con el índice NAO. Sin embargo, con respecto a la temperatura, Lopez-Moreno et al. (2011) observaron correlaciones positivas en la Europa mediterránea.

A fin de estudiar la relación entre el índice NAO y las variables climáticas en la cuenca del Júcar, se recurrió a los datos de la malla ECA&D (Haylock et al., 2008), que proporciona series de precipitación y temperatura desde 1950 hasta la fecha actual y a tres índices NAO a escala mensual, procedentes del Climate Research Unit (CRU), el NOAA National Weather Service (NWS) y el National Center for Atmospheric Research (NCAR). Los datos de precipitación y temperatura media mensual de la malla ECA&D para la zona de estudio se compararon con los obtenidos a partir de la malla SPAIN02 v4 (Herrera et al., 2010) para el periodo común a ambas (1971-2007). Posteriormente, se aplicó una corrección cuantil a cuantil

asumiendo que los datos de SPAIN02 v4 eran más precisos debido a su mayor resolución (0.11° frente a 0.25° de ECA&D) y a que cubren específicamente la península Ibérica, mientras que ECA&D abarca toda Europa. Para ello, se aplicó la herramienta de RStudio denominada “qmap” (Gudmunsson et al., 2012), que permite diversas opciones de ajuste y selección de la transformación cuantil a cuantil entre ambas series.

5.4.2. Oscilación del Mediterráneo Occidental (WeMO).

Según Machado et al. (2011), las zonas áridas y semiáridas del sureste español se ubican en la encrucijada de tres áreas climáticas: una zona en el sur donde las mayores precipitaciones tienen lugar en invierno, otra zona más al norte donde ocurren durante los meses de otoño (en la costa valenciana) y el patrón bimodal de la España central, donde se reparten principalmente entre los meses de primavera y otoño.

A fin de explicar las anomalías pluviométricas mensuales de la zona este peninsular, Martín-Vide & López-Bustins (2006) propusieron el índice de la Oscilación del Mediterráneo Occidental (WeMO). Este índice se define como la diferencia de los valores estandarizados de la presión atmosférica en superficie entre las estaciones de San Fernando (España) y Padua (Italia). De acuerdo con sus resultados, el índice WeMO era más relevante a la hora de explicar la precipitación en el sureste español que el índice NAO. Además, observaron que el índice se correlacionaba negativamente con la precipitación en esta zona, sobre todo en los meses de octubre a marzo.

Para estudiar la relación entre el índice WeMO y las variables climáticas en la cuenca del Júcar, se ha empleado la serie temporal del índice WeMO a escala mensual calculada por el Grupo de Climatología de la Universidad de Barcelona, disponible en la web <http://www.ub.edu/gc/es/2016/06/08/wemo/>. Los datos de precipitación y temperatura son los de la malla ECA&D una vez corregidas (según el procedimiento descrito en el epígrafe anterior).

5.4.3. Relación entre teleconexiones y sequías meteorológicas recientes.

A fin de estudiar la relación entre los índices NAO y WeMO y los eventos de sequía meteorológica en la cuenca del Júcar, se ha calculado el SPEI para el periodo 1950-2016, considerando un periodo de agregación de 12 meses. Posteriormente, se realizó un análisis “cross-wavelet” para cada par de variables (NAO/SPEI y WeMO/SPEI), mediante el paquete de R “WaveletComp” (Roesch & Schmidbauer, 2018), que contiene herramientas para analizar la estructura de frecuencias de series temporales univariadas y bivariadas mediante la onda de Morlet. El objetivo de este tipo de análisis es doble: por un lado, compara las frecuencias de las series temporales de ambas variables y; por otro, extraer conclusiones sobre la sincronización de estas series en ciertos periodos y rangos temporales.

5.4.4. Relación entre el índice NAO y las sequías históricas.

Romero-Viana et al. (2011) reconstruyeron la precipitación invernal anual desde 1579 D.C. a 1949 a partir de los sedimentos del lago La Cruz (ubicado en la zona de cabecera del río Cabriel, en la subcuenca del embalse de Contreras) y estudiaron su relación con el índice NAO. De acuerdo con dichos autores, la conexión entre la precipitación y el índice NAO no ha sido estable a lo largo del tiempo, aunque actualmente se encuentran significativamente correlacionados.

A estos efectos, se consideró de interés el estudio de la evolución del índice NAO (empleando la reconstrucción de Trouet et al. (2009), que abarcaba desde el periodo 1049 D.C. hasta 1995, y el índice calculado por el NCAR para prolongar la serie hasta 2016), en relación a las sequías históricas documentadas en el catálogo del CEDEX (2013) a partir de crónicas y otras fuentes de información desde el año 1059 A.C. hasta el año 1939. Asimismo, se ha calculado un índice SPEI anual a partir de las series de precipitación reconstruidas por Romero-Viana et al. (2011) y la malla de reconstrucción estacional de la temperatura en Europa desde el año 1500 D.C. propuesta por Luterbacher et al. (2004).

5.5. Referencias bibliográficas

- Agnew, C.T. (2000). Using the SPI to identify drought. *Drought Network News* 12 (1), 6–11.
- Allen R.G, Pereira L.S, Raes D., Smith M. (1998) Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements. *Irrigation and Drainage Paper*, no. 56, FAO, Rome, Italy, 300 pp
- Anderson, R.L. (1941). “*Serial correlation in the analysis of time series*” Retrospective Theses and Dissertations. Paper 12880.
- Anghileri, D., Pianosi, F., Soncini-Sessa, R. (2014). Trend detection in seasonal data: from hydrology to water resources. *Journal of Hydrology*, 511, 171-179. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.01.022
- Barker, L.J., Hannaford, J., Svensson, C., Tanguy, M. (2015). A preliminary assessment of meteorological and hydrological drought indicators for application to catchments across the UK. In: Andreu, J. (Ed.), DROUGHT. *Research and Science-Policy Interfacing*. Balkema, CRC Press, Netherlands, pp. 231–236.
- Beguería, S., Vicente-Serrano, S.M., Reig, F., Latorre, B. (2014). Standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) revisited: parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring. *Int. J. Climatol.* 34, 3001–3023. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.3887>.
- Camargo, A.P., Marin, F.R., Sentelhas, P.C., Picini, A.G. (1999). Adjust of the Thornthwaite’s method to estimate the potential evapotranspiration for arid and superhumid climates, based on daily temperature amplitude. *Rev. Bras. Agrometeorol.* 7 (2), 251–257 (en portugués con resumen en inglés)
- CEDEX (2013). Catálogo y publicación de sequías históricas. Informe técnico para Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente
- Dracup, J.A., Lee, K.S., Paulson, E.G. (1980). On the definition of droughts. *Water Resour. Res.* 16 (2), 297–302.
- Estrela T., Cabezas Calvo-Rubio F., Estrada Lorenzo F. (1999). La evaluación de los recursos hídricos en el Libro Blanco del Agua en España. *Ingeniería del agua*, [S.l.], v. 6, n. 2, jun. 1999. ISSN 1886-4996.
- Gudmundsson, L., Bremnes, J.B., Haugen, J.E., 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. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-16-3383-2012>.

Haylock, M.R., Hofstra, N., Klein Tank A.M.G., Klok E.J., Jones P.D., New, M. (2008). A European daily high-resolution gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950–2006. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, Vol. 113, Issue D20. <https://doi.org/10.1029/2008JD010201>

Herrera, S., Gutiérrez, J.M., Ancell, R., Pons, M.R., Frías, M.D., Fernández, J. (2010). Development and analysis of a 50-year high-resolution daily gridded precipitation dataset over Spain (Spain 02). *Int. J. Climatol.* <http://dx.doi.org/10.1002/joc.2256/>.

Hosking, J.R.M., Wallis, J.R., Wood, E.F. (1985). Estimation of the generalized extreme-value distribution by the method of probability weighted moments. *Technometrics* 27 (3), 251–261.

López-Moreno, J.I., Beguería, S., Vicente-Serrano, S.M., García-Ruiz, J.M. (2007). Influence of the North Atlantic Oscillation on water resources in central Iberia: Precipitation, streamflow anomalies, and reservoir management strategies. *Water Resources Research*, Vol. 43, W09411, doi:10.1029/2007WR005864

Gudmundsson, L., Bremnes, J.B., Haugen, J.E., 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. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-16-3383-2012>.

Haylock, M.R., Hofstra, N., Klein Tank A.M.G., Klok E.J., Jones P.D., New, M. (2008). A European daily high-resolution gridded data set of surface temperature and precipitation for 1950–2006. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, Vol. 113, Issue D20. <https://doi.org/10.1029/2008JD010201>

Herrera, S., Gutiérrez, J.M., Ancell, R., Pons, M.R., Frías, M.D., Fernández, J. (2010). Development and analysis of a 50-year high-resolution daily gridded precipitation dataset over Spain (Spain 02). *Int. J. Climatol.* <http://dx.doi.org/10.1002/joc.2256/>

López-Moreno, J.I., Beguería, S., Vicente-Serrano, S.M., García-Ruiz, J.M. (2007). Influence of the North Atlantic Oscillation on water resources in central Iberia: Precipitation, streamflow anomalies, and reservoir management strategies. *Water Resources Research*, Vol. 43, W09411, doi:10.1029/2007WR005864

López-Moreno, J.I., Vicente-Serrano, S.M., Morán-Tejeda, E., Lorenzo-Lacruz, J., Kenawy, A., Beniston, M. (2011). Effects of the North Atlantic Oscillation (NAO) on

combined temperature and precipitation winter modes in the Mediterranean mountains: Observed relationships and projections for the 21st century. *Global and Planetary Change* 77, 62–76

Luterbacher J, Dietrich D, Xoplaki E, Grosjean M and Wanner H (2004) European seasonal and annual temperature variability, trends and extremes since 1500. *Science* 303, 1499-1503

Machado, J.M., Benito, G., Barriendos, M., Rodrigo, F.S. (2011). 500 Years of rainfall variability and extreme hydrological events in southeastern Spain drylands. *Journal of Arid Environment*, 75, pp. 1244-1253

Marcos-Garcia P., 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*, [S.l.], v. 21, n. 1, p. 35-52. ISSN 1886-4996

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. *Journal of Hydrology* 554, 292–305

Martin-Vide, J., Lopez-Bustins, J.A. (2006). The Western Mediterranean oscillation and rainfall in the Iberian Peninsula. *International Journal of Climatology*, 26: 1455-1475. DOI: 10.1002/joc.1388

McKee, T.B., Doesken, N.J., Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration of time scales. In: *Eighth Conference on Applied Climatology, American Meteorological Society*, Jan17-23, 1993, Anaheim CA, pp. 179–186.

Muñoz-Díaz, D., Rodrigo, F.S. (2003). Effects of the North Atlantic Oscillation on the probability for climatic categories of local monthly rainfall in Southern Spain. *Int. J. Climatol.* 23: 381–397

Pereira, A.R., Pruitt, W.O. (2004). Adaptation of the Thornthwaite scheme for estimating daily reference evapotranspiration. *Agric. Water Manage.* 66, 251–257.

Queralt, S., Hernández, E., Barriopedro, D., Gallego, D., Ribera, P., Casanova, C. (2009). North Atlantic Oscillation influence and weather types associated with winter total and extreme precipitation events in Spain. *Atmospheric Research* 94, 675–683

Rodrigo, F.S., Pozo-Vázquez, D., Esteban-Parra M.J., Castro-Díez, Y. (2001). A reconstruction of the winter North Atlantic Oscillation index back to A.D. 1501 using

documentary data in southern Spain. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 106, Issue D14, 14805-14818.

Roesch, A., Schmidbauer, H. (2018). WaveletComp: Computational Wavelet Analysis. R package version 1.1. <https://CRAN.R-project.org/package=WaveletComp>

Romero-Viana, L., Julià, R., Schimmel, M., Camacho, A., Vicente, E., Miracle, R. (2011). Reconstruction of annual winter rainfall since A.D. 1579 in central-eastern Spain based on calcite laminated sediment from Lake La Cruz. *Climatic Change* 107:343–361. DOI 10.1007/s10584-010-9966-7

Seibert, J., Vis, M.J.P. (2012). Teaching hydrological modeling with a user-friendly catchment-runoff-model software package. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, 3315-3325. doi:10.5194/hess-16-3315-2012

Sellers, W. (1963). Potential evapotranspiration in arid regions. *J. Appl. Meteorol.* 3, 98–104.

Stagge, J.H., Tallaksen, L.M., Gudmundsson, L., Van Loon, A.F., Stahl, K. (2015). Candidate distributions for climatological drought indices (SPI and SPEI). *Int. J. Climatol.* 35 (13), 4027–4040.

Thornton, P.K., Ericksen, P.J., Herrero, M., Challinor, A.J. (2014). Climate variability and vulnerability to climate change: a review. *Glob Chang Biol.* 20(11): 3313-3328

Trajkovic, S. (2005). Temperature-based approaches for estimating reference evapotranspiration. *J. Irrig. Drain. Eng.* [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9437\(2005\)131:4\(316\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2005)131:4(316)), 316-323.

Trigo, R.M., Pozo-Vázquez, D., Osborn, T.J., Castro-Díez, Y., Gámiz-Fortis, S., Esteban-Parra, M.J. (2004). North Atlantic Oscillation influence on precipitation, river flow and water resources in the Iberian peninsula. *Int. J. Climatol.* 24: 925–944

Trouet, V., Esper, J., Graham, N.E., Baker, A., Scourse, J.D., Frank, D.C. (2009). Persistent positive North Atlantic Oscillation mode dominated the Medieval Climate Anomaly. *Science*, Vol. 324, Issue 5923, pp. 78-80. DOI: 10.1126/science.1166349

Vicente-Serrano, S.M., Cuadrat, J.M. (2007). North Atlantic oscillation control of droughts in north-east Spain: evaluation since 1600 A.D. *Climatic Change* 85:357–379. DOI 10.1007/s10584-007-9285-9

Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., López-Moreno, J.I., El Kenawy, A.M., Angulo-Martínez, M. (2009). Daily atmospheric circulation events and extreme precipitation risk in

northeast Spain: Role of the North Atlantic Oscillation, the Western Mediterranean Oscillation, and the Mediterranean Oscillation. *Journal of Geophysical Research*, Vol. 114, D08106, doi:10.1029/2008JD011492

Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., López-Moreno, J.I. (2010). A multiscalar drought index sensitive to global warming: the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *J. Clim.* 23, 1696–1718

WMO (2011). Guide to climatological practices. WMO-No. 100. ISBN 978-92-63-10100-6

Yevjevich V. (1967). An objective approach to definitions and investigations of continental hydrologic droughts. *Hydrology papers*. N_ 23. Colorado State University. Fort Collins, Colorado.

Zargar, A., Sadiq, R., Naser, B., Khan, F.I. (2011). A review of drought indices. *Environ. Rev.* 19, 333–349.

Capítulo 6

Factores y tendencias climáticas en el periodo histórico. Resultados²

6.1. Introducción.

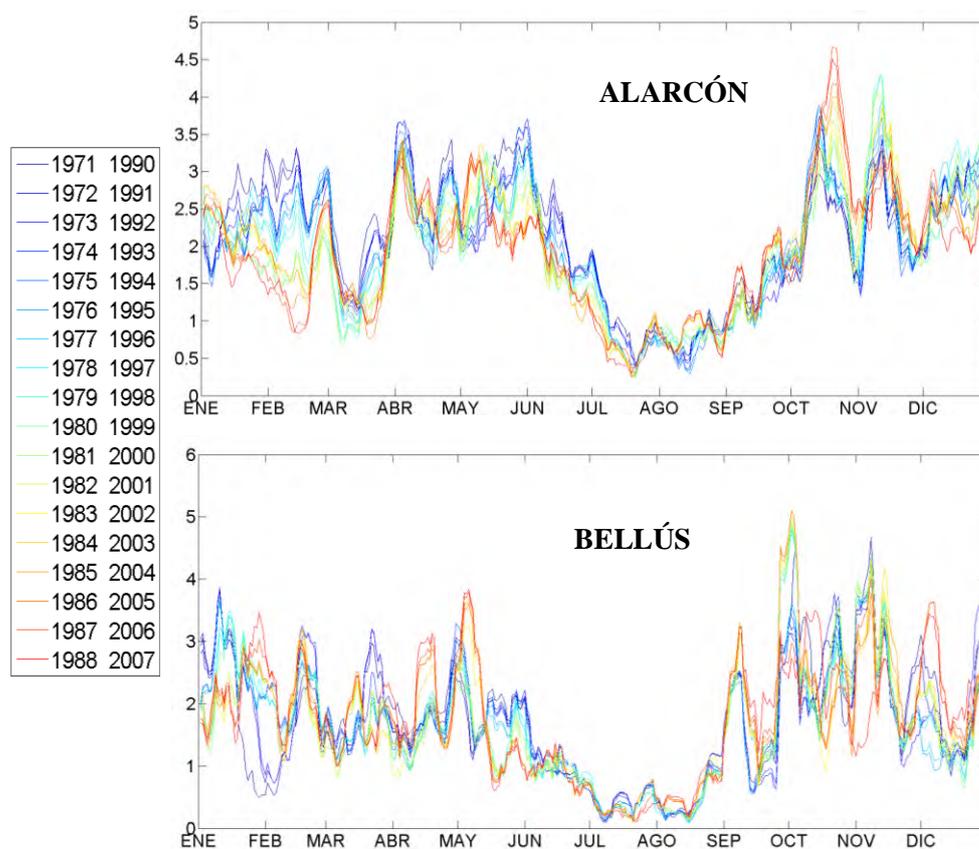
En el presente capítulo se exponen los resultados obtenidos tras aplicar la metodología expuesta en el Capítulo 5.

6.2. Análisis de tendencias en las series temporales.

El análisis de tendencias históricas en las series de precipitación y temperatura mediante la metodología expuesta en el Capítulo 5, ha permitido identificar diferentes patrones en las cuencas de cabecera, de clima más continental, y las ubicadas dentro de la zona de clima mediterráneo. La Figura 6.1 muestra los gráficos obtenidos mediante el método *Moving Average over Shifting Horizon* (MASH; Anghileri et al., 2014) para la variable precipitación en las cuencas de Alarcón y Bellús.

²*Este capítulo reproduce parte del contenido presentado en Marcos-García & Pulido-Velázquez (2017) y Marcos-García et al. (2017). (Ver Anexo II).*

En el caso de la primera, es posible identificar dos tendencias principales: una disminución importante de la precipitación durante los meses de invierno (especialmente en enero y febrero) y primavera (aunque de menor entidad que en invierno), así como un incremento puntual en octubre (Marcos-García & Pulido-Velázquez, 2017).



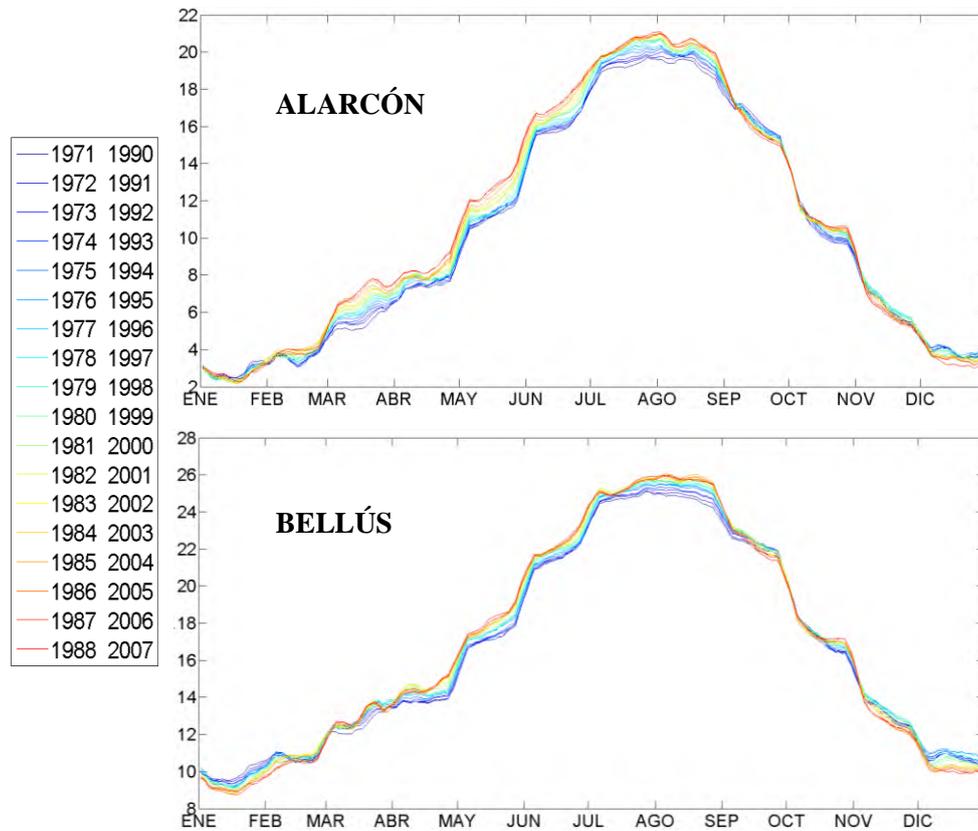
Fuente: Adaptado de Marcos-García & Pulido-Velázquez (2017)

Figura 6.1. Gráficos MASH de media móvil de precipitación (mm)

Sin embargo, de acuerdo con estos autores, en las subcuencas ubicadas en la zona de clima mediterráneo (como es el caso de Bellús), la disminución de la precipitación durante los meses de invierno no es en general tan pronunciada. En primavera,

aparece un aumento puntual en el mes de mayo, seguido de una disminución en el resto de la estación. Por último, no es posible señalar una tendencia clara durante los meses de otoño.

En cuanto al análisis de temperaturas, la Figura 6.2 muestra un incremento importante durante los meses de primavera y verano para la cuenca de Alarcón, que alcanza 2.3°C en marzo en el periodo 1988-2007 respecto al periodo 1971-1990.



Fuente: Marcos-Garcia & Pulido-Velazquez (2017)

Figura 6.2. Gráficos MASH de media móvil de temperatura (°C)

No obstante, tras aplicar la misma metodología en la subcuenca de Bellús, se observa que el mayor incremento aparece en el mes de agosto y que alcanza 1.4°C

(significativamente inferior al máximo incremento detectado en Alarcón). Asimismo, es posible identificar una disminución de la temperatura durante la estación invernal (hasta 1.2°C a mediados de diciembre) (Marcos-García & Pulido-Velázquez, 2017).

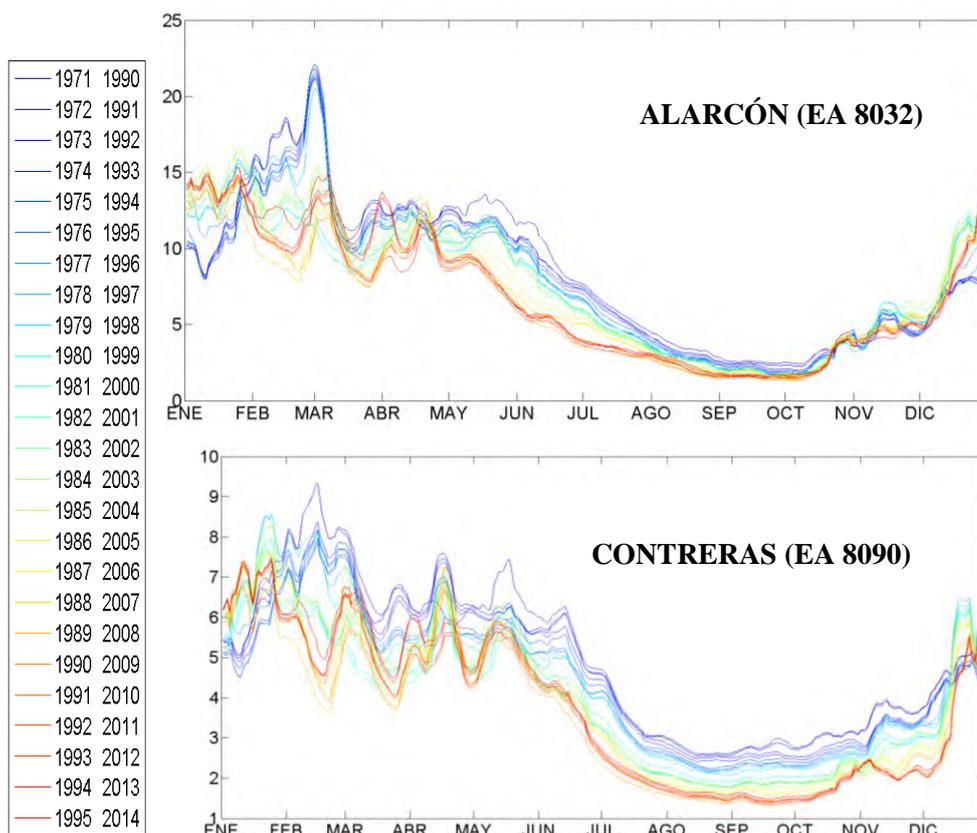


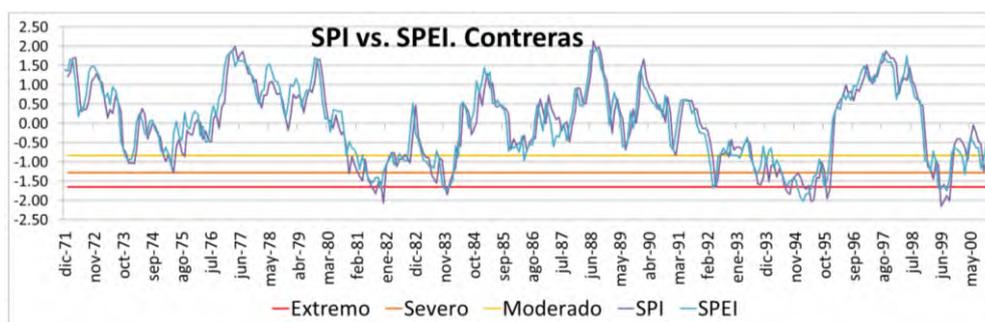
Figura 6.3. Gráficos MASH de media móvil de caudal (m^3/s)

Por último, se han analizado las tendencias en los caudales medios diarios registrados en las estaciones de aforo 8032 (Cuenca, en la cabecera del río Júcar) y 8090 (Pajaroncillo, en la cabecera del río Cabriel). Como se puede observar en la Figura 6.3, en ambas estaciones se observa un marcado descenso de las aportaciones en todos los meses del año, a excepción de diciembre y enero. La reducción más evi-

dente tiene lugar en los meses de febrero y marzo. Además, cabe destacar que, mientras en la estación de Pajaroncillo la reducción ha sido más o menos uniforme para el periodo de junio a noviembre, en el caso de Cuenca el mes que presenta la mayor reducción para este periodo es junio, siendo muy similares las aportaciones en los meses de otoño (septiembre a noviembre) para toda la serie temporal.

6.3. Caracterización de sequías meteorológicas e hidrológicas.

Los resultados de los índices SPI y SPEI calculados para un periodo de agregación de 12 meses son muy similares para el periodo histórico considerado (1971-2000). A modo de ejemplo, la Figura 6.4 muestra la evolución de ambos índices en este periodo en la subcuenca de Contreras. Por tanto, se puede considerar que el SPI es un indicador de sequía meteorológica adecuado para el periodo considerado, aun cuando ignora el papel de la temperatura (Marcos-García et al. (2017)).



Fuente: Adaptado de Marcos-García et al. (2017)

Figura 6.4. SPI12 y SPEI12 en la subcuenca de Contreras (1971-2000)

A fin de evaluar la magnitud, intensidad y duración de los eventos de sequía identificados en el periodo histórico, se ha aplicado la teoría de rachas a las series temporales del índice SPI (Tabla 6.1). La tabla muestra que, en general, la zona media de la cuenca (subcuenca de Tous) y la zona próxima a la costa (subcuencas de Forata, Bellús y Sueca) presentan sequías más largas y más severas (en magnitud e intensidad) que las que tienen lugar en cabecera (Alarcón y Contreras). Esto es consistente con la distribución de las principales áreas climáticas en la cuenca descritas

en el Capítulo 3 (clima continental en cabecera, transicional entre continental y mediterráneo costero en el curso medio y mediterráneo costero en el curso bajo).

Respecto a la magnitud, intensidad y duración de las sequías hidrológicas identificadas mediante el índice SSI, al contrario que en el caso de las sequías meteorológicas, no puede vincularse de forma directa a las zonas climáticas existentes en la cuenca del Júcar. Es posible observar valores medios máximos de las tres características de las sequías tanto en cabecera (Contreras) como en la zona próxima a la costa (Bellús, Sueca) (Tabla 6.2). Como era esperable, el número de sequías hidrológicas es inferior al de sequías meteorológicas, puesto que no todas las sequías meteorológicas originan una sequía hidrológica. No obstante, una vez que la sequía hidrológica tiene lugar, su duración y magnitud suelen ser superiores a los de la sequía meteorológica que le dio lugar. Por ejemplo, en la subcuenca de Contreras, se identificaron 10 sequías meteorológicas y 4 sequías hidrológicas para el periodo 1971-2000. Sin embargo, la magnitud media de las sequías meteorológicas fue de 14.92, mientras que la de las hidrológicas fue más del doble (37.49).

Tabla 6.1. Análisis de sequías meteorológicas (SPI12) entre 1971 y 2000

Fuente: Adaptado de Marcos-García et al. (2017)

Subcuenca	Número sequías	Magnitud media	Duración media	Intensidad media	Categoría
Alarcón	12	12.46	14.09	1.30	Severa
Contreras	10	14.92	16.10	1.32	Severa
Molinar	10	12.37	13.90	1.40	Severa
Tous	2	25.95	26.50	1.70	Extrema
Forata	10	15.00	17.50	1.37	Severa
Sueca	8	16.01	17.25	1.46	Severa
Bellús	8	19.99	20.38	1.46	Severa

Tabla 6.2. Análisis de sequías hidrológicas (SSI12) entre 1971 y 2000

Fuente: Adaptado de Marcos-García et al. (2017)

Subcuenca	Número sequías	Magnitud media	Duración media	Intensidad media	Categoría
Alarcón	7	18.02	23.94	1.03	Moderada
Contreras	4	37.49	39.25	1.45	Severa
Molinar	4	20.85	45.75	0.72	No sequía
Tous	3	15.49	18.00	1.43	Severa
Forata	8	17.25	22.50	1.19	Moderada
Sueca	4	35.00	44.75	1.40	Severa
Bellús	5	32.06	36.40	1.52	Severa

6.4. Estudio de la influencia de las teleconexiones.

6.4.1. Oscilación del Atlántico Norte (NAO).

De acuerdo con la metodología presentada en el Capítulo 5, la Tabla 6.3 muestra los coeficientes de correlación mensual entre la precipitación y la NAO durante los meses de invierno para cada una de las subcuencas en las que se ha dividido el caso de estudio. De este modo, es posible observar una correlación negativa significativa de diciembre a marzo en las cuencas de cabecera (Alarcón y Contreras), que se encuentran dentro de la zona de clima más continental. Esta correlación decrece de oeste a este. Las subcuencas ubicadas en la zona de clima mediterráneo costero (Sueca y Bellús) únicamente muestran cierta correlación para los meses de diciembre y enero. Además, existen diferencias entre los tres índices NAO: mientras que el del NOAA y el del NCAR muestran resultados similares, el del CRU exhibe una correlación mayor en todos los casos. Esto puede deberse a que una de las estaciones que el CRU considera para calcular el índice NAO se localiza muy próxima a la península, concretamente en Gibraltar.

Tabla 6.3. Correlación en los meses invernales entre el índice NAO y la precipitación

		ALARCÓN	CONTRERAS	MOLINAR	TOUS	FORATA	SUECA	BELLÚS
DIC	CRU	-0.72	-0.71	-0.71	-0.58	-0.66	-0.45	-0.37
	NOAA	-0.63	-0.63	-0.60	-0.49	-0.57	-0.38	-0.31
	NCAR	-0.65	-0.62	-0.63	-0.50	-0.56	-0.37	-0.30
ENE	CRU	-0.63	-0.65	-0.72	-0.65	-0.68	-0.54	-0.46
	NOAA	-0.57	-0.56	-0.59	-0.48	-0.52	-0.36	-0.28
	NCAR	-0.53	-0.53	-0.58	-0.53	-0.56	-0.44	-0.38
FEB	CRU	-0.56	-0.55	-0.55	-0.30	-0.42	-0.16	-0.07
	NOAA	-0.55	-0.53	-0.46	-0.22	-0.36	-0.09	-0.02
	NCAR	-0.56	-0.53	-0.47	-0.23	-0.36	-0.08	-0.01
MAR	CRU	-0.55	-0.50	-0.46	-0.59	-0.35	-0.23	-0.22
	NOAA	-0.47	-0.39	-0.27	-0.05	-0.14	0.03	0.06
	NCAR	-0.44	-0.35	-0.26	-0.04	-0.12	0.04	0.07

La Tabla 6.4 muestra los coeficientes de correlación en los meses de invierno entre las temperaturas medias mensuales y el índice NAO. Se puede observar que existen correlaciones positivas significativas en febrero, y también en marzo en el caso de las cuencas de cabecera.

Tabla 6.4. Correlación en los meses invernales entre el índice NAO y la temperatura

		ALARCÓN	CONTRERAS	MOLINAR	TOUS	FORATA	SUECA	BELLÚS
DIC	CRU	0.09	0.09	-0.05	0.00	0.04	0.01	0.03
	NOAA	0.13	0.12	0.00	0.06	0.08	0.08	0.09
	NCAR	-0.13	-0.13	-0.27	-0.19	-0.16	-0.18	-0.18
ENE	CRU	0.01	0.02	-0.11	-0.06	-0.04	-0.06	-0.05
	NOAA	-0.08	-0.09	-0.16	-0.13	-0.12	-0.14	-0.13
	NCAR	-0.06	-0.08	-0.14	-0.09	-0.10	-0.09	-0.06
FEB	CRU	0.57	0.55	0.52	0.52	0.53	0.49	0.48
	NOAA	0.27	0.22	0.23	0.22	0.22	0.21	0.21
	NCAR	0.26	0.22	0.21	0.22	0.22	0.21	0.21
MAR	CRU	0.42	0.39	0.35	0.27	0.33	0.22	0.19
	NOAA	0.29	0.24	0.19	0.10	0.16	0.06	0.01
	NCAR	0.23	0.19	0.15	0.09	0.14	0.06	0.03

6.4.2. Oscilación del Mediterráneo Occidental (WeMO).

A continuación, se presenta la relación entre las variables precipitación y temperatura y el índice WeMO a escala mensual en la cuenca del Júcar (Tabla 6.5).

Tabla 6.5. Correlación mensual entre el índice WeMO y la precipitación

	ALARCÓN	CONTRERAS	MOLINAR	TOUS	FORATA	SUECA	BELLÚS
ENERO	-0.19	-0.19	-0.30	-0.40	-0.35	-0.42	-0.43
FEBRERO	-0.22	-0.30	-0.53	-0.63	-0.57	-0.59	-0.53
MARZO	-0.07	-0.11	-0.20	-0.31	-0.28	-0.35	-0.37
ABRIL	-0.35	-0.37	-0.37	-0.37	-0.39	-0.33	-0.30
MAYO	-0.17	-0.19	-0.29	-0.31	-0.28	-0.32	-0.30
JUNIO	-0.06	-0.08	-0.10	-0.10	-0.11	-0.07	-0.05
JULIO	-0.15	-0.16	-0.11	-0.10	-0.10	-0.12	-0.14
AGOSTO	-0.06	0.06	-0.04	-0.01	0.03	-0.03	-0.04
SEPTIEMBRE	-0.33	-0.33	-0.27	-0.33	-0.34	-0.36	-0.38
OCTUBRE	-0.31	-0.31	-0.25	-0.21	-0.24	-0.20	-0.15
NOVIEMBRE	-0.27	-0.33	-0.41	-0.47	-0.46	-0.46	-0.45
DICIEMBRE	-0.23	-0.25	-0.32	-0.50	-0.43	-0.54	-0.53

La Tabla 6.5 muestra mayor correlación entre las precipitaciones durante los meses de invierno y el índice WeMO para las subcuencas ubicadas en la zona climática de transición y las próximas a la costa (Tous, Forata, Sueca y Bellús), que en las cuencas de clima más continental (Alarcón, Contreras y Molinar).

En relación a la temperatura, es interesante destacar que los meses más cálidos (de abril a septiembre) se correlacionan mejor con el índice WeMO que los meses más fríos (Tabla 6.6), aunque octubre y noviembre también muestran una correlación significativa.

Tabla 6.6. Correlación mensual entre el índice WeMO y la temperatura

	ALARCÓN	CONTRERAS	MOLINAR	TOUS	FORATA	SUECA	BELLÚS
ENERO	-0.12	-0.10	-0.08	-0.04	-0.04	-0.01	0.03
FEBRERO	0.05	0.06	0.09	0.18	0.14	0.22	0.24
MARZO	-0.07	-0.04	0.03	0.13	0.09	0.21	0.26
ABRIL	-0.48	-0.47	-0.37	-0.29	-0.35	-0.21	-0.19
MAYO	-0.33	-0.33	-0.26	-0.29	-0.33	-0.30	-0.31
JUNIO	-0.51	-0.49	-0.45	-0.43	-0.46	-0.40	-0.41
JULIO	-0.48	-0.48	-0.42	-0.45	-0.47	-0.42	-0.40
AGOSTO	-0.43	-0.41	-0.37	-0.32	-0.34	-0.27	-0.25
SEPTIEMBRE	-0.30	-0.27	-0.25	-0.25	-0.27	-0.24	-0.22
OCTUBRE	-0.39	-0.39	-0.40	-0.35	-0.36	-0.35	-0.36
NOVIEMBRE	-0.31	-0.31	-0.31	-0.26	-0.26	-0.23	-0.22
DICIEMBRE	-0.18	-0.13	-0.22	-0.09	-0.09	-0.06	-0.04

6.4.3. Relación entre teleconexiones y sequías meteorológicas recientes.

La Tabla 6.7 muestra los coeficientes de correlación entre el SPEI y los índices NAO y WeMO para cada una de las subcuencas. Es posible observar que la correlación negativa entre el SPEI y la NAO es mayor en las subcuencas de cabecera (Alarcón y Contreras) y menor en las subcuencas próximas a la costa (Sueca y Bellús). En el caso del WeMO, ocurre al contrario, siendo la correlación con el SPEI mayor en las subcuencas de Sueca y Bellús aunque poco significativa (-0.13).

Tabla 6.7. Correlación mensual entre los índices SPEI, NAO y WeMO

		ALARCÓN	CONTRERAS	MOLINAR	TOUS	FORATA	SUECA	BELLÚS
NAO	CRU	-0.41	-0.38	-0.30	-0.19	-0.26	-0.15	-0.12
	NOAA	-0.34	-0.30	-0.18	-0.08	-0.17	-0.01	0.02
	NCAR	-0.41	-0.38	-0.24	-0.13	-0.24	-0.08	-0.05
WeMO		0.05	0.03	-0.06	-0.09	-0.03	-0.13	-0.13

La Figura 6.5 representa la evolución del índice SPEI conjuntamente con el índice NAO y el índice WeMO para el periodo 1950-2016 en la cuenca del Júcar. Por ejemplo, se puede observar que para la sequía acontecida entre 1991/92 y 1994/95, tanto la NAO como el WeMO se encontraban en fase positiva. Sin embargo, para

la sequía ocurrida entre 2004/05 y 2007/08, el WeMO se encontraba en fase claramente negativa, por lo que no parece guardar correlación.

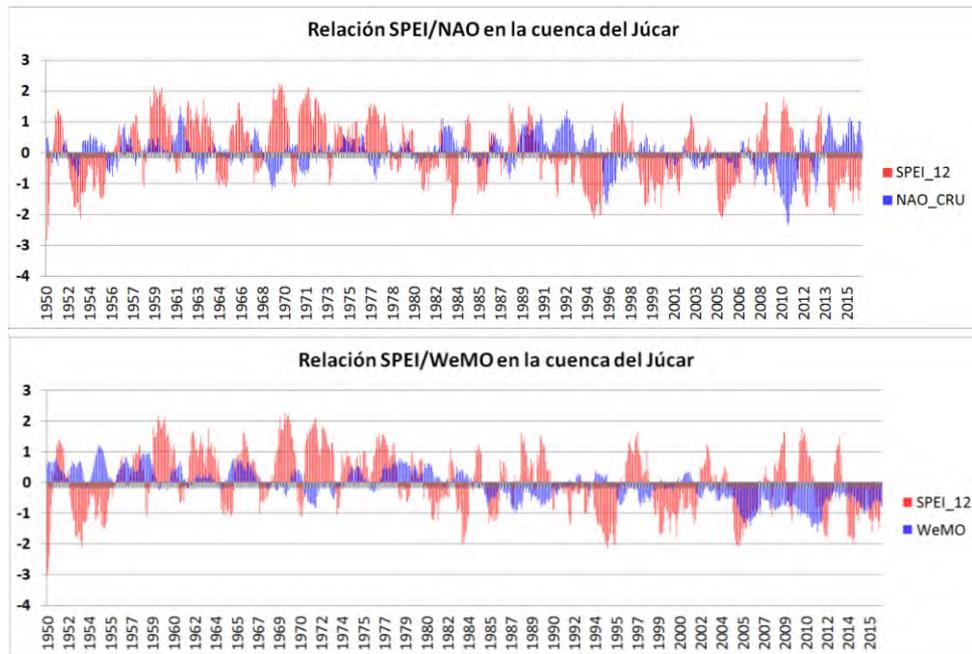


Figura 6.5. Relación entre el SPEI y los índices NAO y WeMO para el periodo 1950-2016

La Figura 6.6 representa el espectro de potencias del análisis “cross-wavelet” para el par SPEI/NAO en el dominio tiempo. Las flechas representan la fase de cualquier componente periódico del SPEI con respecto al componente correspondiente de la NAO. Así, caben cuatro posibilidades en función del ángulo de la flecha:

- $(0, \pi/2)$: el SPEI y la NAO están en fase. SPEI lidera y NAO se rezaga.
- $(\pi/2, \pi)$: el SPEI y la NAO están fuera de fase. NAO lidera y SPEI se rezaga.
- $(\pi, -\pi/2)$: el SPEI y la NAO están fuera de fase. SPEI lidera y NAO se rezaga.
- $(-\pi/2, 0)$: el SPEI y la NAO están en fase. NAO lidera y SPEI se rezaga.

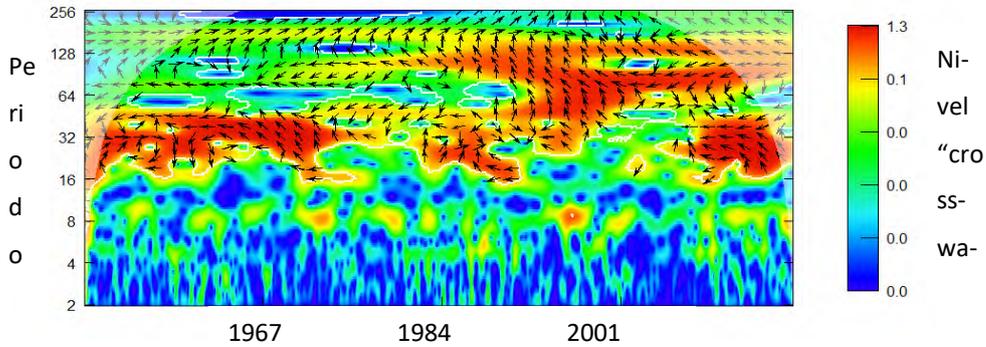


Figura 6.6. Espectro de potencias "cross-wavelet" para el par SPEI/NAO en el Júcar

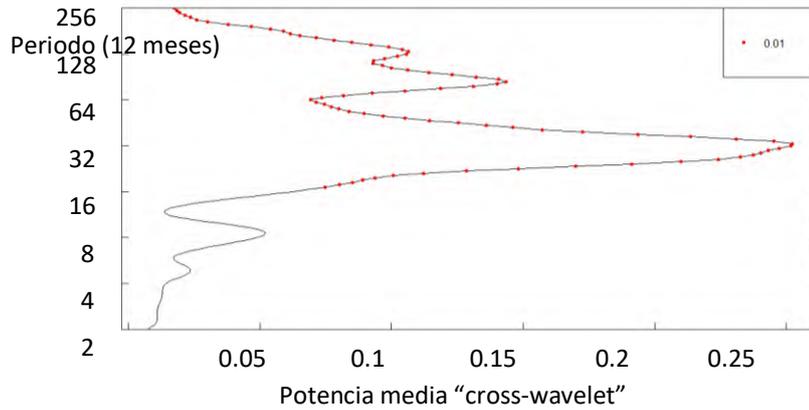


Figura 6.7. Potencia media del análisis "cross-wavelet" para el par SPEI/NAO en el Júcar

Aunque no es posible identificar una banda clara en la Figura 6.6, la Figura 6.7 muestra que los mayores valores de potencia media tienen lugar para un periodo de 32 meses. Si tomamos en consideración la dirección de las flechas en las áreas de mayor potencia (en rojo en la Figura 6.6), la mayoría de ellas se encuentran en el dominio $(\pi/2, \pi)$. Por lo tanto, el SPEI y la NAO estarían fuera de fase, anticipándose la NAO al SPEI. Esto es coherente con los resultados de Vicente-Serrano et al. (2016), que estudiaron la correlación entre la NAO y el SPEI y concluyeron que era posible predecir la severidad de una sequía varios meses antes a partir de los valores del índice NAO.

La Figura 6.8 representa el espectro de potencias del análisis “cross-wavelet” para el par SPEI/WeMO en el dominio tiempo. En este caso, tampoco emerge una banda clara, aunque el gráfico muestra mayor correlación alrededor del periodo 32 (Figura 6.9). Sin embargo, las flechas apuntan en diferentes direcciones, por lo que no está claro si ambos índices se encuentran en fase o no en este periodo. Para periodos mayores, sí parecen encontrarse fuera de fase.

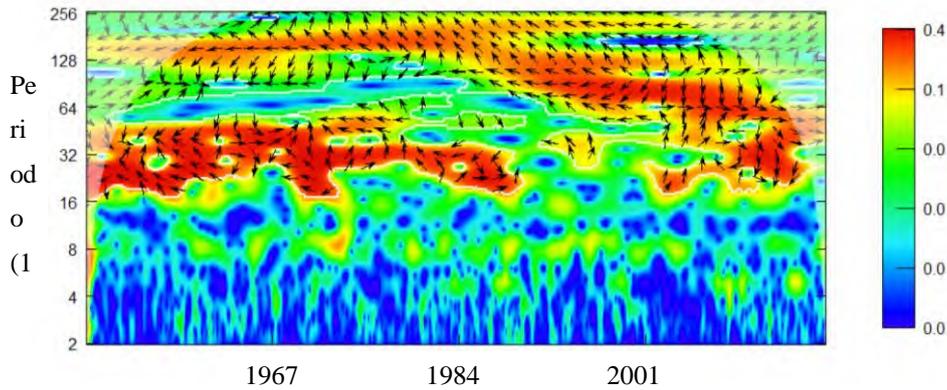


Figura 6.8. Espectro de potencias “cross-wavelet” para el par SPEI/WeMO en el Júcar

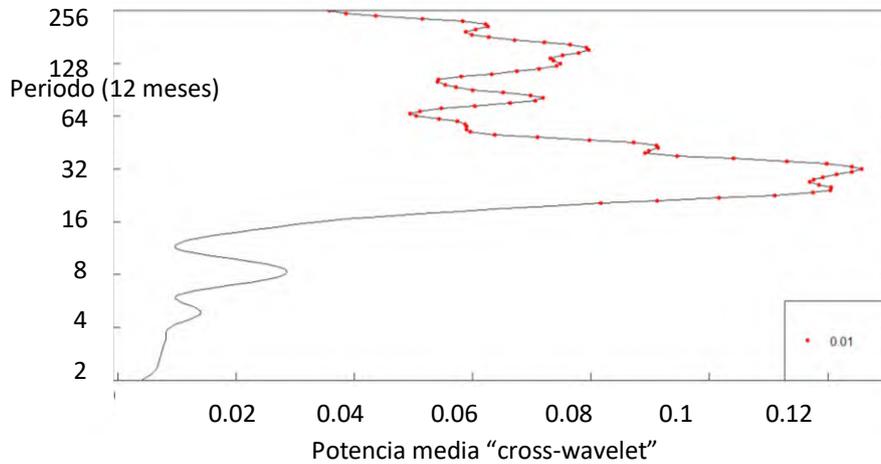


Figura 6.9. Potencia media “cross-wavelet” para el par SPEI/WeMO en el Júcar

6.4.4. Relación entre el índice NAO y las sequías históricas.

La Figura 6.10 representa el análisis “cross-wavelet” para la precipitación invernal en la zona del lago La Cruz (obtenida a partir de las series reconstruidas por Romero-Viana et al. (2011) y prolongada mediante los datos de la malla ECA&D hasta 2016) y el índice NAO invernal (empleando la reconstrucción de Trouet et al. (2009), que abarcaba desde el periodo 1049 D.C. hasta 1995, y el índice calculado por el NCAR para prolongar la serie hasta 2016). En ella, es posible apreciar que la mayor correlación tiene lugar en una banda alrededor del periodo 8 (empleando un filtro de 10 años), excepto para los datos más recientes (en la parte inferior derecha del gráfico), donde aparecen correlaciones muy altas para periodos inferiores.

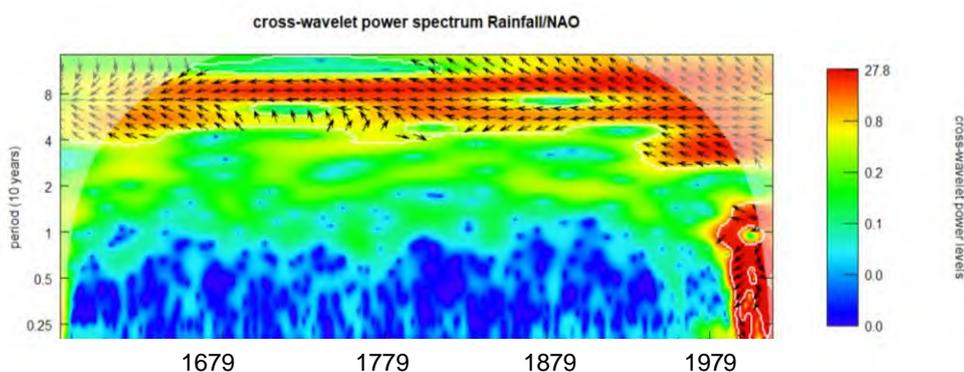


Figura 6.10. Espectro de potencias “cross-wavelet” para el par precipitación/NAO invernal en la cabecera del Cabriel

La Tabla 6.8 muestra una comparativa entre el SPEI anual calculado a partir de los datos de Romero-Viana et al. (2011) y Luterbacher et al. (2004), el índice NAO (Trouet et al., 2009) y las principales sequías históricas documentadas en la cuenca del Júcar entre 1579 y 1939 (CEDEX, 2013). Se puede observar que el SPEI es capaz de identificar las principales sequías documentadas (adopta valores negativos en 24 de los 34 eventos considerados). Además, 6 de los 10 eventos no identificados por el índice se clasifican como Nivel 1 (el de menor intensidad empleado por el catálogo). En cuanto al índice NAO, muestra valores positivos en 22 de los 34 eventos de sequía. Sin embargo, durante el siglo XVIII la NAO se encuentra en fase negativa pero se producen múltiples eventos de sequía.

Tabla 6.8. Comparativa entre SPEI, NAO y sequías documentadas en CEDEX (2013)

SEQUÍA	SPEI	NAO	DISTRIBUCIÓN ESPACIAL E IMPACTOS (CEDEX, 2013)
1584/89	-0.89	0.47	Toda la cuenca. Nivel 1.
1626/35	-1.35	0.98	Toda la cuenca. Nivel 3. Impactos ambientales y socioeconómicos
1639/41	-1.86	1.60	Cabecera y curso medio. Nivel 2. Impactos hidrológicos
1664	-0.27	0.08	Toda la cuenca. Nivel 2. Impactos económicos
1680/83	-0.48	-0.63	Toda la cuenca. Nivel 3. Impactos hidrológicos y socioeconómicos
1718/26	-0.65	-0.70	Toda la cuenca. Nivel 2. Impactos económicos
1728	-0.80	-0.53	Curso medio. Nivel 1.
1730	-1.04	-0.27	Curso medio. Nivel 1.
1734	-1.31	0.29	Cabecera y curso medio. Nivel 1.
1737/39	-0.74	0.55	Toda la cuenca. Nivel 2.
1748/55	-0.39	-0.21	Toda la cuenca, más intensa en la parte próxima a la costa. Nivel 3. Impactos socioeconómicos
1757	-0.29	-1.19	Toda la cuenca. Nivel 1.
1764	-0.41	-2.38	Toda la cuenca. Nivel 3. Impactos sociales
1767	0.13	-2.46	Cabecera y curso medio. Nivel 1.
1772/74	-0.68	-1.99	Toda la cuenca. Nivel 1.
1779/84	0.13	-1.26	Toda la cuenca, moderada. Nivel 2. Impactos económicos y ambientales
1799/01	-1.03	0.09	Curso medio y bajo. Nivel 3. Impactos socioeconómicos.
1803/07	-0.99	0.23	Toda la cuenca, extrema. Nivel 3. Impacto socioeconómico
1815/17	-0.56	0.34	Toda la cuenca, extrema. Nivel 2. Impacto socioeconómico
1820/30	-0.33	0.51	Toda la cuenca, peor en la zona costera. Nivel 2. Impacto social.
1841/42	1.02	-0.66	Toda la cuenca. Nivel 2
1861	-0.27	0.72	Toda la cuenca, moderada. Nivel 2. Impactos económicos
1867/70	-0.39	0.81	Toda la cuenca. Nivel 3. Impactos económicos
1872/80	0.33	0.89	Toda la cuenca. Nivel 2. Impactos económicos
1882/83	-1.21	0.99	Toda la cuenca. Nivel 1.
1885	1.05	0.84	Toda la cuenca. Nivel 1.
1891	0.16	0.65	Toda la cuenca. Nivel 1.
1896/99	0.20	1.00	Toda la cuenca. Nivel 1.
1905/09	-0.25	0.84	Toda la cuenca. Nivel 1.
1911/15	0.09	1.13	Toda la cuenca, peor en la zona costera. Nivel 3. Impactos socioeconómicos.
1918	0.47	1.35	Toda la cuenca. Nivel 1.
1931/32	-0.07	0.26	Toda la cuenca. Nivel 1.
1934/35	1.54	-0.18	Toda la cuenca. Nivel 1.
1938/39	-0.23	-1.00	Toda la cuenca. Nivel 2. Impactos económicos.

6.5. Discusión

Los resultados obtenidos del análisis de tendencias en las series recientes de precipitación y temperatura muestran que los cambios distan mucho de ser espacialmente homogéneos, siendo mayor el aumento de la temperatura y la reducción de la precipitación en las cuencas de cabecera. Estos resultados coinciden con lo señalado en el ciclo de planificación anterior de la Demarcación Hidrográfica del Júcar (CHJ 2014; CHJ 2015), donde se comparó la serie larga de aportaciones (1940/41-2008/09) con la corta (1980/81-2008/09), concluyendo que las reducciones más importantes se concentraban en las zonas de cabecera y del interior, produciéndose un ligero incremento en las zonas costeras, donde el recurso generado es menos aprovechable desde el punto de vista de la planificación hidrológica. A este respecto, no deja de ser significativo el hecho de que el sistema de explotación que aporta más del 50% de los recursos totales de la Demarcación (sistema Júcar) presente un porcentaje de reducción de la aportación superior en un 40% al porcentaje de reducción medio para el total de la demarcación (Tabla 6.9). Por tanto, el sistema Júcar ya ha experimentado en los últimos años una reducción similar a la aplicada en el Plan Hidrológico para considerar el efecto del cambio climático (12%) (Marcos-García & Pulido-Velázquez, 2017).

Tabla 6.9. Reducción de las aportaciones en la DHJ ($\text{hm}^3/\text{año}$) en el periodo histórico

Fuente: Adaptado de Marcos-García & Pulido-Velázquez (2017)

	Serie larga	Serie corta	% Reducción
Cenia-Maestrazgo	160.5	162.3	1.12
Mijares-Plana de Castellón	340.2	344.0	1.12
Palancia-Los Valles	55.5	59.3	6.85
Turia	496.6	463.8	-6.60
Júcar	1747.9	1548.1	-11.73
Serpis	197.9	200.5	1.31
Marina Alta	151.8	154.4	1.71
Marina Baja	65.6	63.2	-3.66
Vinalopó-Alacantí	61.8	60.4	-2.27
TOTAL DHJ	3277.9	3056.00	-6.77

Esta variabilidad espacial también se refleja en la ocurrencia de sequías meteorológicas, siendo más largas y severas (en cuanto a magnitud e intensidad) en la zona

media de la cuenca y la zona próxima a la costa que en cabecera. En este sentido, los dos índices considerados para su identificación (SPI y SPEI) mostraban valores similares, por lo que a priori y en este periodo, el SPEI no presentaba ventajas claras sobre el SPI. En cuanto a las sequías hidrológicas, no se ha identificado una relación directa entre sus características y la zona climática de la cuenca en la que aparecen. En cualquier caso, y aunque su ocurrencia es inferior al de las sequías meteorológicas, una vez que se originan presentan una magnitud y duración superior a la de las primeras, lo que puede tener consecuencias importantes a efectos de la gestión del sistema.

Respecto a la influencia de los patrones de teleconexión, se considera que el índice NAO podría ser de interés para predecir la aparición de sequías meteorológicas en la cuenca del Júcar, dada la correlación negativa que muestra con la precipitación invernal en la zona de clima continental de la cuenca (donde se ubican los principales embalses), la coincidencia entre la fase positiva del índice NAO con la mayoría de las sequías identificadas en el periodo histórico y el desfase existente entre el índice NAO y el SPEI.

6.6. Referencias bibliográficas

Anghileri, D., Pianosi, F., Soncini-Sessa, R. (2014). Trend detection in seasonal data: from hydrology to water resources. *Journal of Hydrology*, 511, 171-179. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.01.022

CEDEX (2013). Catálogo y publicación de sequías históricas. Informe técnico para Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente

CHJ. (2014). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Ciclo de planificación hidrológica 2009-2015.

CHJ. (2015). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Ciclo de planificación hidrológica 2015-2021.

Luterbacher, J., Dietrich, D., Xoplaki, E., Grosjean, M., Wanner, H. (2004) European seasonal and annual temperature variability, trends and extremes since 1500. *Science* 303, 1499-1503

Marcos-García P., Pulido-Velázquez, M., (2017). Cambio climático y planificación hidrológica: ¿es adecuado asumir un porcentaje único de reducción de aportaciones para toda la demarcación? *Ingeniería del agua*, [S.l.], v. 21, n. 1, p. 35-52. ISSN 1886-4996

Marcos-García, P., Lopez-Nicolas, A., Pulido-Velázquez, M. (2017). Combined use of relative drought indices to analyze climate change impact on meteorological and hydrological droughts in a Mediterranean basin. *Journal of Hydrology* 554, 292–305

Romero-Viana, L., Julià, R., Schimmel, M., Camacho, A., Vicente, E., Miracle, R. (2011). Reconstruction of annual winter rainfall since A.D. 1579 in central-eastern Spain based on calcite laminated sediment from Lake La Cruz. *Climatic Change* 107:343–361. DOI 10.1007/s10584-010-9966-7

Trouet, V., Esper, J., Graham, N.E., Baker, A., Scourse, J.D., Frank, D.C. (2009). Persistent positive North Atlantic Oscillation mode dominated the Medieval Climate Anomaly. *Science*, Vol. 324, Issue 5923, pp. 78-80. DOI: 10.1126/science.1166349

Vicente-Serrano, S.M., García-Herrera, R., Barriopedro, D., Azorin-Molina, C., López-Moreno, J.I., Martín-Hernández, N., Tomás-Burguera, M., Gimeno, L., Nieto, R. (2016). The Westerly Index as complementary indicator of the North Atlantic oscillation in explaining drought variability across Europe. *Clim Dyn* 47:845–863. DOI 10.1007/s00382-015-2875-8

Capítulo 7

Impactos del cambio climático. Enfoque *Top-Down*. Métodos³

7.1. Introducción.

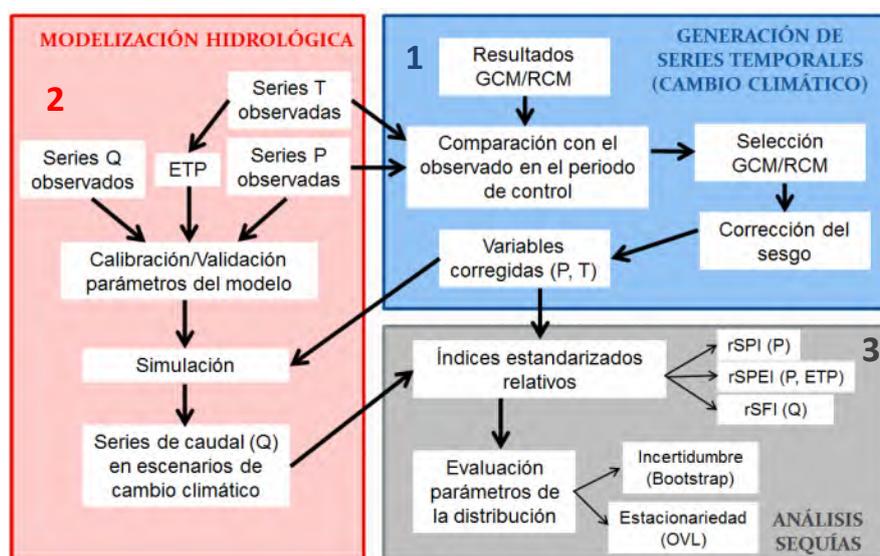
La región Mediterránea emerge como un punto de especial incidencia del cambio climático (Diffenbaugh & Giorgi; 2012), proyectándose reducciones en la precipitación media anual, aumentos en la evapotranspiración a consecuencia del incremento de la temperatura, veranos más secos y mayor riesgo de episodios de sequía, reduciéndose la recarga de los acuíferos y la esorrentía superficial (Howard, 2011). No obstante, existe una alta incertidumbre respecto a los impactos del cambio climático en la respuesta hidrológica de las cuencas mediterráneas, debida a la elevada dispersión de las señales climáticas simuladas por diferentes modelos (Deidda *et al.*, 2013; Girard *et al.*, 2015). En cualquier caso, se espera que los impactos negativos del cambio climático afecten principalmente a las zonas semiáridas con escasez de agua y un balance frágil entre recursos hídricos y demandas (Estrela *et al.*, 2012).

³*Este capítulo reproduce parte del contenido presentado en Marcos-García & Pulido-Velázquez (2017) y Marcos-García et al. (2017). (Ver Anexo II).*

En el presente capítulo se va a desarrollar un enfoque *top-down* para caracterizar la incidencia del cambio climático sobre las aportaciones (Marcos-García & Pulido-Velázquez, 2017) y la aparición de episodios de sequía en la cuenca del Júcar (de acuerdo con Marcos-García et al., 2017).

7.2. Esquema general

Tal y como se ha expuesto en el Capítulo 2, la aplicación más común del enfoque *top-down* para evaluar los impactos del cambio climático en los recursos hídricos combina el uso de proyecciones climáticas regionalizadas con la modelización hidrológica. En este caso, además se pretende analizar el efecto del cambio climático sobre la magnitud, intensidad y duración de las sequías, para lo que se recurre al uso de índices de sequía estandarizados (Dubrovsky et al., 2009). La Figura 7.1 muestra las principales etapas de la metodología seleccionada, que se describen en detalle en los epígrafes siguientes.



Fuente: Adaptado de Marcos-García et al. (2017)

Figura 7.1. Enfoque *top-down* para análisis de impactos del cambio climático

7.3. Selección de proyecciones de cambio climático y reescalado local.

7.3.1. Selección de combinaciones de modelos de cambio climático.

Las proyecciones futuras se han obtenido a partir de una combinación de Modelos Climáticos Globales (MCGs) y Modelos Climáticos Regionales (MCRs). Los MCGs representan procesos físicos en la atmósfera, el océano, la criosfera y la superficie terrestre, por lo que permiten simular el impacto de concentraciones crecientes de gases de efecto invernadero en el sistema climático global. No obstante, presentan la desventaja de la escala o resolución, que normalmente se sitúa entre 250 y 600 km y de 10 a 20 capas verticales en el caso de la atmósfera (IPCC, 2014). Por esta razón, se usan MCRs para mejorar las proyecciones a escala regional a través de técnicas de reescalado (*downscaling*). En este caso, se ha recurrido a los resultados del proyecto CORDEX (disponibles en la plataforma Earth System Grid Federation), cuyo fin es mejorar este proceso de reescalado y producir conjuntos de proyecciones para diferentes regiones del mundo (Christensen *et al.*, 2014). La Tabla 7.1 muestra las combinaciones de modelos climáticos que se han considerado a efectos del estudio.

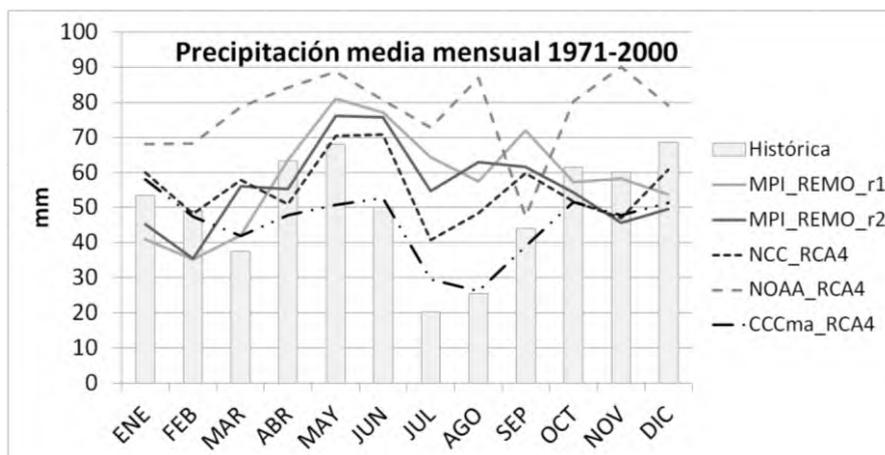
Tabla 7.1. Combinaciones de modelos climáticos globales (MCGs) y regionales (MCRs)

Fuente: Adaptado de Marcos-García & Pulido-Velazquez (2017)

MCG /MCR	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			
MIROC-MIROC5	X			
MOHC-HadGEM2-ES	X			
MPI-M-MPI-ESM-LR	X		X	X
NCC-NorESM1-M	X			
NOAA-GFDL-GFDL-ESM2M	X			
CCCma-CanESM2	X			

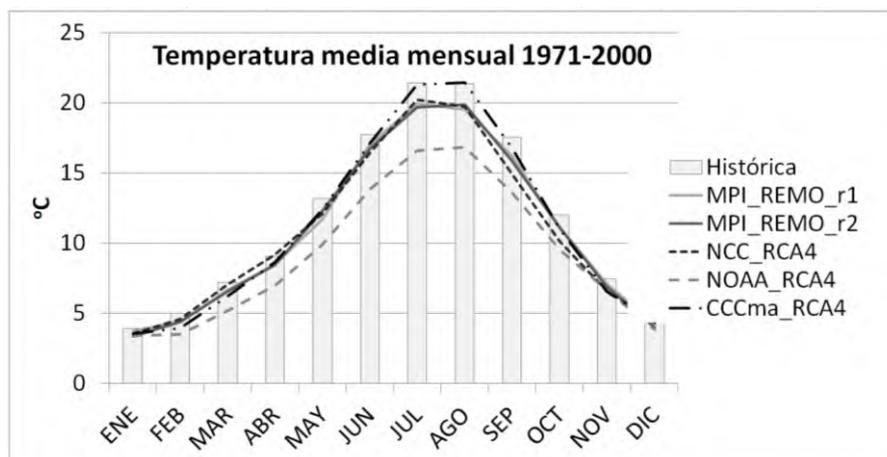
Estas proyecciones están basadas en los nuevos escenarios del IPCC, denominados Trayectorias de Concentración Representativas (RCPs por sus siglas en inglés). Su principal ventaja respecto a los escenarios anteriores (SRES; IPCC, 2001) es que permiten considerar los efectos de acuerdos internacionales y otras políticas para reducir la emisión de gases de efecto invernadero (Van Vuuren *et al.*, 2011). Concretamente, en el presente estudio se han considerado dos escenarios de los cuatro disponibles, RCP 4.5 y RCP 8.5, a fin de incluir un escenario medio y otro extremo. Para ambos se han considerado dos periodos temporales: corto plazo (2011-2040) y medio plazo (2040-2070).

Para la selección de la combinación MCG-MCR más adecuada para el caso de estudio, se han comparado las series de precipitación y temperaturas medias mensuales observadas con las procedentes de los modelos para el periodo de control (1971-2000), calculando el error medio relativo de ambas variables (precipitación y temperatura) respecto a los estadísticos media (Figuras 7.2 y 7.3) y desviación típica mensual para el periodo de control, como en Pulido-Velazquez *et al.* (2015).



Fuente: Adaptado de Marcos-Garcia et al. (2017)

Figura 7.2. Comparativa entre la precipitación observada en el periodo de control y la generada por los modelos climáticos. Subcuenca de Contreras



Fuente: Adaptado de Marcos-García et al. (2017)

Figura 7.3. Comparativa entre la temperatura observada en el periodo de control y la generada por los modelos climáticos. Subcuenca de Contreras

Tras comparar el error medio relativo de los modelos respecto a los estadísticos media y desviación típica, se ha decidido descartar los 3 modelos que presentaban un peor ajuste en el conjunto de la cuenca (IPSL-IPSL-CM5A-MR/RCA4, NOAA-GFDL-GFDL-ESM2M/RCA4 e ICHEC-EC-EARTH/RACMO22). Asimismo, este error relativo se ha empleado para realizar un ensamblado de los modelos seleccionados, asignando mayor peso a los que reproducían mejor su comportamiento en el periodo de control mediante la optimización de la función objetivo error relativo medio en media y desviación típica de precipitación y temperatura.

7.3.2. Corrección del sesgo de las variables climáticas.

Una vez seleccionados los modelos, es necesario corregir el sesgo de las variables climáticas para obtener estimaciones fiables de las condiciones locales. En mayor o menor medida, todos los modelos climáticos presentan un error sistemático (diferencia entre el valor simulado y el observado), que debe corregirse antes de que los resultados del modelo climático puedan emplearse en aplicaciones específicas. No obstante, la corrección del sesgo presenta dos inconvenientes: por un lado, no puede paliar la existencia de representaciones incorrectas de procesos dinámicos y/o

físicos (asume que los resultados de los modelos son correctos, aunque se encuentren “desviados” de las observaciones históricas) y, por otro, considera que el sesgo es estacionario incluso a largo plazo. De las diferentes metodologías existentes, se ha seleccionado la corrección estadística cuantil a cuantil, o *quantile mapping* (Li *et al.* 2010). Este método presenta la ventaja de ajustar una función de distribución para el periodo futuro en base a la diferencia entre la función de distribución de los valores observados y simulados para el periodo de control (1971-2000). El proceso se ha realizado mediante la herramienta estadística “qmap” (Gudmunsson *et al.*, 2012). Tras corregir el sesgo, es posible obtener las variables temperatura y precipitación para los escenarios de cambio climático, que posteriormente se utilizarán para generar las series de aportaciones futuras.

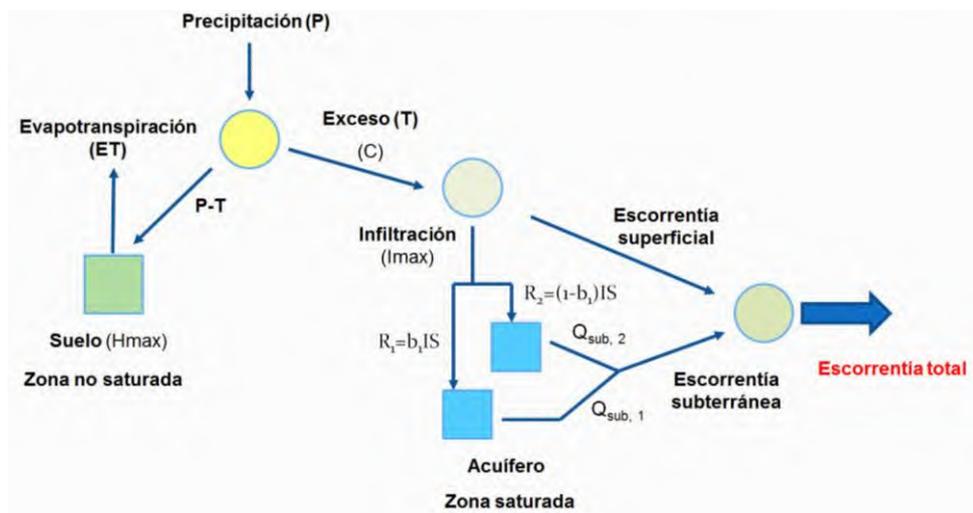
7.4. Modelización hidrológica.

A fin de considerar la incertidumbre introducida por la elección del modelo hidrológico, se ha procedido a comparar los resultados de tres modelos hidrológicos conceptuales agregados a escala mensual: el modelo de Témez (Témez, 1977), el modelo GR2M (Mouelhi *et al.*, 2006) y el modelo HBV (Bergström, 1976) en su versión HBV-light (Seibert & Vis, 2012). Los modelos se han calibrado usando series mensuales de aportaciones para el periodo 1971-2000, previamente restituidas a régimen natural (CHJ, 2014).

7.4.1. Modelo de Témez.

El modelo hidrológico de Témez (Témez, 1977) es un modelo continuo, conceptual, determinístico y agregado de pocos parámetros, que es capaz de reproducir los procesos esenciales de transferencia de agua en las diferentes fases del ciclo hidrológico, usando ecuaciones de balance y leyes específicas de reparto. Considera dos zonas de almacenamiento: el suelo (zona no saturada) y el acuífero (zona saturada) (Figura 7.4). Por lo tanto, las variables de estado del modelo al final del mes i son la humedad del suelo (H_i) y el volumen de agua en el acuífero (V_i). En su formulación original, el modelo de Témez consta de cuatro parámetros: humedad máxima (H_{max}), parámetro de excedente (C), infiltración máxima (I_{max}) y coeficiente de descarga del acuífero (α ; se considera un único tanque). No obstante, para mejorar la representación de la relación río-acuífero, en el presente estudio se ha

modelizado el acuífero con dos embalses o tanques lineales independientes con distinto coeficiente de descarga exponencial, por lo que cuenta con seis parámetros (un coeficiente de descarga adicional (α_2) y un parámetro de reparto de la recarga del acuífero entre los dos tanques considerados (b)). Además, se introduce una variable de estado adicional (volumen almacenado en el segundo embalse o tanque lineal).



Fuente: Adaptado de Marcos-Garcia et al. (2017)

Figura 7.4. Esquema del modelo de Temez con dos ramas de descarga

Respecto a la mejora que supone considerar dos ramas de descarga, cabe señalar que la curva de recesión de un hidrograma se desvía fácilmente del modelo de decrecimiento exponencial o modelo de embalse lineal único (Tallaksen, 1995). Matemáticamente, la estructura de la interacción río-acuífero puede conceptualizarse como el drenaje de un número infinito de embalses lineales independientes (Pulido-Velazquez et al., 2005). Sin embargo, en la mayoría de problemas prácticos este intercambio río-acuífero puede reproducirse adecuadamente mediante unos pocos embalses lineales (Pulido-Velazquez et al., 2005), incluso en el caso de acuíferos kársticos complejos (Estrela & Sahuquillo, 1985). En este caso, el acuífero se modeliza como la superposición de dos embalses lineales independientes, donde la descarga de agua subterránea para cada embalse o tanque es linealmente propor-

cional al almacenamiento $V_i(t)$ y donde α_i (coeficiente de recesión) es el factor de proporcionalidad.

La Tabla 7.2 muestra la bondad de ajuste del modelo hidrológico para las diferentes subcuencas en que se ha dividido el caso de estudio, para la formulación original (una rama de descarga, subíndice 1) y la modificada (dos ramas de descarga, subíndice 2). A efectos de caracterizar esta bondad de ajuste, se han considerado los coeficientes de eficiencia de Nash-Sutcliffe ordinario (NSE) y logarítmico (LNSE, para dar más peso a los caudales bajos) y el coeficiente de correlación R. Se puede observar que, en general, el procedimiento modificado presenta un mejor ajuste que el correspondiente a la formulación original.

Tabla 7.2. Coeficientes de bondad de ajuste del modelo de Témez para las distintas subcuencas

Fuente: Adaptado de Marcos-García et al. (2017)

Calib.	ALARCON	CONTRERAS	MOLINAR	TOUS	FORATA	SUECA	BELLUS
NSE1	0.70	0.65	0.50	0.58	0.67	0.54	0.77
NSE2	0.75	0.73	0.50	0.60	0.75	0.61	0.75
R1	0.84	0.81	0.71	0.58	0.82	0.78	0.88
R2	0.86	0.86	0.71	0.60	0.87	0.80	0.89
LNSE1	0.64	0.64	0.42	0.58	0.25	0.56	0.79
LNSE2	0.74	0.77	0.42	0.58	0.69	0.57	0.69
Valid.							
NSE2	0.76	0.63	0.09	0.21	0.56	0.47	0.52
R2	0.89	0.91	0.25	0.78	0.64	0.76	0.87
LNSE2	0.80	0.75	0.01	0.20	0.39	0.30	0.56

7.4.2. Modelo GR2M.

El modelo GR2M (Mouelhi *et al.*, 2006) es un modelo conceptual agregado de sólo 2 parámetros. Consta de dos tanques o almacenamientos, el primero de ellos de producción (almacenamiento en el suelo, el parámetro X1 regula su capacidad máxima) y el segundo de propagación. Los intercambios con el exterior de la cuenca se establecen mediante el parámetro X2 (coeficiente de intercambio). Si X2 es mayor que 1, indica que existe una aportación desde el exterior, en caso contrario, indica una pérdida. Por tanto, el tanque de propagación experimenta un intercambio con el exterior proporcional a su contenido.

7.4.3. Modelo HBV-light.

La nueva versión HBV-light (Seibert & Vis, 2012) del modelo semidistribuido HBV (Bergström, 1976) incorpora hasta cuatro rutinas que representan distintos procesos del ciclo hidrológico (acumulación y fusión nival, almacenamiento en el suelo, almacenamiento en acuífero y propagación). El número total de parámetros que emplea es superior al de los dos modelos anteriores (14), aunque en el caso de la cuenca del Júcar se reducen a 9 al prescindir del módulo nival.

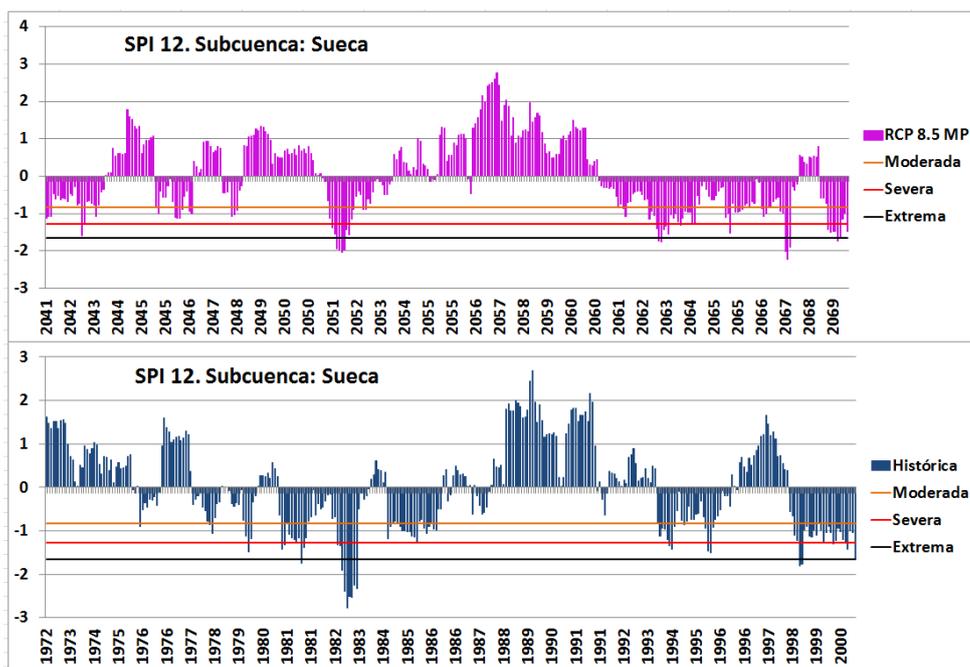
7.5. Análisis de sequías en un contexto de cambio climático.

El análisis de sequías presentado en este capítulo se basa en el uso de índices estandarizados relativos (Dubrovsky et al, 2009) y de la teoría de rachas (Yevjevich, 1967) presentada en el Capítulo 5, a fin de caracterizar las principales propiedades de las sequías (magnitud, duración e intensidad). Concretamente, los índices de sequía empleados son el Índice relativo de Precipitación Estandarizada (rSPI, por sus siglas en inglés), el Índice relativo de Precipitación-Evapotranspiración Estandarizado (rSPEI por sus siglas en inglés) y el Índice relativo de Caudales Estandarizado (rSSI por sus siglas en inglés).

Respecto a la posible ausencia de estacionariedad de los extremos hidrológicos en un contexto de cambio climático, algunos autores han abordado el problema expresando los parámetros de la distribución de probabilidad de valores extremos como función del tiempo (Coles, 2001; Katz, 2013; Salas & Obeysekera, 2014). Asimismo, Zargar et al. (2014) estudiaron la incertidumbre de los parámetros del SPI, cambiando su definición tradicional (determinista) a otra capaz de expresar ambas fuentes de incertidumbre: aleatoria (efecto del cambio climático en la variabilidad) y epistémica (derivada del conocimiento limitado del sistema que se pretende analizar). En el presente capítulo se expone un método para caracterizar la incertidumbre de los parámetros de la distribución empleada para el cálculo del SPEI, así como las diferencias entre la función de densidad histórica y la futura de estos parámetros (Marcos-García et al., 2017).

7.5.1. Índices estandarizados relativos.

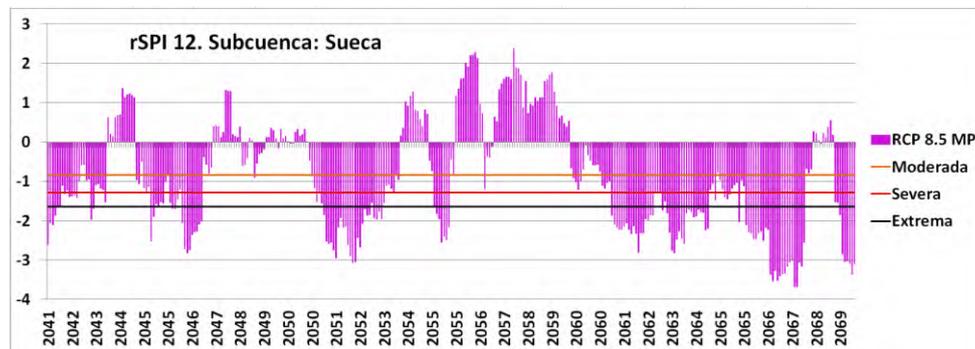
Dubrovsky et al. (2009) observaron que el SPI proporcionaba aproximadamente las mismas distribuciones para los escenarios climáticos presentes y futuros, a pesar de la presencia de cambios importantes en las condiciones climáticas. Para resolver el problema, propusieron utilizar un “SPI relativo” (rSPI) en lugar del SPI tradicional. Como se detalla en el Capítulo 5, el cálculo de los índices tradicionales implicaría el ajuste de dos distribuciones diferentes, una para la serie temporal histórica y otra para la futura. La Figura 7.5 representa los valores del SPI tradicional calculados en la subcuenca de Sueca para serie histórica (520 mm/año de media) y para el escenario RCP 8.5 a medio plazo (402 mm/año de media), considerando una agregación temporal de 12 meses (SPI 12). En la figura, se puede observar que el rango de valores del SPI es similar en ambos casos, a pesar de la reducción de la precipitación del 22.7% en el escenario futuro.



Fuente: Adaptado de Marcos-García et al. (2017)

Figura 7.5. SPI 12 para la serie histórica y el escenario RCP 8.5 a medio plazo (MP)

Por el contrario, en el caso del rSPI propuesto por Dubrovsky et al. (2009), los parámetros k y θ de la distribución Gamma se obtienen para una serie climática de referencia (datos históricos) y luego se aplica la misma distribución a la serie que se pretende evaluar (condiciones futuras). La Figura 7.6 muestra el rSPI en Sueca para el escenario RCP 8.5 a medio plazo y agregación temporal de 12 meses. A diferencia de la Figura 7.5 (SPI tradicional), el rSPI identifica múltiples periodos de sequía extrema de larga duración para este escenario, aunque la estructura temporal sea la misma para ambos índices.



Fuente: Adaptado de Marcos-García et al. (2017)

Figura 7.6. rSPI12 en el escenario RCP 8.5 a medio plazo (MP)

La metodología expuesta en este capítulo aplica el mismo enfoque para calcular el rSPI, el SPEI relativo (rSPEI) y el SSI relativo (rSSI). El uso del rSPEI de forma adicional al rSPI para el análisis de sequías meteorológicas permite evaluar el efecto que el incremento de temperatura (y, en consecuencia, de la evapotranspiración potencial) puede tener sobre la severidad de las sequías (Vicente-Serrano et al., 2010; Beguería et al., 2014). En el caso del rSPEI, es importante señalar que las distribuciones de 3 parámetros consideradas poseen un parámetro de localización. Esto supone que la distribución ajustada a la serie temporal de referencia puede no estar definida para ciertos valores de las series futuras evaluadas, como ocurre en el caso de la distribución Log-Logística cuando el valor de la variable es inferior al del parámetro de localización de la función. No obstante, esta limitación puede ser abordada a través de la selección de límites apropiados para los valores del índice, considerando que si la distribución no está definida para ese valor o se encuentra

por encima o por debajo del límite, simplemente indica que la precipitación efectiva es muy pequeña o muy grande en comparación con la serie de referencia.

7.5.2. Evaluación de la incertidumbre y la estacionariedad de los parámetros.

A fin de evaluar la incertidumbre epistémica en la estimación de los parámetros de cálculo del SPEI, se ha utilizado el método de remuestreo denominado *bootstrap* (Efron, 1979). Concretamente, se ha realizado un *bootstrap* paramétrico a través de la herramienta “boot” implementada en el software estadístico R (Canty & Ripley, 2015), a efectos de calcular la función de densidad de cada parámetro. La variabilidad se cuantifica mediante el “coeficiente de solape” (OVL), que mide el grado de coincidencia entre la función de densidad del parámetro en el periodo histórico y la función de densidad del mismo parámetro para cada escenario futuro. La principal razón para seleccionar el OVL a efectos comparativos es la sencillez de su interpretación. De los tres posibles OVL descritos en la literatura (medida de Matusita (ρ), medida de Morisita (λ) y medida de Weitzman (Δ)), se ha seleccionado la última de ellas (Weitzman, 1970) por ser la de uso más común (Ecuación 7.1):

$$\text{Ec. 7.1} \quad \Delta = \int \min\{f_1(x), f_2(x)\} dx$$

Donde $f_1(x)$ y $f_2(x)$ son dos funciones de densidad de probabilidad.

7.6. Referencias bibliográficas

Beguiría, S., Vicente-Serrano, S.M., Reig, F., Latorre, B. (2014). Standardized precipitation evapotranspiration index (SPEI) revisited: parameter fitting, evapotranspiration models, tools, datasets and drought monitoring. *Int. J. Climatol.* 34, 3001–3023. <http://dx.doi.org/10.1002/joc.3887>.

Bergström, S. (1976). Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments. SMHI, Report No. RHO 7, Norrköping, 134 pp.

Canty A., Ripley B., 2015. Bootstrap functions. <https://cran.r-project.org/web/packages/boot/boot.pdf> (último acceso 29 de junio 2015).

CHJ. (2014). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Ciclo de planificación hidrológica 2009-2015

Christensen O.B., Gutowski W.J., Nikulin G., Legutke S. (2014). CORDEX Archive design. Available at <http://cordex.dmi.dk/>. Último acceso: diciembre de 2015.

Coles, S. (2001). *An Introduction to Statistical Modeling of Extreme Values*. Springer, London.

Deidda, R., Marrocu, M., Caroletti, G., Pusceddu, G., Langousis, A., Lucarini, V., Puliga, M., Speranza, A. (2013). Regional climate models' performance in representing precipitation and temperature over selected Mediterranean areas. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17, 5041-5059, 2013. doi:10.5194/hess-17-5041-2013

Diffenbaugh, N.S., Giorgi, F. (2012). Climate change hotspots in the CMIP5 global climate model ensemble. *Clim Change* 114 (3-4), 813–822. <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-012-0570-x>.

Dubrovsky, M., Svoboda, M.D., Trnka, M., Hayes, M.J., Wilhite, D.A., Zalud, Z., Hlavinka, P. (2009). Application of relative drought indices in assessing climate change impacts on drought conditions in Czechia. *Theor. Appl. Climatol.* (96), 155–171. <http://dx.doi.org/10.1007/s00704-008-0020-x>.

Efron, B. (1979). Bootstrap methods: another look at the jackknife. *Ann. Stat.* 7 (1), 1–26.

Estrela T., Sahuquillo, A. (1985). Modeling the response hydrograph of subsurface flow. Multivariate Analysis of the Hydrologic Processes. In: *Proceedings of Fourth International Hydrology Symposium*. July 15-17, 1987. Colorado State University, Fort Collins, USA.

Estrela, T., Pérez-Martín, M.A., Vargas, E. (2012). Impacts of climate change on water resources in Spain, *Hydrological Sciences Journal*, 57(6), 1154-1167. doi:10.1080/02626667.2012.702213

Girard, C., Pulido-Velazquez, M., Rinaudo, J.-D., Pagé, C., Caballero, Y. (2015). Integrating top-down and bottom-up approaches to design global change adaptation at the river basin scale. *Global Environ. Change* 34, 132–146. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.07.002>.

Gudmundsson, L., Bremnes, J.B., Haugen, J.E., 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. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-16-3383-2012>.

Howard, K.W.F. (2011). Implications of climate change on water security in the Mediterranean region. En *Climate change and its effects on water resources*. Baba, A., Tayfur, G.,

Gündüz O., Howard, K.W.F., Friedel, M.J., Chambel, A. 2011. Ed. Springer. NATO Science for Peace and Security Series C: Environmental Security, Volume 3. doi:10.1007/978-94-007-1143-3_2

IPCC (2001). Climate Change 2001: the Scientific Basis. *Contribution of Working Group I to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Houghton, J.T., Ding, Y., Griggs, D.J., Noguer, M., Van der Linden, P.J., Dai, X., Maskell, K., Johnson, C.A. (eds.). Cambridge University Press, 83 pp.

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.

Katz, R.W. (2013). Statistical methods for nonstationary extremes. Chapter 2, Extremes in a changing climate: Detection, analysis and uncertainty. In: AghaKouchak, A., Easterling, D., Hsu, K., (Eds.), vol. 65, Springer, New York.

Marcos-García P., Pulido-Velázquez, M., (2017). Cambio climático y planificación hidrológica: ¿es adecuado asumir un porcentaje único de reducción de aportaciones para toda la demarcación? *Ingeniería del agua*, [S.l.], v. 21, n. 1, p. 35-52. ISSN 1886-4996

Marcos-García, P., López-Nicolas, A., Pulido-Velázquez, M. (2017). Combined use of relative drought indices to analyze climate change impact on meteorological and hydrological droughts in a Mediterranean basin. *Journal of Hydrology* 554, 292–305

Mouelhi, S., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V. (2006). Stepwise development of a two-parameter monthly water balance model. *Journal of Hydrology*, 318(1-4), 200-214. doi:10.1016/j.jhydrol.2005.06.014

Pulido-Velázquez, M., Sahuquillo, A., Ochoa, J.C., Pulido-Velázquez, D. (2005). Modeling of stream-aquifer interaction: the embedded multireservoir model. *J. Hydrol.* 313 (3–4), 166–181. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.02.026>.

Pulido-Velázquez, M., Peña-Haro, S., García-Prats, A., Mocholi-Almudever, A.F., Henríquez-Dole, L., Macian-Sorribes, H., López-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. <http://dx.doi.org/10.5194/hess-19-1677-2015>.

Salas, J.D., Obeysekera, J. (2014). Revisiting the concepts of return period and risk for nonstationary hydrologic extreme events. *J. Hydrol. Eng.* (19), 554–568.

Seibert, J., Vis, M.J.P. (2012). Teaching hydrological modeling with a user-friendly catchment-runoff-model software package. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, 3315–3325. doi:10.5194/hess-16-3315-2012

Tallaksen, L.M. (1995). A review of baseflow recession analysis. *J. Hydrol.* 165, 349–370.

Témez Peláez, J.R. (1977). Modelo matemático de transformación precipitación-aportación. ASINEL.

Van Vuuren, D.P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G.C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N., Smith, S.J., Rose, S.K. (2011). The representative concentration pathways: an overview. *Climatic Change*, 109, 5–31. doi:10.1007/s10584-011-0148-z

Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., López-Moreno, J.I. (2010). A multiscalar drought index sensitive to global warming: the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *J. Clim.* 23, 1696–1718

Weitzman, M. (1970). Measures of overlap of income distributions of white and negro families in the U.S. Technical Paper 22, Bureau of the Census.

Yevjevich V. (1967). An objective approach to definitions and investigations of continental hydrologic droughts. *Hydrology papers*. N_ 23. Colorado State University. Fort Collins, Colorado.

Zargar, A., Sadiq, R., Khan, F.I. (2014). Uncertainty-driven characterization of climate change effects on drought frequency using enhanced SPI. *Water Resour. Manage.* 28, 15–40. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-013-0467-0>.

Capítulo 8

Impactos del cambio climático. Enfoque *Top-Down*. Resultados⁴

8.1. Introducción.

En el presente capítulo se exponen los resultados obtenidos tras aplicar la metodología expuesta en el Capítulo 7.

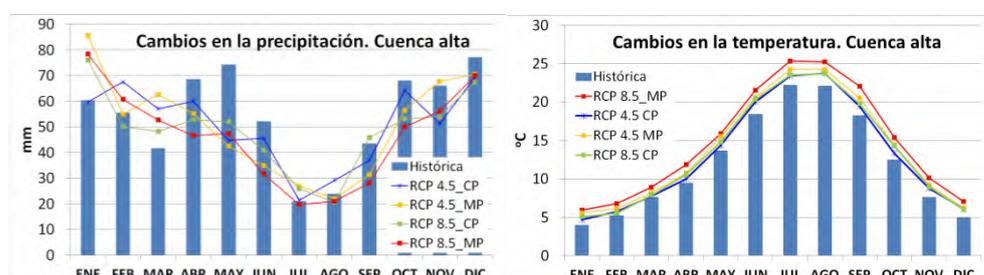
8.2. Escenarios futuros de precipitación y temperatura

A efectos de presentar los cambios en las variables precipitación y temperatura, una vez corregido el sesgo y según el ensamblado de los modelos climáticos seleccionados, se ha dividido el sistema en tres zonas: cuenca alta (Alarcón y Contreiras), intermedia (Molinar y Tous) y baja (Forata, Sueca y Bellús).

En cuanto a los cambios en la precipitación, la Figura 8.1 muestra la comparativa entre la precipitación histórica media mensual y el ensamblado para los escenarios seleccionados (RCP 4.5 y RCP 8.5 a corto y medio plazo) en la cuenca alta.

⁴*Este capítulo reproduce parte del contenido presentado en Marcos-García & Pulido-Velázquez (2017) y Marcos-García et al. (2017). (Ver Anexo II).*

De acuerdo con las proyecciones, para el escenario más desfavorable (RCP 8.5 a medio plazo) en la cuenca alta se produciría una disminución de la precipitación alrededor del 35% en los meses de primavera (abril, mayo y junio) y superior al 24% en los meses de otoño (septiembre, octubre y noviembre). Por el contrario, en los meses de invierno (diciembre, enero y febrero) la precipitación se incrementaría alrededor del 8%. Respecto a la temperatura, para el mismo escenario (RCP 8.5 a medio plazo) el mayor incremento se produce en septiembre (superior a 3.75°C).

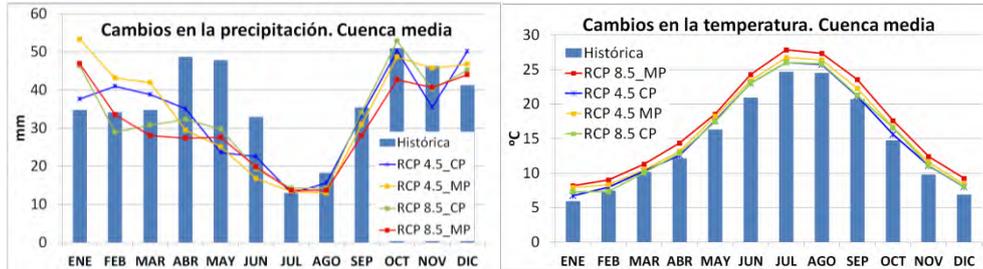


Fuente: Marcos-García & Pulido-Velázquez (2017)

Figura 8.1. Comparativa entre la precipitación y la temperatura en el periodo 1971-2000 y en los escenarios RCP 4.5 y 8.5 a corto (CP) y medio plazo (MP) en la cuenca alta

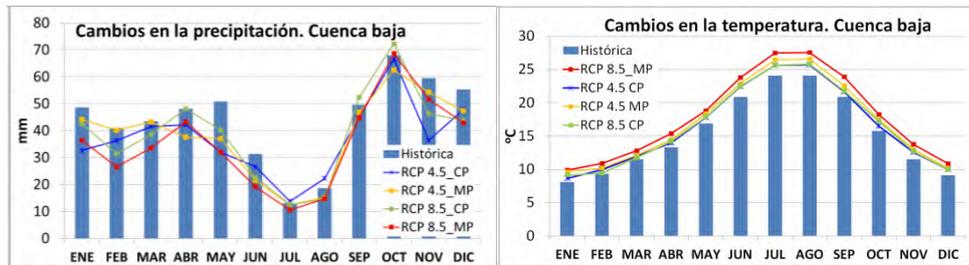
En la cuenca media (Figura 8.2), para el escenario RCP 8.5 a medio plazo, la precipitación experimentaría una mayor reducción en primavera (superior al 40%) y una menor disminución en otoño (alrededor del 16%). Por el contrario, en los meses de invierno (diciembre, enero y febrero) la precipitación se incrementaría hasta el 13%. Respecto a la temperatura, para el mismo escenario, el mayor incremento se produce en junio (en torno a 3.5°C).

Por último, en la cuenca baja (Figura 8.3), para el escenario RCP 8.5 a medio plazo las reducciones de precipitación en primavera (27%) y otoño (7%) son bastante inferiores a las de las otras dos, mientras que en invierno superan el 25%. Para el mismo escenario, el mayor incremento de temperatura tiene lugar en agosto (en torno a 3.5°C). A excepción de los meses estivales, durante el resto del año los incrementos registrados en la parte baja son bastante inferiores (alrededor de 0.3°C menos) a los de las zonas alta y media. El mes que menor incremento registra en los tres casos es marzo (alrededor de 1.3°C).



Fuente: Marcos-Garcia & Pulido-Velazquez (2017)

Figura 8.2. Comparativa entre la precipitación y la temperatura en el periodo 1971-2000 y en los escenarios RCP 4.5 y 8.5 a corto (CP) y medio plazo (MP) en la cuenca media



Fuente: Marcos-Garcia & Pulido-Velazquez (2017)

Figura 8.3. Comparativa entre la precipitación y la temperatura en el periodo 1971-2000 y en los escenarios RCP 4.5 y 8.5 a corto (CP) y medio plazo (MP) en la cuenca baja

8.3. Bondad de ajuste de los modelos hidrológicos.

La Tabla 8.1 muestra la bondad de ajuste para los tres modelos en las distintas sub-cuencas en que se ha dividido el caso de estudio.

Tabla 8.1. Bondad de ajuste de los modelos hidrológicos

Fuente: Adaptado de Marcos-García & Pulido-Velázquez (2017)

			TÉMEZ			GR2M			HBV-Light		
CALIBRACIÓN	% Aport.		NSE	LNSE	R	NSE	LNSE	R	NSE	LNSE	R
			ALARCÓN	24		0.73	0.73	0.85	0.70	0.76	0.88
CONTRERAS	22		0.73	0.77	0.86	0.74	0.63	0.86	0.71	0.73	0.85
MOLINAR	20		0.49	0.41	0.70	0.45	0.39	0.68	0.42	0.51	0.65
TOUS	15		0.60	0.58	0.60	0.25	0.16	0.53	0.45	0.23	0.67
FORATA	1		0.75	0.69	0.85	0.45	0.51	0.88	0.50	0.18	0.71
SUECA	15		0.61	0.57	0.80	0.48	0.33	0.66	0.62	0.57	0.79
BELLÚS	3		0.75	0.69	0.89	0.53	0.53	0.72	0.66	0.72	0.82
V	ALARCÓN		0.72	0.98	0.87	0.77	0.73	0.92	0.77	0.81	0.89
	CONTRERAS		0.63	0.75	0.91	0.64	0.69	0.88	0.55	0.50	0.86

Como se puede observar, en general el modelo de Témez muestra el mejor ajuste para la mayoría de las subcuencas, sobre todo en las de clima mediterráneo (Tous, Sueca, Forata y Bellús). Por tanto, el de Témez es el modelo elegido para el cálculo de las aportaciones futuras en todo el sistema. Sin embargo, a efectos de analizar la incertidumbre que introduce la elección del modelo hidrológico se ha procedido a comparar los resultados de los tres modelos en las subcuencas de Alarcón y Contreras. En ambas subcuencas se muestran también los resultados de los modelos para el periodo de validación (V), que abarca desde el año 2000 a 2007.

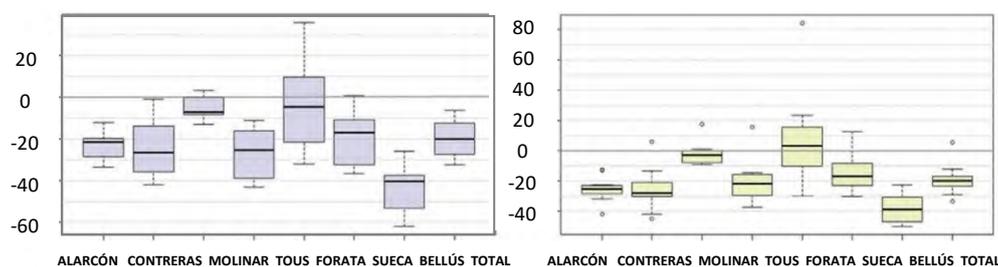
En el caso de las subcuencas que presentan los valores más reducidos del coeficiente de Nash-Sutcliffe (Molinar y Tous), es preciso señalar que no se deben únicamente al comportamiento de los modelos hidrológicos, sino también a la incertidumbre asociada a la restitución a régimen natural de los valores registrados en las estaciones de aforo. En el primer caso, la subcuenca de Molinar presenta una interacción compleja con el acuífero de la Mancha Oriental, que ha cambiado a lo largo del tiempo a consecuencia de las campañas intensivas de bombeo. En el caso de la subcuenca de Tous, las dos estaciones de aforo existentes poseen registros incompletos, con sólo algunos años en común. El modelo de Témez también mostraba valores bajos del coeficiente de Nash-Sutcliffe durante el periodo de validación para estas subcuencas. No obstante, Fowler et al. (2016) señalaron que la práctica

de dividir las series temporales en un periodo para calibración y otro para validación (“Split Sample Test”) en ocasiones puede subestimar la capacidad predictiva de los modelos hidrológicos conceptuales y agregados, como es el caso de los utilizados en este capítulo.

8.4. Aportaciones futuras.

Una vez corregido el sesgo de las variables precipitación y temperatura resultantes de los modelos climáticos seleccionados, se han empleado como variables de entrada para simular las series de aportaciones futuras mediante el modelo de Témez, previamente calibrado para cada una de las subcuencas.

De acuerdo con los resultados obtenidos, incluso a corto plazo (CP, 2011-40), la reducción prevista por la mediana de los modelos respecto a la serie de aportaciones 1940/41-2008/09 resultaría muy superior a la prevista en el nuevo ciclo de planificación (12%), situándose en torno al 20-21% para el total de la cuenca en ambos escenarios (RCP 4.5 y RCP 8.5), si bien cabe destacar una mayor dispersión de los resultados en el escenario RCP 4.5 respecto al RCP 8.5 (Figura 8.4).



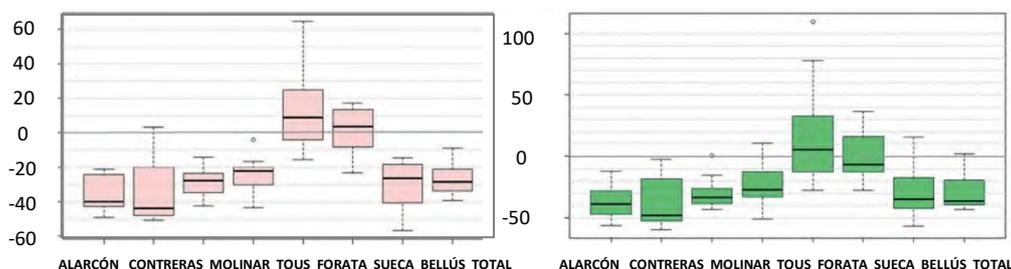
Fuente: Marcos-García & Pulido-Velázquez (2017)

Figura 8.4. Porcentaje de reducción de la aportación anual a corto plazo (2011-40) respecto a la media histórica (1940/41-2008/09).

Respecto a la variabilidad observada entre las subcuencas consideradas, cabe destacar que, de acuerdo con la mediana de los modelos considerados, todas a excepción de Forata, experimentan reducciones a corto plazo aunque de entidad variable (entre 21-28% en Alarcón y Contreras, 3-7% en Molinar, 22-25% en Tous, 17% en Sueca y 39-40% en Bellús). Según los modelos más desfavorables, estas reducciones podrían superar el 40% en varias de las subcuencas estudiadas, incluidas las de

los principales embalses del sistema (Alarcón, Contreras y Tous), que representan en conjunto el 61% de la aportación en régimen natural. En el caso de Forata, la dispersión de resultados es muy elevada. No obstante, es preciso señalar que la aportación de esta subcuenca al cómputo total del recurso en la cuenca del Júcar es muy pequeña (inferior al 1%, ver Tabla 8.1)), siendo muy elevada la variabilidad interanual de la serie histórica.

A medio plazo (MP; 2040-70) el porcentaje medio de reducción del recurso en el sistema se incrementaría respecto al corto plazo (Figura 8.5). Concretamente, para el total del sistema se situaría en torno al 29% para el escenario RCP 4.5 y en el 36% para el escenario RCP 8.5, de acuerdo con la mediana de los modelos empleados. En cuanto a la variabilidad entre las diversas subcuencas, de nuevo la mayoría de modelos predicen reducciones variables en todas ellas (a excepción de Forata y Sueca). En Alarcón, el porcentaje de reducción correspondiente a la mediana ascendería a un 39-40% dependiendo del escenario, en Contreras al 44-48%, Molinar (28-34%), Tous (22-28%) y Bellús (26-35%). No obstante, según los modelos más desfavorables, estas reducciones podrían superar el 50% en las cuencas de aportación a los principales embalses (Alarcón, Contreras y Tous). En Sueca, la mediana de los modelos para el escenario RCP 4.5 predice un ligero incremento (4%, respecto a la serie de aportaciones 1940/41-2008/09), mientras que en el caso de Forata caben las mismas consideraciones realizadas para el corto plazo.

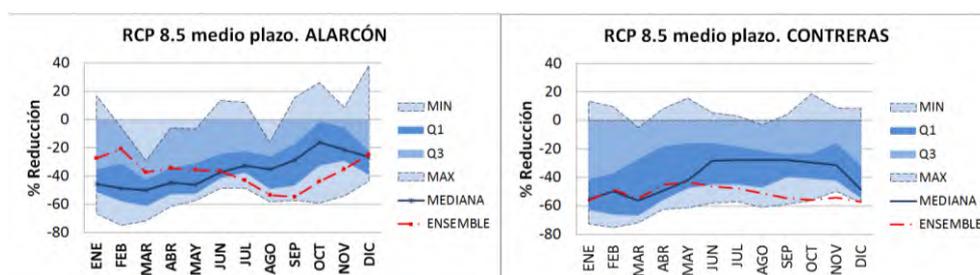


Fuente: Marcos-García & Pulido-Velázquez (2017)

Figura 8.5 Porcentaje de reducción de la aportación anual a medio plazo (2041-70) respecto a la media histórica (1940/41-2008/09).

Respecto a la disminución mensual de la aportación, las bandas de la Figura 8.6 representan los valores máximo y mínimo y los tres cuartiles de los porcentajes de

reducción del conjunto de los modelos para el escenario más desfavorable (RCP 8.5 a medio plazo) en las cuencas de Alarcón y Contreras, conjuntamente con las reducciones previstas por el ensamblado de los modelos (denominado “ENSEMBLE” en el gráfico). Según la mediana de los modelos seleccionados, en ambos casos las mayores reducciones se producirían en los meses de invierno (enero y febrero, entre un 46-50% en Alarcón y un 50-56% en Contreras) y las menores en los meses de otoño en el caso de Alarcón (octubre y noviembre, entre un 16-21%) y en los meses de verano y otoño en Contreras (28-31%). Esta tendencia guarda similitud con la observada en precipitaciones para el periodo histórico (1970-2000), descrita en el Capítulo 6. Sin embargo, el ensamblado de modelos muestra una tendencia diferente, produciéndose las menores reducciones en los meses de invierno en el caso de Alarcón (20-30%) y las mayores en agosto y septiembre (53-54%), mientras que en Contreras, aunque en los meses de invierno y primavera coincide con la mediana, en el resto del año predice reducciones superiores al 50%, fuera de la banda correspondiente al primer cuartil.



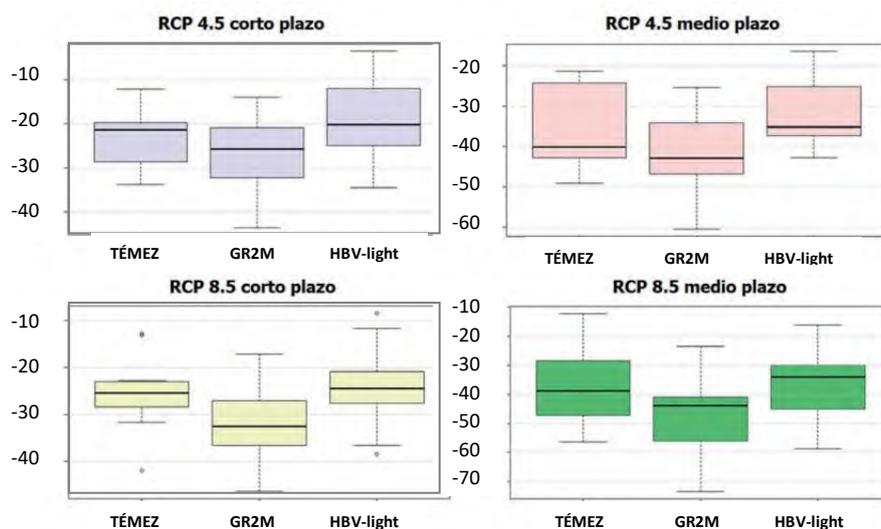
Fuente: Marcos-García & Pulido-Velázquez (2017)

Figura 8.6 Porcentaje de reducción de las aportaciones mensuales a medio plazo (2041-2070).

8.5. Incertidumbre asociada a la modelización hidrológica.

En relación a la incertidumbre que introduce el modelo hidrológico, las Figuras 8.7 y 8.8 muestran una comparativa entre la reducción de las aportaciones en la subcuencas de Alarcón y Contreras, según los tres modelos hidrológicos considerados. Como se puede observar, el modelo GR2M siempre predice reducciones hasta un 10% superiores a los otros dos (Témez y HBV-light), que presentan diferencias menores entre ellos. Concretamente, para el escenario 4.5 a corto plazo (RCP 4.5

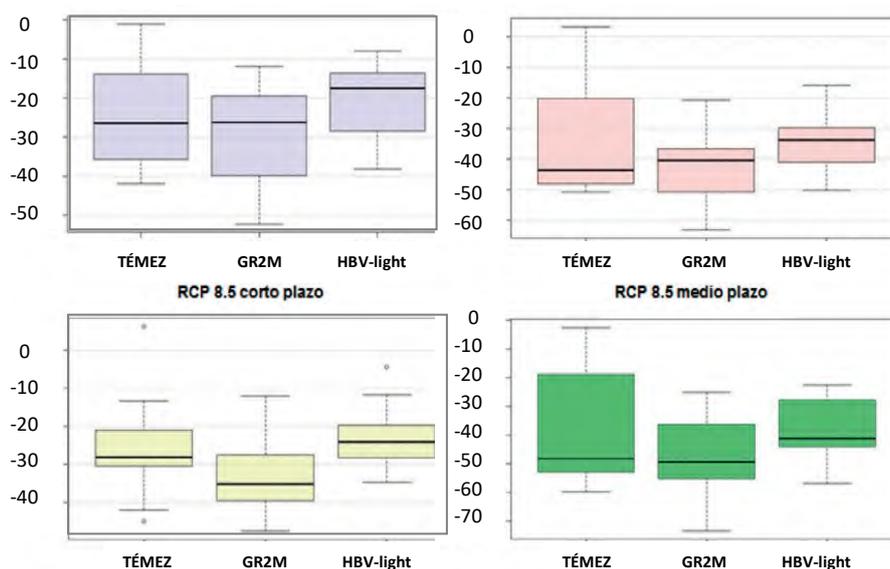
CP), la mediana de las aportaciones simuladas con el modelo GR2M supondría una reducción del 26% respecto a la serie 1940/41-2008/09, mientras que el modelo de Témez predice una reducción del 21% y el modelo HBV-light del 20%.



Fuente: Marcos-García & Pulido-Velazquez (2017)

Figura 8.7 Reducción de aportaciones al embalse de Alarcón.

El promedio de la diferencia entre el valor máximo y mínimo de la aportación media anual simulada con los tres modelos hidrológicos para cada modelo climático, representa un porcentaje entre el 25-41% del rango de variación debido a los modelos climáticos para ese mismo escenario. El escenario que mayor variación presenta debido al modelo hidrológico es el RCP 4.5 a corto plazo (41% en Alarcón y 35% en Contreras del rango de variación debido a los modelos climáticos). Por tanto, la incertidumbre que introduce la selección del modelo hidrológico no es en ningún caso despreciable.



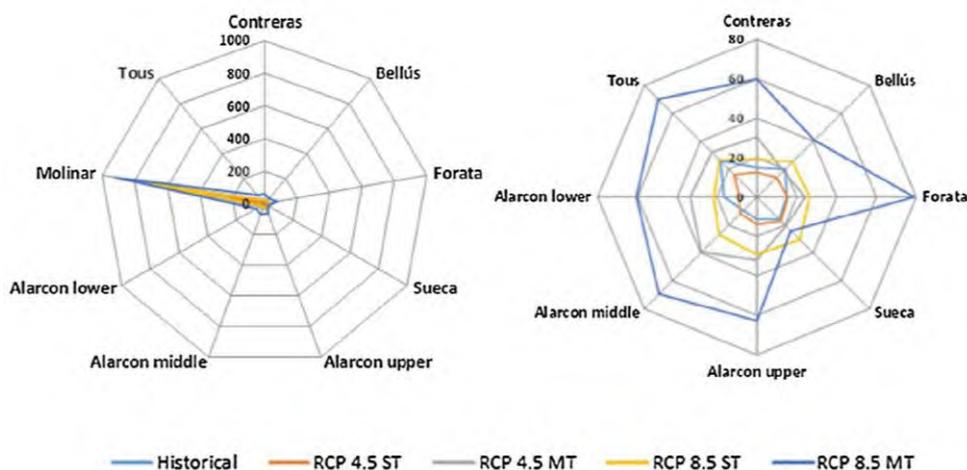
Fuente: Marcos-García & Pulido-Velázquez (2017)

Figura 8.8 Reducción de aportaciones al embalse de Contreras.

8.6. Análisis de sequías en un contexto de cambio climático.

8.6.1. Índices estandarizados relativos.

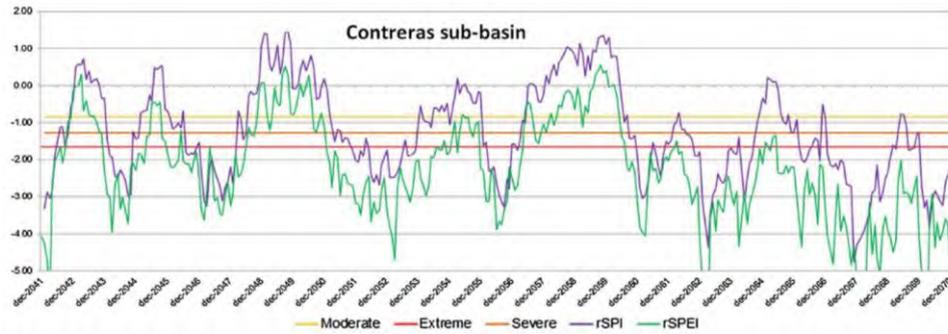
Se ha aplicado la metodología expuesta en el Capítulo 7 (sección 7.5) a los datos obtenidos a partir de la combinación de modelos climáticos CCCmaCanESM2-RCA4. En primer lugar, las sequías meteorológicas se analizaron mediante el Índice relativo de Precipitación Estandarizada (rSPI por sus siglas en inglés). En todos los casos, el peor escenario fue el RCP 8.5 a medio plazo, puesto que produce el mayor aumento en magnitud (más del 50% respecto al periodo 1971-2000, ver Figura 8.9). Es importante señalar que, aunque el número de episodios de sequía disminuye en los escenarios futuros, la duración e intensidad media de los mismos aumenta. Concretamente, en la subcuenca de Molinar, el rSPI identifica un único periodo de sequía que abarca el periodo de análisis completo para cada uno de los escenarios, presentando la mayor magnitud respecto al resto de subcuencas.



Fuente: Marcos-García et al. (2017)

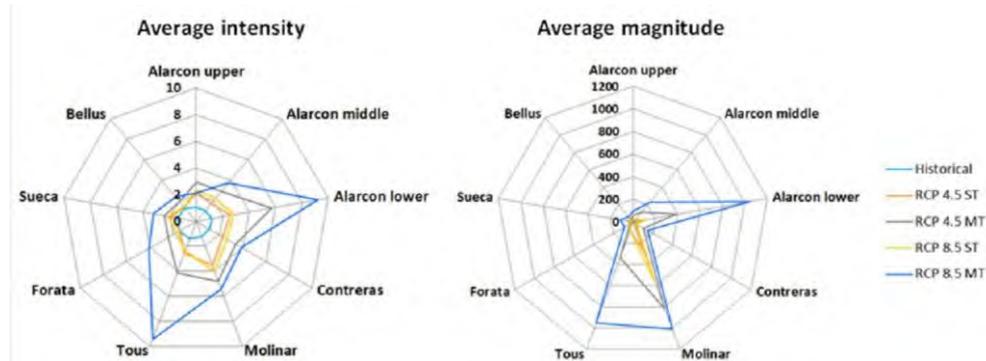
Figura 8.9 Magnitud media de las sequías meteorológicas (rSPI) a corto (ST) y medio plazo (MT).

A fin de evaluar el papel del aumento de la temperatura en los eventos de sequía futuros, también se calculó el Índice relativo de Precipitación-Evapotranspiración Estandarizado (rSPEI por sus siglas en inglés) y se comparó con los resultados del rSPI en cada una de las subcuencas. La Figura 8.10 muestra que el rSPEI identifica sequías más intensas que el rSPI; para el escenario RCP 8.5 a medio plazo en la subcuenca de Contreras, la magnitud media de las sequías caracterizadas por el rSPEI triplica el valor obtenido mediante el rSPI. Este resultado apunta a que las consecuencias del aumento de la temperatura sobre los episodios de sequía no debe ignorarse, por lo que el rSPEI puede aportar información más valiosa que el SPI clásico en un contexto de cambio climático. Este aumento de temperatura incrementaría la evapotranspiración potencial, lo que haría crecer la diferencia entre el SPI (que sólo depende de la precipitación) y el SPEI (que depende de la precipitación menos la evapotranspiración potencial). La Figura 8.11 muestra la magnitud media de las sequías meteorológicas en las diferentes subcuencas según el rSPEI. En comparación con la Figura 8.9, no sólo muestra un episodio de sequía continuo en Molinar, sino también en Tous y en la parte inferior de la subcuenca de Alarcón.



Fuente: Marcos-García et al. (2017)

Figura 8.10 Evolución del rSPI y el rSPEI en Contreras. RCP 8.5 medio plazo.

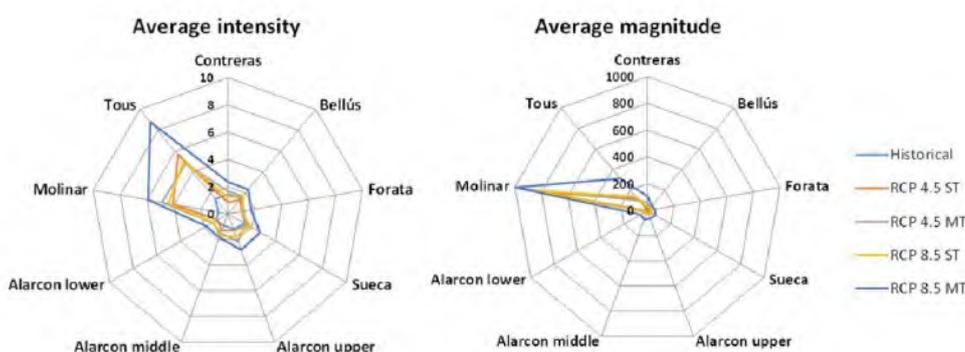


Fuente: Marcos-García et al. (2017)

Figura 8.11 Magnitud media de las sequías meteorológicas (rSPEI) a corto (ST) y medio plazo (MT).

Las series futuras de caudal se simularon mediante el modelo hidrológico de Témez, empleando como datos de entrada las series de precipitación y temperatura para los escenarios RCP 4.5 y 8.5. La evaluación de las sequías hidrológicas se realizó calculando el Índice relativo de Caudal Estandarizado (rSSI por sus siglas en inglés) para las aportaciones resultantes. De acuerdo con la Figura 8.12, los escenarios a medio plazo muestran sequías severas en las subcuencas de Alarcón y Contreras, donde se ubican los principales embalses, y sequías extremas en Molinar (una de las principales zonas de recarga del acuífero de La Mancha Oriental) y Tous. Para el escenario más desfavorable (RCP 8.5 a medio plazo), la cuenca del

Júcar sufriría una sequía generalizada extrema. Además, las subcuencas de Molinar y Tous registrarían los mayores incrementos de magnitud (entendida como déficit acumulado) de las sequías, como ocurría en el caso de las sequías meteorológicas (Figuras 8.9 y 8.10).



Fuente: Marcos-Garcia et al. (2017)

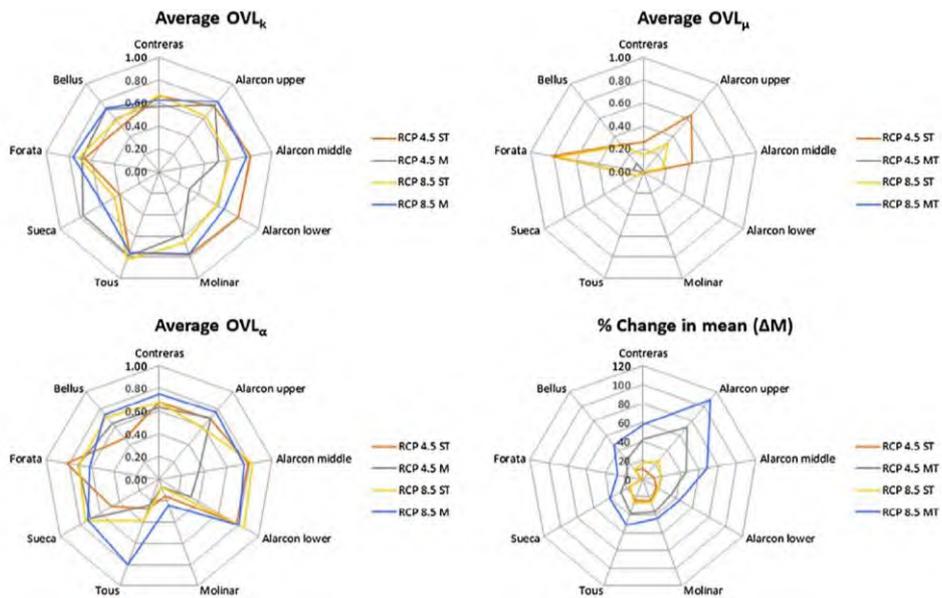
Figura 8.12 Magnitud media de las sequías hidrológicas (rSSI) a corto (ST) y medio plazo (MT).

8.6.2. Evaluación de la incertidumbre y la estacionariedad de los parámetros.

La Figura 8.13 muestra una comparación entre el porcentaje de cambio en media (ΔM) de la precipitación efectiva (precipitación (P) menos evapotranspiración (ETP)) para los escenarios futuros respecto al periodo 1971-2000, así como el “coeficiente de solape” (OVL) calculado para los parámetros de la distribución de Valores Extremos Generalizada (GEV, por sus siglas en inglés). El porcentaje de cambio en media (ΔM) en los escenarios a corto plazo se encuentra entre un 24.27% en Molinar y un 1.11% en Forata para el RCP 4.5, y entre un 26.63% (Tous) y un 0.72% (Forata) para el RCP 8.5. A medio plazo, el mayor ΔM tiene lugar en la parte superior de la subcuenca de Alarcón (más del 100% en el caso del RCP 8.5), y el menor otra vez ocurre en Forata (27.25% para el RCP 8.5).

Para los escenarios a corto plazo, el OVL del parámetro de localización (OVL_{μ}) es nulo o próximo a cero. Incluso para los escenarios a corto plazo, OVL_{μ} sigue adoptando valores próximos a cero en las mismas subcuencas (la zona inferior de Alarcón, Molinar, Tous y Sueca). Por tanto, no existe apenas solape entre la fun-

ción de densidad del parámetro de localización del periodo histórico (1971-2000) y la función de densidad del mismo parámetro en los escenarios futuros. Sólo las cuencas de cabecera (Contreras y la parte superior y media de la subcuenca de Alarcón) y las subcuencas de Forata y Bellús presentan valores más altos para los escenarios a corto plazo. Por tanto, debería tenerse en cuenta la no estacionariedad de este parámetro incluso para los escenarios a corto plazo, con la posible excepción de Forata, donde aparecen valores de OVL_{μ} de 0.82 y 0.76 para los escenarios RCP 4.5 y 8.5 a corto plazo, respectivamente.

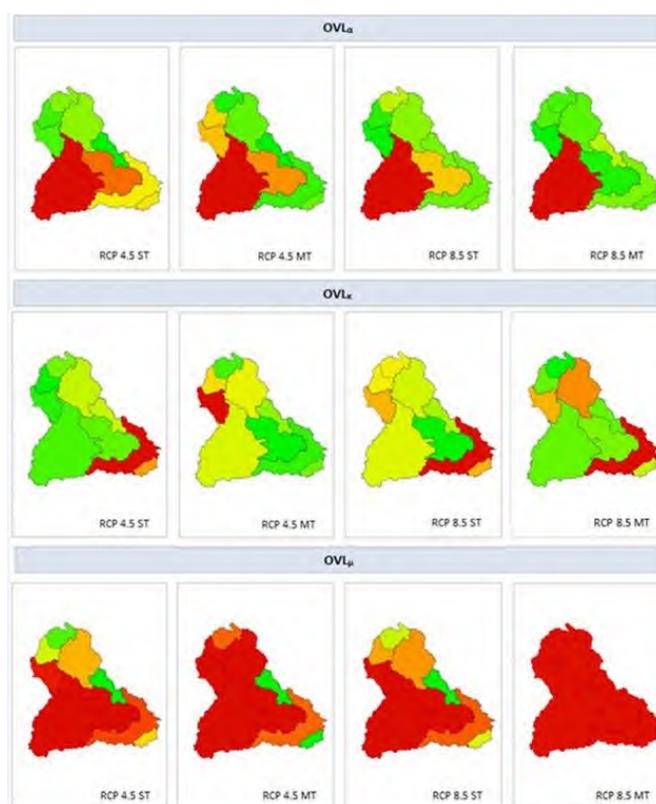


Fuente: Marcos-García et al. (2017)

Figura 8.13 Comparativa entre el OVL medio de los parámetros de la distribución del SPEI en los distintos escenarios

Algunas subcuencas muestran valores altos del OVL para el parámetro de escala (OVL_{α}) en los distintos escenarios (Contreras, Forata), mientras que otros presentan valores mucho más bajos (Molinar, Tous). Por tanto, el parámetro de escala no cambia de forma homogénea en la cuenca en un contexto de cambio climático, por lo que la conveniencia de considerarlo como dependiente del tiempo debería evaluarse en cada subcuenca. Por último, el parámetro de forma (κ) es difícil de esti-

mar de manera fiable y, por esta razón, normalmente se considera una constante (Coles, 2001; Katz, 2013; Salas & Obeysekera, 2014). Sin embargo, los resultados obtenidos en este capítulo sugieren que esta hipótesis podría no ser apropiada en algunas subcuencas (la parte inferior de Alarcón, Sueca), que presentan valores del OVL_k inferiores a 0.5 para los distintos escenarios. En este sentido, la Figura 8.14 muestra la distribución espacial de los valores del OVL en los escenarios considerados (donde el color rojo representa los valores más bajos del coeficiente y el verde los más altos).



Fuente: Marcos-García et al. (2017)

Figura 8.14 Distribución espacial del OVL para los distintos escenarios

8.7. Discusión.

Los resultados obtenidos respecto a las aportaciones futuras en la cuenca del Júcar muestran una gran incertidumbre respecto a la disponibilidad del recurso. Esto es consistente con la dispersión observada en la literatura disponible, respecto a la precipitación y temperatura en un contexto de cambio climático en la zona mediterránea. Por ejemplo, Mourato et al. (2015) estimaron cambios en la precipitación entre 1.5% y -65% e incrementos en la temperatura entre 2.7°C y 5.9°C para las cuencas del Sado y del Guadiana en el sur de Portugal, mientras que Senatore et al. (2011) estimaron un incremento de las temperaturas medias anuales entre 3.5°C y 3.9°C y una disminución de la precipitación anual acumulada entre el 9% y el 21% para la cuenca del Crati en el sur de Italia. Para la propia cuenca del Júcar, Chirivella Osma et al. (2015) observaron que el impacto de los escenarios climáticos en los recursos hídricos mostraba una gran dispersión (entre -13.45% y 18%, con un valor medio de -2.13%)

A partir de los resultados obtenidos en este capítulo, es posible señalar los siguientes aspectos respecto a los escenarios hidrológicos futuros en la cuenca del Júcar: 1) Mayor incremento de temperatura y disminución de la precipitación en las cuencas de cabecera del sistema que en las de la parte baja, tanto en el periodo histórico como en los escenarios de cambio climático; 2) Alta incertidumbre respecto al posible porcentaje de reducción de los recursos, derivada de los modelos climáticos y, en menor medida, de los modelos hidrológicos; 3) Reducciones previstas por la mediana de los modelos muy superiores a la considerada en el Plan Hidrológico (12%) (CHJ, 2015) incluso a corto plazo; 4) Influencia considerable del modelo hidrológico; 5) Las aportaciones generadas a partir de los modelos climáticos sugieren una variabilidad muy superior a la del periodo histórico.

Respecto al primer aspecto, si consideramos que las cuencas de cabecera son las que aportan un mayor porcentaje de recursos para la cuenca, y que en ellas se encuentran los mayores embalses, su impacto es significativo en los volúmenes regulados en la cuenca. Esta tendencia parece mantenerse en los escenarios futuros, al igual que sucedía en los antiguos escenarios SRES derivados del MCG ECHAM4, considerado el más robusto para la zona de estudio por Chirivella Osma et al. (2015). Por tanto, la variabilidad espacial de los impactos hidrológicos del cambio

climático podría ser un factor importante a efectos de valorar la adaptación del sistema a escenarios futuros de cambio climático.

En cuanto al segundo y tercer aspecto, evidencian la necesidad de un cambio de perspectiva: la planificación hidrológica no debería centrarse tanto en determinar qué porcentaje de reducción va a darse en un futuro, dada la imposibilidad de reducir las múltiples fuentes de incertidumbre en su evaluación, como en analizar la robustez y resiliencia del sistema frente a un rango plausible de situaciones de estrés, a efectos de identificar dónde es más vulnerable y proponer medidas de adaptación. Este programa de adaptación se puede diseñar para que sea posible aplicar medidas según evolucione el sistema, como sugiere la metodología de vías de adaptación dinámicas; (Haasnoot et al., 2013; Kwakkel et al., 2015), que especifica dos tipos de acciones: las que se deben adoptar de forma inmediata para prepararse a corto plazo y aquéllas que se deben considerar ahora para posibilitar otras opciones de adaptación en un horizonte temporal mayor.

Respecto al cuarto aspecto, es importante señalar que, aunque la incertidumbre asociada al modelo hidrológico es inferior a la que introducen los modelos climáticos, no es en ningún caso despreciable dadas las diferencias existentes entre las aportaciones generadas con los tres modelos utilizados (Témez, GR2M y HBV-light). Una limitación del presente estudio es que en cuencas semiáridas, los parámetros de los modelos son muy sensibles al periodo de calibración elegido (Hughes, 2015; Osuch et al., 2015) y, por tanto, un modelo calibrado en condiciones climáticas actuales puede no ser válido para la evaluación de los impactos del cambio climático. Por tanto, se debería analizar la dependencia de los modelos utilizados respecto a las condiciones climáticas del periodo de calibración, a fin de obtener modelos más robustos y flexibles en escenarios de cambio (Thirel et al., 2015). Asimismo, algunos autores han concluido que el uso de modelos conceptuales no es adecuado en condiciones de cambio climático (Coron et al., 2012; Seiller et al., 2012; Lespinas et al., 2014). Sin embargo, Fowler et al. (2016) han señalado recientemente que estas deficiencias aparentes en los modelos conceptuales no son tan comunes, y aparecen más debido a técnicas pobres e insuficientes de calibración y evaluación que a la propia estructura del modelo. En cualquier caso, para seleccionar un modelo hidrológico es necesario buscar un equilibrio entre complejidad e incertidumbre (Blöschl y Montanari, 2010).

Por otro lado, en cuanto al uso de índices relativos para la identificación de sequías, es preciso señalar dos aspectos a tener en cuenta en su aplicación: en primer lugar, es preciso seleccionar un umbral adecuado, puesto que en un contexto de cambio climático pueden adoptar valores fuera de los límites establecidos en la literatura disponible. En este sentido, McKee et al. (1993) propusieron los valores -2 y 2 como límites inferior y superior para el SPI. Por su parte, Dubrovsky et al. (2009) seleccionaron subjetivamente los límites -5.55 y 5.55, mientras que Stagge et al. (2015) señalaron la necesidad de imponer límites razonables al SPI/SPEI, proponiendo -3 y 3. A los efectos de este capítulo, se conservaron los valores fuera de los límites previamente establecidos, puesto que se trataba de reflejar la aparición de eventos extremos aunque su intensidad no pudiese ser cuantificada con exactitud. El segundo aspecto es la aparición de episodios de sequía que abarcan muchos meses consecutivos y que, por tanto, no proporcionan información sobre la evolución de las condiciones secas/húmedas. Para algunos escenarios, la sequía extrema parece ser un estado común, mientras que por definición se trataría de una desviación de las condiciones normales. Sin embargo, lo único que indica es que la variable futura pertenece a la cola de la distribución histórica y que, de acuerdo con la información de este periodo, tiene una probabilidad asociada muy baja o incluso nula. Los sistemas de recursos hídricos podrían tener que adaptarse en el futuro a condiciones diferentes de las que ahora conocemos y, por tanto, lo que ahora se considera como “normal” podría ser un periodo húmedo en las series futuras.

Cuando se consideran escenarios futuros, es preciso considerar además el efecto del cambio climático en la variabilidad, que puede hacer que los parámetros de la distribución cambien a lo largo del tiempo. De acuerdo con Salas & Obeysekera (2014), el parámetro de escala podría tener que considerarse como dependiente del tiempo si el límite superior del máximo valor de la variable aumentase con el tiempo. En este capítulo se propone caracterizar, por un lado, la incertidumbre de los parámetros asumidos para la distribución GEV en el cálculo del SPEI y, por otro, el nivel de acuerdo entre las funciones de densidad histórica y futura de esos parámetros. Por esta razón, se sugiere que, si el nivel de acuerdo es bajo, el parámetro debe considerarse como no estacionario. En este sentido, los resultados muestran que los coeficientes de solape (OVL) para los tres coeficientes de la distribución GEV presentan una amplia variabilidad en las distintas subcuencas, no siendo po-

sible la identificación de un patrón común. Sin embargo, es importante señalar que el OVL para el parámetro de localización es nulo o próximo a cero para los escenarios a medio plazo en todas las subcuencas. Por tanto, los posibles valores de las distribuciones de la variable futura se encontrarían fuera del rango de valores probables correspondientes a la distribución histórica, y se deberían considerar la ausencia de estacionariedad. Por último, en cuanto a los parámetros de forma y escala, es necesario evaluarlos específicamente para cada subcuenca. Sin embargo, se considera que la hipótesis tradicional de que el parámetro de forma es constante, podría no ser adecuada para algunas de estas subcuencas, que muestran valores inferiores del índice OVL para este parámetro. En este sentido, un desafío interesante podría ser la definición de índices de sequía estandarizados no estacionarios, en los que algunos de los parámetros de la distribución variasen con el tiempo o incorporasen índices climáticos como covariables (Wang et al., 2015; Li et al., 2015).

8.8. Referencias bibliográficas

- Blöschl, G., Montanari, A. 2010. Climate change impacts - throwing the dice? *Hydrological Processes*, 24(3), 374-381. doi:10.1002/hyp.7574
- Chirivella Osmá, V., Capilla Romá, J.E., 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. (2015). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Ciclo de planificación hidrológica 2015-2021.
- Coles, S. (2001). *An Introduction to Statistical Modeling of Extreme Values*. Springer, London.
- Coron, L., Andréassian, V., Perrin, C., Lerat, J., Vaze, J., Bourqui, M., Hendrickx, F. (2012). Crash testing hydrological models in contrasted climate conditions: An experiment on 216 Australian catchments. *Water Resources Research*, 48(5), W05552, doi:10.1029/2011WR011721
- Dubrovsky, M., Svoboda, M.D., Trnka, M., Hayes, M.J., Wilhite, D.A., Zalud, Z., Hlavinka, P. (2009). Application of relative drought indices in assessing climate change

impacts on drought conditions in Czechia. *Theor. Appl. Climatol.* 96, 155–171. <http://dx.doi.org/10.1007/s00704-008-0020-x>.

Fowler, K.J.A., Peel, M.C., Western, A.W., Zhang, L., Peterson, T.J. (2016). Simulating runoff under changing climatic conditions: Revisiting an apparent deficiency of conceptual rainfall-runoff models, *Water Resources Research*, 52(3), 1820-1846. doi:10.1002/2015WR018068.

Haasnoot, M., Kwakkel, J.H., Walker, W.E., ter Maat, J. (2013). Dynamic adaptive policy pathways: A method for crafting robust decisions for a deeply uncertain world. *Global Environmental Change* 23(2), 485-498. doi:10.1016/j.gloenvcha.2012.12.006

Hughes, D.A. (2015). Simulating temporal variability in catchment response using a monthly rainfall-runoff model. *Hydrological Sciences Journal*, 60(7-8), 1286-1298. doi:10.1080/02626667.2014.909598

Katz, R.W. (2013). Statistical methods for nonstationary extremes. Chapter 2, Extremes in a changing climate: Detection, analysis and uncertainty. In: AghaKouchak, A., Easterling, D., Hsu, K., (Eds.), vol. 65, Springer, New York.

Kwakkel, J.H., Haasnoot, M., Walker, W.E. (2015). Developing dynamic adaptive policy pathways: a computer-assisted approach for developing adaptive strategies for a deeply uncertain world. *Climatic Change*, 132(3), 373-386. doi:10.1007/s10584-014-1210-4

Lespinas, F., Ludwig, W., Heussner, S. (2014). Hydrological and climatic uncertainties associated with modeling the impact of climate change on water resources of small Mediterranean coastal rivers. *Journal of Hydrology*, 511, 403-422. doi:10.1016/j.jhydrol.2014.01.033

Li, J.Z., Wang, Y.X., Li, S.F., Hu, R., 2015. A Nonstationary Standardized Precipitation Index incorporating climate indices as covariates. *J. Geophys. Res. Atmos.* 120, 12082–12095. <http://dx.doi.org/10.1002/2015JD023920>.

Marcos-Garcia P., 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*, [S.l.], v. 21, n. 1, p. 35-52. ISSN 1886-4996

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. *Journal of Hydrology* 554, 292–305

McKee, T.B., Doesken, N.J., Kleist, J., (1993). The relationship of drought frequency and duration of time scales. In: *Eighth Conference on Applied Climatology, American Meteorological Society*, 17-23 de enero, 1993, Anaheim CA, pp. 179–186.

Mourato, S., Moreira, M., Corte-Real, J. (2015). *Water Resour. Manage.* 29, 2377.

<http://dx.doi.org/10.1007/s11269-015-0947-5>.

Osuch, M., Romanowicz, R., Booiij, M.J. (2015). The influence of parametric uncertainty on the relationships between HBV model parameters and climatic characteristics, *Hydrological Sciences Journal*, 60(7-8), 1299-1316, doi:10.1080/02626667.2014.967694

Salas, J.D., Obeysekera, J. (2014). Revisiting the concepts of return period and risk for nonstationary hydrologic extreme events. *J. Hydrol. Eng.* (19), 554–568.

Seiller, G., Anctil, F., Perrin, C. (2012). Multimodel evaluation of twenty lumped hydrological models under contrasted climate conditions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16, 1171-1189. doi:10.5194/hess-16-1171-2012

Senatore, A., Mendicino, G., Smiatek, G., Kuntzmann, H. (2011). Regional climate change projections and hydrological impact analysis for a Mediterranean basin in Southern Italy. *J. Hydrol.* 399 (1–2), 70–92.

Stagge, J.H., Tallaksen, L.M., Gudmundsson, L., Van Loon, A.F., Stahl, K. (2015). Candidate distributions for climatological drought indices (SPI and SPEI). *Int. J. Climatol.* 35 (13), 4027–4040.

Thirel, G., Andréassian, V., Perrin, C. (2015). On the need to test hydrological models under changing conditions. *Hydrological Sciences Journal*, 60(7-8), 1165-1173. doi:10.1080/02626667.2015.1050027

Wang, Y., Li, J., Feng, P., Hu, R. (2015). A Time-Dependent drought index for nonstationary precipitation series. *Water Resour. Manage.* 29, 5631. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-015-1138-0>.

Capítulo 9

Función de respuesta climática del sistema. Métodos

9.1. Introducción.

De acuerdo con Toth et al. (2000), una Función de Respuesta Climática (FRC) es aquella que es capaz de explicar la relación entre los cambios en las variables climáticas y los impactos socioeconómicos y ambientales de esos cambios. Por tanto, se trata de una herramienta de indudable utilidad a la hora de incluir el cambio climático en la toma de decisiones, pues permite identificar de forma rápida los escenarios que implican potenciales riesgos para el sistema analizado.

En el caso de un sistema de recursos hídricos, podría ser conveniente definir una FRC que relacionase la existencia de determinadas condiciones climáticas con la capacidad o incapacidad del sistema para satisfacer las demandas, de acuerdo con un cierto nivel de garantía. Sin embargo, en sistemas de recursos hídricos con una alta capacidad de regulación, esta relación no es sencilla, puesto que no siempre una sequía meteorológica deriva en una escasez de recursos hídricos y, cuando ocurre, puede existir un desfase temporal de meses o incluso años entre ambas.

En el presente capítulo se va a desarrollar un método para definir una FRC a través de modelo de regresión logística multivariable, donde una variable binaria (fallo del sistema para atender las demandas o ausencia de fallo) se explica mediante dos variables continuas o predictores (precipitación y temperatura media anual en los años precedentes).

9.2. Esquema general.

La Figura 9.1 muestra las principales etapas de la metodología seleccionada, que se describen en detalle en los epígrafes siguientes.



Figura 9.1. Esquema general para la definición de la Función de Respuesta Climática del sistema

9.3. Implementación y calibración de un modelo de gestión del agua.

El esquema del modelo de gestión de recursos hídricos se ha implementado mediante el software Hydra Modeller (siendo su antecedente el software Hydra Platform (Meier et al., 2014)), y posteriormente se ha exportado en un formato compatible con el software General Algebraic Modeling System (GAMS; GAMS Development Corporation, 2013). Como se puede ver en la Figura 9.2, se han considerado diversos tipos de nodos: 8 nodos de aportaciones (coincidentes con la

división en subcuencas de la Figura 3.2, aunque la aportación de la subcuenca de Molinar se ha dividido en dos nodos), 5 nodos correspondientes a embalses superficiales (Alarcón, Contreras, Tous, Forata y Bellús), 5 nodos que representan acuíferos (La Mancha Oriental, Cabriel y 3 nodos correspondientes al acuífero de la Plana de Valencia), 18 nodos simples (donde las entradas son iguales a las salidas, sin capacidad de almacenamiento), 4 nodos de demanda urbana (correspondientes a las UDUs de Albacete, La Mancha Oriental, Valencia y Sagunto) y 13 nodos de demanda agrícola (correspondientes a las UDAs de La Mancha Oriental, Magro, el Canal Júcar-Turía, los Regadíos tradicionales del Júcar (fluyentes) aguas abajo de Tous, la Acequia Real del Júcar, Cuatro Pueblos, Cullera, Escalona y Sueca). Las UDAs de la Acequia Real del Júcar, Cuatro Pueblos, Cullera y Sueca se han representado con dos nodos cada una, a fin de considerar los principales tipos de cultivos: cítricos y arroz.

Mediante el software GAMS, se ha desarrollado un modelo de simulación a escala mensual, considerando las restricciones ambientales, las reglas de asignación de recursos en consonancia con la legislación española y los acuerdos existentes. El modelo se ha calibrado para el periodo 2003-2012, considerando la evolución en el almacenamiento de los tres embalses principales (Alarcón, Contreras y Tous) y las sueltas desde el embalse de Tous para satisfacer las demandas aguas abajo. Debido al periodo de calibración empleado, se han considerado las demandas correspondientes al anterior ciclo de planificación (2009-2015; CHJ, 2014).

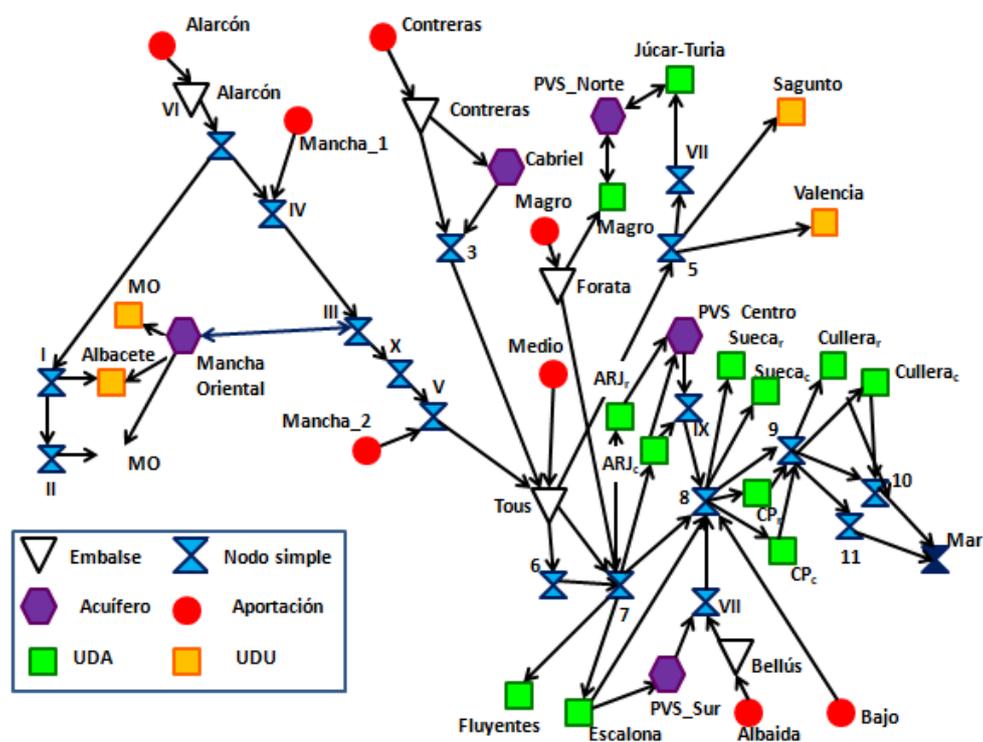


Figura 9.2. Esquema de gestión del sistema de recursos hídricos

9.4. Identificación de criterios de fallo.

De acuerdo con el Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas (TRLA), el abastecimiento urbano tiene la máxima prioridad a efectos de gestión del sistema, seguido por la demanda agrícola (MMA, 2001). El medio ambiente no tiene la condición de uso, si no de restricción en lo que respecta a la asignación de recursos. Por tanto, en caso de escasez de recursos, las demandas agrarias van a sufrir sus consecuencias antes de que las demandas urbanas se vean afectadas. Además, en la cuenca del Júcar también existen prioridades entre los propios usuarios agrícolas, debido al Convenio de Alarcón, que establece una curva de reserva en el embalse homónimo a favor de la Unidad Sindical de Usuarios del Júcar (USUJ). Esta curva de reserva y otras reglas

de operación del sistema integradas en el modelo presentado en el epígrafe anterior se describen en detalle en Macian-Sorribes et al. (2017).

La Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica (MARM, 2008) introduce una definición legal de fallo en relación a los usos agrarios basada en cualquiera de los siguientes criterios: que el déficit en 1 año sea superior al 50% de la demanda correspondiente; que la suma del déficit en 2 años consecutivos sea superior al 75% de la demanda anual y; que la suma del déficit en 10 años consecutivos sea superior al 100% de la demanda anual. A efectos de este capítulo de la tesis, se ha considerado únicamente el primer criterio para definir el fallo del sistema.

9.5. Generación de series sintéticas de aportaciones.

El enfoque seleccionado para la generación de series sintéticas de caudal fue propuesto por Borgomeo et al. (2015). El método implica, en primer lugar, la obtención de una muestra aleatoria a partir de las series de caudales observados y, en segundo lugar, la permutación de los valores de la muestra a través del algoritmo denominado *Simulated Annealing* (SA, Figura 9.3). La permutación se detiene cuando la serie generada representa las propiedades hidrológicas impuestas por la función objetivo. Esta función objetivo puede modificarse fácilmente para generar series sintéticas con características específicas (por ejemplo, disminución en la media mensual o aumento de la desviación típica), a fin de explorar la vulnerabilidad del sistema.

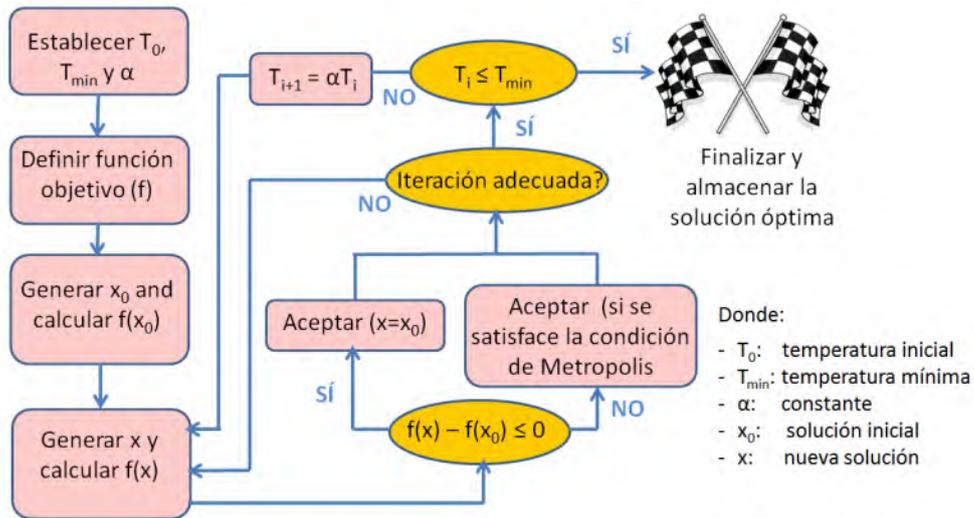


Figura 9.3. Esquema del algoritmo “Simulated Annealing”

Las propiedades hidrológicas de la serie observada de caudales (1980-2012) que se pretenden reproducir en las series sintéticas son las siguientes: 1) media mensual (M); 2) desviación típica mensual (SD); 3) cuantil 90% (Q_{90}); 4) autocorrelación temporal mensual (AC) y; 5) coeficiente de correlación de Pearson entre subcuencas (correlación espacial cruzada de la subcuenca “ i ” con la subcuenca “ j ”, PC_{ij}). A este respecto, se debe señalar que Borgomeo et al. (2015) no consideraron la correlación espacial en el desarrollo del método, por lo que su introducción representa una novedad respecto a este trabajo precedente. La Ecuación 9.1 muestra la función objetivo (F) seleccionada para generar las series sintéticas de caudal, donde a , b y c son coeficientes (por ejemplo, $a=0.7$ representa una disminución del 30% del caudal medio mensual). El subíndice “0” corresponde a los estadísticos de la serie de caudales observados y el subíndice “s” corresponde a los de las series sintéticas:

$$\text{Ec. 9.1 } F = a(M_0 - M_s) + b(SD_0 - SD_s) + c(Q_0 - Q_s) + (AC_0 - AC_s) + \sum_{j=1}^n (PC_{ij_0} - PC_{ij_s})$$

Aquí es necesario señalar que los valores de los estadísticos han sido previamente normalizados para tener el mismo orden de magnitud.

9.6. Simulación del comportamiento del sistema para las series sintéticas.

Mediante el algoritmo SA, se generaron 210 series sintéticas de caudales (30 series para cada una de las 7 subcuencas en que se ha dividido el caso de estudio). De esta forma, se realizaron 30 simulaciones, empleando las series sintéticas generadas como caudales de entrada en el modelo de gestión descrito en el epígrafe 9.3. La existencia de fallo se codificó como 1 cuando se cumplía el criterio anual descrito en el epígrafe 9.4 para al menos una de las demandas agrícolas, y 0 en caso contrario.

9.7. Asignación de variables climáticas a las series sintéticas de aportaciones.

A fin de vincular determinadas condiciones de precipitación y temperatura con las series sintéticas de caudales generados, en primer lugar se ha analizado la correlación temporal entre precipitación y caudal para las series observadas en el periodo 1980-2012 a escala mensual. La Tabla 9.1 muestra que la mayor correlación entre ambas variables tiene lugar cuando el desfase temporal considerado es 0, excepto en las subcuencas de cabecera (Alarcón y Contreras), donde el caudal en un cierto mes se encuentra ligeramente más correlacionado con la precipitación acontecida en el mes anterior (es decir, cuando el desfase temporal es 1).

Tabla 9.1. Coeficientes de correlación entre precipitación (mm) y aportación mensual (hm³)

Desfase (mes)	ALARCON	CONTRERAS	MOLINAR	TOUS	FORATA	SUECA	BELLUS
0	0.50	0.45	0.26	0.38	0.66	0.65	0.74
1	0.58	0.50	0.10	0.17	0.30	0.31	0.24
2	0.40	0.33	0.07	0.13	0.13	0.17	0.17
3	0.21	0.22	0.03	0.10	0.08	0.08	0.08

Para cada una de las 210 series sintéticas de caudal se obtuvieron sendos vectores de precipitación y temperatura, replicando la transformación realizada por el algoritmo SA para los caudales (Figura 9.4). A estos efectos, se consideró un desfase temporal nulo entre precipitación, temperatura y caudal para el mes en cuestión.

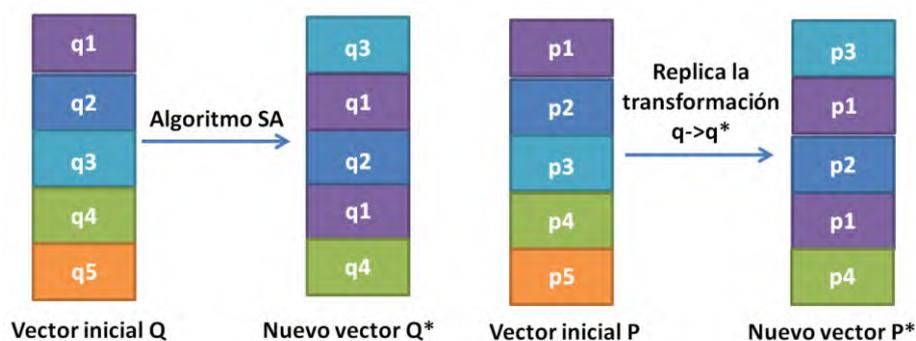


Figura 9.4. Procedimiento para vincular la precipitación (P) y la temperatura (T) a las aportaciones (Q)

9.8. Análisis del desfase temporal entre inicio de la sequía y fallo del sistema

En sistemas de recursos hídricos con una alta capacidad de regulación, como es el caso de la cuenca del Júcar, las sequías meteorológicas e hidrológicas pueden originarse meses e incluso años antes de que aparezca un fallo en el sistema. Por lo tanto, caracterizar este desfase temporal podría ser interesante para identificar secuencias climáticas previas que aboquen al fallo del sistema. Villalobos (2007) estudió las tres fases principales del desarrollo de las sequías (meteorológica, hidrológica y operativa) en la cuenca del Júcar, aplicando índices estandarizados a las series de precipitación, aportaciones y volumen almacenado en los embalses. Este autor concluyó que el Índice de Precipitación Estandarizado (SPI por sus siglas en inglés; McKee et al., 1993) posee cierta capacidad predictiva respecto a las sequías operativas, considerando periodos de agregación de 12 y 24 meses. De acuerdo con sus resultados, si el SPI calculado para un periodo de agregación de 24 meses identifica una sequía meteorológica, es probable que 18 meses después aparezca una sequía operativa.

En el presente capítulo, se emplea el Índice Estandarizado de Precipitación y Evapotranspiración (SPEI por sus siglas en inglés; Vicente-Serrano et al., 2010) a efectos de la identificación de sequías meteorológicas y el Índice Estandarizado de Caudales (SSI por sus siglas en inglés) para las sequías hidrológicas. Para este fin,

se ajustó una distribución Log-Logística a la serie de precipitación efectiva (precipitación menos evapotranspiración potencial) y una distribución Log-Normal a la serie de caudales, a partir de los valores de precipitación, temperatura y caudal registrados para el periodo 1980-2012. El periodo de agregación que se consideró representativo fue de 12 meses (Villalobos, 2007; Marcos-Garcia et al., 2017). La evapotranspiración potencial (ETP) se estimó mediante el método de Thornthwaite (Thornthwaite, 1948). Por último, se aplicaron las mismas distribuciones de probabilidad a las series sintéticas, a fin de obtener índices estandarizados relativos (Dubrovsky et al., 2009; Marcos-Garcia et al., 2017).

9.9. Implementación y calibración de un modelo de regresión logística (LR).

Un modelo de regresión logística (en adelante, LR) es capaz de describir la relación entre una variable binaria (que es la respuesta o variable dependiente) y un grupo de variables continuas e independientes (que son los predictores o variables explicativas). En nuestro caso, la variable binaria es la existencia o ausencia de fallo (codificada como 1 y 0, respectivamente) y las variables explicativas son la precipitación y la temperatura. La Ecuación 9.2 describe la ecuación general del modelo LR y la Ecuación 9.3 la probabilidad de que se produzca el fallo del sistema para un cierto año:

$$\text{Ec. 9.2} \quad \text{Logit}(p) = b_0 + b_1P + b_2T$$

$$\text{Ec. 9.3} \quad p = \frac{\exp(b_0 + b_1P + b_2T)}{1 + \exp(b_0 + b_1P + b_2T)}$$

Donde:

p: probabilidad de que el sistema falle en un año determinado

b_0 , b_1 , b_2 : coeficientes de regresión

P: precipitación anual media para un periodo previo al año de análisis

T: temperatura anual media para un periodo previo al año de análisis

El periodo temporal previo seleccionado a efectos de cálculo de P y T debe ser relevante para el sistema, y se basa en el análisis descrito en el epígrafe anterior.

De acuerdo con los resultados obtenidos (descritos en el Capítulo 10), se ajustaron cuatro modelos LR considerando los valores de P y T en los 2, 3, 4 y 5 años anteriores. Las series temporales a escala anual de las variables del modelo se obtuvieron mediante la metodología descrita en los epígrafes 9.6 y 9.7. A fin de limitar la influencia de las condiciones iniciales del sistema (por ejemplo, volúmenes en embalses y acuíferos), se eliminaron los primeros años de las variables calculadas a efectos de ajustar el modelo LR. En total, se emplearon 690 valores de cada variable en cada uno de los modelos LR considerados.

Respecto a la calibración, un modelo LR se puede considerar bien calibrado si las probabilidades que predice reflejan adecuadamente las proporciones observadas en la respuesta (Nattino et al., 2017). A fin de evaluar la bondad de ajuste de los modelos LR, se emplearon tres métodos: 1) test de Hosmer-Lemeshow (Hosmer & Lemeshow, 1980); 2) pseudo medidas de R^2 (Cox-Snell (Cox & Snell, 1989), McFadden (McFadden, 1974), Nagelkerke (Nagelkerke, 1991) y Tjur (Tjur, 2009); 3) franja de calibración GiViTI (Nattino et al., 2016; Nattino et al., 2017).

Por último, se han comparado los resultados de bondad de ajuste obtenidos con los resultantes de un proceso de regresión logística escalonada (*stepwise logistic regression*), donde se permite que el modelo seleccione automáticamente las variables explicativas de la respuesta. Concretamente, se utilizó la herramienta “stepAIC” incluida en el paquete de R “MASS” (Venables & Ripley, 2002). Las posibles variables explicativas que la herramienta podía seleccionar eran las precipitaciones medias anuales en los 2, 3, 4 y 5 años precedentes.

9.10. Validación del modelo LR mediante series de cambio climático.

Para validar el modelo LR, se han empleado series de cambio climático generadas mediante un enfoque *top-down* tradicional (Figura 9.5), que se describe en mayor detalle en el Capítulo 7. Este enfoque supone emplear una cadena de modelos: en primer lugar, se reescala un Modelo Climático Global (MCG) para obtener un Modelo Climático Regional (MCR). El sesgo de las variables climáticas se corrige para representar los valores observados durante el periodo de control. Las variables así corregidas se emplean como datos de entrada para un modelo hidrológico previamente calibrado y validado. Por último, el comportamiento del sistema en un

contexto de cambio climático se evalúa mediante un modelo de gestión de recursos hídricos.

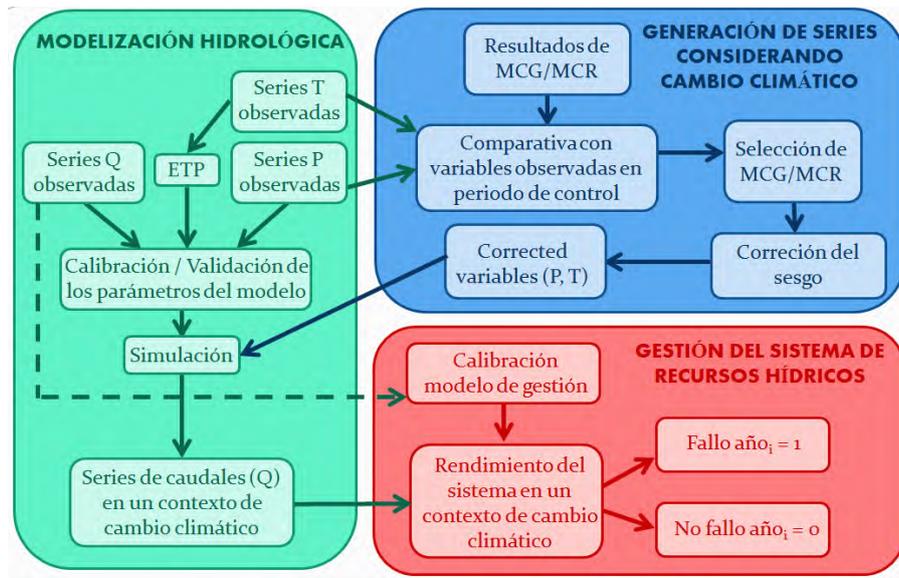


Figura 9.5. Enfoque *top-down* para caracterizar el comportamiento del sistema en un contexto de cambio climático

Marcos-García y Pulido-Velázquez (2017) generaron series de precipitación, temperatura y caudal en un contexto de cambio climático para la cuenca del Júcar, a través de varias combinaciones y un ensamblado de modelos MCG y MCR, dos escenarios de cambio climático (RCP 4.5 y 8.5) a corto (2011-2040) y medio plazo (2041-2070). La simulación de los caudales para los escenarios futuros se realizó mediante el modelo hidrológico de Témez (Témez, 1977). A efectos del presente capítulo, se emplearon 6 de estas series de caudales como datos de entrada al modelo de gestión descrito en el epígrafe 9.3. La caracterización de la existencia o ausencia de fallo, los criterios de vulnerabilidad y la codificación fueron los mismos que se han expuesto en los epígrafes 9.4 y 9.6, respectivamente. Además, se obtuvieron los valores de precipitación y temperatura anual media en los 3 y 4 años precedentes, a partir de los variables climáticas corregidas según la metodología expuesta en el epígrafe 7.3 del Capítulo 7).

Para predecir la probabilidad de fallo del sistema en relación a la precipitación y temperatura resultantes de una cierta combinación MCG-MCR, se emplearon los modelos LR correspondientes a 3 y 4 años. Posteriormente, se comparó la probabilidad obtenida con la incidencia real (codificada como 0 y 1) resultante de la simulación del modelo de gestión para la misma combinación de modelos climáticos. Tal y como se puede observar en el epígrafe 10.7 del Capítulo 10, parte de las condiciones climáticas correspondientes a las series de validación se encuentran fuera del rango de valores del periodo de calibración. Concretamente, a efectos de la validación se emplearon series temporales de 88 valores en total (22 para cada escenario climático, tras eliminar los primeros años para limitar la influencia de las condiciones iniciales del sistema).

9.11. Referencias bibliográficas

- Borgomeo, E., Farmer, C.L., Hall, J.W. (2015). Numerical rivers: a synthetic streamflow generator for water resources vulnerability assessments. *Water Resources Research*, Vol. 51, Issue 7, 5382-5405
- CHJ. (2014). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Ciclo de planificación hidrológica 2009-2015
- Cox, D. R., & Snell, E. J. (1989). *The analysis of binary data* (2nd ed.). London: Chapman and Hall.
- Dubrovsky, M., Svoboda, M.D., Trnka, M., Hayes, M.J., Wilhite, D.A., Zalud, Z., Hlavinka, P., (2009). Application of relative drought indices in assessing climate change impacts on drought conditions in Czechia. *Theor. Appl. Climatol.* (96), 155–171. <http://dx.doi.org/10.1007/s00704-008-0020-x>.
- GAMS Development Corporation. (2013). *General Algebraic Modeling System (GAMS)*. Release 24.2.1. Washington, DC, USA.
- Hosmer, D.W. & Lemeshow, S. (1980). A goodness-of-fit test for the multiple logistic regression model. *Communications in Statistics-Theory and Methods*, 9, 1043–1069.
- Macian-Sorribes, H., Tilmant, A., Pulido-Velazquez, M. (2017). Improving operating policies of large-scale surface-groundwater systems through stochastic programming. *Water Resources Research*, 53(2), 1407-1423, doi: 10.1002/2016WR019573.

Marcos-García P., Pulido-Velázquez, M., (2017). Cambio climático y planificación hidrológica: ¿es adecuado asumir un porcentaje único de reducción de aportaciones para toda la demarcación? *Ingeniería del agua*, [S.l.], v. 21, n. 1, p. 35-52. ISSN 1886-4996

Marcos-García, P., López-Nicolás, A., Pulido-Velázquez, M. (2017). Combined use of relative drought indices to analyze climate change impact on meteorological and hydrological droughts in a Mediterranean basin. *Journal of Hydrology* 554, 292–305

MARM. (2008). Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica. BOE nº. 229, 22 de septiembre de 2008, 38472-38582

McFadden, D. (1974). Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. In P. Zarembka (Ed.), *Frontiers in econometrics* (pp. 104-142). New York: Academic Press

McKee, T.B., Doesken, N.J., Kleist, J. (1993). The relationship of drought frequency and duration of time scales. In: *Eighth Conference on Applied Climatology, American Meteorological Society*, Jan17-23, 1993, Anaheim CA, pp. 179–186.

Meier, P., Knox, S., Harou, J. (2014). Linking water resource network models to an open data management platform. D.P. Ames, N.W.T. Quinn, A.E. Rizzoli (Eds.), *7th Intl. Congress on Env. Modelling and Software. International Environmental Modelling and Software Society (IEMSs)*, San Diego, California, USA, pp. 463-469. <http://www.iemss.org/society/index.php/iemss-2014-proceedings>

MMA. 2001. Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas. BOE nº. 176, 24 de julio 2001

Nagelkerke, N. (1991). A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika*, 78, 691–692.

Nattino, G., Finazzi, S., Bertolini, G. (2016). A new test and graphical tool to assess the goodness of fit of logistic regression models. *Statistics in Medicine*. Vol. 35, Issue 5, pp. 709-720. <https://doi.org/10.1002/sim.6744>

Nattino, G., Finazzi, S., Rossi, C., Carrara, G., Bertolini, G. (2017). givitiR package: assessing the calibration of binary outcome models with the GiViTI calibration belt. Disponible online: <https://cran.r-project.org/web/packages/givitiR/vignettes/givitiR.html>. Último acceso: julio de 2018.

Témez Peláez, J.R. (1977). Modelo matemático de transformación precipitación-aportación. ASINEL.

Thornthwaite, C.W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geogr. Rev.* 38, 55–94.

Tjur, T. (2009). Coefficients of Determination in Logistic Regression Models—A New Proposal: The Coefficient of Discrimination. *The American Statistician*. Volume 63, Issue 4. <https://doi.org/10.1198/tast.2009.08210>

Toth, F.L., Cramer, W., Hizznyik, E. (2000). Climate Impact Response Functions: An Introduction. *Climatic Change*, 46: 225. <https://doi.org/10.1023/A:1005668420713>

Venables, W. N. & Ripley, B. D. (2002). *Modern Applied Statistics with S*. Fourth Edition. Springer, New York. ISBN 0-387-95457-0

Vicente-Serrano, S.M., Beguería, S., López-Moreno, J.I. (2010). A multiscalar drought index sensitive to global warming: the Standardized Precipitation Evapotranspiration Index. *J. Clim.* 23, 1696–1718

Villalobos, A. (2007). Análisis y seguimiento de diferentes tipos de sequía en la cuenca del río Júcar. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València. Valencia, Spain.

Capítulo 10

Función de respuesta climática del sistema. Resultados

10.1. Introducción.

En el presente capítulo se exponen los resultados obtenidos tras aplicar la metodología expuesta en el Capítulo 9.

10.2. Calibración del modelo de gestión de recursos hídricos.

La Figura 12.1 representa la evolución del volumen de agua almacenado en los principales embalses del sistema Júcar (Alarcón, Contreras y Tous), así como las sueltas desde el embalse de Tous para el periodo de calibración (2003-2012), para los valores observados (“Obs.”, representados por la línea azul) y simulados (“Sim.”, línea de puntos roja). Los valores de R^2 se encuentran entre 0.97 y 0.74, por lo que es posible concluir que el modelo es capaz de reproducir adecuadamente las reglas de operación del sistema durante el periodo de calibración.

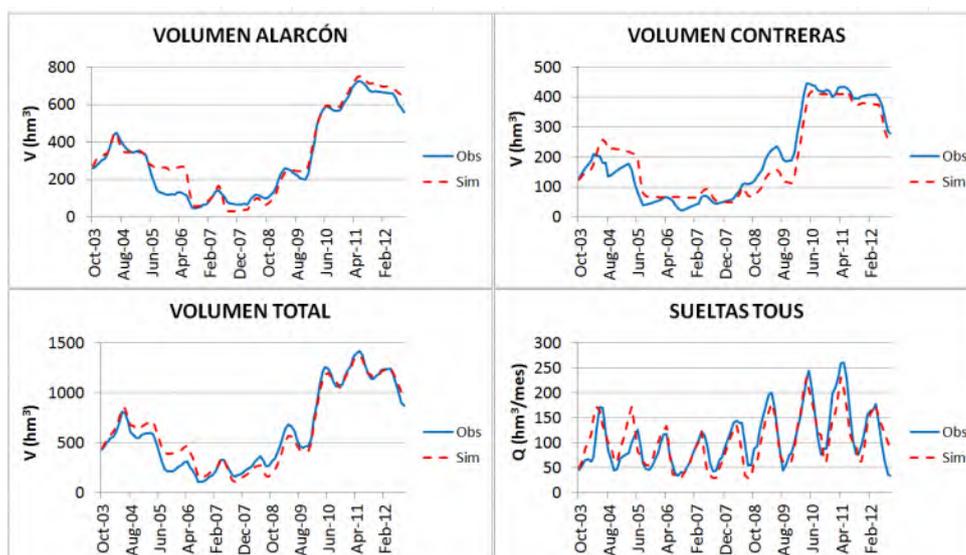


Figura 10.1. Bondad de ajuste del modelo de gestión de recursos hídricos

10.3. Validación de las series sintéticas de aportaciones.

La Figura 10.2 compara la media y la desviación típica mensual de las series de caudales observados con los mismos estadísticos de una de las series sintéticas generadas para la subcuenca de Alarcón. De acuerdo con este gráfico, el algoritmo *Simulated Annealing* (SA) es capaz de reproducir la estructura mensual de ambos estadísticos, al mismo tiempo que disminuye la media e incrementa la desviación típica (ver Capítulo 9). Sin embargo, es necesario destacar que el porcentaje de cambio de los estadísticos puede ser inferior al impuesto por la función objetivo, puesto que el SA se encuentra limitado por los valores disponibles en la muestra.

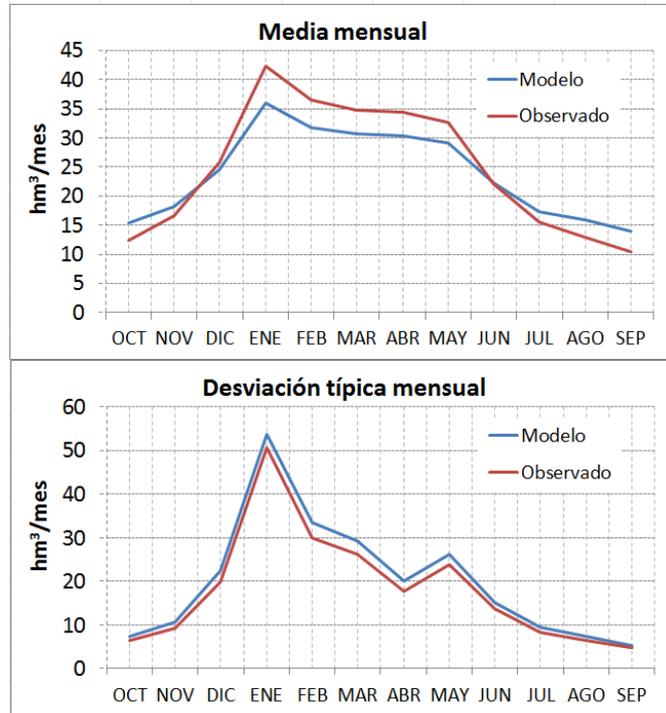


Figura 10.2. Media y desviación típica mensual de la serie observada y de la sintética

Por su parte, la Figura 10.3 representa la función de autocorrelación para la serie observada y la sintética, una vez eliminada la estacionalidad. El SA no sólo es capaz de reproducir la autocorrelación temporal, sino también la espacial entre subcuencas. Aunque el coeficiente de correlación de Pearson entre las subcuencas de Alarcón y Contreras (0.60) es menor que el obtenido para las series observadas (0.86), es necesario tener en cuenta que el SA busca un equilibrio a la hora de satisfacer las propiedades hidrológicas especificadas en la función objetivo. En el caso de que se tuviera mayor interés en la correlación espacial que en otras características, siempre se podría incrementar el peso de este término en detrimento de otros.

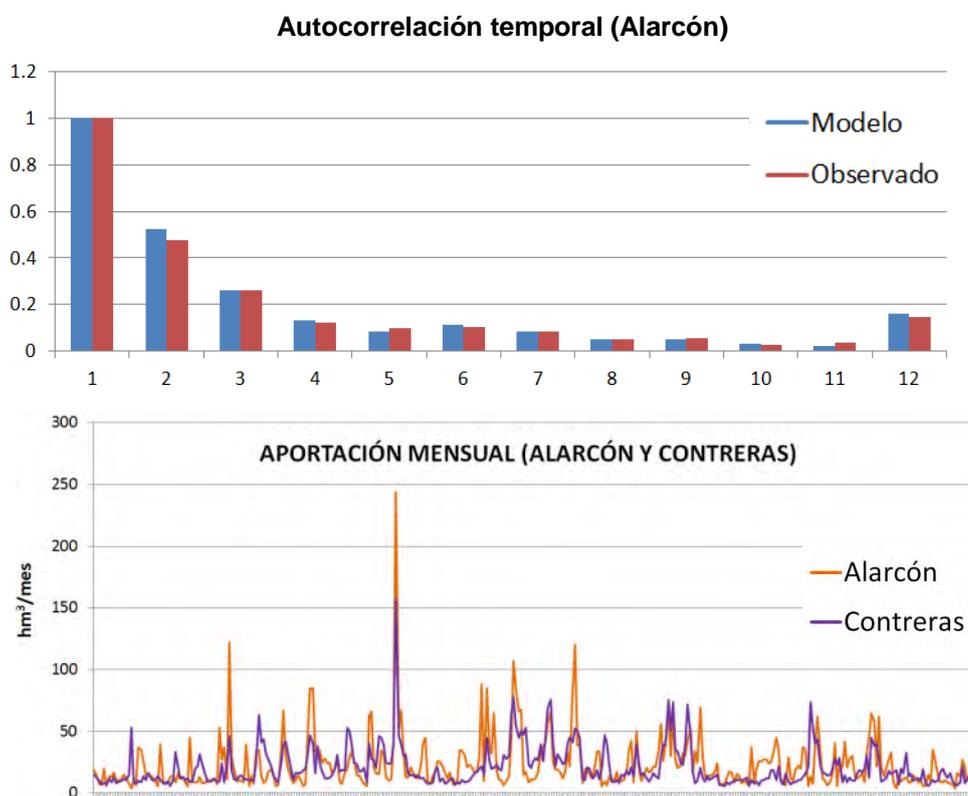


Figura 10.3. Autocorrelación temporal entre la serie observada y la sintética (Alarcón) y correlación espacial entre las series sintéticas de Alarcón y Contreras

10.4. Desfase temporal entre sequía y fallo del sistema.

La Figura 10.4 a) muestra la evolución de los índices de sequía para el periodo 2000-2011 de la serie observada. Las sequías meteorológica e hidrológica empezaron, respectivamente, 30 y 29 meses antes del primer fallo del sistema (en 2005). Por lo tanto, aunque la sequía meteorológica evoluciona en sequía hidrológica en un corto espacio de tiempo, el fallo del sistema no aparece hasta dos años y medio después. Se ha realizado el mismo análisis para cada una de las series sintéticas (Figura 10.4 b) y c)), considerando sólo el intervalo de tiempo entre la sequía meteorológica/hidrológica y el primer fallo (en el caso de que hubiese varios fallos

consecutivos). Para un total de 44 eventos de fallo, el desfase temporal osciló entre 24 meses (2 años) y 60 meses (5 años), mientras que el valor medio fue de 40 meses. Por lo tanto, y a fin de considerar todo el rango, se implementaron cuatro modelos de regresión logística (LR) teniendo en cuenta las condiciones de precipitación y temperatura en los 2, 3, 4 y 5 años precedentes (ver Capítulo 9, epígrafe 9.9).

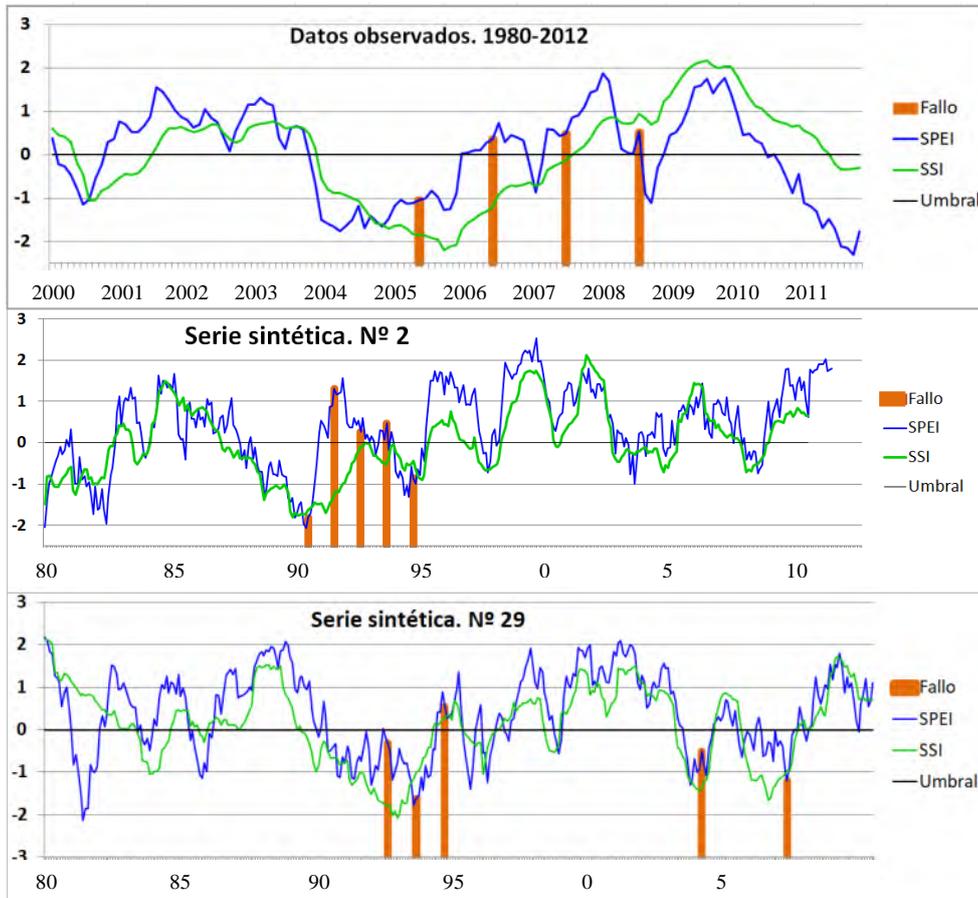


Figura 10.4. Evolución del SPEI, SSI y fallos del sistema

10.5. Comportamiento del sistema para las series sintéticas de aportaciones.

La Figura 10.5 muestra el comportamiento del sistema en función de la precipitación anual media (P), la temperatura (T) y la aportación (Q) en los 3 años previos. Los valores medios de P, T y Q para los eventos de fallo son 490 mm y 14.82 °C, mientras que para la ausencia de fallo son 566 mm y 14.18 °C.

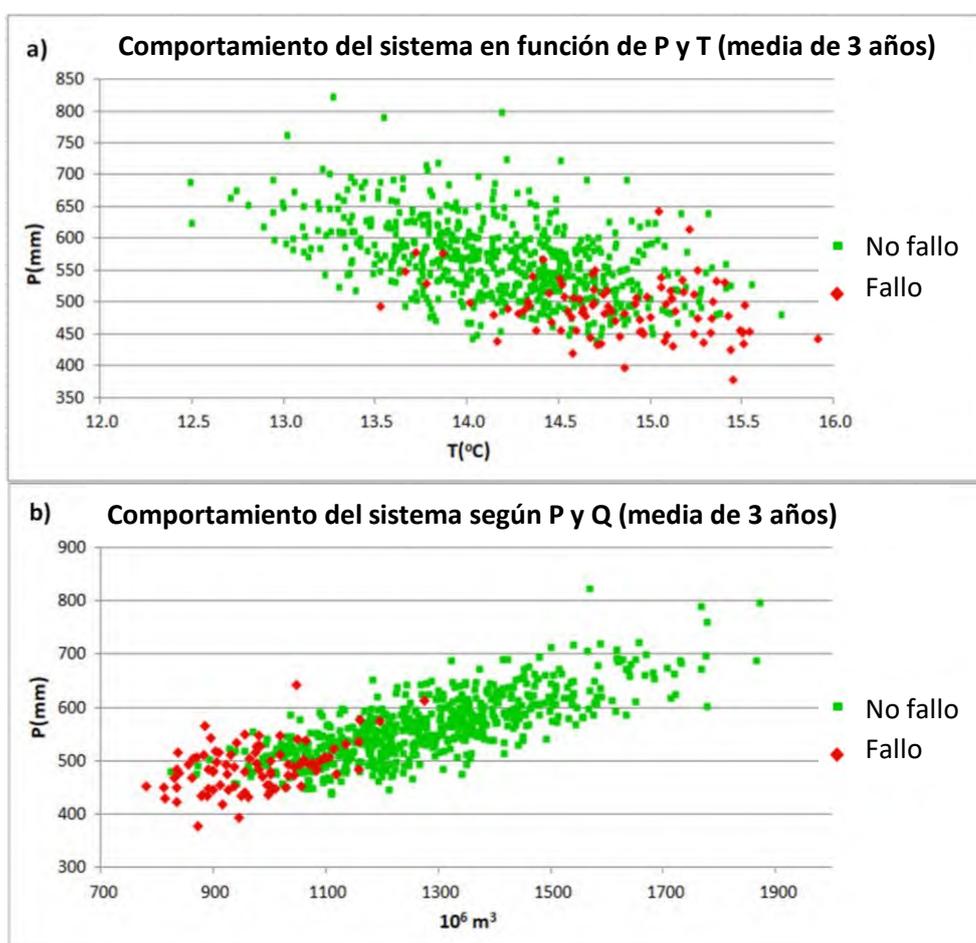


Figura 10.5. Comportamiento del sistema en función de la media anual de P, T y Q en los 3 años precedentes

10.6. Bondad de ajuste del modelo de regresión logística (LR).

La Tabla 10.1 muestra los resultados del test de Hosmer-Lemeshow (H-M test, Hosmer & Lemeshow (1980)), los valores del pseudo-R² propuesto por Cox-Snell (C-S, Cox & Snell (1989)), McFadden (M-F, McFadden (1974)), Nagelkerke (N, Nagelkerke (1991)) y Tjur (T, Tjur (2009)), y los p-valores de la franja de calibración GiViTI (GCB, Nattino et al. (2016); Nattino et al., (2017)).

Tabla 10.1. Parámetros y bondad de ajuste de los modelos LR

	Parámetros			H-M test*		Pseudo R ²				GCB
	b ₀	b ₁	b ₂	χ ²	p-valor	C-S	MF	N	T	p-valor
2 años	-6.74	-0.02	0.99	58.90	0.00	0.18	0.25	0.33	0.22	0.94
3 años	-12.24	-0.03	1.61	17.47	0.03	0.22	0.33	0.41	0.30	0.48
4 años	-19.30	-0.03	2.11	5.62	0.69	0.23	0.33	0.42	0.31	0.50
5 años	-20.73	-0.02	2.03	13.23	0.10	0.19	0.26	0.34	0.25	0.52

*número de cuantiles de riesgo = 10

De acuerdo con el test de Hosmer-Lemeshow, y considerando un nivel de confianza del 99% (p=0.01), sólo se puede rechazar la hipótesis nula para el modelo "2 años". Además, los mayores valores de los cuatro pseudo R² se muestran para los modelos "3 años" y "4 años".

En cuanto a la franja de calibración GiViTI (Figura 10.6), la calibración resultaría adecuada para los cuatro modelos, puesto que bisectriz se encuentra contenida en la franja para todo el rango de 0 a 1 (aunque no se encuentra definida para algunos de los valores de probabilidad entre 0.8 y 1, principalmente en el caso de los modelos "2 años" y "5 años"). Los p-valores de los cuatro modelos sugieren que la calibración de los mismos es aceptable. Finalmente, es necesario destacar que la anchura de las franjas representa la incertidumbre en la relación estimada entre las predicciones y las probabilidades de la respuesta real (Nattino et al., 2017). Por lo tanto, el modelo "2 años" presentaría la mayor incertidumbre, mientras que los modelos "3 años" y "4 años" podrían considerarse menos inciertos.

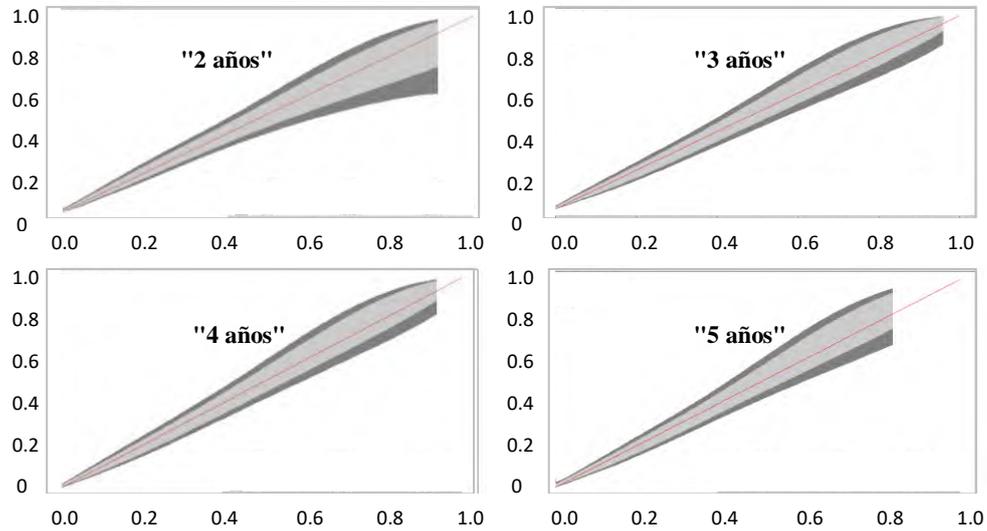


Figura 10.6. Franjas de calibración GiViTI

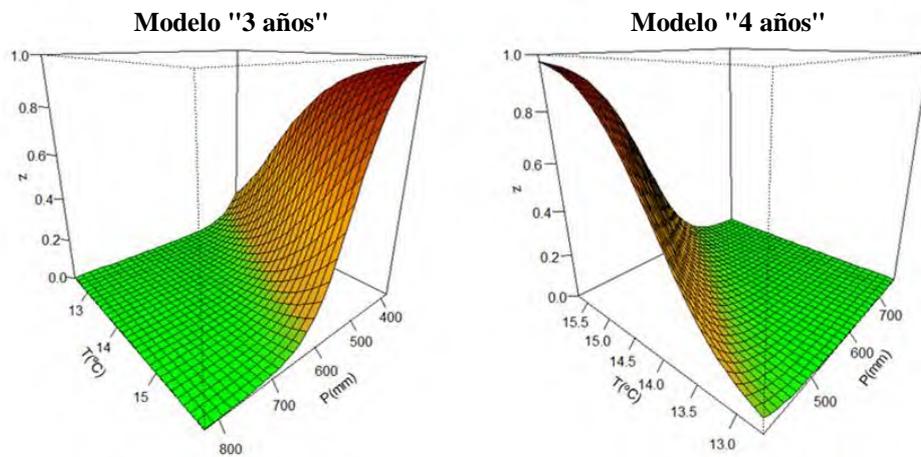


Figura 10.7. Gráfico 3D sobre la relación entre P, T y probabilidad de fallo para los modelos calibrados

Las medidas de bondad de ajuste obtenidas para los modelos "3 años" y "4 años" han sido coherentes con el desfase temporal medio identificado en el epígrafe 10.4 (36 meses < 40 meses < 48 meses). Por tanto, se han seleccionado estos dos modelos para la etapa de validación. La Figura 10.7 muestra la relación entre P, T y probabilidad de fallo (z) para ambos modelos, mientras la Figura 10.8 muestra la relación entre cada variable (P y T, respectivamente) y la probabilidad de fallo para el modelo "3 años".

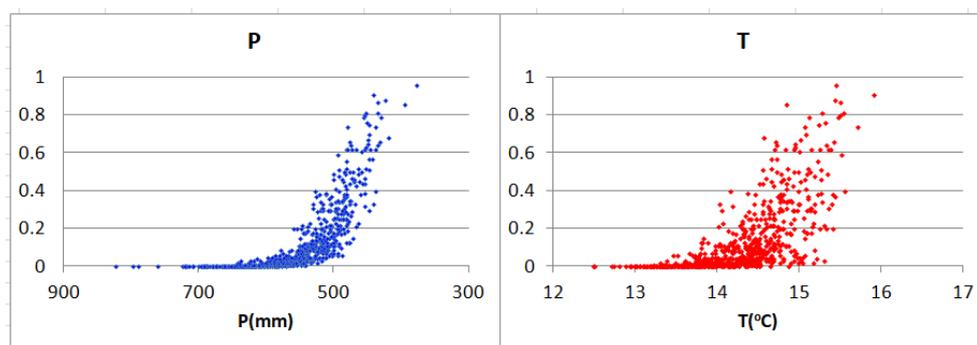


Figura 10.8. Gráfico 2D sobre la relación entre P, T y probabilidad de fallo en el modelo "3 años"

10.7. Capacidad predictiva del modelo logístico (validación).

La Figura 10.9 representa la evolución de la precipitación y la temperatura para el periodo de 2011 a 2070 según 6 combinaciones de modelos climáticos para 2 escenarios diferentes (RCPs 4.5 y 8.5). Concretamente, estas combinaciones son: CNRM-CERFACS-CNRM-CM5/SMHI-RCA4 (CNRM_RCA4), MIROC-MIROC5/SMHI-RCA4 (MIROC_RCA4), MOHC-HadGEM2-ES/SMHI-RCA4 (MOHC_RCA4), MPI-M-MPI-ESM-LR/SMHI-RCA4 (MPI_RCA4), MPI-M-MPI-ESM-LR/MPI-CSC-REMO2009 (MPI_REMO_r2) y un ensamblado (ENSEMBLE) de varios modelos climáticos. La obtención de estas series se explica en el Capítulo 9, sección 9.10.

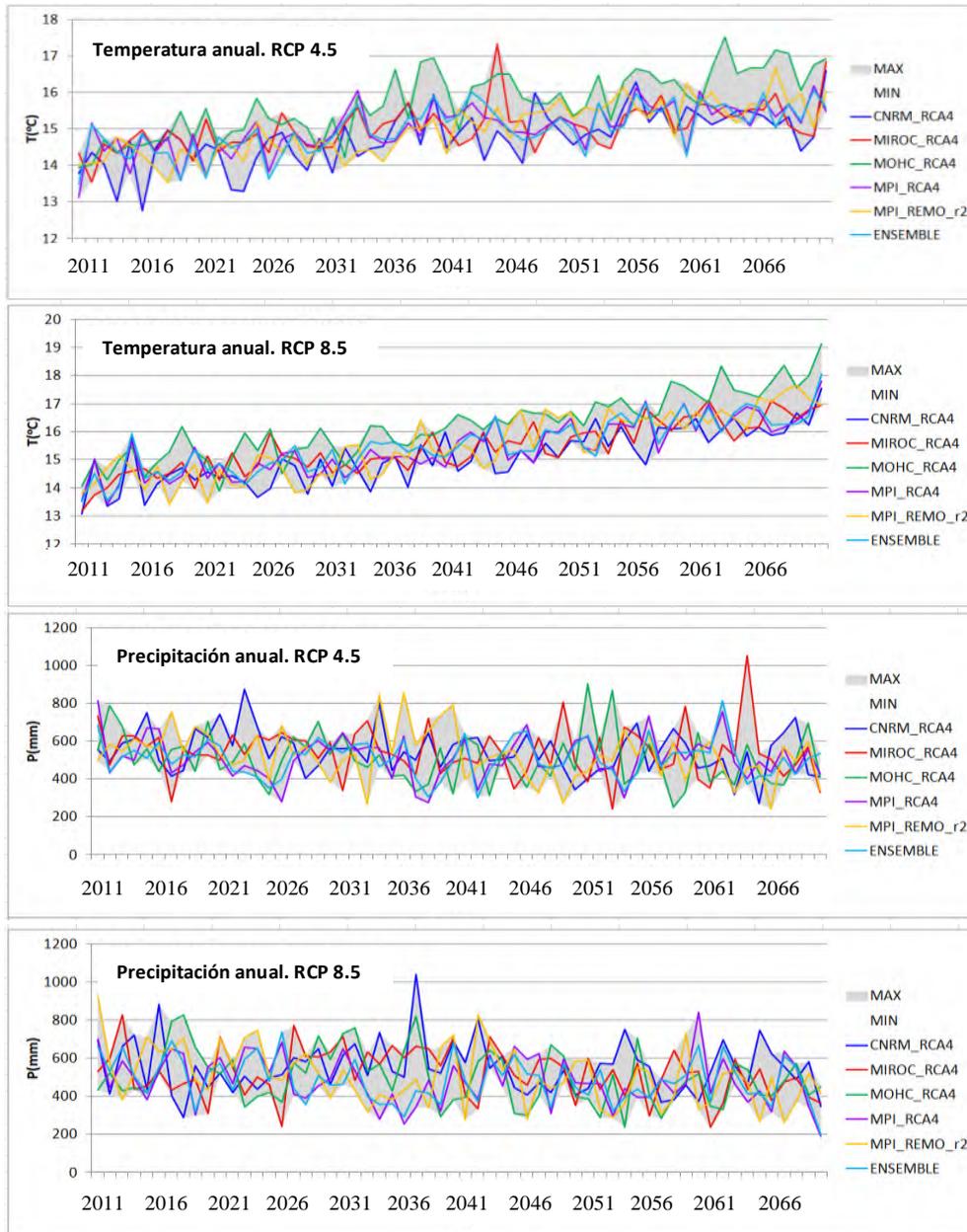


Figura 10.9. Precipitación y temperatura anual (2011-2070). RCPs 4.5 y 8.5

Durante el periodo 1980-2012, la temperatura anual en la cuenca del Júcar osciló entre 13 y 15.27°C, con un valor medio de 14.33°C. Para el RCP 4.5, y considerando el valor medio de las 6 combinaciones de modelos, la temperatura anual media a corto plazo (2011-2040) podría variar entre 13.78 y 15.88°C (con un valor medio de 14.67°C), y entre 14.95°C y 16.24°C (con un valor medio de 15.20°C) a medio plazo (2040-2070). Para el RCP 8.5, la temperatura media anual a corto plazo oscila entre 13.53°C y 15.59°C (valor medio de 14.78°C), mientras que a medio plazo se encontraría entre 15.45 y 17.74°C (valor medio de 16.27°C).

En cuanto a la precipitación, en el periodo 1980-2012 el valor máximo anual fue de 798 mm, mientras que el mínimo fue 350 mm. El valor medio en este periodo fue de 521 mm. Según el RCP 4.5, a corto plazo la precipitación anual varía entre 308 mm y 792 mm (valor medio de 541 mm), mientras que a medio plazo lo hace entre 267 mm y 819 mm (valor medio de 507 mm). En cuanto al RCP 8.5, a corto plazo los valores se sitúan entre 242 y 843 mm (valor medio de 536 mm), mientras que a medio plazo lo hacen entre 246 y 758 mm (valor medio de 478 mm). Por tanto, tanto en precipitación como en temperatura, los escenarios muestran valores fuera del rango de los observados en el periodo 1980-2012.

La Tabla 10.2 muestra los resultados del test de calibración GiViTI para los modelos "3 años" y "4 años", respecto a las series de validación obtenidas de los modelos de cambio climático. Si se considera un nivel de confianza del 99% ($p=0.01$), los p-valores obtenidos sugieren que ambos modelos son capaces de predecir los fallos del sistema en el caso de los datos procedentes de CNRM_RCA4, MIROC_RCA4 y MPI_REMO_r2. Además, el modelo "3 años" también muestra capacidad predictiva para los datos de MPI_RCA4 (p-valor mayor de 0.01). Sin embargo, ambos modelos muestran p-valores menores de 0.01 para los datos de ENSEMBLE y MOHC_RCA4, por lo que no es posible afirmar que su capacidad predictiva sea buena en estos casos.

Tabla 10.2. Bondad de ajuste de los modelos LR para las series de validación

Modelo	CNRM_RCA4	ENSEMBLE	MIROC_RCA4	MOHC_RCA4	MPI_RCA4	MPI_REMO_r2
"3 años"	0.911	0.005	0.049	0.005	0.142	0.134
"4 años"	0.11	<0.001	0.457	<0.001	0.006	0.226

La Figura 10.10 representa las franjas de calibración GiViTI para ambos modelos y los datos de cambio climático procedentes de ENSEMBLE. Estos gráficos tienen una interpretación sencilla, cuando parte de la banda de confianza se encuentra por debajo de la bisectriz, el modelo está sobreestimando la probabilidad de fallo, mientras que cuando la banda está por encima de la bisectriz, el modelo subestima esta probabilidad. Por ejemplo, para los datos de ENSEMBLE y un nivel de confianza del 99%, el modelo sobreestima la probabilidad de fallo para probabilidades altas (superiores a 0.97 para el modelo "3 años" y a 0.75 para el modelo "4 años"). Si se considera el nivel de confianza del 95% para los mismos datos, los modelos también subestiman la probabilidad de fallo para probabilidades bajas (inferiores a 0.10 para el modelo "3 años" y a 0.09 para el modelo "4 años").

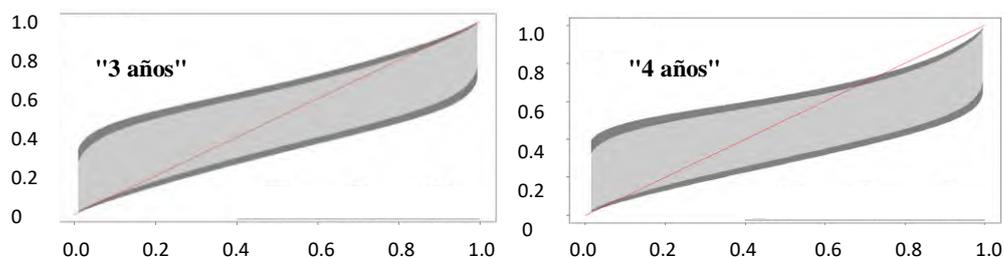


Figura 10.10. Franja de calibración GiViTI para los datos de ENSEMBLE

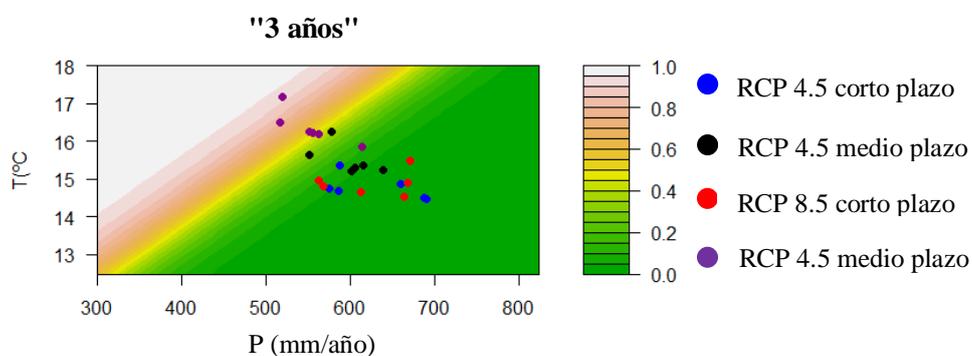


Figura 10.11. Mapa de curvas de nivel de probabilidad (modelo "3 años") y salidas de los modelos climáticos

Las Figura 10.11 y 10.12 representan las curvas de nivel de probabilidad según los modelos "3 años" y "4 años", respectivamente, así como la precipitación y temperatura media anual para los escenarios RCP 4.5 y 8.5 a corto y medio plazo. La probabilidad de fallo es mayor a medio plazo que a corto plazo, especialmente para el RCP 8.5.

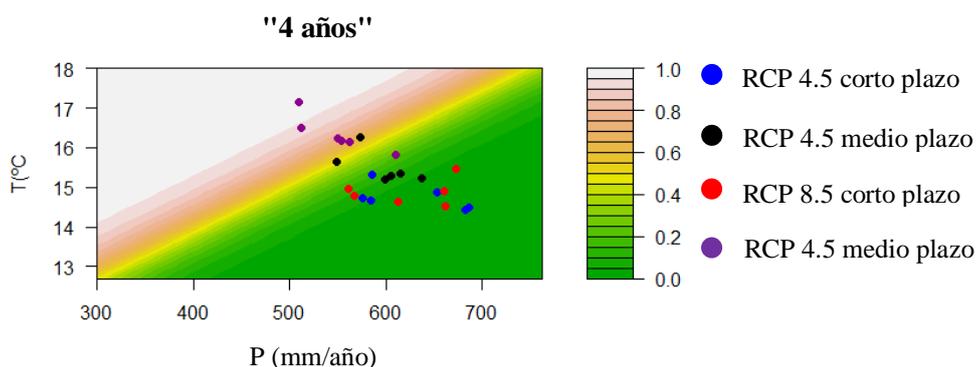


Figura 10.12. Mapa de curvas de nivel de probabilidad (modelo "4 años") y salidas de los modelos climáticos

10.8. Discusión.

La caracterización de la respuesta de un sistema frente al clima implica buscar una función $f(y|x)$ capaz de estimar el valor de la variable dependiente "y" (sin conocer la densidad de probabilidad $p(y|x)$), para cualquier valor de la variable predictiva "x". En la actualidad, existen modelos como la regresión logística (LR) y los Árboles de Clasificación y Regresión (CART, por sus siglas en inglés) para estimar este tipo de funciones. Sin embargo, a veces puede ser más interesante identificar regiones en el espacio de las variables de entrada asociadas a valores muy altos (o muy bajos) de la variable dependiente "y". Por ejemplo, el método "Patient Rule Induction Method" (PRIM, Friedman & Fisher (1999)) directamente busca este tipo de regiones sin estimar la función $f(y|x)$.

En relación a los escenarios climáticos, PRIM ha sido usado por varios autores para encontrar grupos de estados futuros para los que el sistema es vulnerable (Lempert et al., 2006; Groves & Lempert, 2007; Kwakkel & Cunningham, 2016), aunque

puede presentar algunos inconvenientes: 1) inconvenientes específicos de los algoritmos de optimización (por ejemplo, óptimos locales; Kwakkel & Cunningham, 2016); puede no ser adecuado en función de la forma y configuración de los grupos de condiciones a identificar (Lempert et al., 2006) y; puede ser problemático cuando los factores inciertos son de distinta naturaleza (Kwakkel & Jaxa-Rozen, 2016).

Sin embargo, no existe un consenso general respecto a qué enfoque muestra el mejor rendimiento. Por ejemplo, Abu-Hanna et al. (2010) compararon los métodos CART y PRIM a efectos de búsqueda de subgrupos y observaron que el rendimiento de PRIM en general era inferior al de CART. Sin embargo, Lempert et al. (2008) y Bryant & Lempert (2010) compararon los dos algoritmos y observaron que los dos mostraban capacidades similares. Por su parte, Ott & Hapfelmeier (2017) usaron PRIM y CART para la identificación de subgrupos no paramétricos y observaron que PRIM era superior en contextos complejos, mientras que CART ofrecía el mejor rendimiento en situaciones simples. Respecto a LR en relación a otros métodos, Irimia-Dieguez et al. (2015) consideraron que CART era superior a LR, mientras que Long et al. (1993) observaron que LR era más adecuado que los árboles de decisión. En este sentido, aquí se considera que LR es un enfoque simple y adecuado para identificar escenarios climáticos que causan el fallo del sistema, aunque resultaría interesante compararlo con otros métodos como PRIM o CART.

Asimismo, el enfoque seleccionado para generar series sintéticas tiene la ventaja de no requerir de un modelo hidrológico que transforme las variables climáticas en caudales, puesto que hace el proceso inverso: primero genera los caudales y luego los vincula a condiciones de temperatura y precipitación. Sin embargo, otra opción podría ser el uso de un generador estocástico de clima en combinación con un modelo hidrológico para implementar un nuevo LR, y evaluar si su capacidad predictiva mejora en relación con las mismas series de validación.

Una vez identificadas las condiciones climáticas que conducen al fallo del sistema, el siguiente paso podría ser explorar la probabilidad asociada a su aparición, por ejemplo mediante la relación entre estas condiciones y los patrones de teleconexión analizados en el Capítulo 6.

Por último, y en relación con la adaptación al cambio climático, este enfoque podría emplearse para explorar cómo cambia la respuesta del sistema tras implementar

una medida de adaptación (por ejemplo, disminuyendo la probabilidad de fallo en relación con las mismas condiciones climáticas) y de esta forma vincular eficacia y coste.

10.9. Referencias bibliográficas

Abu-Hanna, A., Nannings, B., Dongelmans, D., Hasman, A. (2010). PRIM versus CART in subgroup discovery: when patience is harmful. *J Biomed Inform.*;43(5):701-8. doi: 10.1016/j.jbi.2010.05.009

Bryant, B.P., Lempert, R.J. (2010). Thinking inside the box: a participatory, computer-assisted approach to scenario discovery. *Technol Forecast Soc*, 77 (1), pp. 34-49

Friedman, J.H., Fisher, N.I. (1999). Bump hunting in high-dimensional data. *Statistics and Computing* 9, 123–143.

Groves, D.G., Lempert, R.J. (2007). A new analytic method for finding policy-relevant scenarios. *Global Environmental Change* 17, 73-85.

Hosmer, D.W. & Lemeshow, S. (1980). A goodness-of-fit test for the multiple logistic regression model. *Communications in Statistics-Theory and Methods*, 9, 1043–1069.

Irimia-Dieguez, A.I., Blanco-Oliver, A., Vazquez-Cueto, M.J. (2015). A comparison of Classification/Regression Trees and Logistic Regression in failure models. *2nd Global Conference on Business, Economics, Management and Tourism*, 30-31 October 2014, Prague, Czech Republic. *Procedia Economics and Finance* 23, 9-14

Kwakkel, J.H., Cunningham, S.C. (2016). Improving scenario discovery by bagging random boxes. *Technological Forecasting and Social Change*, Elsevier, vol. 111(C), pages 124-134.

Kwakkel, J.H., Jaxa-Rozen, M. (2016). Improving scenario discovery for handling heterogeneous uncertainties and multinomial classified outcomes. *Environmental Modelling & Software*, Volume 79, 311-321. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2015.11.020>

Lempert, R.J., Groves, D.G., Popper, S.W., Bankes, S.C. (2006). A general, analytic method for generating robust strategies and narrative scenarios. *Management Sciences* 52 (4), 514–528.

- Lempert, R. J., Bryant, B. P., & Bankes, S. C. (2008). Comparing algorithms for scenario discovery. RAND Working Paper No. WR-557-NSF.
- Long, W.J., Griffith, J.L., Selker, H.P., D'Agostino, R.B. (1993). A comparison of logistic regression to decision-tree induction in a medical domain. *Comput Biomed Res.*; 26(1): 74-97.
- McFadden, D. (1974). Conditional logit analysis of qualitative choice behavior. In P. Zarembka (Ed.), *Frontiers in econometrics* (pp. 104-142). New York: Academic Press
- Nagelkerke, N. (1991). A note on a general definition of the coefficient of determination. *Biometrika*, 78, 691–692.
- Nattino, G., Finazzi, S., Bertolini, G. (2016). A new test and graphical tool to assess the goodness of fit of logistic regression models. *Statistics in Medicine*. Vol. 35, Issue 5, pp. 709-720. <https://doi.org/10.1002/sim.6744>
- Nattino, G., Finazzi, S., Rossi, C., Carrara, G., Bertolini, G. (2017). givitiR package: assessing the calibration of binary outcome models with the GiViTI calibration belt. Disponible online: <https://cran.r-project.org/web/packages/givitiR/vignettes/givitiR.html>. Último acceso: julio de 2018.
- Ott, A., Hapfelmeier, A. (2017). Nonparametric Subgroup Identification by PRIM and CART: A Simulation and Application Study. *Comput Math Methods Med.*;2017:5271091. doi: 10.1155/2017/5271091
- Tjur, T. (2009). Coefficients of Determination in Logistic Regression Models—A New Proposal: The Coefficient of Discrimination. *The American Statistician*. Volume 63, Issue 4. <https://doi.org/10.1198/tast.2009.08210>

Capítulo 11

Escenarios socioeconómicos y medidas de adaptación. Enfoque *Bottom-Up*. Métodos⁵

11.1. Introducción.

La adaptación al cambio climático puede definirse como una transición entre dos etapas: la toma de conciencia respecto al problema y la construcción de planes y estrategias para afrontarlo. Sin embargo, la planificación e implementación de la adaptación es un proceso dinámico e iterativo para el que no existe un enfoque único, debido a su naturaleza compleja, diversa y su dependencia del contexto. En cualquier caso, se considera que un aspecto esencial para su éxito es el intercambio de información y conocimiento sobre los riesgos climáticos, que debe tener lugar entre los diversos actores implicados y los responsables de la toma de decisiones (Mimura et al., 2014). Esta comunicación a menudo se materializa en la definición y selección de un conjunto de medidas de adaptación de forma consensuada.

En el presente capítulo, se procede a describir la metodología adoptada para integrar la visión de los agricultores en el diseño de una estrategia de adaptación al cambio global en la cuenca del Júcar. Responde a tres preguntas: cómo perciben

⁵*Este capítulo adapta el contenido de Ortega-Reig et al. (2018). (Ver Anexo II).*

los agricultores los impactos del cambio climático, qué medidas de adaptación identifican, y cómo las valoran. A diferencia de los capítulos anteriores, que se han centrado en la caracterización de los impactos del cambio climático (es decir, en las amenazas), en este capítulo se aborda la otra componente del riesgo: la vulnerabilidad, o de modo más concreto, cómo reducirla.

En un enfoque de tipo *bottom-up*, la vulnerabilidad de un sistema frente al clima generalmente se analiza teniendo en cuenta factores no climáticos. De este modo, es posible comprender de una forma amplia cuándo y por qué aumenta el riesgo para un sistema concreto, no sólo debido a un incremento en las amenazas (impactos del cambio climático) sino también por el aumento de la propia vulnerabilidad (por ejemplo, en función del contexto socioeconómico). En el presente capítulo, se desarrolla una metodología basada en un enfoque *bottom-up*, que fomenta la participación activa de los principales actores implicados en la gestión del agua de la cuenca.

11.2. Esquema general

La Figura 11.1 muestra las principales etapas de la metodología seleccionada (Ortega-Reig et al., 2018), que se describen en detalle en los epígrafes siguientes.

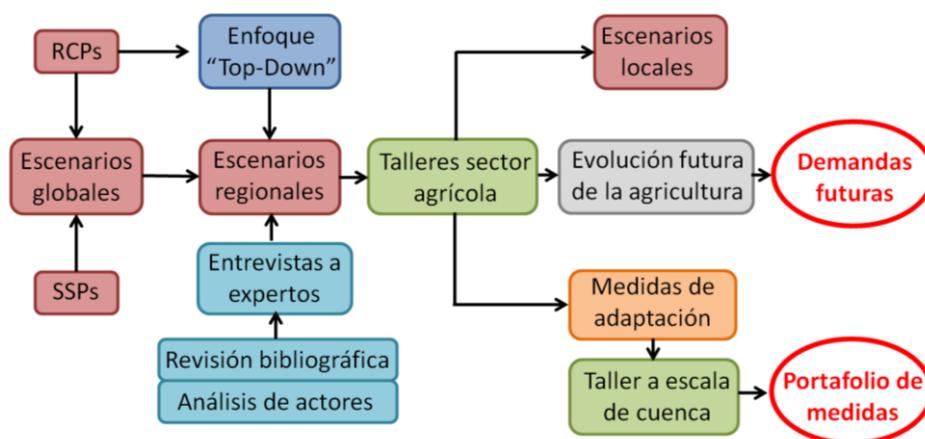


Figura 11.1. Enfoque *top-down* para analizar los impactos del cambio climático sobre las aportaciones y sequías

11.3. Escenarios socioeconómicos

Tal y como se expuso en el Capítulo 5, los últimos escenarios climáticos propuestos por el IPCC (denominados Trayectorias de Concentración Representativas, RCPs por sus siglas en inglés) describen las posibles trayectorias que las emisiones de gases de efecto invernadero podrían describir durante el siglo XXI, así como el forzamiento radiativo resultante en el año 2100. Estos escenarios no se encuentran asociados a hipótesis fijas sobre el desarrollo socioeconómico o tecnológico, por lo que un amplio abanico de distintos futuros socioeconómicos puede llevar a un mismo nivel de forzamiento radiativo (van Vuuren et al., 2011).

Por tanto, el principal objetivo de los escenarios socioeconómicos disponibles (denominados Trayectorias Socioeconómicas Compartidas, SSPs por sus siglas en inglés) es describir estos posibles futuros socioeconómicos, teniendo en cuenta la implementación de políticas de mitigación o su ausencia (Riahi et al., 2017). Concretamente, se han definido 5 SSPs, en función de la dificultad de los desafíos que estos escenarios suponen para las políticas de mitigación y adaptación (O'Neill et al., 2014; 2017): SSP1 (dificultad baja a efectos de adaptación y mitigación), SSP2 (dificultad intermedia para ambas), SSP3 (dificultad alta para ambas), SSP4 (dificultad baja a efectos de mitigación y alta en relación a la adaptación) y SSP5 (dificultad alta para mitigación y baja para adaptación) (Figura 11.2).



Adaptado de O'Neill et al. (2017)

Figura 11.2. Desafíos mitigación/adaptación de los SSPs

Van-Vuuren et al. (2014) sugirieron que la relación entre los escenarios climáticos y los socioeconómicos puede expresarse en forma matricial (ubicando en un eje el nivel de forzamiento radiativo y en el otro el SSP considerado). A este respecto, Ortega Reig et al. (2018) seleccionaron dos combinaciones de escenarios para desarrollar narrativas, que posteriormente se matizaron para encajar en el contexto local mediante talleres participativos:

- SSP3 (x RCP 8.5) “*Rivalidad regional – Un camino pedregoso*”. De acuerdo con estos autores, esta combinación se caracteriza por la deceleración económica, las políticas proteccionistas en el mercado agrícola internacional y el debilitamiento de las instituciones supranacionales. Algunas de las hipótesis asociadas son un progreso tecnológico lento, pocos avances sociales y educativos, declive ambiental y uso intensivo de los combustibles fósiles.
- SSP5 (x RCP 8.5) “*Desarrollo basado en combustibles fósiles – Por la autopista*”. En esta combinación, se asume un aumento de la globalización, un fuerte desarrollo educativo y tecnológico y crecimiento económico. Esto supone la disminución de la desigualdad social y la mejora del medio ambiente a escala local, a pesar del bajo nivel de cumplimiento de los acuerdos internacionales contra el cambio climático.

11.4. Entrevistas con expertos y talleres participativos. Sector agrícola.

Los escenarios SSP han sido formulados a escala global, sin embargo, las estrategias de adaptación tienen lugar a escala local. Por tanto, y para salvar esta distancia, es necesario adecuar los principales elementos de los SSPs seleccionados a las características particulares del caso de estudio. Tal y como se ha descrito en el Capítulo 3, en el Sistema de Explotación del río Júcar el sector agrícola supone más del 80% de la demanda de agua anual. Por tanto, la caracterización socioeconómica futura del sector adquiere una importancia capital. En este sentido, Ortega-Reig et al. (2018) propusieron una metodología que puede resumirse en las tres etapas que se describen a continuación:

11.4.1. Entrevistas con expertos.

Las entrevistas con expertos tienen como principal objetivo identificar posibles tendencias de cambio en el sector agrícola de la cuenca, así como su incertidumbre inherente. Concretamente, Ortega-Reig et al. (2018) realizaron 18 entrevistas semi-estructuradas de 90 minutos, para lo que seleccionaron expertos en varios campos relacionados (agricultura, cooperativismo y asociacionismo agrario, economía agrícola, tecnología y gestión del riego, aspectos ambientales, etc.). Además, se procuró que la selección de los expertos fuese representativa de las distintas zonas agrícolas de la cuenca que, como se ha señalado en el Capítulo 3, presentan rasgos muy diferenciados. Estas entrevistas fueron grabadas, a fin de poder analizar y codificar la información.

11.4.2. Diseño de narrativas.

En esta etapa, se usó la información resultante de las entrevistas con expertos para adaptar al contexto local los principales elementos de los escenarios SSP globales. De este modo, se generaron cuatro narrativas (una narrativa para cada combinación de escenarios descrita en el epígrafe 11.2 en dos contextos locales diferentes, concretamente La Mancha Oriental y La Ribera del Júcar). Para hacer que estas narrativas fueran más accesibles a los participantes en los talleres (descritos en el epígrafe siguiente), las narrativas se incluyeron como noticias ficticias aparecidas en los periódicos locales (Rinaudo, 2008), fechadas el mismo día que se celebraba el taller pero en el año 2030.

11.4.3. Talleres participativos con integrantes del sector agrícola local.

En octubre y noviembre de 2016, se celebraron dos talleres participativos en las principales zonas agrícolas de la cuenca, La Mancha Oriental y la Ribera del Júcar (Ortega-Reig et al.; 2018). Los talleres se celebraron por separado en cada zona, seleccionando para cada uno de ellos a diez integrantes representativos del sector agrícola local y dividiéndolos en dos grupos de trabajo paralelos (uno por cada SSP caracterizado en las narrativas).

En la primera parte del taller, a los grupos de trabajo se les asignaron las siguientes tareas: 1) debatir la plausibilidad de las narrativas a escala local; 2) matizar los

aspectos de las narrativas que considerasen más controvertidos; 3) debatir las consecuencias de cada narrativa para la agricultura y la gestión del agua a nivel local (principalmente respecto a cambios en los tipos de cultivos, usos del agua y políticas); y 4) esbozar un mapa causa-efecto entre los aspectos clave identificados. De esta manera, cada grupo de trabajo desarrollaba su visión local del escenario asignado. Concluidas estas tareas, los dos grupos de trabajo pusieron en común sus resultados.

En la segunda parte del taller, se reorganizaron los grupos de trabajo para permitir la interacción entre integrantes que habían estado en grupos distintos durante la primera fase. El objetivo de esta segunda parte era proponer medidas de adaptación para el sector agrícola considerando el contexto socioeconómico y climático propuesto en las narrativas. En el caso de La Ribera, el escenario climático considerado supone un incremento de la temperatura estival de 1.5 a 2°C, disminución en las precipitaciones en un 15-20% y descenso de las aportaciones al embalse de Alarcón en un 30-40% (en comparación con los datos de la serie larga (1940-2009)). En La Mancha, además de las hipótesis descritas para La Ribera, se consideró una caída en los niveles del acuífero de La Mancha Oriental de 50 m. A este respecto, es preciso señalar que este escenario climático es coherente con los resultados del enfoque *top-down* descritos en el Capítulo 7 para el escenario RCP 8.5 a medio plazo.

Los participantes debatieron posibles medidas de adaptación a distintas escalas (desde la escala de parcela a la de cuenca), sin verse excesivamente limitados por consideraciones de tipo económico o político. Estas medidas se clasificaron en tres categorías: prioritaria, interesante y no deseable. De acuerdo con Ortega-Reig et al. (2018), al final de esta parte los investigadores añadieron al debate algunas medidas que no habían sido consideradas por los participantes. Por último, se resumieron los principales resultados en una puesta en común con ambos grupos.

11.5. Análisis de medidas de adaptación a escala de cuenca.

A fin de debatir la viabilidad de las medidas de adaptación identificadas por Ortega-Reig et al. (2018) a escala de cuenca, se diseñó un tercer taller que involucrase a los principales actores (gestores, usuarios agrícolas, urbanos e hidroeléctricos, grupos de acción ambiental, etc.). En total, se invitó a 14 representantes procedentes de entidades como la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ), la Generalitat Valenciana (GVA), Aguas de Valencia, Iberdrola, la Acequia Real del Júcar, el Canal Júcar-Turia, la Junta Central de Regantes de la Mancha Oriental (JCRMO), la Fundación Nueva Cultura del Agua o el Parque Natural de la Albufera de Valencia. La Tabla 11.1 resume las principales medidas de adaptación consideradas en este taller:

Tabla 11.1. Principales medidas de adaptación analizadas a escala de cuenca

Medida	
Recursos no convencionales (medidas sobre la oferta)	Desalación
	Reutilización
	Trasvases
Ahorro de agua (medidas sobre la demanda)	Modernización de regadíos
	Instrumentos económicos (precios y mercados)
Gobernanza	Revisión concesional

La metodología empleada fue la siguiente: en primer lugar, los investigadores realizaron una presentación breve sobre cada una de las medidas de adaptación previamente identificadas. A continuación, se concedía un tiempo a los participantes para que debatieran sobre la idoneidad y los potenciales obstáculos a la implementación asociados a cada medida. Posteriormente, los participantes usaron el software Mentimeter (disponible *online* en el enlace <https://www.mentimeter.com>) desde sus teléfonos móviles para puntuar cada medida de forma cualitativa y cuantitativa. La evaluación cualitativa definía la medida como prioritaria o complementaria, e identificaba posibles problemas asociados a la misma, (en términos de impacto ambiental, apoyo social, falta de formación, conflictividad política, financiación, efectividad y costes de operación). En el caso de la evaluación cuantitativa, los participantes asignaban una puntuación a la medida en una escala de 0 a 10 (siendo 0 el rechazo absoluto a la medida).

11.6. Referencias bibliográficas

Mimura, N., R.S. Pulwarty, D.M. Duc, I. Elshinnawy, M.H. Redsteer, H.Q. Huang, J.N. Nkem, Sanchez Rodriguez, R.A. (2014). Adaptation planning and implementation. In: *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, pp. 869-898.

O'Neill, B.C., Kriegler, E., Riahi, K., Ebi, K.L., Hallegatte, S., Carter, T.R., Mathur, R., van Vuuren, D.P. (2014). A new scenario framework for climate change research: the concept of shared socioeconomic pathways. *Climatic change* 122:387-400, DOI 10.1007/s10584-013-0905-2

O'Neill, B.C., Kriegler, E., Ebi, K.L., Kemp-Benedict, E., Riahi, K., Rothman, D.S., Van Ruijven, B.J., van Vuuren, D.P., Birkmann, J., (2017). The roads ahead: Narratives for shared socioeconomic pathways describing world futures in the 21st century. *Global Environmental Change* 42:169–180.

Ortega-Reig, M., García-Mollá, M., Sanchis-Ibor, C., Pulido-Velázquez, M., Girard, C., Marcos, P., Ruiz-Rodríguez, M., García-Prats, A. (2018). Adaptación de la agricultura a escenarios de cambio global. Aplicación de métodos participativos en la cuenca del río Júcar (España). *Economía Agraria y Recursos Naturales*. ISSN: 1578-0732. e-ISSN: 2174-7350. Vol. 18,2. pp. 29-51

Riahi, K., van Vuuren, D.P., Kriegler, E., Edmonds, J., O'Neill, B.C., Fujimori, S., Bauer, N., Calvin, K., Dellink, R., Fricko, O., *et al.* The shared socioeconomic pathways and their energy, land use, and greenhouse gas emissions implications: an overview. *Global Environ. Change*, 42 (2017), pp. 148-152

Rinaudo, J.D. (2008). Evaluation économique du programme de mesures de gestion quantitative des ressources en eau dans l'Ouest de l'Hérault, Volume 1: Scénario tendanciel et analyse coût-efficacité pour l'usage agricole de l'eau, BRGM/RP - 56143 – FR.

Van Vuuren, D.P., Edmonds, J., Kainuma, M., Riahi, K., Thomson, A., Hibbard, K., Hurtt, G.C., Kram, T., Krey, V., Lamarque, J.-F., Masui, T., Meinshausen, M., Nakicenovic, N.,

Smith, S.J., Rose, S.K. (2011). The representative concentration pathways: an overview. *Clim. Change*, 109:5–31 <http://dx.doi.org/10.1007/s10584-011-0148-z>

Van Vuuren, D.P., Kriegler, E., O'Neill, B.C. et al. (2014). A new scenario framework for Climate Change Research: scenario matrix architecture. *Climatic Change* (2014) 122: 373. doi:10.1007/s10584-013-0906-1.

Capítulo 12

Escenarios socioeconómicos y medidas de adaptación. Enfoque *Bottom-Up*. Resultados⁶

12.1. Introducción.

En el presente capítulo se exponen los principales resultados obtenidos por Ortega-Reig et al. (2018) tras aplicar la metodología expuesta en el Capítulo 11.

12.2. Tendencias futuras del sector agrícola.

12.2.1. *Combinación SSP5 x RCP 8.5 (liberalismo).*

En líneas generales, los participantes de la Ribera del Júcar consideraron que, para 2030, se mantendría el patrón de cultivos actual. No obstante, podría darse una disminución de la superficie de arrozal fuera de los espacios naturales protegidos (a consecuencia de la reducción de los recursos hídricos) y la aparición de nuevas variedades de caqui y naranjo de mayor valor añadido, así como de cultivos más tolerantes a la escasez (caqui, granado). Asimismo, señalaron que la disminución

⁶*Este capítulo adapta el contenido de Ortega-Reig et al. (2018). (Excepto apartado 12.3.4).*

de las aportaciones hídricas tendría otras consecuencias en la comarca: tecnificación de los sistemas de producción (a fin de conseguir mayor eficiencia), posible sobreexplotación de los acuíferos (con efectos negativos sobre la calidad del agua), incremento de los costes del agua y de la producción (que podría aumentar la tendencia actual al abandono de tierras y favorecer la concentración de la propiedad) y aumento de los conflictos sociales y territoriales por el agua. Por último, los participantes no llegaron a un acuerdo sobre la viabilidad futura de las políticas de financiación de la modernización de regadíos, aunque sí incidieron en que la administración debería asegurar caudales ecológicos para el suministro de los acuíferos y los ecosistemas relacionados.

En la región de La Mancha Oriental, los participantes señalaron la capacidad de adaptación de su agricultura (altamente tecnificada) al escenario propuesto, en el que incluso algunos de sus cultivos podrían beneficiarse del aumento de la temperatura y la concentración de CO₂. Respecto a cambios en los cultivos, se apostó por especies menos demandantes de agua, como pueden ser los cultivos de ciclo muy corto (hortalizas) o de ciclo largo (leñosos), así como la disminución de la superficie cerealista, la desaparición de los maizales y el aumento de la agricultura ecológica (debido a las subvenciones de carácter ambiental). En cuanto a la evolución del acuífero en el escenario propuesto, se señalaron dos factores antagónicos: por un lado, el aumento del control sobre las demandas de los usuarios y el uso de nuevas tecnologías, disminuirá la presión. Por otro, la existencia de energías renovables (como la solar) con un coste marginal nulo puede favorecer las extracciones. En cualquier caso, previeron un aumento de la conflictividad social asociado a la escasez de agua.

12.2.2. Combinación SSP3 x RCP 8.5 (proteccionismo).

En la Ribera del Júcar, los participantes consideraron que el escenario era plausible en cuanto a la evolución del clima, aunque no opinaron lo mismo en cuanto a los aspectos socioeconómicos (debido a que el proteccionismo contradice el grado actual de internacionalización de la agricultura). En cuanto a tendencias en los cultivos, los participantes señalaron las siguientes: mayor diversificación, introducción de variedades de menores necesidades hídricas, descenso de los naranjos y frutales de hueso, aumento de la superficie de caqui (debido a su denominación de origen y

su aguante frente a las oscilaciones climáticas), aumento moderado del almendro, incrementos leves del granado y del aguacate y nuevos cultivos tropicales (como la chirimoya o la papaya). Respecto al riego por goteo, a pesar de sus inconvenientes (aumento de la salinidad del suelo y reducción de los retornos), se considera que seguirá en aumento, aunque será necesario evaluar su impacto sobre la Albufera. Por último, los participantes señalaron un incremento de los conflictos relacionados con el agua, a consecuencia de cambios en la estructura del sector, crecimiento demográfico y disminución de los recursos disponibles.

Por su parte, los participantes de La Mancha sí dieron credibilidad a la posible emergencia del proteccionismo, aunque su incidencia en las producciones locales se consideró limitada. El patrón futuro de cultivos previsto incluía hortícolas, agroindustriales o leñosos (alto valor añadido), desapareciendo cultivos extensivos como el maíz. En general, las tendencias se orientarán a productos de temporada y locales, así como a nuevas variedades adaptadas a resulta de avances biotecnológicos. En cuanto al uso del agua, se esperaba una mejora de la eficiencia debido a la introducción de nuevas tecnologías, como la agricultura de precisión y la de conservación, control de humedad en parcela o teledetección combinada con el estudio de la fenología foliar. Por último, coincidieron con sus homólogos de La Ribera en contemplar un aumento de la conflictividad territorial por el agua, así como incrementos en los costes y concentración de la propiedad.

12.3. Potenciales medidas de adaptación.

De acuerdo con Ortega-Reig et al. (2018), los agricultores pertenecientes a las principales Unidades de Demanda Agraria (UDAs) de la cuenca del Júcar identificaron y evaluaron las siguientes medidas de adaptación:

12.3.1. Medidas relativas a la oferta (disponibilidad del recurso).

- **Reutilización:** esta medida se evaluó de forma positiva tanto en La Mancha como en la Ribera del Júcar, aunque los participantes señalaron que su éxito se vería condicionado por los siguientes aspectos: i) implementación de sistemas de control de calidad, a fin de evitar daños a los suelos o a los cultivos y; ii) mantenimiento de las concesiones actuales de aguas superficiales (es decir,

que no se vean disminuidas por la disponibilidad de fuentes de recursos no convencionales).

- Desalinización: en La Ribera, la mayoría de los participantes consideraron esta medida como interesante. Sólo unos pocos la describieron como prioritaria y algunos la calificaron de indeseable, debido a su alto coste asociado. En el caso de La Mancha, debido a su ubicación, esta medida no se consideró.
- Trasvases: esta medida fue percibida como negativa por casi todos los participantes en las dos zonas, debido a su conflictividad social (por ejemplo, como ocurrió con el trasvase del Ebro, Albiac et al. (2006)).

12.3.2. Medidas que afectan a la demanda.

- Modernización de regadíos: mientras que en La Mancha esta medida obtuvo un apoyo unánime (todos los participantes la consideraron prioritaria), en La Ribera fue objeto de un intenso debate. Los participantes de La Ribera se dividieron en dos posturas: los que defendían la utilidad del riego por goteo (por ejemplo, en términos de mejora de la eficiencia) y los que criticaban la forma en la que se había desarrollado en la región (implementación masiva sin consideración suficiente de sus posibles inconvenientes o la necesidad de formación previa de los agricultores). Sin embargo, tanto los defensores como los detractores de la medida alcanzaron un consenso cuando el debate se centró en la modernización de regadíos de segunda generación. Este concepto tiene en cuenta las características territoriales y agronómicas de las zonas regables, evita que el ahorro del recurso derivado de la misma beneficie a usos no ambientales e implica mejoras técnicas y formación a los usuarios. Por último, los participantes destacaron que la financiación pública es clave para el desarrollo de esta medida.
- Instrumentos económicos: los participantes expusieron una visión negativa de los mercados del agua en ambas zonas. En La Ribera, los agricultores expresaron su preocupación por la potencial aparición de grandes concesionarios de agua (capaces de retener parte de los recursos con fines especulativos). En La Mancha, se vinculó esta reticencia al origen subterráneo del recurso y al escaso interés en desarrollar nuevas conducciones de agua. Algunos participantes

consideraron que las políticas de precios podían ser una medida de interés, pero la mayoría la calificaron como indeseable.

- Cambios en el mosaico de cultivos: en La Ribera, el cambio de cultivos en regadío a cultivos en secano fue considerado por algunos como interesante y por otros como indeseable. Sin embargo, los participantes de La Mancha se mostraron en su mayoría a favor del desarrollo de cultivos leñosos, aunque otros se decantaron por variedades hortícolas. Asimismo, señalaron que la Política Agraria Común (PAC) debería incorporar ayudas preferentes para cultivos de bajo consumo hídrico. Sin embargo, algunos participantes cuestionaron la efectividad y las posibles distorsiones de mercado asociadas a este tipo de incentivos. Además, sugirieron que este tipo de medidas deberían adoptarse de forma indirecta, a través del control estricto de la asignación de agua a cada parcela. De esta forma, y dentro del rango de los recursos concedidos, los agricultores serían capaces de seleccionar el tipo de cultivo más adecuado en función de la demanda del mercado.
- Investigación, desarrollo e innovación: esta medida fue especialmente bien valorada en La Ribera y considerada de forma positiva en La Mancha. De acuerdo con los participantes, debe orientarse hacia el desarrollo de tecnologías para el ahorro de agua, a proporcionar asesoramiento sobre técnicas de riego o al cultivo de variedades de menor consumo hídrico. Además, se sugirió que el tratamiento biológico de plagas y enfermedades de los cultivos podría ser un campo de investigación de gran potencial, así como otras formas de reducir el uso de productos fitosanitarios. Como posible barrera a esta medida, los participantes identificaron que podría crear una dependencia potencial respecto a ciertas empresas biotecnológicas.

12.3.3. Otras medidas.

- Mejoras en la gestión del agua: los participantes destacaron la importancia de una gestión del agua más transparente y participativa, aumentando la interacción entre las comunidades de regantes y la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). En La Ribera, se sugirió la creación de una nueva institución colectiva que agrupase a las entidades de riego regionales. Además de transpa-

rencia y participación, los agricultores de La Mancha indicaron la necesidad de despolitizar la gestión del agua, así como más competencias para el gobierno central (en detrimento de las que ahora ostenta la CHJ). En particular, expresaron su descontento en relación a los conflictos regionales por la gestión del agua en la cuenca. Por último, se señaló la necesidad de implantar mecanismos efectivos de control del agua.

12.3.4. Evaluación de las medidas a escala de cuenca.

La Figura 12.1 muestra la evaluación cuantitativa de las medidas realizada por los principales actores a escala de cuenca (en una escala de 0 a 10). En general, los participantes en el tercer taller coincidieron con los agricultores a la hora de apoyar mejoras en la eficiencia del riego (mediante la modernización de regadíos), en la gobernanza del agua (a través de la revisión concesional) y en el uso de recursos no convencionales (reutilización y desalinización). Asimismo, mostraron un interés escaso por los mercados del agua y los trasvases. Sin embargo, evaluaron de forma positiva las políticas de precios (que la mayoría de agricultores habían calificado como no deseable).

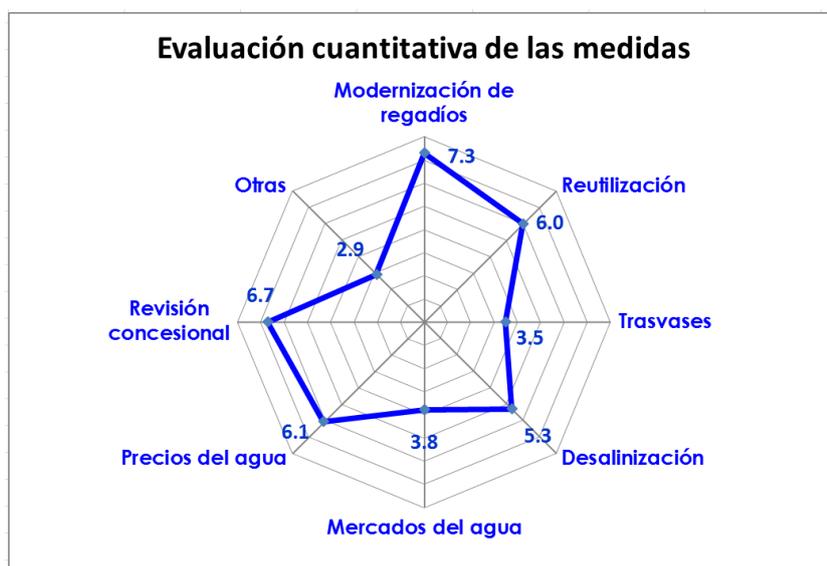


Figura 12.1. Evaluación cuantitativa de medidas de adaptación

Respecto a las posibles barreras para la implementación de estas medidas, en el caso de la modernización de regadíos, se destacó la posible falta de financiación pública (Figura 12.2). En cuanto a la reutilización (Figura 12.3), la principal barrera identificada fueron los costes de operación, al igual que para la desalación (Figura 12.4).

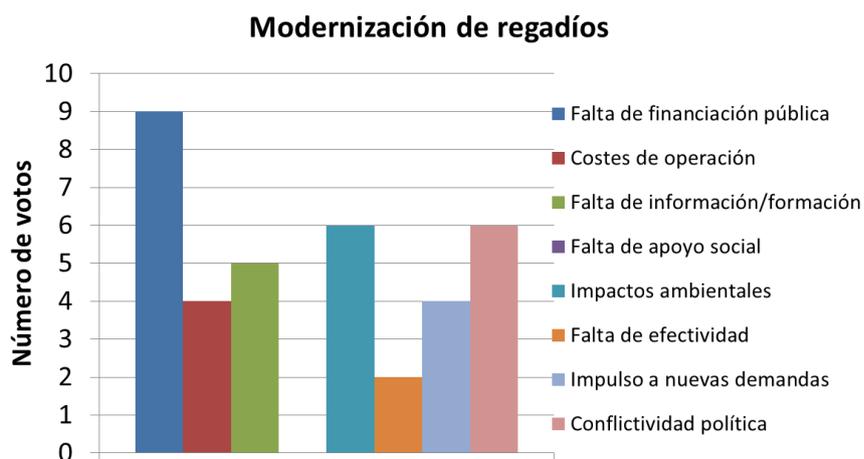


Figura 12.2. Potenciales barreras respecto a la modernización de regadíos

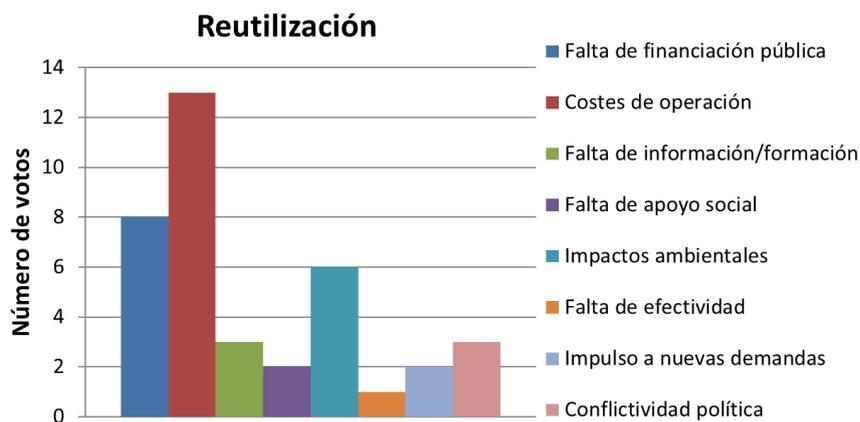


Figura 12.3. Potenciales barreras respecto a la reutilización

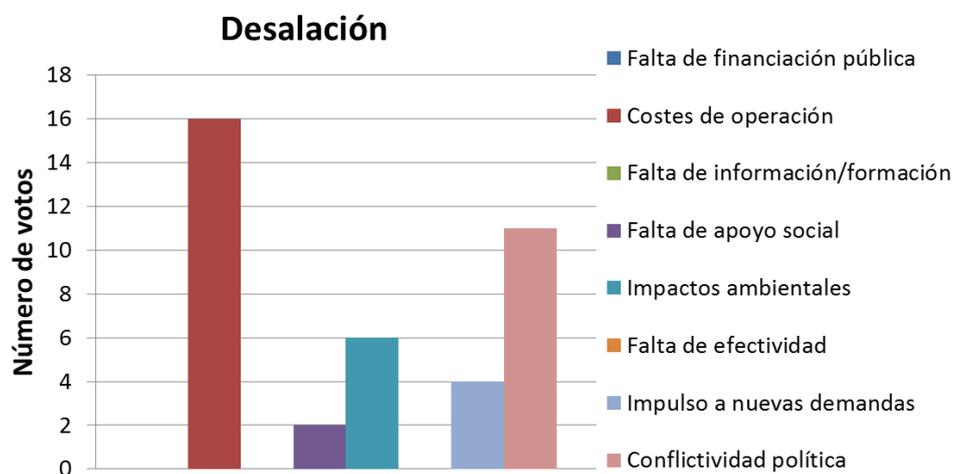


Figura 12.4. Potenciales barreras respecto a la desalación

En el caso de los trasvases (Figura 12.5) y los instrumentos económicos (mercados y precios, Figuras 12.6 y 12.7), el obstáculo de mayor relevancia fue la conflictividad política, al igual que para las medidas relativas a la gobernanza (Figura 12.8).

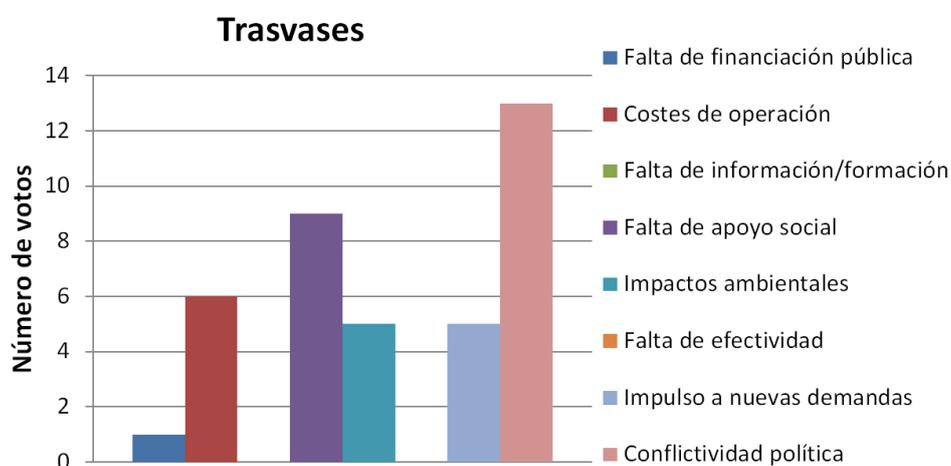


Figura 12.5. Potenciales barreras respecto a los trasvases

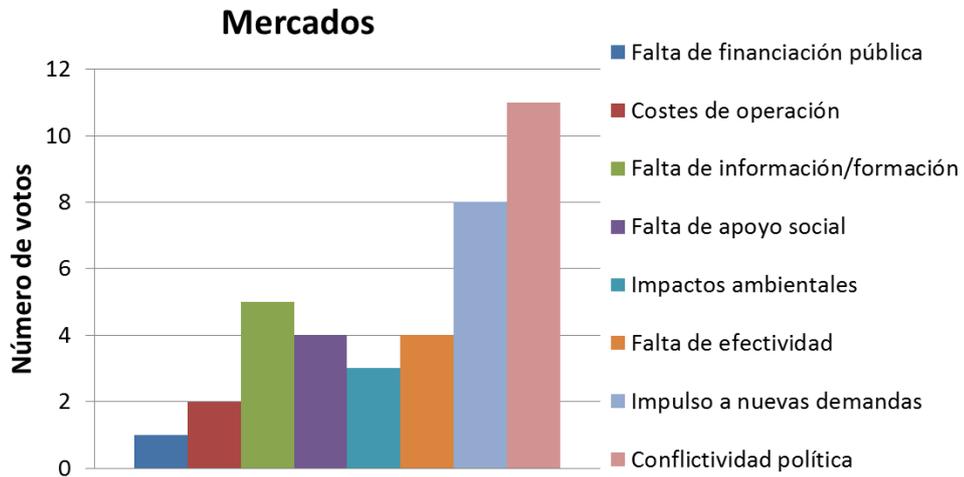


Figura 12.6. Potenciales barreras respecto a los mercados del agua

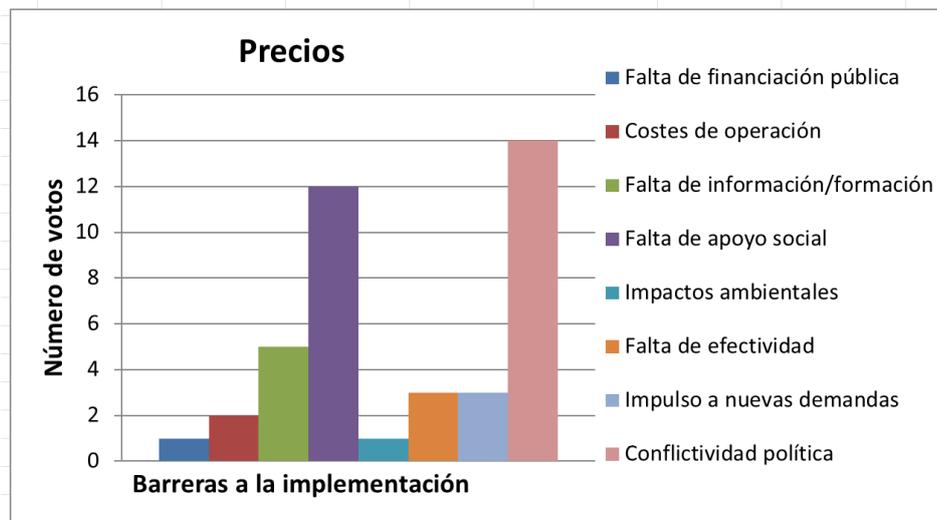


Figura 12.7. Potenciales barreras respecto a los precios del agua

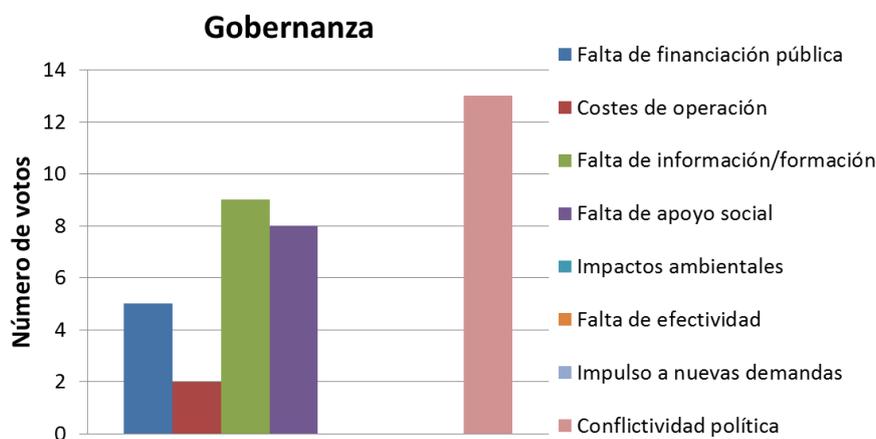


Figura 12.8. Potenciales barreras respecto a la gobernanza del agua

12.4. Discusión

La utilización de metodologías participativas ha demostrado ser una herramienta valiosa para el diseño de estrategias de adaptación al cambio global, pues permite comunicar de forma efectiva la incertidumbre de las proyecciones e integrar el conocimiento de los actores locales. En particular, en la cuenca del Júcar cabe destacar el interés mostrado por los usuarios para aumentar su participación en la toma de decisiones. Asimismo, es preciso poner de relieve que ya existen tensiones de carácter regional entre los principales usuarios de la cuenca. En este sentido, el cambio climático podría actuar como un agravante, incrementando la conflictividad social respecto a la asignación de un recurso cada vez más escaso.

12.5. Referencias bibliográficas

Albiac, J., Hanemann, W., Calatrava, J., Uche, J., Tapia, J. (2006) The rise and fall of the Ebro water transfer. *Natural Resources Journal*, 46(3), 727-757.

Ortega-Reig, M., García-Mollá, M., Sanchis-Ibor, C., Pulido-Velázquez, M., Girard, C., Marcos, P., Ruiz-Rodríguez, M., García-Prats, A. (2018). Adaptación de la agricultura a escenarios de cambio global. Aplicación de métodos participativos en la cuenca del río Júcar (España). *Economía Agraria y Recursos Naturales*. ISSN: 1578-0732. e-ISSN: 2174-7350. Vol. 18,2. pp. 29-51

Capítulo 13

Selección de medidas de adaptación. Modelo hidroeconómico. Métodos

13.1. Introducción.

Cuando los recursos son limitados y los objetivos a satisfacer son múltiples, las estrategias de adaptación necesariamente exigen la búsqueda de soluciones intermedias o de compensación entre estos objetivos (Chambwera et al., 2014). Para ello, estos autores destacaron que el campo de la economía ofrece un amplio rango de metodologías adecuadas para la evaluación de alternativas en un contexto de incertidumbre, dependiendo la elección de la técnica más adecuada de la naturaleza del problema y de la propia incertidumbre. En este sentido, las tres técnicas más utilizadas para la evaluación económica de las medidas de adaptación al cambio climático son los Análisis Coste-Beneficio (CBA por sus siglas en inglés), los Análisis Coste-Eficacia (CEA por sus siglas en inglés) y los Análisis Multicriterio (MCA por sus siglas en inglés) (Máñez & Cerdà, 2014).

De acuerdo con Harou et al. (2009), los modelos hidroeconómicos son capaces de representar la distribución espacial de los sistemas de recursos hídricos, su infraestructura, las opciones de gestión y los valores económicos de manera integrada. En el presente capítulo, en primer lugar se realiza un análisis de las principales medi-

das de adaptación identificadas para el caso de estudio y sus costes. A continuación, se expone cómo se implementan estas medidas en un modelo hidroeconómico de optimización determinista, a efectos de seleccionar las más adecuadas en términos de coste y eficacia.

13.2. Caracterización de medidas de adaptación.

En el Capítulo 11 se detalló la metodología seguida para identificar un portafolio de posibles medidas de adaptación a escala cuenca. Dentro de este portafolio de medidas, se han caracterizado en detalle algunas de las medidas mejor valoradas por los participantes (ver Capítulo 12), a fin de realizar un análisis de su coste-eficacia mediante un modelo hidroeconómico. A continuación se presentan las principales medidas consideradas.

13.2.1. Modernización de regadíos.

De acuerdo con García Mollá et al. (2017), la planificación del regadío en España ha sufrido una transformación progresiva, cambiando las acciones de ampliación de zonas regables por otras orientadas al ahorro de recursos hídricos. Según Gutiérrez-Martín & Montilla-López (2018) esta transformación se debe a que muchas de las cuencas del sureste español se encuentran “cerradas”, es decir, que las nuevas demandas no se pueden cubrir con incrementos de la oferta. En este sentido, la promoción pública del riego localizado ha contado con amplio apoyo por parte de las administraciones, los usuarios y la industria asociada (Sanchis-Ibor et al., 2018). Sin embargo, actualmente se ha constatado la aparición de efectos negativos asociados a esta tecnología, como pueden ser escasos ahorros netos ("efecto rebote" debido al uso de los recursos liberados para ampliar la zona regable o en la creación de riegos de apoyo) o reducción de la recarga de acuíferos (Ward & Pulido-Velazquez, 2008).

En la Comunidad Valenciana, actualmente se ha modernizado el 68% de las tierras regadas (Sanchis-Ibor et al., 2018). Hasta 2008, este incremento de la superficie regada por goteo fue acompañada de un aumento de la zona regable, para descender después debido al abandono de las explotaciones (García Mollá et al., 2017). A

continuación se resume el estado actual de las actuaciones de modernización en las principales zonas regables de la cuenca, así como las características de las mismas:

- Acequia Real del Júcar (ARJ): de acuerdo con los datos de la propia comunidad de regantes, la ARJ en la actualidad riega unas 20500 ha, de las cuales 13700 ha corresponden a cítricos, caquis y frutales, 2275 ha se dedican a horticultura y 4506 ha al cultivo del arroz. Para ello, dispone de una concesión revisada en 2011 con un volumen máximo anual de 212.03 hm³, y se encuentra tramitando otra a través de la Acequia Particular de Antella. En la actualidad, el 94% del riego se efectúa por gravedad (CHJ, 2015). En cuanto a las actuaciones de modernización de regadío, afecta a 15000 ha (divididas en 45 sectores) y comprende dos actuaciones diferentes: por un lado la implantación del riego localizado en la zona dedicada a cultivo de cítricos y huertas y, por otro, la modernización de la zona del arrozal.
- Canal Júcar-Turía: cuenta con una superficie regable a efectos concesionales de 24845 ha, de las que casi el 92% corresponden a cítricos y a frutales. Gran parte del riego se realiza conjuntamente con aguas superficiales y subterráneas. En la actualidad, y de acuerdo con los datos de la comunidad de regantes, se ha transformado a riego por goteo más del 70% de su superficie (según CHJ (2015), el riego localizado asciende a un 61%).
- Sueca: en la actualidad, esta comunidad se abastece únicamente de recursos superficiales del río Júcar, incluyéndose gran parte de la zona regable dentro del Parque Natural de la Albufera. En total, la superficie concesional es de 8511 ha, de las que casi el 81% corresponde a arrozales, mientras que los cítricos ascienden a un 16%. Prácticamente todo el riego se realiza por gravedad, sin que el Plan Hidrológico vigente prevea cambios para los horizontes temporales considerados. No obstante, cabe señalar que el Plan de Actuaciones Prioritarias pretende destinar una importante inversión de la que se beneficiará esta zona, para promover nuevos ahorros y modernizar los sistemas de gestión del riego.
- Cullera: se abastece exclusivamente de recursos superficiales y posee una superficie concesional de 4238 ha, dividida principalmente entre cultivos

de cítricos (41%) y arroz (53%). En la actualidad, casi todo el riego se efectúa por gravedad (96%).

- Cuatro Pueblos: se abastece exclusivamente de recursos superficiales y posee una superficie concesional de 1341 ha, dividida principalmente entre cultivos de cítricos (42%) y arroz (58%). En la actualidad, casi todo el riego se efectúa por gravedad (96%).
- Real Acequia de Escalona: se abastece exclusivamente de recursos superficiales, dedicándose casi en su totalidad al cultivo de cítricos (más del 95% de la superficie). En la actualidad, el riego se realiza por gravedad en un 82% de la zona regable, aunque en el Plan Hidrológico vigente se prevé que para 2021 el riego localizado suponga casi el 97% del total.
- Real Acequia de Carcaixent, Valle de Cárcer y Sellent: se abastece exclusivamente de recursos superficiales, dedicándose principalmente al cultivo de cítricos y frutales. En la actualidad, el riego se realiza por gravedad en un 86% de la zona regable, aunque en el Plan Hidrológico vigente se prevé que para 2021 el riego localizado supere el 91% del total.
- La Mancha Oriental: se abastece principalmente de recursos subterráneos, a excepción de los procedentes de la sustitución de bombeos. Los cultivos de mayor importancia son los cereales (33% de la superficie), la vid (22%) y las hortalizas (22%) En la actualidad, el riego se realiza por aspersión en un 93% de la zona regable, alcanzando una eficiencia global elevada (85%).

Tabla 13.1. Superficie concesional y demanda bruta para distintos horizontes temporales

Fuente: Adaptado de CHJ (2015)

COMUNIDAD	Superficie (ha)	Actual (hm ³ /año)	2021 (hm ³ /año)	2027 (hm ³ /año)	2033 (hm ³ /año)
ARJ	20586	231.67	171.60	171.60	171.60
Júcar-Turia	24845	121.08	121.08	105.82	105.82
Sueca	8511	195.93	195.93	195.93	195.93
Cullera	4238	108.03	108.03	89.83	89.83
Cuatro Pueblos	1341	25.63	25.63	25.63	25.63
Escalona	2465	25.36	15.04	15.04	15.04
Carcaixent y otros	1600	12.87	9.85	9.85	9.85
Mancha Oriental	88884	314.93	314.93	314.93	314.93

De acuerdo con García Mollá et al. (2017), el proceso de modernización ha generado cambios significativos en los costes y tarifas de riego, debido a la necesidad de amortizar las inversiones realizadas, así como a variaciones en el consumo energético y en el uso del recurso. A estos efectos, estos autores distinguen tres conceptos: costes operativos del riego por goteo (incluyen todos los costes de gestión menos las amortizaciones de la inversión); tarifa de riego (suma de los costes operativos más la amortización de la parte de la inversión que es asumida por los regantes); y coste total (suma de la tarifa de riego más la parte de la amortización de la inversión que pagan las administraciones públicas). La Tabla 13.2 muestra los costes estimados por estos autores para la Comunidad Valenciana, dependiendo del origen del recurso:

Tabla 13.2. Tarifas y costes medios del riego por goteo (€/m³)

Fuente: García Mollá et al. (2017)

ORIGEN DEL RECURSO	Costes operativos	Tarifa de riego	Coste total
Superficial	0.14	0.23	0.28
Trasvase	0.29	0.37	0.46
Mixtas	0.17	0.22	0.25
Subterráneas	0.23	0.25	0.29

13.2.2. Desalación.

Una vez derogado el controvertido trasvase del Ebro y modificado el Plan Hidrológico Nacional mediante la Ley 11/2005, se decidió cambiar el rumbo de la política del agua en el arco mediterráneo español mediante el Programa A.G.U.A. (Actuaciones para la Gestión y Utilización del Agua). Este programa desarrollaba un conjunto de actuaciones para potenciar la desalinización como nueva fuente de recursos hídricos, no sólo para el sector urbano sino también para el regadío (Del Villar García, 2014).

Dentro de estas actuaciones se contemplaba la construcción de una planta desalinizadora en el municipio de Sagunto, con una capacidad de 22900 m³/día (lo que supone algo más de 8 hm³/año). De esta manera, se pretendía paliar el déficit hídrico previsto a corto y medio plazo en este municipio, a consecuencia de la expansión residencial e industrial (ACUAMED, 2006a). Sin embargo, estas expectativas de desarrollo no se cumplieron y, a día de hoy, la instalación aún no ha entrado en servicio a pesar de haberse finalizado en 2013. En 2016, el alcalde de Sagunto propuso a su homólogo en Valencia un acuerdo para compartir parte de los recursos que se generarían tras la apertura de la planta, incorporándolos a la red urbana de la ciudad de Valencia. No obstante, a día de hoy este acuerdo no se ha materializado. Además, es preciso señalar que la Unión Europea ha estipulado marzo de 2019 como fecha límite para que la planta se ponga en funcionamiento, puesto que los fondos FEDER financiaron el 20% de su construcción.

En este sentido, es preciso señalar que la viabilidad de las desalinizadoras previstas en el Programa A.G.U.A. se fundamentaba en dos hipótesis que finalmente no se han cumplido: costes de producción iguales o inferiores a los de otras fuentes y aumento del consumo de agua potable debido al desarrollo urbano e industrial (March et al., 2014). Actualmente, el principal obstáculo para que la desaladora de Sagunto se ponga en marcha es la repercusión de los costes de amortización y mantenimiento sobre los usuarios. De acuerdo con Morote Seguido et al. (2017), los planes hidrológicos correspondientes al segundo ciclo de planificación (aprobados por Real Decreto 1/2016 (MAGRAMA, 2016)) apenas incorporan información adicional sobre desalinización respecto a los del ciclo anterior, y no tratan de forma adecuada la recuperación íntegra de costes, sin ofrecer datos sobre los costes reales

de la desalinización en comparación con otras fuentes de recursos ni de su repercusión sobre los usuarios.

A este respecto, y según el informe de viabilidad de la planta de Sagunto (ACUAMED, 2006a), el coste de inversión total de la planta rondaba los 24 millones de euros, estimándose el precio de 1 m³ de agua desalada en 0.65 euros tras sumar los costes de inversión a los de operación y mantenimiento (tomando como año base 2007). Sin embargo, Morote Seguido et al. (2017) señalan que el coste total de la planta de Sagunto fue de 37.3 millones de euros, mientras que Del Villar García (2014) estimó el Coste Anual Equivalente (CAE) por m³ para la planta de Sagunto en 1.09 euros/m³. Estas cifras son superiores a las estimadas por Prats Rico & Melgarejo Moreno (2006) en la provincia de Alicante, donde cifraron el coste total de producción del agua de mar desalada mediante ósmosis inversa entre 0.43 y 0.59 euros/m³, en el caso de toma directa del mar. En el caso de la cuenca del Segura, Lapuente (2012) estimó que los costes del agua desalinizada oscilaban entre 0.66 y 0.69 euros/m³ (considerando costes de capital y de operación y mantenimiento).

De acuerdo con Morote Seguido et al. (2017), los costes de operación y de amortización del agua desalinizada son muy elevados en comparación con las tarifas del trasvase Tajo-Segura (0.11 euros/m³) y con el precio máximo que podrían pagar los regantes de Murcia y Valencia (0.20-0.30 euros/m³), por lo que sólo serían asumibles por abastecimientos urbanos y no sin serias dificultades financieras. En la misma línea, Sanchis-Ibor et al. (2018) señalaron que los costes de producción del agua desalinizada se sitúan entre 0.45 y 0.69 euros/m³ sin incluir los costes de transporte, lo que en muchos regadíos hace que su uso sea económicamente inviable. Sin embargo, como señalaron Martínez-Alvarez et al. (2017) para la cuenca del Segura, actualmente el precio de venta del agua desalinizada para usos agrarios se encuentra muy por debajo del coste real de producción (por ejemplo, según estos autores el precio de venta del agua de la planta de Águilas era de 0.38 euros/m³, mientras que según Lapuente (2012) su coste de producción era de 0.66 euros/m³). Además, la Ley 1/2018 (Jefatura de Estado, 2018), establece en su disposición adicional cuarta que *“El Gobierno habilitará los mecanismos de subvención necesarios a fin de que el precio del agua desalada para riego no exceda los 0,3 €/m³”*.

Por último, además de los costes cabe señalar el impacto ambiental de la desalinización, principalmente las altas emisiones de CO₂ (cuyo coste fue estimado por Lapuente (2012) y añadido a los costes de capital y de operación y mantenimiento), y el vertido de salmuera al medio marino. Respecto a este último problema, puede paliarse con una dilución adecuada que evite daños a las praderas de fanerógamas marinas, como *Posidonia oceanica*.

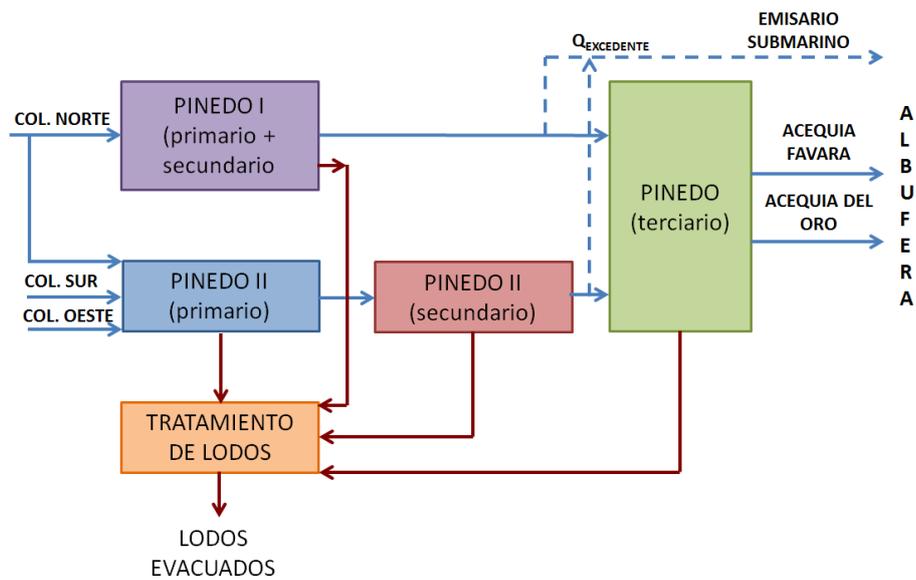
13.2.3. Reutilización.

Las aguas depuradas regeneradas constituyen un recurso no convencional que presenta algunas ventajas manifiestas, entre las que cabe citar: su condición de recurso estable (al estar condicionado por el abastecimiento), su coste más reducido frente a otras fuentes no convencionales (como pueden ser los trasvases o la desalinización), una calidad suficiente para la mayoría de los usos (que permite liberar recursos de mayor calidad para el abastecimiento), potenciales beneficios ambientales (uso para recarga de acuíferos o para proporcionar caudales ambientales) o la disminución del consumo de fertilizantes en la agricultura, al aprovechar los nutrientes del efluente regenerado (Melgarejo-Moreno & López-Ortiz, 2016).

No obstante, la reutilización de aguas se encuentra sujeta a una serie de limitaciones, puesto que su volumen máximo depende de la cantidad de agua urbana depurada, la ubicación de las instalaciones respecto a los potenciales usuarios, la demanda, la aceptación del recurso y la viabilidad económica y medioambiental del mismo (Melgarejo, 2009)

De acuerdo con Iglesias et al. (2010), el desarrollo de la reutilización en España se vio impulsado por la Directiva 91/271/CEE sobre tratamiento de aguas residuales (Consejo de las Comunidades Europeas, 1991), el desarrollo de tecnologías de regeneración de los efluentes y la evolución del marco legislativo, que en España se materializó en el Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas (Ministerio de la Presidencia, 2007). Melgarejo-Moreno & López-Ortiz (2016) también destacan el Programa A.G.U.A. como uno de los principales motores de la reutilización a nivel nacional, puesto que contemplaba varias actuaciones en la materia.

Entre estas actuaciones cabe destacar la terminación de la reutilización de las aguas residuales de la Estación de Depuración de Aguas Residuales (EDAR) de Pinedo, que trata las aguas residuales de la ciudad de Valencia y de parte de su área metropolitana (unos 120 hm³/año). La Figura 13.1 muestra un esquema del complejo de depuración de la EDAR de Pinedo.



Fuente: Adaptado de UV (2016)

Figura 13.1. Esquema simplificado de la EDAR de Pinedo en la actualidad

De acuerdo con Marco Segura (2017), actualmente la EDAR de Pinedo cuenta con un tratamiento terciario con una capacidad de 3 m³/s, lo que supone una disponibilidad de 90 hm³/año de agua susceptible de reutilización. La Acequia del Oro ostenta una concesión de 22.7 hm³/año de estas aguas, para regar los arrozales ubicados en la parte norte de la Albufera entre los meses de mayo y agosto. Aun así, existe una disponibilidad no concedida de 1.8 hm³/mes en este periodo y de 7.5 hm³/mes el resto del año. De acuerdo con este autor, en 2010 se construyó una conducción con capacidad de 3.8 hm³/mes hasta el tramo final de la Acequia Real del Júcar en Benifaió, a fin de poder aumentar la reutilización de estos recursos. Sin embargo, este conducto todavía no ha sido puesto en servicio, puesto que los

usuarios no han tenido necesidad y por interferencia con los protocolos de seguridad del abastecimiento urbano a Valencia.

Según CHJ (2014), en el año 2011 de los casi 90 hm³/año depurados en Pinedo se reutilizaban aproximadamente la mitad con destino a uso agrícola en las Acequias de Favara y del Oro. En el informe de viabilidad de la actuación prevista en el Programa A.G.U.A. (ACUAMED, 2006b) se preveía suministrar parte del agua reutilizada no sólo a las acequias anteriormente mencionadas, sino también a las zonas regables del Canal Júcar-Turia y de la Acequia Real del Júcar. En total, se estimaba posible reutilizar hasta 71.20 hm³ para uso agrícola (si se consideraba que el efluente poseía una calidad suficiente para regar los arrozales próximos a la Albufera), debido a la distribución marcadamente estacional de las necesidades hídricas del arroz. La Tabla 13.3 muestra la distribución mensual de los volúmenes potencialmente reutilizables en esta última hipótesis:

Tabla 13.3. Distribución mensual del volumen de agua procedente de la EDAR de Pinedo potencialmente reutilizable para riego (hm³/mes)

Fuente: Adaptado de ACUAMED (2006b)

OCT	NOV	DIC	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SEP
4.2	1.9	1.5	0.8	1.6	5.0	10.5	16.2	25.2	28.6	22.1	5.7

Finalmente, las conducciones para uso agrícola se diseñaron para un volumen máximo anual de 54.86 hm³/año, señalando que el resto del caudal potencialmente reutilizable podría destinarse para el riego de los arrozales (en caso de demostrarse la idoneidad para este uso) o derivarse a la Albufera previo paso por un filtro verde.

Respecto al coste del agua regenerada, es preciso señalar que depende de diversos factores, como pueden ser la procedencia del agua a tratar y el uso al que se va a destinar, puesto que condicionarán la técnica elegida. La Tabla 13.4 muestra los costes de distintos tratamientos según Iglesias (2016).

Tabla 13.4. Costes de explotación por proceso de tratamiento (€/m³)

Fuente: Adaptado de UV (2016)

TRATAMIENTO	COSTES DE EXPLOTACIÓN (Iglesias, 2016)
Físico- químico con decantación	0.01 - 0.02
Filtración arena por gravedad	0.04 - 0.07
Doble filtración arena lavado continuo	0.07 - 0.08
Membranas de ultrafiltración	0.08 - 0.10
Desalación por ósmosis inversa	0.20 - 0.25
Desalación por electrodiálisis reversible	0.25 - 0.35
Desinfección por radiación UV	0.002 - 0.003

En la Comunidad Valenciana, Rico Amorós et al. (2015) estimaron el coste medio del agua regenerada en 0.33 euros/m³ (si se realizaba con sistema secundario) y entre 0.42 y 0.44 euros/m³ si posteriormente se trataba en un sistema terciario (sin incluir los costes de bombeo a las respectivas áreas de uso). Asimismo, Melgarejo-Moreno & López-Ortiz (2016), señalaron que la estructura de costes de la depuración y la reutilización en la Comunidad Valenciana en 2015 era de 0.27 euros/m³ para el tratamiento secundario, 0.06 euros/m³ para el terciario, 0.25 euros/m³ en el caso de tratamiento de desalación y 0.1 euros/m³ correspondientes a la distribución.

En el caso concreto de la EDAR de Pinedo, los costes de explotación se abonan al contratista mediante una cuota fija (€/día) y otra variable (€/m³) (UV, 2016). La Tabla 13.5 muestra las cuotas vigentes, dividiendo la cuota fija entre el caudal medio diario tratado en Pinedo I (122049 m³/día) y Pinedo II (213653 m³/día) según los datos de la entidad de saneamiento (EPSAR) para el año 2017. En total, el coste actual ascendería a 0.25 euros/m³ (0.27 euros/m³ si se considera el IVA del 10%).

Tabla 13.5. Cuotas vigentes EDAR Pinedo I y II en €/m³ (sin IVA)

Fuente: Adaptado de UV (2016)

TRATAMIENTO	FIJA	VARIABLE
PINEDO I	0.066	0.042
PINEDO II (tratamiento primario)	0.034	0.041
PINEDO II (tratamiento secundario)	0.025	0.020
PINEDO (tratamiento terciario)	0.007	0.011

13.2.4. Pozos de sequía y rebombes.

Las graves sequías que normalmente afectan a la cuenca del Júcar han ocasionado el desarrollo de infraestructuras para movilizar recursos extraordinarios, concretamente para el uso conjunto de recursos superficiales y subterráneos en los regadíos tradicionales del Júcar y del Canal Júcar-Turía y para la recirculación de aguas superficiales en el entorno del Parque Natural de la Albufera (se aprovecha el agua de drenaje de los arrozales para volverla a utilizar) (CHJ, 2015).

De acuerdo con CHJ (2015), en la actualidad existen unos 150 pozos de sequía operativos, con una capacidad de bombeo de más de 14 m³/s (principalmente extraen agua del acuífero de la Plana de Valencia Sur, para atender tanto a los cultivos de cítricos como de arroz de la Ribera Alta). Además se dispone de 25 rebombes que pueden recircular hasta 21.5 m³/s, principalmente para riego del arroz en las comunidades de regantes de la Ribera Baja. En cualquier caso, el uso de estas infraestructuras se autoriza de forma coyuntural (previa aprobación por la Comisión Permanente de Sequías). Esta autorización suele fijar un volumen máximo de extracción por campaña para los pozos de sequía y unos ciertos parámetros de calidad en el caso de los rebombes (principalmente en cuanto a conductividad). Las Tablas 13.6 y 13.7 reflejan la capacidad de bombeo de ambas medidas y el volumen máximo bombeado durante la sequía de 2005/08 (CHJ, 2015) y el volumen máximo a autorizar en los diferentes escenarios de sequía (CHJ, 2017).

Tabla 13.6. Capacidad de bombeo de los pozos de sequía, volumen máximo bombeado en la sequía 2005/08 y volúmenes máximos a autorizar según el escenario de sequía

Fuente: Adaptado de CHJ (2015) y CHJ (2017)

COMUNIDAD	Capacidad (m ³ /s)	V _{máx 2005/08} (hm ³ /año)	Prealerta (hm ³ /año)	Alerta (hm ³ /año)	Emergencia (hm ³ /año)
Júcar-Turía	4.26	12.8	3.4	6.8	12.0
Escalona	0.64	2.6	1.0	2.0	2.0
Carcaixent	0.40	2.6	1.3	2.6	2.6
ARJ	7.81	21.8	12.1	24.2	24.2
Cuatro Pueblos	0.42	2.3	1.0	2.0	2.0
Cullera	0.85	3.5	---	---	---
Magro	---	---	1.5	3.0	3.0

Tabla 13.7. Capacidad de bombeo, volumen máximo rebombeado en la sequía 2005/08 y volúmenes máximos a autorizar para cada escenario de sequía

Fuente: Adaptado de CHJ (2015) y CHJ (2017)

COMUNIDAD	Capacidad (m ³ /s)	V _{máx 2005/08} (hm ³ /año)	Prealerta (hm ³ /año)	Alerta (hm ³ /año)	Emergencia (hm ³ /año)
ARJ	0.68	2.60	---	---	---
Sueca	15.75	49.20	6.5	13.0	13.0
Cuatro Pueblos	0.80	3.50	1.0	2.0	2.0
Cullera	4.42	10.40	3.0	6.0	6.0

Los costes de bombeo van a ser proporcionales a la altura de bombeo, al caudal bombeado, al tiempo de funcionamiento y al precio de la electricidad o del combustible empleado. Según CHJ (2003), los costes de explotación de los pozos de sequía oscilarían entre 0.021-0.029 euros/m³ en el caso de que todos los pozos estuviesen electrificados y entre 0.048-0.078 euros/m³ en el caso de que parte de los pozos funcionasen con equipos electrógenos a gasoil. Por su parte, García Mollá et al. (2016) señalaron que, ante la dificultad de calcular el coste exacto de extracción, en 2002 se fijó un coste de 0.042 euros/m³, que se ha venido actualizando con el Índice de Precios al Consumo (IPC).

13.2.5. Sustitución de bombeos.

De acuerdo con CHJ (2015), la sustitución de bombeos en la zona regable de la Mancha Oriental permitirá adecuar la explotación del acuífero a sus recursos disponibles, sustituyendo parte de las extracciones por recursos superficiales del río Júcar regulados en el embalse de Alarcón. Actualmente, se encuentra en funcionamiento la Fase I de esta sustitución (finalizada en 2004), que posee una capacidad de 33 hm³/año y que incluyó la modernización de los regadíos de Los Llanos de Albacete. El Plan Hidrológico vigente contempla el desarrollo de la Fase II de la sustitución, con la que se prevé completar la asignación de hasta 80 hm³/año.

Respecto a los costes de extracción en La Mancha Oriental, se señala que el coste energético de los bombeos oscila entre 0.02-0.20 euros/m³, con una media en la masa de agua de entre 0.05-0.062 euros/m³ según el tipo de contrato de suministro eléctrico (CHJ, 2015). El coste anterior no incluye los costes fijos de operación ni

los de amortización de la inversión, que en otros ámbitos de la Demarcación pueden alcanzar valores de 0.06 euros/m³ y, que en el caso de la Mancha Oriental, son soportados por los usuarios.

13.3. Inclusión de medidas de adaptación en el modelo de gestión.

El esquema inicial del modelo de gestión de recursos hídricos (descrito en el Capítulo 9, epígrafe 9.3), se ha modificado para incluir las principales medidas de adaptación identificadas a través del enfoque “bottom-up” (Capítulo 11). La Figura 13.2 muestra la configuración final del esquema. Concretamente, se incluyen nuevos nodos: un nodo correspondiente a la planta desalinizadora de Sagunto (“Desal_Sagunto”) conectado a las demandas urbanas (UDUs) de Sagunto y Valencia; un nuevo nodo de aportación (“Inflow_Albufera”) que introduce la aportación natural al lago de la Albufera; un nodo de demanda ambiental (“Albufera”), a fin de considerar los requisitos ambientales del lago; un nuevo nodo simple (“Node X”) desde el que es posible rebombear agua hacia los nodos de demanda agrícola (UDAs) para el cultivo de arroz en Sueca, Cullera y Cuatro Pueblos; y siete nuevos nodos de demanda agrícola para considerar la posible modernización de regadíos en la Acequia Real del Júcar, el Canal Júcar-Turia, Escalona, los Regadíos tradicionales del Júcar (fluyentes) aguas abajo de Tous y Cullera. Además, se vincula el nodo de demanda urbana de Valencia a los nodos de demanda agrícola del Canal Júcar-Turia y la Acequia Real del Júcar, así como al nodo de demanda ambiental de la Albufera, para considerar la posible reutilización de parte del agua tratada en la EDAR de Pinedo II.

cidad de la línea de tratamiento terciario de la planta. De acuerdo con ACUAMED (2006b), se ha introducido el volumen anual máximo de agua reutilizable para uso agrícola (71.2 hm^3), considerando que se puede realizar una reutilización directa del efluente para el riego del arrozal.

- Modernización de regadíos: para cada nodo de demanda agrícola donde podría efectuarse la modernización de la zona regable, se han definido dos demandas mensuales diferentes (considerando los datos de CHJ (2015)): demanda de riego por gravedad y demanda de riego por goteo. Una vez que se activa el arco de riego por goteo, se desactiva el arco de riego de gravedad para el resto del periodo de optimización.
- Rebombeo de agua para los arrozales: se establece que el volumen anual máximo rebombado hacia los arrozales de Sueca, Cullera y Cuatro Pueblos debe ser inferior al máximo volumen anual previsto en CHJ (2017) para el escenario de emergencia (respectivamente, $13 \text{ hm}^3/\text{año}$, $6 \text{ hm}^3/\text{año}$ y $2 \text{ hm}^3/\text{año}$).
- Sustitución de bombeos en la Mancha Oriental: se permite que entre el nodo “Node_II” y la UDA de la Mancha Oriental (“ManchaOriental_agriculture”) circule un caudal máximo anual de 80 hm^3 (previsto de acuerdo a CHJ (2015)).

Un aspecto que se ha considerado importante en el modelo ha sido el tratamiento de las necesidades hídricas de la Albufera de Valencia, al ser un ecosistema fuertemente dependiente de la disponibilidad de agua. Para ello, se ha introducido en el modelo un nuevo nodo de demanda ambiental, cuyas entradas se corresponden con la aportación por precipitación sobre la cuenca vertiente al lago (estimada mediante el modelo hidrológico de Témiz mediante el procedimiento descrito en el Capítulo 7), los sobrantes de riego superficiales y subterráneos y parte del efluente tratado en la EDAR de Pinedo. En cuanto al volumen de los requerimientos hídricos mínimos del ecosistema, CHJ (2015) establece el valor correspondiente al percentil 90 de la serie de entradas anuales al lago en el periodo 1990/91 a 2009/10 ($210 \text{ hm}^3/\text{año}$). El Plan Hidrológico vigente también señala que las entradas anteriormente descritas podrán complementarse con aportes invernales de los sistemas Turia (con un valor medio de $11 \text{ hm}^3/\text{año}$) y Júcar. Respecto a este último, el Plan señala que podrán utilizarse hasta $30 \text{ hm}^3/\text{año}$ procedentes de la asignación a la

Acequia Real del Júcar, a medida que vaya realizándose la modernización prevista en la zona regable.

Mediante el software General Algebraic Modeling System (GAMS; GAMS Development Corporation, 2013), se ha desarrollado un modelo de optimización a escala mensual empleando Programación No Lineal (NLP por sus siglas en inglés), considerando las restricciones ambientales, las reglas de asignación de recursos en consonancia con la legislación española y los acuerdos existentes. El algoritmo seleccionado para maximizar el valor de la función objetivo fue CONOPT (desarrollado originalmente por Drud (1985)). En cuanto a la función objetivo, se puede expresar de forma sencilla mediante la Ecuación 13.1:

$$Obj = \sum_{i=1}^n Prior(D_i) \times S(D_i) - \sum_{j=1}^m Penal(M_j) \times V(M_j) - \sum_{k=1}^l Penal(R_k) \times Def(R_k)$$

Donde:

- Obj: valor de la función objetivo
- Prior(D_i): prioridad asignada a la demanda “i”
- S(D_i): suministro a la demanda “i”
- Penal(M_j): penalización asignada a la medida “j”
- V(M_j): volumen de agua asociado a la medida “j”
- Penal(R_k): penalización asignada a la restricción “k”
- Def(R_k): déficit en el cumplimiento de la restricción “k”

En este sentido, es preciso señalar que el valor final del objetivo de la Ecuación 13.1 sería el valor agregado para todos los años y meses del periodo de optimización considerado, que en este caso abarcaba desde 2011 a 2070. Los coeficientes de priorización de las demandas de asignaron teniendo en cuenta la prioridad del uso urbano sobre el agrícola (MMA, 2001) y, dentro de las propias demandas agrícolas, la prioridad de los regadíos tradicionales respecto a la zona regable de la Mancha Oriental (en virtud del Convenio de Alarcón). En cuanto a los coeficientes de penalización de las medidas, se han establecido de forma proporcional al coste de las mismas. Por último, en el caso de las restricciones (caudales ambientales y volumen mínimo de embalse) se han asignado coeficientes de penalización muy grandes para asegurar su cumplimiento en la medida en que sea posible.

13.4. Referencias bibliográficas

ACUAMED (2006a). Informe de viabilidad de la actuación 3.2.n “Refuerzo del sistema de abastecimiento del Área Metropolitana de Valencia y el Camp de Morvedre. Desaladora de Sagunto (Valencia)” (según lo contemplado en la Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional).

ACUAMED (2006b). Informe de viabilidad de la actuación 3.2.c “Ordenación y terminación de la reutilización de aguas residuales de la planta de Pinedo (Valencia)” (según lo contemplado en la Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional).

Chambwera, M., G. Heal, C. Dubeux, S. Hallegatte, L. Leclerc, A. Markandya, B.A. McCarl, R. Mechler, Neumann, J.E. (2014). Economics of adaptation. In: *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, pp. 945-977.

CHJ. (2003). Estudio de utilización conjunta de los recursos hídricos superficiales y subterráneos en las cuencas media y baja de los ríos Júcar y Turia. Documento de síntesis.

CHJ. (2014). Esquema de Temas Importantes (EPTI) del segundo ciclo de planificación hidrológica: 2015-2021

CHJ (2015). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Ciclo de planificación hidrológica 2015-2021.

CHJ (2017). Plan Especial de Sequía de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Borrador para consulta pública (21 de diciembre de 2017).

Consejo de las Comunidades Europeas (1991). Directiva 91/271/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1991, sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas

Del Villar García, A. (2014). El coste energético de la desalinización en el Programa A.G.U.A. *Investigaciones Geográficas*, nº 62, pp. 101 – 112.

Drud, A. (1985). A GRG code for large sparse dynamic nonlinear optimization problems. *Mathematical Programming* 31: 153. <https://doi.org/10.1007/BF02591747>

GAMS Development Corporation. (2013). General Algebraic Modeling System (GAMS). Release 24.2.1. Washington, DC, USA.

García Mollá, M., Sanchis-Ibor, C., Macián-Sorribes, H., Avellà Reus, L., Pulido-Velázquez, M. (2016). Los mercados del agua en la cuenca del Júcar. En: Gómez-Limón, J.A. y Calatrava, J., eds.: *Los mercados del agua en España. Presente y perspectivas*. Almería, Cajamar Caja Rural.

García Mollá, M., Sanchis Ibor, C., Avellà Reus, Llorenç. (2017). La modernización de regadíos en las entidades de riego valencianas. Efectos en el uso y los costes del agua. En Berbel, J. y Gutiérrez-Martín, C., eds.: *Efectos de la modernización de regadíos en España*. Almería, Cajamar Caja Rural.

Gutiérrez-Martín, C., Montilla-López, N. (2018). Modernización de regadíos: un éxito para la naturaleza y la sociedad.

Harou, J., Pulido-Velazquez, M., Rosenberg, D.E., Medellín-Azuara, J., Lund, J.R., Howitt, R.E. (2009). Hydro-economic models: Concepts, design, applications and future prospects. *Journal of Hydrology* 375, 627–643.

Iglesias, R. (2016). La reutilización de efluentes depurados en España: retrospectiva, desarrollo del marco normativo, estudio de las tecnologías de regeneración frente a los biorreactores de membrana y sus costes en función del uso. Tesis Doctoral. Escuela Técnica Superior de Ingenieros Agrónomos. Universidad Politécnica de Madrid.

Jefatura del Estado (2018). Ley 1/2018, de 6 de marzo, por la que se adoptan medidas urgentes para paliar los efectos producidos por la sequía en determinadas cuencas hidrográficas y se modifica el texto refundido de la Ley de Aguas, aprobado por Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio. BOE nº58, de 7 de marzo de 2018.

Lapiente (2012). Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin. *Desalination*, 300, 40-45

Macian-Sorribes, H., Tilmant, A., Pulido-Velazquez, M. (2017). Improving operating policies of large-scale surface-groundwater systems through stochastic programming. *Water Resources Research*, 53(2), 1407-1423, doi: 10.1002/2016WR019573.

MAGRAMA. (2016). Real Decreto 1/2016, de 8 de enero, por el que se aprueba la revisión de los Planes Hidrológicos de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Occidental, Guadalquivir, Ceuta, Melilla, Segura y Júcar, y de la parte española de las demarcaciones hidrográficas del Cantábrico Oriental, Miño-Sil, Duero, Tajo, Guadiana y Ebro. BOE nº 16, 19 de enero de 2016

Máñez, M., Cerdà, A. (2014). Prioritisation Method for Adaptation Measures to Climate Change in the Water Sector. *CSC Report 18*, Climate Service Center (Alemania)

March, H., Saurí, D., Rico, A. M. (2014). The end of scarcity?: Water desalination as the new cornucopia for Mediterranean Spain. *Journal of Hydrology*, 519, 2642-2652.

Marco Segura, J.B. (2017). La reutilización de aguas residuales de la EDAR de Pinedo en la Foia de Bunyol. Borrador.

Martínez-Alvarez, V., González-Ortega, M.J., Martín-Gorrioz, B., Soto-García, M., Maestre-Valero, J.F. (2017). The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River Basin (south-eastern Spain). *Desalination*, 422, 153-164

Melgarejo, J. (2009). Efectos ambientales y económicos de la reutilización del agua en España. *CLM Economía* 15:245–270

Melgarejo-Moreno, J., López-Ortiz, I. (2016). Depuración y reutilización de aguas en España. *Agua y Territorio*, nº 8, pp. 22-35

Ministerio de la Presidencia (2007). Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas. BOE nº294, de 8 de diciembre de 2007

MMA. (2001). Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas. BOE nº. 176, 24 de julio 2001

Morote Seguido, A.F., Rico Amorós, A.M., Moltó Mantero, E. (2017). La producción de agua desalinizada en las regiones de Murcia y Valencia. Balance de un recurso alternativo con luces y sombras. *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, vol. 63/2

Prats Rico, D., Melgarejo Moreno, J. (2006). Desalación y reutilización de agua. Situación en la provincia de Alicante. ISBN: 84-933835-2-X

Rico Amorós, A., Arahetes Hidalgo, A., Morote Seguido, A.F. (2015). Depuración y reutilización de aguas residuales regeneradas en las regiones de Murcia y Valencia. *Paisaje, cultura territorial y vivencia de la Geografía. Libro homenaje al profesor Alfredo Morales Gil*. Alicante. Instituto Interuniversitario de Geografía.

Sanchis-Ibor, C., Pulido-Velazquez, M., Macián-Sorribes, H., Marcos-García, P., García-Mollá, M., Ruiz-Rodríguez, M. (2018). Uso intensivo del agua en la agricultura de las cuencas mediterráneas. CAJAMAR. (Pendiente de publicación)

UV. (2016). Potencialidad de la reutilización de agua de la EDAR de Pinedo para uso agrícola. Convenio entre la Generalitat a través de la Conselleria de Agricultura, Medio

Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural y la Universidad de Valencia para la ejecución de proyectos de investigación aplicada a recursos hídricos en la Comunitat Valenciana.

Capítulo 14

Selección de medidas de adaptación. Modelo hidroeconómico.

14.1. Introducción.

En el presente capítulo se exponen los resultados obtenidos tras aplicar la metodología expuesta en el Capítulo 9.

14.2. Escenario sin medidas

La Figura 14.1 muestra el déficit medio anual del sistema en el escenario base (sin implementar medidas de adaptación). Como se puede observar, incluso en el escenario RCP 4.5 a corto plazo el déficit medio anual superaría los $170 \text{ hm}^3/\text{año}$. En el caso del RCP 8.5 a corto plazo, de acuerdo con la mediana de los modelos el déficit superaría los $185 \text{ hm}^3/\text{año}$. A medio plazo, en el escenario RCP 4.5 la mediana de los déficits sería inferior ($105 \text{ hm}^3/\text{año}$) que la estimada a corto plazo. Sin embargo, en el escenario RCP 8.5 a medio plazo, la mediana de los déficits llega a alcanzar los $250 \text{ hm}^3/\text{año}$.

En los siguientes epígrafes se presentan las distintas medidas implementadas, sus costes y su efecto en el sistema.

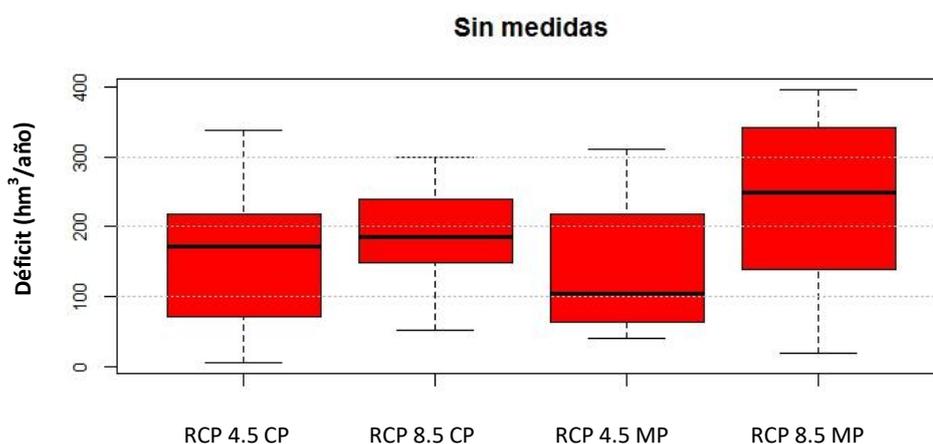


Figura 14.1. Déficit medio anual en el escenario base (sin medidas)

14.3. Activación de medidas de adaptación.

A continuación se resumen los principales resultados obtenidos a partir del modelo hidroeconómico para cada una de las medidas consideradas.

14.3.1. Modernización de regadíos.

Las Figuras 14.2 a 14.5 muestran la activación de la modernización en las distintas UDAs consideradas (ARJ, Canal Júcar-Turía, Escalona, Cullera y Fluyentes), para cada uno de los cuatro escenarios considerados y las 11 combinaciones de modelos climáticos.

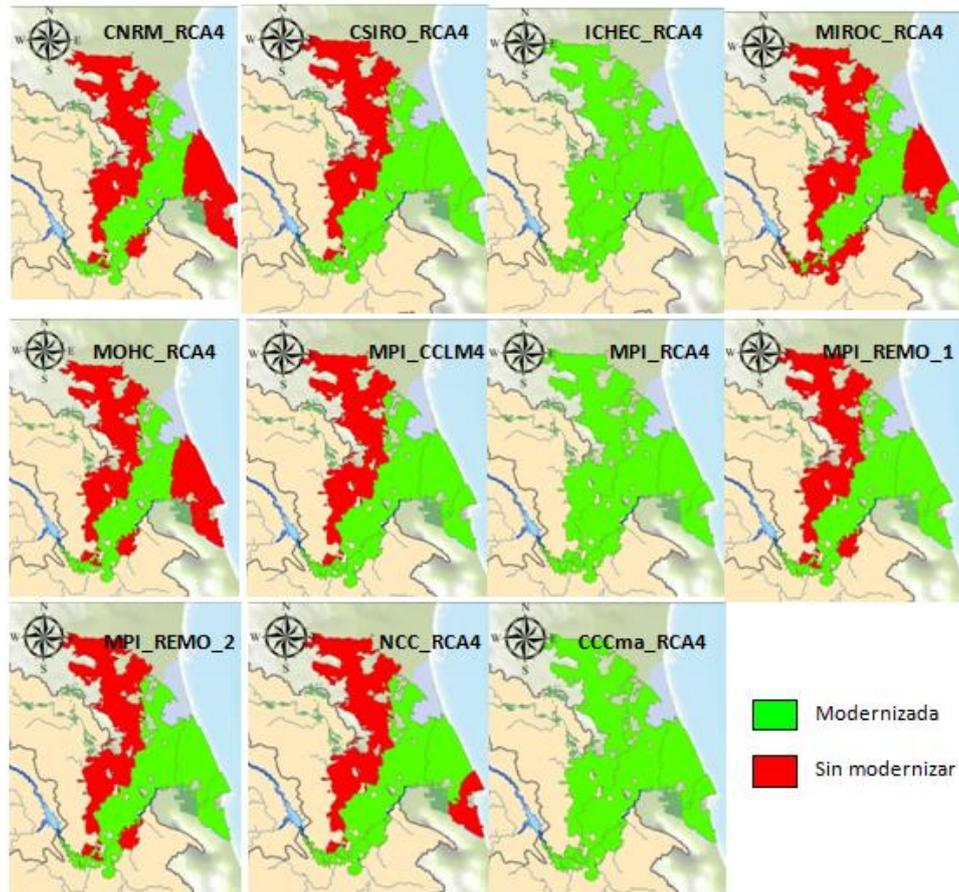


Figura 14.2. Activación de la modernización (escenario RCP 4.5 corto plazo)

Como se puede observar en la Figura 14.2, en el escenario RCP 4.5 a corto plazo sólo es necesario activar la modernización de todas las UDAs consideradas (Acequia Real del Júcar (ARJ), Canal Júcar-Turía, Escalona, Cullera y Fluyentes) en 3 de las 11 combinaciones de modelos consideradas. En el resto de los casos, generalmente no se activa la modernización del Canal Júcar-Turía (puesto que esta UDA puede abastecerse también de aguas subterráneas) y se activa siempre la de la ARJ, puesto que es la que mayor ahorro de agua supone. Además de la modernización de la ARJ, CNRM_RCA4 y MOHC_RCA4 activan la correspondiente a Esca-

lona, mientras que MIROC_RCA4 activa Cullera. Los modelos que activan la modernización de 3 zonas regables para este escenario son MPI_REMO_1 y MPI_REMO_2 (ARJ, Escalona y Cullera) y NCC_RCA4 (ARJ, Escalona y Fluventes). Por último, CSIRO_RCA4 y MPI_CCLM4 la activan para todas excepto el Canal Júcar-Turia.

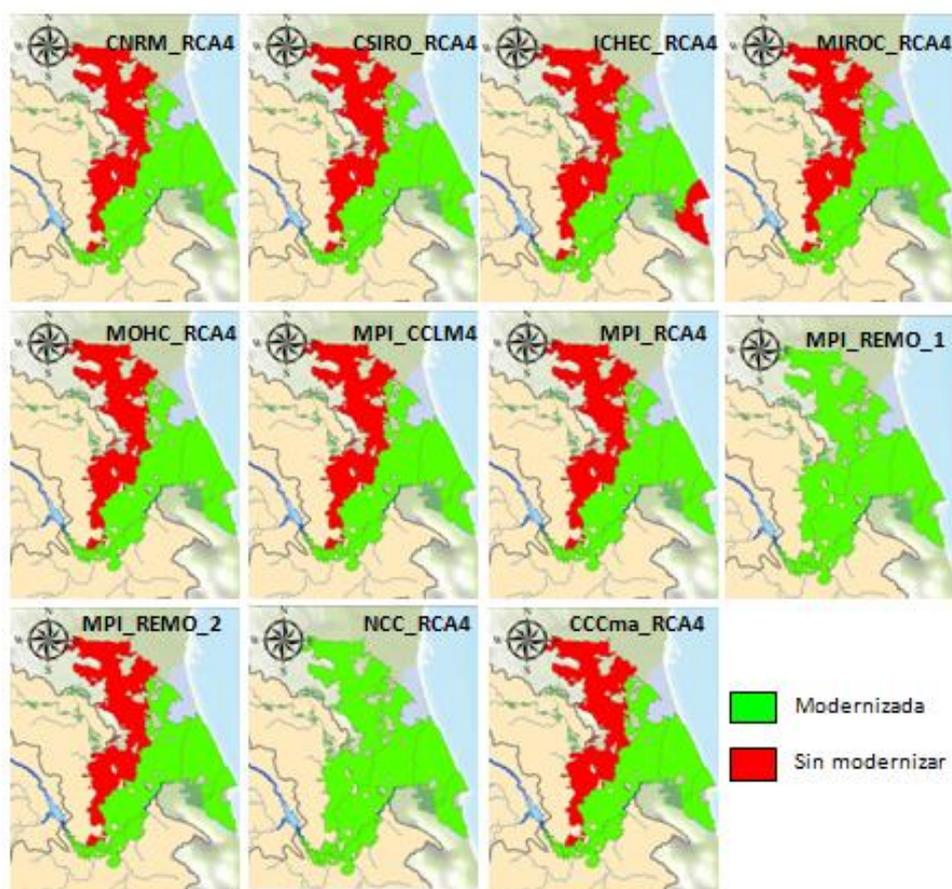


Figura 14.3. Activación de la modernización (escenario RCP 8.5 corto plazo)

Respecto al escenario RCP 8.5 a corto plazo, en la Figura 14.3 se puede observar que todos los modelos activan la modernización en tres o más UDAs. Concretamente, 2 modelos lo hacen en todas (MPI_REMO_1 y NCC_RCA4), 8 modelos

activan todas excepto el Canal Júcar-Turía y sólo el modelo ICHEC_RCA4 evita activar Cullera además del Canal Júcar-Turía.

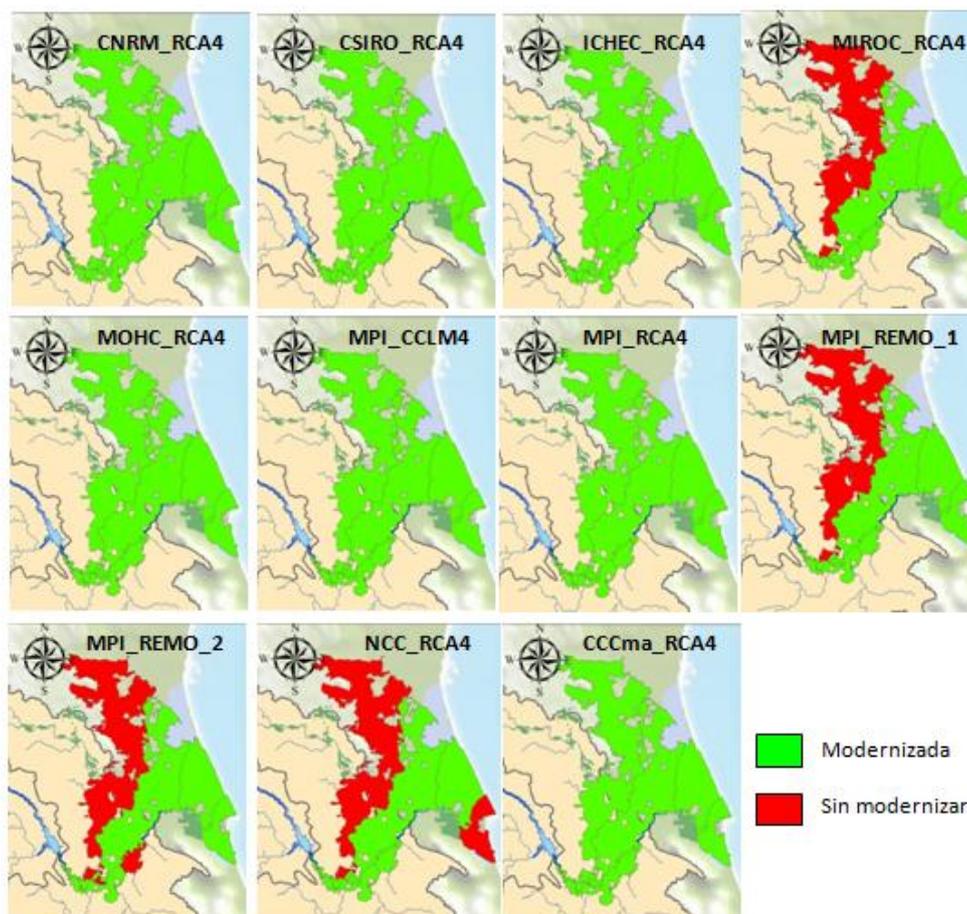


Figura 14.4. Activación de la modernización (escenario RCP 4.5 medio plazo)

En el escenario RCP 4.5 a medio plazo (Figura 14.4), 7 de los modelos activan la modernización en todas las UDAs, mientras que 2 lo hacen para todas excepto el Canal Júcar-Turía. Los dos restantes las activan para todas excepto el Canal Júcar-Turía (en ambos casos) y las UDAs de Cullera y Fluyentes, respectivamente.

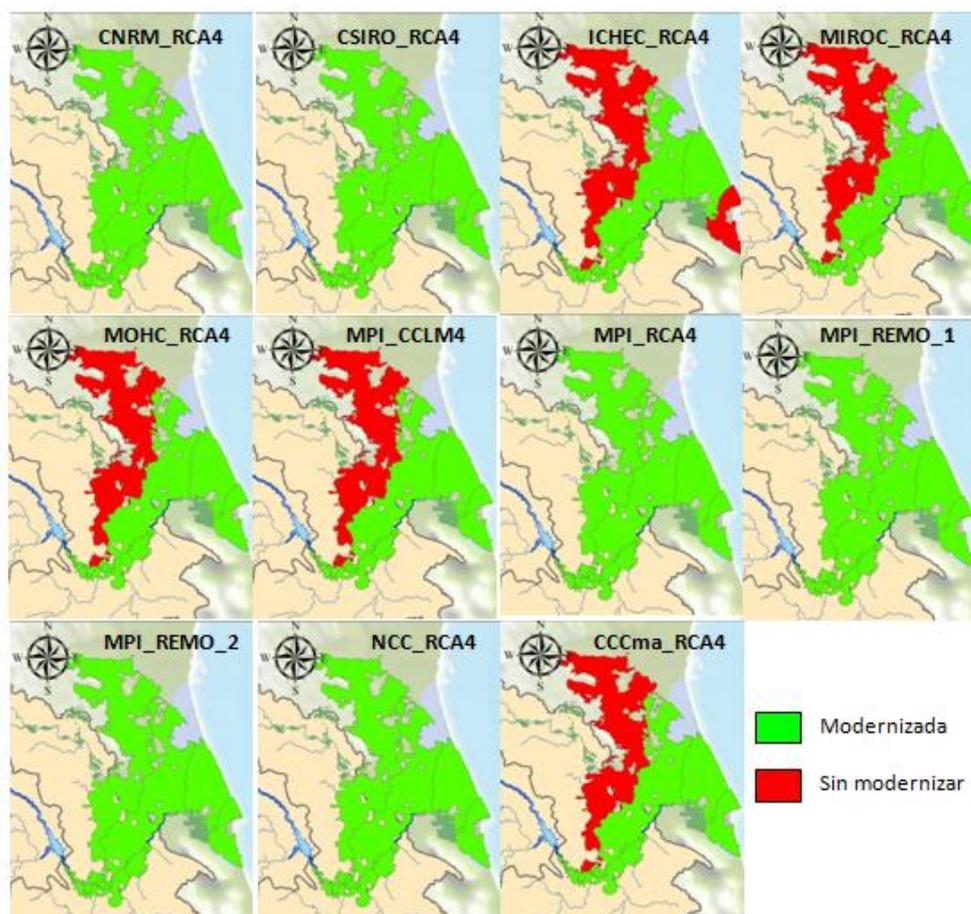


Figura 14.5. Activación de la modernización (escenario RCP 8.5 medio plazo)

Para el escenario RCP 8.5 a medio plazo (Figura 14.5), 6 de los modelos activan la modernización en todas las UDAs, 4 lo hacen en todas excepto en el Canal Júcar-Turía y sólo el modelo ICHEC_RCA4 evitar activar Cullera además del Canal Júcar-Turía.

La Figura 14.6 muestra el volumen medio anual ahorrada tras la activación de la modernización para cada uno de los escenarios. La mayor dispersión ocurre en el escenario RCP 4.5 a corto plazo (situándose la mediana en $88.59 \text{ hm}^3/\text{año}$), mien-

tras que para el resto de escenarios hay muy poca variabilidad. En el escenario RCP 8.5 a corto plazo la mediana es ligeramente superior ($91.61 \text{ hm}^3/\text{año}$), mientras que a medio plazo es de $106.87 \text{ hm}^3/\text{año}$ para ambos escenarios.

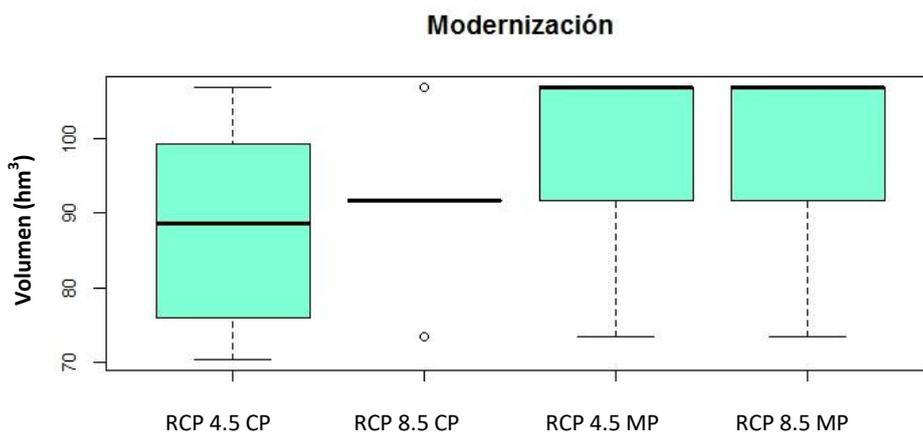


Figura 14.6. Volumen medio anual de agua ahorrada para cada escenario

14.3.2. Desalación.

La Figura 14.7 muestra el volumen medio anual de agua desalada para cada uno de los cuatro escenarios considerados. En el escenario RCP 4.5 a corto plazo (CP), la mediana de los modelos se sitúa en $3.09 \text{ hm}^3/\text{año}$ (muy por debajo de la capacidad de la planta, que son $8.36 \text{ hm}^3/\text{año}$). No obstante, se observa bastante variabilidad en función del modelo, correspondiendo el mínimo a CNRM_RCA4 (no se activa la desalación) y el máximo a MPI_CCLM4 ($5.62 \text{ hm}^3/\text{año}$). La planta funcionaría en promedio unos 4 meses cada año, correspondiendo el máximo a MPI_CCLM4 (unos 8 meses anuales). A medio plazo (RCP 4.5 MP), aunque la mediana es muy similar ($3 \text{ hm}^3/\text{año}$), cinco de los once modelos considerarían más de 4.5 hm^3 . El mínimo correspondería nuevamente a CNRM_RCA4 ($1.42 \text{ hm}^3/\text{año}$) y el máximo a NCC_RCA4 ($5.69 \text{ hm}^3/\text{año}$). De media, la planta funcionaría unos 5 meses al año (aunque para cuatro de los modelos lo haría en torno a 7 meses anuales y en el caso de NCC_RCA4 más de 8 meses).

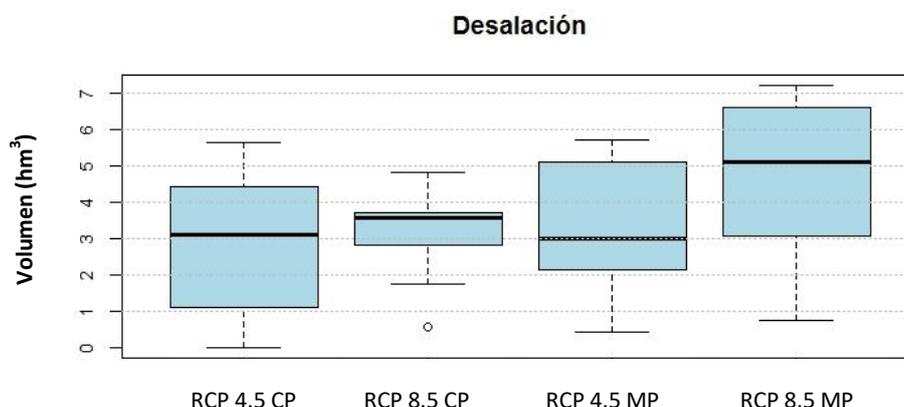


Figura 14.7. Volumen medio anual de agua desalada para cada escenario

En cuanto al escenario RCP 8.5 a corto plazo (RCP 8.5 CP), el gráfico muestra una dispersión inferior a la del resto de los escenarios. La mediana de los modelos es de 3.55 hm³/año (ligeramente superior a la del RCP 4.5 CP), correspondiendo el mínimo a CNRM_RCA4 (0.56 hm³/año) y el máximo a MPI_REMO_1 (4.83 hm³/año). Como promedio, la planta funcionaría unos 4.5 meses al año, aunque en el caso de MPI_REMO_1 lo haría durante unos 7 meses. Por último, en relación al escenario RCP 8.5 a medio plazo (RCP 8.5 MP), la mediana de los modelos sería ostensiblemente superior (5.11 hm³/año), situándose el máximo (7.20 hm³/año, correspondiente al modelo CCCma_RCA4) relativamente próximo a la capacidad de la planta (8.36 hm³/año). El promedio de meses de funcionamiento anual sería superior a 6.5 meses, llegando a superarse los 10 meses en el caso de CCCma_RCA4 y MOHC_RCA4.

14.3.3. Reutilización.

La Figura 14.8 muestra el volumen medio anual de agua reutilizada para cada uno de los cuatro escenarios considerados. En el escenario RCP 4.5 a corto plazo, la mediana de los modelos se sitúa en 45.08 hm³/año (frente a los 71.20 hm³/año reutilizables para uso agrícola). No obstante, se observa bastante variabilidad en función del modelo, correspondiendo el mínimo a CNRM_RCA4 (18.44 hm³/año) y el máximo a MOHC_RCA4 (60.53 hm³/año). La planta funcionaría en promedio unos

6.5 meses cada año (poco más de 2 meses en el caso de CNRM_RCA4 y superando los 10 meses en el caso de MOHC_RCA4).

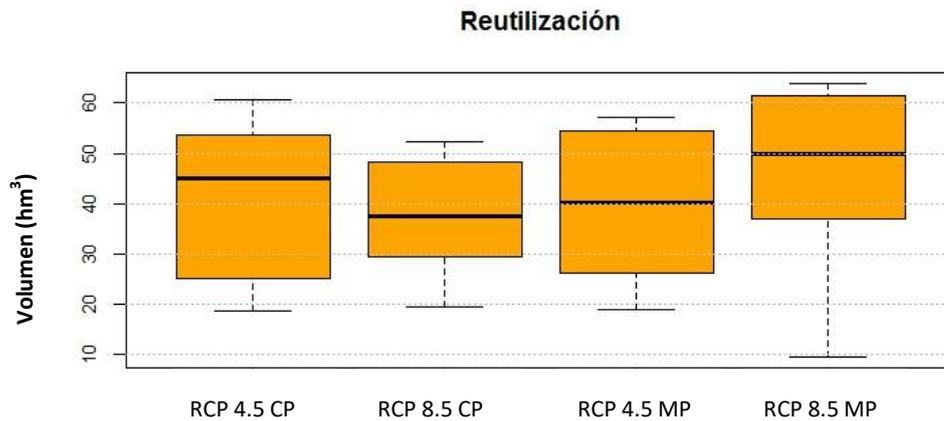


Figura 14.8. Volumen medio anual de agua reutilizada para cada escenario

A medio plazo (RCP 4.5 MP), aunque la mediana es inferior ($40.17 \text{ hm}^3/\text{año}$), cinco de los once modelos considerados desalarían más de 50 hm^3 al año. El mínimo correspondería a MPI_CCLM4 ($18.87 \text{ hm}^3/\text{año}$) y el máximo a MPI_REMO_1 ($57.19 \text{ hm}^3/\text{año}$). De media, la planta funcionaría unos 6.5 meses al año (similar al escenario a corto plazo), aunque para tres de los modelos superarían los 9 meses de funcionamiento: MPI_REMO_1, MPI_REMO_2 y NCC_RCA4).

En cuanto al escenario RCP 8.5 a corto plazo (RCP 8.5 CP), el gráfico muestra una dispersión inferior a la del resto de los escenarios. La mediana de los modelos es de $37.45 \text{ hm}^3/\text{año}$ (inferior a la del RCP 4.5 CP), correspondiendo el mínimo a CSIRO_RCA4 ($19.43 \text{ hm}^3/\text{año}$) y el máximo a MPI_RCA4 ($52.36 \text{ hm}^3/\text{año}$). Como promedio, la planta funcionaría más de 6 meses al año, aunque para algunos modelos no llegaría a 4 meses anuales (CNRM_RCA4, CSIRO_RCA4) y para otros estaría en torno a 8 meses o incluso más (como es el caso de MPI_REMO_1). Por último, en relación al escenario RCP 8.5 a medio plazo (RCP 8.5 MP), la mediana de los modelos sería de unos $50 \text{ hm}^3/\text{año}$, aunque cinco de los 11 modelos estarían alrededor de $60 \text{ hm}^3/\text{año}$ o más (siendo el máximo de $63.83 \text{ hm}^3/\text{año}$, correspondiente a CCCma_RCA4). El promedio de meses de funcionamiento anual estaría

en torno a 8 meses, aunque cuatro modelos superarían los 10 meses (MOHC_RCA4, MPI_RCA4, MPI_REMO_2 y CCCma_RCA4).

14.3.4. Rebombes.

La Figura 14.9 muestra el volumen medio anual de agua rebombada para cada uno de los cuatro escenarios considerados. En el escenario RCP 4.5 a corto plazo, la mediana de los modelos se sitúa en 11.09 hm³/año (frente a los 21 hm³/año que sería posible bombear en el escenario de emergencia del Plan Especial de Sequía (CHJ, 2017). La dispersión de los modelos es pequeña en relación con el resto de escenarios, correspondiendo el mínimo a ICHEC_RCA4 (5.17 hm³/año) y el máximo a MPI_CCLM4 (12.61 hm³/año). Los rebombes actuarían de media unos 8.5 meses cada año (poco más de 4 meses en el caso de ICHEC_RCA4 y superando los 10 meses en el caso de cuatro de los modelos). A medio plazo (RCP 4.5 MP), la mediana es ligeramente inferior (10.27 hm³/año) y aumenta la dispersión de los modelos. El mínimo correspondería a CSIRO_RCA4 (3.61 hm³/año) y el máximo a MPI_REMO_1 (11.98 hm³/año). De media, los rebombes funcionarían unos 8 meses al año (algo menos que en el escenario a corto plazo).

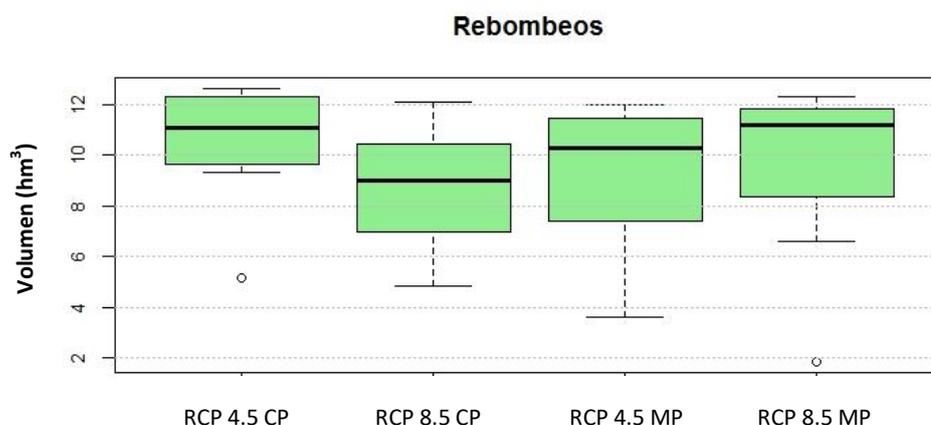


Figura 14.9. Volumen medio anual de agua rebombada para cada escenario

En cuanto al escenario RCP 8.5 a corto plazo (RCP 8.5 CP), la mediana de los modelos es de 9 hm³/año (inferior a la del RCP 4.5 CP), correspondiendo el mínimo a CSIRO_RCA4 (4.87 hm³/año) y el máximo a NCC_RCA4 (12.09 hm³/año).

Como promedio, los rebombes actuarían unos 7 meses al año. Por último, en relación al escenario RCP 8.5 a medio plazo (RCP 8.5 MP), la mediana de los modelos sería de 11.21 hm³/año (siendo el máximo de 12.31 hm³/año, correspondiente a MPI_REMO_1). El promedio de meses de funcionamiento anual estaría en torno a 8 meses.

14.4. Déficit en los escenarios con y sin medidas.

La Figura 14.10 representa el déficit anual del sistema para los escenarios sin medidas y con medidas. Como se puede observar, según la mediana de los modelos considerados, a corto plazo la implementación de medidas consigue reducir el déficit medio anual del sistema en 62 hm³ para el escenario RCP 4.5 (de 171 hm³ a 109 hm³) y en unos 58 hm³ para el escenario RCP 8.5 (de 185 hm³ a 127 hm³). En el escenario 4.5 a medio plazo, aunque la disminución del déficit medio anual (atendiendo a la mediana) es pequeña respecto al escenario sin medidas (unos 22 hm³), el déficit máximo se reduce en 78 hm³. Por último, el escenario RCP 8.5 a medio plazo presenta mayor dispersión que los anteriores. La reducción del déficit medio anual (según la mediana) en el escenario con medidas respecto al escenario sin medidas sería de 53 hm³ anuales.

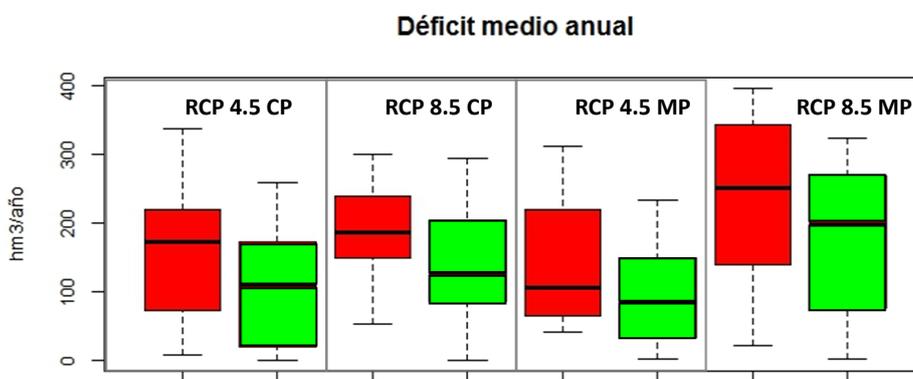


Figura 14.10. Déficit medio anual en los escenarios sin medidas (rojo) y con medidas (verde)

14.5. Cálculo del coste del programa de medidas.

De acuerdo con la Instrucción de Planificación Hidrológica (MARM, 2008), en los Planes Hidrológicos el coste de las medidas se expresará como un Coste Anual Equivalente (CAE), que incluirá al menos los costes de inversión y los de explotación y mantenimiento (CAO), excluidos los impuestos. En caso de ser posible su cuantificación en términos monetarios, el CAE también considerará los costes económicos, sociales y ambientales, así como los costes indirectos. La anualización de la inversión de las distintas actuaciones y su suma requiere trabajar con precios constantes. Por tanto, es preciso aplicar los factores de conversión que se deducen del IPC general publicado por el Instituto Nacional de Estadística (INE). En este caso, se ha actualizado el CAE de las actuaciones considerando 2017 como año de referencia (Tablas 14.1 y 14.2).

Tabla 14.1. Coste de las actuaciones consideradas (millones de €) a precio constante del año base

Fuente: Adaptado de CHJ (2015) y ACUAMED (2006a)

ACTUACIÓN	Código (CHJ, 2015)	Inversión
Desaladora de Sagunto	---	27.37
Reutilización EDAR Pinedo	08M1208	17.43
	08M0954	2.02
Sustitución de bombeos	08M0458	44.13
	08M0410	10.05
Modernización de regadíos	08M0411	6.77
	08M0376	4.97
	08M0375	13.33
	08M0372	10.76
	08M0413	22.11
	08M0414	74.64
	08M0374	11.02
	08M0416	30.33
	08M0409	3.41
	08M0417	60.85

Tabla 14.2. Coste de las actuaciones de modernización consideradas (millones de €) en cada UDA

UDA	ARJ	Canal Júcar-Turía	Escalona	Cullera	Fluyentes
Inversión	152.09	64.25	4.97	11.02	15.89

En cuanto a los costes por m³ del agua desalada, reutilizada y rebombada se han considerado 0.65 €/m³, 0.33 €/m³ y 0.06 €/m³, respectivamente, a partir de los datos expuestos en el Capítulo 9. Con estas premisas se calcula el coste de los programas de medidas seleccionados para cada combinación de modelos y escenarios (Figura 14.11). Como se puede observar, a corto plazo la mediana de los programas considerados se sitúa en torno a 780 millones de € para el escenario RCP 4.5, siendo ligeramente inferior para el RCP 8.5 (740 millones de €). A medio plazo, los costes aumentarían, siendo la mediana de unos 800 millones de € para el escenario RCP 4.5 y de unos 950 millones de € para el RCP 8.5. Asimismo, en este último escenario la dispersión de los resultados es mayor (siendo el mínimo de 450 millones de € y el máximo de unos 1100 millones de €).

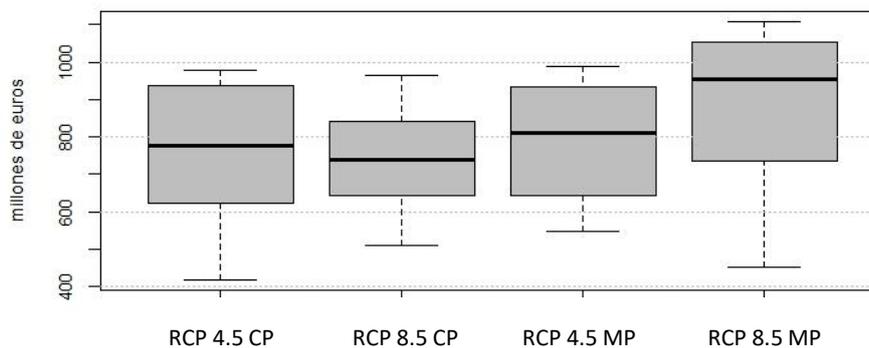


Figura 14.11. Coste de los programas de medidas (millones de €) para cada uno de los escenarios considerados

A continuación, las Figuras 14.12 a 14.15 muestran el volumen medio adicional disponible, bien por aumento de la oferta (desalación, reutilización y rebombeo) o por reducción de la demanda (modernización):

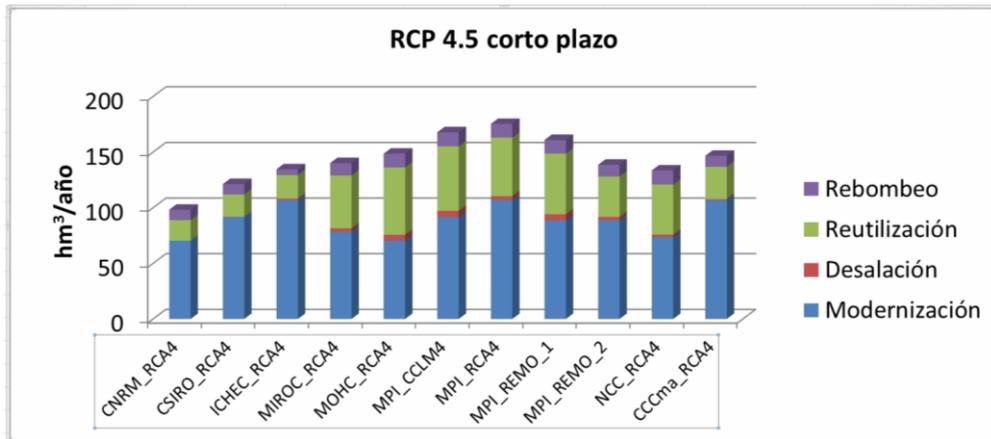


Figura 14.12. Volumen medio anual adicional debido a las medidas. RCP 4.5 a corto plazo

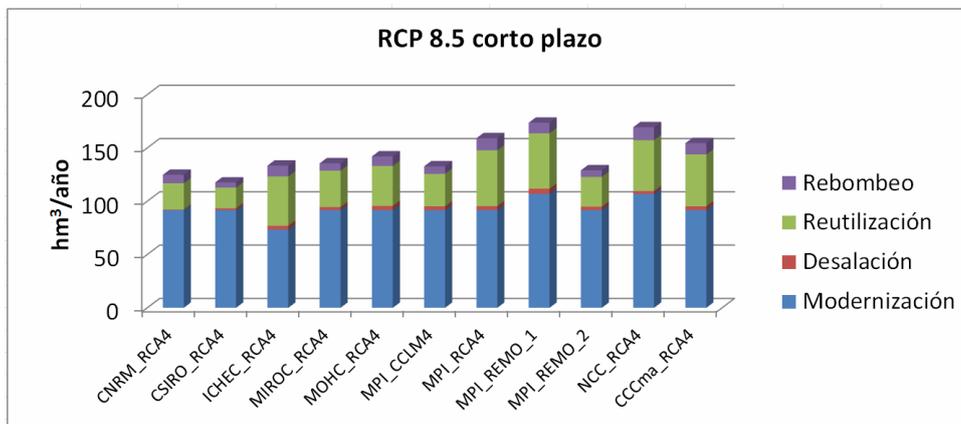


Figura 14.13. Volumen medio anual adicional debido a las medidas. RCP 8.5 a corto plazo

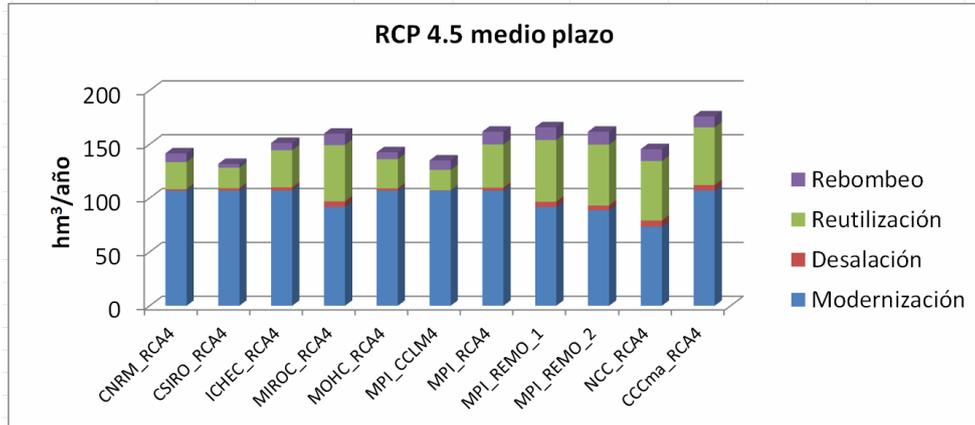


Figura 14.14. Volumen medio anual adicional debido a las medidas. RCP 4.5 a medio plazo

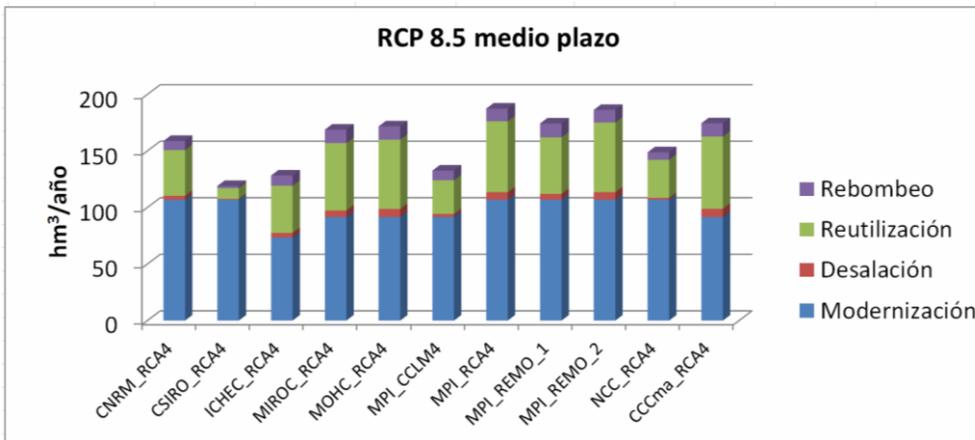


Figura 14.15. Volumen medio anual adicional debido a las medidas. RCP 8.5 a medio plazo

14.6. Relación entre condiciones climáticas y coste del programa de medidas.

A continuación, las Figuras 14.16 a 14.19 muestran los cambios en la precipitación y temperatura anual media para cada combinación de modelos y escenarios, respec-

to a la serie temporal 1980-2016 (obtenida a partir de los datos de la malla ECA&D, epígrafe 5.4.1 del Capítulo 5).

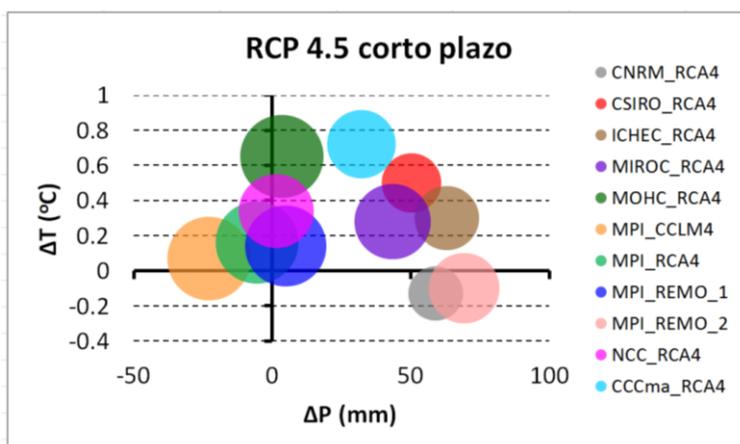


Figura 14.16. Relación entre precipitación, temperatura y coste. RCP 4.5 corto plazo

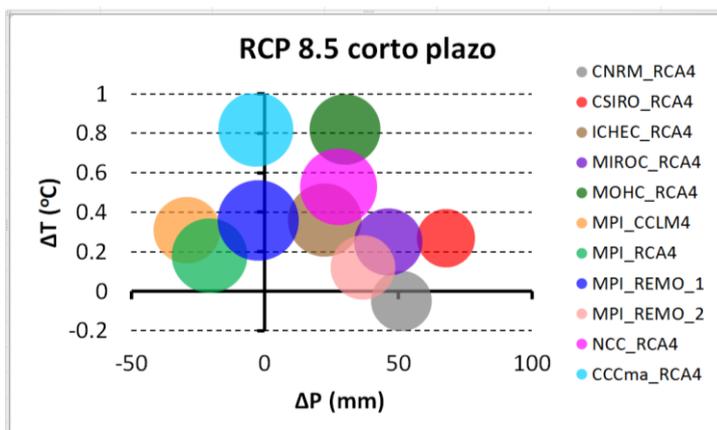


Figura 14.17. Relación entre precipitación, temperatura y coste. RCP 8.5 corto plazo

En el escenario RCP 4.5 a corto plazo (Figura 14.16), el programa de medidas de mayor coste corresponde al modelo MPI_CCLM4 (disminución de la precipitación media anual de un 4.5% e incremento de temperatura inferior a 0.1°C). Sin embargo, el programa de medidas correspondiente al modelo MOHC_RCA4 tiene un coste ligeramente inferior al anterior y, en este caso, la precipitación apenas cambia

respecto al periodo histórico considerado (incremento inferior al 1%) pero la temperatura se incrementa en 0.65°C. En el caso del escenario RCP 8.5 a corto plazo (Figura 14.17), el programa de medidas de mayor coste corresponde al modelo MPI_REMO_1 (disminución de la precipitación de un 2.5% e incremento de temperatura de 0.36°C). El siguiente programa en cuanto a coste sería el NCC_RCA4 (donde la precipitación aumenta en un 5% y la temperatura en 0.53°C respecto a la serie histórica). Por último, el CCCma_RCA4 tendría el mayor coste, siendo además el que registra un mayor incremento de temperatura (0.83°C).

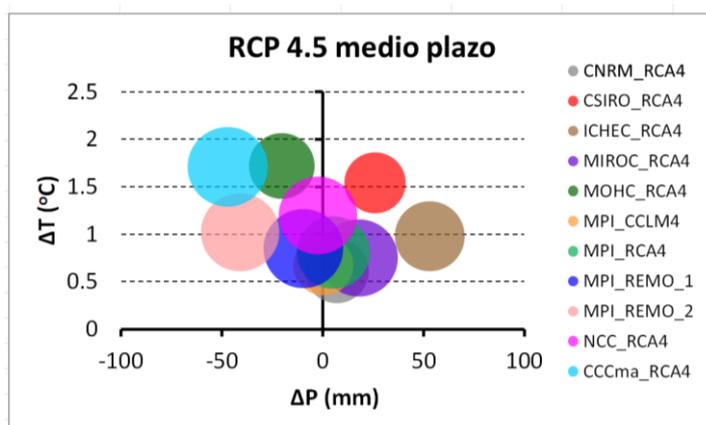


Figura 14.18. Relación entre precipitación, temperatura y coste. RCP 4.5 medio plazo

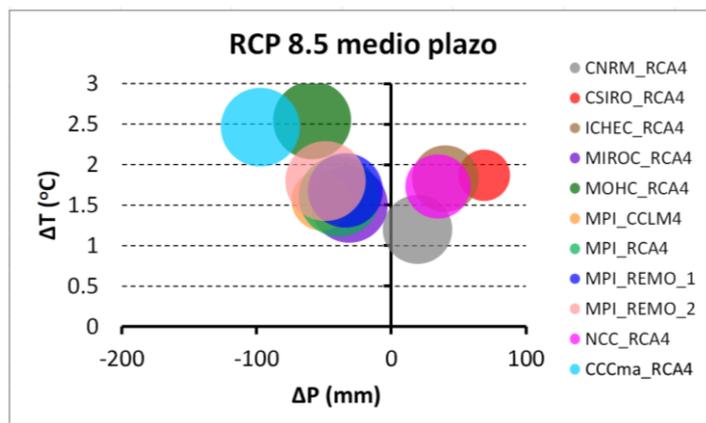


Figura 14.19. Relación entre precipitación, temperatura y coste. RCP 8.5 medio plazo

A medio plazo, para el escenario RCP 4.5 (Figura 14.18) el mayor coste corresponde al modelo CCCma_RCA4 (disminución de la precipitación superior al 9% y aumento de la temperatura de 1.71°C). En orden descendente, los siguientes programas de mayor coste corresponderían a MPI_REMO_1, NCC_RCA4 y MPI_REMO_2. Por último, en el caso del escenario RCP 8.5 a medio plazo (Figura 14.19) el programa de mayor coste es MPI_RCA4 (disminución de la precipitación de un 7.5% y aumento de la temperatura de 1.6°C), seguido por MPI_REMO_2, MOHC_RCA4 y CCCma_RCA4.

Considerando todos los modelos y escenarios, el coeficiente de correlación entre el cambio en la precipitación y el coste del programa de medidas es de -0.70, mientras que para la temperatura y el coste es de 0.35.

14.7. Relación entre coste y eficacia del programa de medidas.

La Tabla 14.3 muestra la aportación media anual en la cuenca del Júcar, según los diferentes modelos y escenarios.

Tabla 14.3 Aportación media anual (hm³) en la cuenca del Júcar por modelo y escenario

MODELO	RCP 4.5 CP	RCP 4.5 MP	RCP 8.5 CP	RCP 8.5 MP
CNRM_RCA4	1305.96	1096.28	1340.23	1177.88
CSIRO_RCA4	1358.28	1386.70	1606.93	1553.46
ICHEC_RCA4	1376.64	1330.79	1183.16	1270.47
MIROC_RCA4	1230.34	1085.96	1248.48	921.58
MOHC_RCA4	1102.87	1006.28	1269.36	926.92
MPI_CCLM4	1127.27	1297.45	1155.75	1157.36
MPI_RCA4	1030.42	1107.23	1011.19	882.69
MPI_REMO_1	1069.70	983.78	1080.06	958.78
MPI_REMO_2	1215.49	926.01	1267.82	968.55
NCC_RCA4	1113.17	1065.17	1206.24	1441.17
CCCma_RCA4	1426.15	1007.12	1217.47	860.92

Como se puede observar en la Tabla 14.3, la mayor aportación para el escenario 4.5 a corto plazo corresponde al modelo CCCma_RCA4 (más de 1400 hm³/año, cuarto cuartil respecto al resto de modelos). Sin embargo, en la Figura 14.20 se puede apreciar que, para este modelo, se implementan medidas aunque no reduzcan

el déficit respecto al mismo escenario sin medidas. La razón de este comportamiento hay que buscarla en el RCP 4.5 a medio plazo, donde la aportación media anual según el modelo CCCma_RCA4 desciende hasta poco más de 1000 hm³/año (límite entre el primer y segundo cuartil respecto al resto de modelos). En este sentido, y puesto que la optimización se ha efectuado respecto al periodo completo (2011-2070), al activar las medidas en el corto plazo busca reducir los déficits en el medio plazo (Figura 14.21). Algo similar ocurre con el modelo MPI_RCA4 en el escenario RCP 8.5 (Figuras 14.22 y 14.23).

En cuanto a los programas de medidas que a priori presentan el mejor ratio en cuanto a déficit evitado, en el RCP 4.5 a corto plazo cabe señalar el correspondiente a CSIRO_RCA4 (modelo que presenta una aportación media anual similar para el escenario RCP 4.5 a corto y medio plazo y bastante alta respecto al resto de los modelos (cuarto cuartil en ambos casos)). No obstante, a medio plazo el déficit evitado con este programa de medidas es relativamente pequeño (unos 30 hm³/año). El programa de medidas que mejor ratio presenta a corto y medio plazo para el escenario RCP 4.5 es el correspondiente a MIROC_RCA4, modelo que ya plantea mayores retos para el sistema (aportación intermedia a corto (tercer cuartil respecto al resto de los modelos) y medio plazo (límite entre el segundo y tercer cuartil)). En el caso del escenario RCP 8.5, el mejor ratio correspondería al programa de medidas correspondiente a CSIRO_RCA4 (puesto que, aunque el déficit evitado a medio plazo es pequeño, su coste es relativamente bajo porque las aportaciones medias anuales son muy altas en relación al resto de modelos). No obstante, se debe señalar que las aportaciones medias anuales de la Tabla 14.3 constituyen únicamente una referencia, puesto que lo que realmente importa a efectos de la gestión del sistema es la aparición de periodos de sequía prolongados (que pueden no reflejarse en la aportación media anual si se compensan con periodos en los que predominan condiciones húmedas).

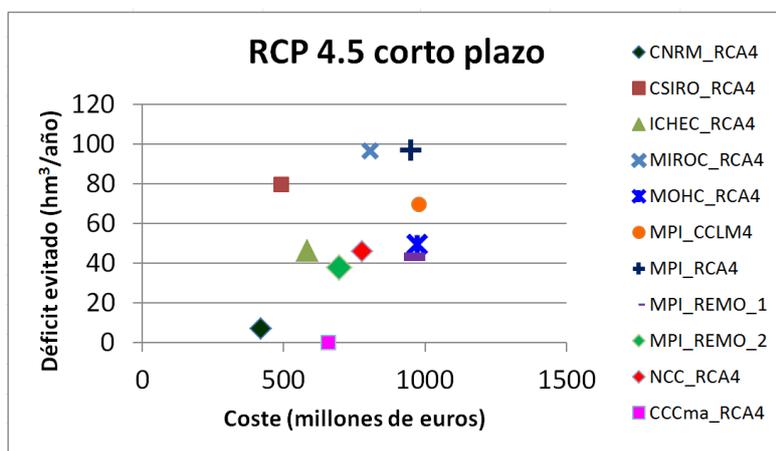


Figura 14.20. RCP 4.5 corto plazo. Déficit evitado respecto al escenario sin medidas y coste

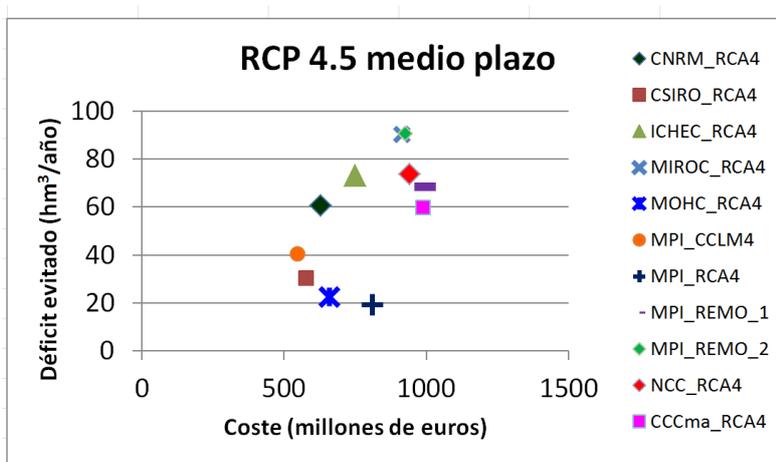


Figura 14.21. RCP 8.5 corto plazo. Déficit evitado respecto al escenario sin medidas y coste

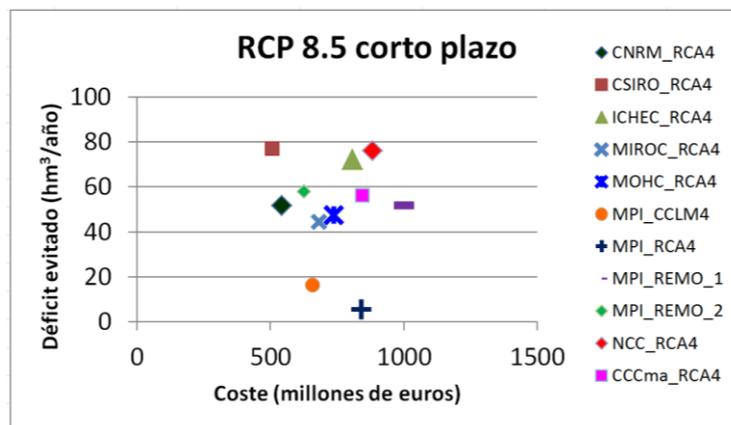


Figura 14.22. RCP 4.5 medio plazo. Déficit evitado respecto al escenario sin medidas y coste

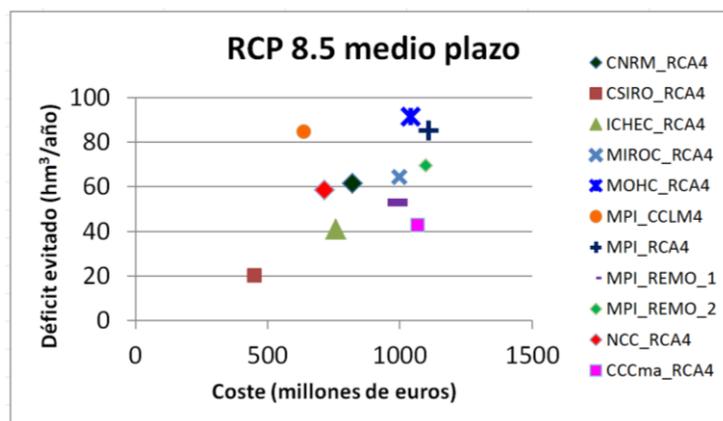


Figura 14.23. RCP 8.5 medio plazo. Déficit evitado respecto al escenario sin medidas y coste

14.8. Discusión.

El uso de modelos hidroeconómicos ha demostrado ser una opción de indudable utilidad para explorar opciones de adaptación al cambio climático a distintas escalas. Por ejemplo, Esteve et al., (2015) combinaron un modelo económico de optimización a escala de explotación agrícola con el modelo hidrológico WEAP para estudiar los impactos del cambio climático e identificar posibles medidas de adaptación en la cuenca media del Guadiana. A escala de cuenca, Girard et al. (2015)

utilizaron un modelo de optimización capaz de seleccionar un programa de medidas que minimice el coste a la vez que maximiza el suministro a las demandas. Asimismo, Herman et al. (2018) utilizaron un modelo hidroeconómico de optimización para determinar el suministro anual a cada demanda sin conocimiento de su disponibilidad futura, y para evaluar proyecciones de aportaciones futuras que representasen un amplio rango de condiciones climáticas.

Los resultados obtenidos mediante el modelo hidroeconómico empleado en este capítulo muestran que, para la mayor parte de los escenarios climáticos considerados, las medidas seleccionadas permiten reducir sustancialmente el déficit medio anual del sistema. No obstante, es preciso recordar que la optimización determinista asume un conocimiento perfecto del futuro, por lo que “elige” implementar medidas aparentemente innecesarias a corto plazo porque “sabe” que van a ser necesarias a medio plazo. Sin embargo, en la realidad puede ser muy conflictivo adoptar una decisión de este tipo (sobre todo en el caso de que represente fuerte inversión) y que luego resulte innecesaria. Como ejemplo en la cuenca del Júcar se puede citar la desaladora de Sagunto, que se construyó en los años de bonanza económica con vistas a una demanda futura que no se ha materializado y que, a día de hoy, no ha entrado en funcionamiento.

Otra cuestión importante es la demanda, que a efectos de este capítulo se ha considerado constante para todo el periodo. Sin embargo, y de acuerdo con los resultados expuestos en el Capítulo 12, esta hipótesis puede estar muy lejos de la realidad, debido a los posibles cambios socioeconómicos futuros. Por tanto, sería necesario integrar en el modelo hidroeconómico diversos escenarios de demanda, en consonancia con la posible evolución de los patrones de cultivo previstos por los agricultores de la cuenca. Asimismo, se debería considerar la posible evolución de la población, aunque la demanda urbana tiene un peso muy pequeño respecto a la agricultura en la cuenca (que supone más del 80% de la demanda total).

Asimismo, el modelo implementado considera unas reglas de asignación basadas en las prioridades existentes entre usuarios. No obstante, en un contexto de fuerte disminución de los recursos disponibles, podría ser necesario plantear nuevas reglas de asignación para evitar que ciertos usuarios se vean desproporcionalmente perjudicados frente a otros, así como para asegurar que se satisfacen las restriccio-

nes de carácter ambiental. Por ejemplo, en el caso del modelo hidroeconómico implementado, en virtud del Convenio de Alarcón se asignaba menor prioridad a la zona regable de La Mancha Oriental respecto a los riegos de la Ribera Baja. De este modo, cuando aparece un periodo seco, el modelo tiende a “castigar” más esta zona, puesto que además se impone un caudal ambiental mínimo en el tramo de conexión con el río Júcar (lo que restringe los bombeos en algunos meses). En este sentido, Girard (2015) abordó este aspecto para la cuenca del río Orb mediante dos enfoques diferentes, la teoría de juegos y la justicia social.

Por último, en lugar de realizar un análisis coste-eficacia, se podría transformar en un análisis coste-beneficio si se considera el valor de los déficits evitados. Para ello, se podrían considerar las curvas de demanda de los distintos cultivos, que en el caso de la cuenca del río Júcar fueron obtenidas por López Nicolás (2017).

14.9. Referencias bibliográficas

ACUAMED (2006a). Informe de viabilidad de la actuación 3.2.n “Refuerzo del sistema de abastecimiento del Área Metropolitana de Valencia y el Camp de Morvedre. Desaladora de Sagunto (Valencia)” (según lo contemplado en la Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional).

CHJ (2015). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. Ciclo de planificación hidrológica 2015-2021.

Esteve, P., Varela-Ortega, C., Blanco-Gutiérrez, I., Downing, T.E. (2015). A hydro-economic model for the assessment of climate change impacts and adaptation in irrigated agriculture. *Ecological Economics*, Vol. 120, pp. 49-58

Girard, C., Pulido-Velazquez, M., Rinaudo, J.D., Pagé, C., Caballero, Y. (2015). Integrating top-down and bottom-up approaches to design global change adaptation at the river basin scale. *Global Environmental Change* 34, 132–146

Girard, C. (2015). Integrating top-down and bottom-up approaches to design a cost-effective and equitable programme of measures for adaptation of a river basin to global change. Tesis doctoral. Universitat Politècnica de València. doi:10.4995/Thesis/10251/59461.

Herman, J., M. Fefer, M. Dogan, M. Jenkins, J. Medellín-Azuara, J. Lund. (University of California, Davis). (2018). Advancing Hydro-Economic Optimization to Identify Vulnera-

bilities and Adaptation Opportunities in California's Water System. California's Fourth Climate Change Assessment, California Natural Resources Agency. Publication number: CCCA4-CNRA-2018-016.

López Nicolás, AF. (2017). Métodos y herramientas de evaluación y diseño de instrumentos económicos para gestión de sequías y adaptación al cambio climático. Universitat Politècnica de València. doi:10.4995/Thesis/10251/91143

MARM. (2008). Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la Instrucción de Planificación Hidrológica. BOE nº. 229, 22 de septiembre de 2008, 38472-385

Capítulo 15

Conclusiones y líneas futuras de investigación

15.1. Conclusiones.

La principal contribución de esta investigación es presentar una metodología completa para integrar la caracterización de impactos (enfoque *top-down*) con el análisis de las vulnerabilidades y capacidad de respuesta del sistema (enfoque *bottom-up*), a fin de identificar las opciones de adaptación más adecuadas a escala de cuenca. El análisis de los impactos no sólo se limita a obtener las aportaciones futuras a partir de las variables derivadas de los modelos climáticos, si no que comienza por analizar las tendencias climáticas observadas en la cuenca en las últimas décadas, así como su relación con los patrones de teleconexión. En este sentido, se ha observado la importancia de considerar la variabilidad espacial en el análisis de impactos, puesto que las cuencas de cabecera (donde se concentra la mayor capacidad de regulación del sistema) parecen ser más propensas a sufrir mayores reducciones de la precipitación e incrementos de temperatura que las ubicadas en la zona próxima a la costa, con las implicaciones que esto puede acarrear para la gestión.

Asimismo, se ha puesto especial énfasis en la identificación de sequías meteorológicas e hidrológicas, para lo que se proponen, por un lado, modificaciones a la formulación de los modelos de cálculo de la evapotranspiración potencial y de transformación precipitación-escorrentía y, por otro, la aplicación de índices estandarizados relativos en un contexto de cambio climático. En relación a este tipo de índices, han demostrado su utilidad para el estudio de las sequías futuras debido a que permiten tener en cuenta cambios en la distribución estadística de las variables consideradas. No obstante, plantean cuestiones relativas a la no estacionariedad de los parámetros de las distribuciones de probabilidad seleccionados, que deberían ser abordados en profundidad.

En cuanto al análisis de vulnerabilidades y respuestas de adaptación, se ha contemplado desde dos puntos de vista. Por un lado, se ha caracterizado la función de respuesta climática del sistema mediante un modelo de regresión logística, capaz de relacionar la aparición de fallos en el sistema (en virtud de un criterio de rendimiento previamente definido) con las condiciones climáticas antecedentes a su ocurrencia. En este sentido, la metodología propuesta se considera de utilidad a efectos de realizar un filtro inicial de los resultados de los modelos climáticos, puesto que permite identificar condiciones climáticas potencialmente difíciles para el sistema sin necesidad de implementar la cadena de modelos típica del enfoque “top-down”. Por otro lado, se ha recurrido a métodos de carácter participativo para adaptar los escenarios socioeconómicos globales a escala local, prever posibles tendencias en la evolución de la demanda e identificar potenciales medidas de adaptación. A este respecto, es necesario destacar que, además de por el valor que aporta su conocimiento del contexto local, la implicación de los principales actores es imprescindible para comunicar de forma adecuada la incertidumbre inherente a cualquier estrategia de adaptación.

Por último, se ha utilizado un modelo hidroeconómico (en el sentido de minimizar los costes de la adaptación) para combinar la información resultante del enfoque “top-down” (aportaciones futuras locales) con las posibles medidas de adaptación identificadas mediante el enfoque *bottom-up*.

De acuerdo con los resultados obtenidos para el caso de estudio del sistema Júcar, mediante la implementación de medidas de adaptación es posible reducir sustan-

cialmente el déficit medio anual del sistema en los distintos escenarios considerados, aunque se observa que el reparto de este déficit no es equitativo entre usuarios bajo los criterios actuales de asignación del recurso. En este sentido, sería necesario profundizar en esta cuestión para evitar la intensificación de los conflictos entre usuarios ya existentes, ante un futuro donde los recursos disponibles sean cada vez más escasos.

15.2. Líneas futuras de investigación.

Aunque la presente tesis ha intentado proporcionar una metodología completa para abordar los retos del cambio climático a través de la integración de los enfoques *top-down* y *bottom-up*, en su transcurso ha sido inevitable identificar posibles limitaciones en las aproximaciones propuestas, así como líneas de investigación cuyo desarrollo podría resultar de interés. A continuación, se resumen las principales líneas identificadas.

En primer lugar, se considera que podría ser prometedor profundizar en la influencia de las teleconexiones respecto a las variables climáticas de la cuenca y la aparición de periodos de sequía. Por un lado, se podrían calcular los índices climáticos NAO y WeMO a partir de la información resultante de un amplio rango de Modelos Climáticos Globales (MCGs), a fin de identificar posibles cambios respecto a su comportamiento en el pasado. Asimismo, se podría analizar si la relación entre la fase positiva de la NAO y la aparición de sequías se mantiene en el futuro, considerando las variables climáticas obtenidas a partir de los procesos de reducción de escala (combinando Modelos Climáticos Regionales (MCRs) con los MCGs). Por otro lado, se podrían integrar este tipo de señales climáticas (bien procedentes de modelos climáticos o de la reconstrucción de series climáticas históricas) en un generador estocástico de clima como el propuesto por Steinschneider & Brown (2013) a fin de obtener un mayor rango de posibles escenarios. Asimismo, y en relación con los índices estandarizados relativos de sequía, en el Capítulo 7, se podrían incorporar estos índices climáticos como covariables en su formulación, a fin de tener en cuenta la no estacionariedad futura de los parámetros de la distribución.

Respecto a la función de respuesta climática del sistema, se considera interesante explorar otros métodos de generación de escenarios (como puede ser el uso de generadores estocásticos de clima) para su definición. Asimismo, se considera necesario comparar el modelo de regresión logística (LR) con otros métodos de identificación de escenarios como los Árboles de Clasificación y Regresión (CART, por sus siglas en inglés) o el *Patient Rule Induction Method* (PRIM, por sus siglas en inglés). Por último, se podrían comparar la función de respuesta climática del sistema para el escenario sin medidas frente a los escenarios con medidas de adaptación, a fin de poder definir el modo en que las medidas afectan al comportamiento del sistema.

Por último, y en lo que concierne al modelo hidroeconómico, se identifican tres líneas principales de actuación: la consideración de diversos escenarios de demandas futuras, que representen los posibles cambios en los patrones de cultivos identificados por los agricultores, la identificación de reglas de operación y de reparto de asignaciones alternativas y, por último, la realización de análisis coste-beneficio mediante la consideración de curvas de demanda para los diferentes usos alternativos (pudiendo traducir en términos económicos los déficits de suministro en los distintos escenarios).

15.3. Referencias bibliográficas

Steinschneider, S., Brown, C. (2013). A semiparametric multivariate, multisite weather generator with low-frequency variability for use in climate risk assessments. *Water Resources Research*, Vol. 49, Issue 1, pp. 7205-7220. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20528>

Anexo I

Divulgación de resultados

Participación en congresos.

Marcos-García, P., Vargas-Zamora, F., López-Nicolás, A., García-Prats, A., Pulido-Velázquez, M. Análisis de impactos del cambio climático en las sequías meteorológicas, edáficas e hidrológicas en el Sistema de Explotación del río Júcar. Comunicación oral. IV *Jornadas de Ingeniería del Agua* (Córdoba, 21 y 22 de octubre de 2015). ISBN 978-84-608-3043-6.

Marcos-García, P., Pulido-Velazquez, M., Lopez-Nicolas, A. Assessment of climate change impacts on meteorological and hydrological droughts in the Jucar River basin. Poster, European Geosciences Union General Assembly 2016 (Vienna, 22nd April 2016). *Geophysical Research Abstracts*. Vol. 18, EGU2016-1113.

Marcos-García, P., Lopez-Nicolas, A., Pulido-Velazquez, M. Analysis of climate change impact on meteorological and hydrological droughts through relative standardized indices. Poster, European Geosciences Union General Assembly 2017 (Vienna, 23rd-28th April 2017). *Geophysical Research Abstracts*. Vol. 19, EGU2017-1391.

Squeri, M., Giuliani, M., Castelletti, A., Pulido-Velazquez, M., **Marcos-García, P.**, Macian-Sorribes, H. Assessing the skill of seasonal meteorological forecast products for

predicting droughts and water scarcity in highly regulated basins. Poster, European Geosciences Union General Assembly 2017 (Vienna, 23rd-28th April 2017). *Geophysical Research Abstracts*. Vol. 19, EGU2017-15925.

Ortega-Reig, M., García-Mollá, M., Sanchis-Ibor, C., **Marcos-García, P.**, Girard, C., Pulido-Velázquez, M., Ruiz, M. Estrategias de adaptación de la agricultura al cambio global. Aplicación de métodos participativos en la cuenca del Júcar. Comunicación oral. XI Congreso de la Asociación Española de Economía Agraria. Sistemas alimentarios y cambio global desde el Mediterráneo. Orihuela-Elche, 13-15 de septiembre de 2017. ISBN: 978-84-16024-62-9

Marcos-García, P., Pulido-Velazquez, M., Macian-Sorribes, H., Garcia-Prats, A., Sanchis-Ibor, C., Ortega-Reig, M.V., García-Mollá, M., López-Nicolás, A. Adaptación al cambio climático y global en la cuenca del Júcar mediante un enfoque mixto “top-down”/”bottom-up”. Comunicación oral. I Jornada de Investigación Universitaria sobre Cambio Climático. Valencia, 18 de octubre de 2017.

Martínez-Capel, F., Muñoz-Mas, R., Macián-Sorribes, H., **Marcos-García, P.**, López-Nicolás, A., Martínez-García, F.J. Adaptación al cambio global: gestión integral del régimen ecológico de caudales para el hábitat de la anguila europea y el cacho valenciano. Póster. I Jornada de Investigación Universitaria sobre Cambio Climático. Valencia, 18 de octubre de 2017.

Marcos-García, P., Pulido-Velazquez, M. Exploring the response of the Jucar basin (Spain) to future climate conditions through a combination of climate models' outputs and synthetic streamflow generation. Poster, European Geosciences Union General Assembly 2017 (Vienna, 8th-13th April 2018). *Geophysical Research Abstracts*. Vol. 20, EGU2018-19510.

Pulido-Velázquez, M., **Marcos-García, P.** Adaptación al cambio climático en la planificación y gestión de cuencas hidrográficas. Comunicación oral. X Simposio del Agua en Andalucía. Huelva, 24 a 27 de octubre de 2018. ISBN: 978-84-09-05454-1

Marcos-García, P., Pulido-Velázquez, M. Integrating top-down and bottom-up approaches for climate change adaptation in the Jucar river basin (Spain). Actualmente enviado el resumen a: 11th World Congress on Water Resources and Environment (EWRA 2019) “*Managing Water Resources for a Sustainable Future*”, que tendrá lugar en Madrid entre el 25 y el 29 de junio de 2019.

Macian-Sorribes, H., **Marcos-García, P.**, Pechlivanidis, I., Pulido-Velazquez, M., Crochemore, L. Estimating the economic value of forecasting systems using hydroeconomic stochastic programming in the Júcar River System (Spain). Actualmente el resumen ha sido aceptado en: European Geosciences Union General Assembly 2019 (Viena, 7th-12th April 2019).

Artículos en revistas de investigación.

Marcos-García P., 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*, [S.l.], v. 21, n. 1, p. 35-52. ISSN 1886-4996

Marcos-García, 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. *Journal of Hydrology* 554, 292–305

Ortega-Reig, M., García-Mollá, M., Sanchis-Ibor, C., Pulido-Velázquez, M., Girard, C., **Marcos, P.**, Ruiz-Rodríguez, M., García-Prats, A. (2018). Adaptación de la agricultura a escenarios de cambio global. Aplicación de métodos participativos en la cuenca del río Júcar (España). *Economía Agraria y Recursos Naturales*. ISSN: 1578-0732. e-ISSN: 2174-7350. Vol. 18,2. pp. 29-51

Capítulos de libros

Marcos-García, P., Pulido-Velazquez, M. (2018). Cambio climático y planificación hidrológica. En: *Libro Blanco de la Economía del Agua* [Delacámara, G., Lombardo, F., Díez, J.C. (coordinadores)]. Capítulo 13, pp. 165-179. Editorial McGraw-Hill/Interamericana de España, ISBN: 978-84-486-1302-0

Publicaciones relacionadas.

Muñoz-Mas, R., **Marcos-García, P.**, Lopez-Nicolas, A., Martínez-García, J., Pulido-Velazquez, M., Martínez-Capel, F. (2018) Combining literature-based and data-driven fuzzy models to predict brown trout (*Salmo trutta* L.) spawning habitat degradation induced by climate change. *Ecological Modelling*, 386, pp. 98-114

Publicaciones pendientes.

Sanchis-Ibor, C., Pulido-Velazquez, M., Macián-Sorribes, H., **Marcos-García, P.**, García-Mollá, M., Ruiz-Rodríguez, M. Uso intensivo del agua en la agricultura en las cuencas mediterráneas. Aspectos económicos e hidrológicos. (CAJAMAR)

Publicaciones en elaboración.

Marcos-García, P., Pulido-Velazquez, M., Brown, C. Predicting failure in highly regulated water resources systems under climate change: a bottom-up approach using logistic regression. Actualmente está escrito y se pretende enviar a una revista internacional de prestigio.

Anexo II

Derechos de autor

Reproducción parcial del contenido de artículos publicados.

En los Capítulos 5, 6, 7 y 8 se han reproducido contenidos de dos artículos publicados, en concreto:

Marcos-García P., 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*, [S.l.], v. 21, n. 1, p. 35-52. ISSN 1886-4996

Marcos-García, 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. *Journal of Hydrology* 554, 292–305

En el caso del primero de ellos (Marcos-García & Pulido-Velazquez, 2017), el artículo está sujeto a una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-SinObraDerivada 4.0 Internacional. De acuerdo con la misma, se puede copiar, usar, distribuir, transmitir y mostrar públicamente, siempre que se cite la autoría, la URL y la revista, y no se utilice con fines comerciales (<https://polipapers.upv.es/index.php/IA/about/submissions#copyrightNotice>).

En cuanto al segundo de ellos (Marcos-García et al., 2017), de acuerdo con la política editorial de Elsevier, se señala que como autor del artículo se retiene el derecho a incluirlo como parte de una tesis, a condición de que no se publique con fines comerciales. Por tanto, no se requiere solicitar permiso a la revista siempre y cuando se cite adecuadamente como la fuente original. (<https://www.elsevier.com/about/policies/copyright#Author-rights>).

Asimismo, en los Capítulos 8 y 13 se ha adaptado el contenido del artículo:

Ortega-Reig, M., García-Mollá, M., Sanchis-Ibor, C., Pulido-Velázquez, M., Girard, C., **Marcos, P.**, Ruiz-Rodríguez, M., García-Prats, A. (2018). Adaptación de la agricultura a escenarios de cambio global. Aplicación de métodos participativos en la cuenca del río Júcar (España). *Economía Agraria y Recursos Naturales*. ISSN: 1578-0732. e-ISSN: 2174-7350. Vol. 18,2. pp. 29-51

En el Acuerdo de Publicación suscrito entre los autores y la revista se especifica lo siguiente: *“Entendemos que los autores conservamos, sin necesidad de obtener un permiso adicional, los derechos de uso de cualquier versión de este artículo para fines exclusivamente académicos, como la presentación del trabajo en conferencias, congresos, etc., o con fines de docentes y divulgativos”*.