FUNDACIÓN AQUAE

MASTERS

Evaluación de los efectos de la modernización del regadío mediante modelos agro-hidrológicos en los sectores 23 y 24 de la Acequia Real del Júcar. TM de Algemesí (Valencia)

ACCESIT
2017

Martín Ruiz

2017

Universidad Politécnica de Valencia

AQUAE
FUNDACIÓN

UNIVERSITAT POLITÈCNICA DE VALÈNCIA

ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS DE CAMINOS, CANALES Y PUERTOS

Evaluación de los efectos de la modernización del regadío mediante modelos agro-hidrológicos en los sectores 23 y 24 de la Acequia Real del Júcar. TM de Algemesí (Valencia)

Memoria

Trabajo final de máster

Titulación: Máster en Ingeniería de Caminos, Canales y Puertos

Curso: 2016/17

Autor: Ruiz Rodríguez, Martín

Tutor: Pulido Velázquez, Manuel

Cotutores: Jiménez Bello, Miguel Ángel

Manzano Juárez, Juan

Valencia, septiembre de 2017

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo representa el punto final de una etapa muy importante de mi vida, que me ha aportado muchos momentos de felicidad, también de sacrificio, esfuerzo y frustración, pero sin duda una etapa que recordaré con nostalgia. Durante todo este tiempo he vivido experiencias inolvidables, que me han permitido formarme como profesional y como persona, y de la que me llevo amigos que son y serán una parte fundamental de mi vida. Por eso me gustaría en primer lugar mostrar mi agradecimiento a todas las personas que han formado parte de esta etapa y que la han hecho posible, a mis compañeros de clase, a los profesores, y al personal de la escuela de caminos y de la Universitat Politècnica de València.

Me gustaría también mostrar mi agradecimiento a los tutores del proyecto, Manuel Pulido, Miguel Ángel Jiménez, Juan Manzano y Carles Sanchis, por su apoyo, dedicación e implicación durante todo el desarrollo del proyecto, sin la cual este trabajo no hubiera sido posible, ya sea registrando caudales en pleno mes de julio, resolviendo percances con las baterías, muestreando suelos, midiendo bulbos, u organizando entrevistas a la hora de almorzar para conseguir información. También me gustaría agradecerles su confianza y el haberme dado la oportunidad de trabajar en un proyecto que me ha permitido crecer profesionalmente en un sector al que estoy muy ligado desde pequeño, y por el que siento especial motivación. Y especialmente me gustaría agradecerles su calidad personal, ha sido todo un placer haber formado parte de este equipo.

Asimismo, me gustaría agradecerles a los técnicos de la ARJ, de la junta de Algemesí, de COPAL y a Toni, su disponibilidad y la contribución que han realizado al trabajo, siendo sin duda alguna una pieza importante en la consecución de los objetivos que nos habíamos planteado.

También quiero dar las gracias a mis compañeros de pecera, con los que he tenido la suerte de coincidir durante el desarrollo de este trabajo, y con los que he compartido muy buenos momentos fuera y dentro de la universidad que han sido claves para afrontar los retos del día a día. También por sus consejos y por su apoyo, especialmente en los momentos en los que los efectos de intensas semanas de trabajo hacían su mella.

Finalmente, me gustaría dar las gracias a todas las personas del backstage, a mis amigos por los buenos ratos que pasamos juntos y que son fundamentales para afrontar con fuerza y motivación los retos profesionales. A la gran familia que tengo, fundamentalmente a mi padre y a las cuatro mujeres de mi vida, mi madre, mis hermanas y mi pareja, que me han acompañado y aconsejado en los momentos más importantes de mi vida, y que me hacen sentir afortunado y orgulloso de ser quien soy.

RESUMEN

El desarrollo económico y social acontecido durante las últimas décadas, sumado a las incertidumbres hidrológicas que introducen los escenarios de cambio climático, ha situado la problemática de la escasez hídrica en un lugar destacado en la agenda internacional. En España, una de las estrategias clave para reducir la presión sobre los recursos hídricos naturales ha sido la modernización de las infraestructuras de regadíos, cuyo principal objetivo es mejorar la eficiencia en el uso de agua en el regadío. Esta política ha derivado en una gran expansión del uso del riego localizado. Sin embargo, varias investigaciones recientes cuestionan la viabilidad económica de estas políticas y su efectividad para mejorar la disponibilidad de recursos hídricos a escala cuenca, evidenciando que en determinadas circunstancias se podría incrementar el consumo de agua por efecto rebote. Por este motivo, existe en la actualidad cierta incertidumbre acerca de los efectos reales de la modernización de regadíos.

Con el objetivo de reducir estas incertidumbres, en el presente trabajo se lleva a cabo un análisis de los efectos de la implantación del riego localizado en el balance hídrico y las producciones de los cultivos a escala parcela, realizando una comparación durante la campaña 2016 entre parcelas de cítricos abastecidas de manera tradicional con riego por gravedad, y parcelas modernizadas que hacen uso del riego localizado, pertenecientes respectivamente al sector 23 y sector 24 de la Acequia Real del Júcar (ARJ), ubicadas en el municipio de Algemesí (Valencia). Para llevar a cabo este análisis, se ha implementado un modelo agro-hidrológico, basando en el modelo AQUACROP desarrollado por la FAO, que permite simular el balance hídrico diario en el sistema Suelo-Planta-Atmósfera. De forma paralela, y con el objetivo de dar robustez a los resultados obtenidos, se lleva a cabo una estimación de valores de evapotranspiración real diaria haciendo uso de herramientas de teledetección basadas en el algoritmo SEBAL (Bastiaanssen et al., 1998). Parte de los datos de entrada para la simulación agro-hidrológica de este caso de estudio han sido caracterizados mediante trabajos de campo y entrevistas con administradores, técnicos y demás usuarios implicados.

Como resultados se ha obtenido un buen ajuste entre los valores de evapotranspiración real simulados con el modelo agro-hidrológico y los obtenidos por teledetección en las parcelas con riego por gravedad, mientras que la desviación es mayor en la simulación de las parcelas con riego localizado. Respecto a la valoración de los efectos del riego localizado, se ha observado que el volumen de riego aplicado se reduce en un 22%, generando un ahorro bruto de 1,370 m^3/ha·año. Este menor uso de agua produce un descenso prácticamente equivalente de los retornos de riego, estimado en 1,240 m^3/ha·año. Por tanto, los ahorros netos podrían ser significativamente menores a los brutos cuando estos retornos son reutilizados por otros usuarios o ecosistemas de la cuenca. Se ha comprobado que el efecto en el agua consumida es despreciable, estimando una reducción del consumo de apenas 130 m^3/ha·año (2%). En cambio, si se observa una variación importante en su distribución, ya que la transpiración o consumo beneficioso se incrementa en 767 m^3/ha·año (19%) por un menor estrés hídrico de los cultivos con riego localizado, mientras que las pérdidas por evaporación o consumo no

beneficioso se reducen en 897 m^3/ha·año (36%). Esta mayor transpiración se debería traducir en una mayor producción de los cultivos, como se ha podido contrastar con una comparativa de las producciones en una muestra de 626 parcelas de ambos sectores donde se ha observado que la producción en kg/ha en la campaña 2015 fue de media un 27% superior en las parcelas del sector modernizado, generando un incremento promedio de los ingresos estimado en 830 €/ha·año.

Al extrapolar estos resultados se estima que los ahorros brutos que se podrían alcanzar tras implantar el riego localizado en toda la superficie de cítricos de la ARJ son de 30 hm^3/año, algo menores a los 41 hm^3/año que se estiman con datos del Plan Hidrológico del Júcar 2015-2021, de los cuales aproximadamente 7 hm^3/año corresponderían con un ahorro neto mientras que 23 hm^3/año corresponderían realmente con un menor aporte a las masas que aprovechan los retornos, como puede ser el lago de l'Albufera, el acuífero de la Plana de Valencia Sur y el Bajo Júcar. Por otra parte, se estima que se podría incrementar la producción de cítricos de la ARJ en 59 mil toneladas anuales, equivalente a un aumento cercano al 18%, generando un incremento de los ingresos totales de más de 9 millones de € anuales.

Palabras clave: modernización de regadíos, efecto rebote, modelos agro-hidrológicos, teledetección, Acequia Real del Júcar.

RESUM

El desenvolupament econòmic i social que ha transcorregut durant les últimes dècades, sumat a les incerteses hidrològiques que introdueixen els escenaris del canvi climàtic, ha situat la problemàtica de la escassetat hídrica en un lloc destacat en la agenda internacional. A Espanya, una de les estratègies clau per a reduir la pressió en els recursos hídrics naturals ha sigut la modernització de les infraestructures de regadius, el principal objectiu de la qual es millorar l'eficiència en l'ús de l'aigua en el regadiu. Aquesta política ha derivat en una gran expansió de l'ús del reg localitzat. No obstant, varies investigacions recents qüestionen la viabilitat econòmica d'aquestes polítiques i la seua efectivitat per a millorar la disponibilitat de recursos hídrics a escala conca, evidenciant que en determinades circumstàncies es podria incrementar el consum d'aigua per efecte rebot. Per aquest motiu, actualment existeix una certa incertesa en relació als efectes reals de la modernització de regadius.

Amb l'objectiu de reduir aquestes incerteses, en el present treball es realitza un anàlisis dels efectes de la implantació del reg localitzat en el balanç hídric i les produccions dels cultius a escala parcel·la, havent fet una comparació durant la campanya 2016 entre parcel·les de cítrics abastides de manera tradicional amb reg per gravetat, i parcel·les modernitzades les quals fan ús del reg localitzat, pertanyents respectivament al sector 23 y sector 24 de la Séquia Reial del Xúquer (ARJ), ubicades en el municipi d'Algemesí (València). Per a realitzar aquest anàlisis, s'ha implementat un model agro-hidrològic, basat en el model AQUACROP desenvolupat per la FAO, que permet simular el balanç hídric diari en el sistema Sòl-Planta-Atmosfera. De forma paral·lela, i amb l'objectiu de donar robustesa als resultat obtinguts, es realitza una estimació de valors d'evapotranspiració real diària fent ús de ferramentes de teledetecció basades en l'algoritme SEBAL (Bastiaanssen et al., 1998). Part de les dades d'entrada per a la simulació agro-hidrològica d'aquest cas d'estudi han sigut caracteritzades mitjançant treballs de camp i entrevistes amb administradors, tècnics i demes usuaris implicats.

Com a resultats s'ha obtingut un bon ajust entre els valors de evapotranspiració real simulats amb el model agro-hidrològic i els obtinguts per teledetecció en les parcel·les amb reg per gravetat, mentre que la desviació es major en la simulació de les parcel·les amb reg localitzat. Respecte a la valoració del efectes del reg localitzat, s'ha observat que el volum de reg aplicat es redueix en un 22%, el qual ha generat un estalvi brut de 1.370 m^3/ha·any. Aquest menor ús d'aigua produeix un descens pràcticament equivalent dels retors del reg, estimat en 1.240 m^3/ha·any. Per tant, els estalvis nets podrien ser significativament menors als bruts quan aquests retorns son reutilitzat per altres usuaris o ecosistemes de la conca. S'ha comprobat que l'efecte en l'aigua consumida es menyspreable, ja que s'ha estimat una reducció del consum de a penes 130 m^3/ha·any (2%). En canvi, si s'observa una variació important en la seua distribució, ja que la transpiració o consum beneficiós s'incrementa en 767 m^3/ha·any (19 %) per un menor estrès hídric dels cultius amb reg localitzat, mentre que les pèrdues per evaporació o consum no beneficiós es redueixen en 897 m^3/ha·any (36%). Esta major transpiració es deuria traduir en una major producció dels cultius, com s'ha pogut constatar amb una comparativa de les produccions en una mostra de 626 parcel·les de ambdós sectors,

on s'ha observat que la producció en kg/ha en la campanya 2015 va ser de mitja un 27% superior en les parcel·les del sector modernitzat. Aquest fet genera un increment mitjà dels ingressos estimat en 830 €/ha·any.

Al extrapolar aquests resultats s'estima que els estalvis bruts que es podrien obtindré després d'implantar el reg localitzat en tota la superfície de cítrics de la ARJ son de 30 hm^3/any, un poc menor que els 41 hm^3/any que s'estima a partir del Pla Hidrològic del Xúquer 2015-2021. D'aquest estalvi, aproximadament 7 hm^3/any correspondran amb un estalvi net mentre que 23 hm^3/any correspondran realment amb una menor aportació de les masses que aprofiten els retorn, com pot ser el llac de l'Albufera, l'aqüífer de la Plana de València Sud o el Baix Xúquer. A més, s'estima que es podria incrementar la producció de cítrics de la ARJ en 59 mil tones anuals, equivalent a un augment proper al 18%, els quals generarien un increment dels ingressos totals de més de 9 milions de € anuals.

Paraules clau: modernització de regadius, efecte rebot, models agro-hidrològics, teledetecció, Acequia Real del Júcar.

ABSTRACT

The last decades' economic and social development, together with the hydrological uncertainties that climate change scenarios entail, have situated the water scarcity issue in a relevant place on the international agenda. In Spain, the irrigation infrastructures modernization has been one of the main strategies to reduce the pressure under natural water resources, which main goal is to improve irrigation water use efficiency. These politics has supposed a great expansion of drip irrigation. However, many recent studies have questioned the economic viability of modernization and its effectiveness to improve water resources availability at a basin scale, finding that in certain circumstances modernization can increase water consumption because of the rebound effect. For that reason, nowadays there is some uncertainty about real impacts of irrigation modernization process.

In order to reduce these uncertainties, an analysis of drip irrigation implantation effects on the water balance and crop yields at orchard scale has been developed, through a comparison between gravity irrigated and drip irrigated citrus orchards during 2016 campaign. These orchards belong to sector 23 and sector 24 of the Acequia Real del Júcar (ARJ) irrigation district respectively, at Algemesí municipality (Valencia, Spain). For that, an agro-hydrological model has been implemented, based on the model AQUACROP developed by FAO, which simulate daily water balance on the Soil-Plant-Atmosphere system. At the same time, in order to give robustness to the obtained results, a remote sensing tool based on SEBAL algorithm (Bastiaanssen et al., 1998) has been used to estimate the real diary evapotranspiration on the orchards. Many of the data inputs to the model have been characterized by field works and meetings with managers, technics and other implicated users.

A proper adjustment between real evapotranspiration values simulated with the agro-hydrological model and obtained by remote sensing has been achieved on gravity irrigated orchards, nonetheless deviation is higher on drip irrigated orchards. Regarding the evaluation of drip irrigation implantation effects, a 22% irrigation volume reduction has been observed, generating a gross water saving of 1,370 m^3/ha·year. This lower use of irrigation water produces an equivalent reduction of irrigation return flows, estimated on 1,240 m^3/ha·year, so that net water savings could be significantly lower than gross savings when these return flows are reused by other users or environments in the basin. It has been demonstrated that the effect on water consumption is negligible, estimating a 130 m^3/ha·year reduction (2%). However, an important variation on its distribution has been observed, since transpiration or beneficial consumption is incremented in 767 m^3/ha·year (19%) because of a lower water stress in drip irrigated crops, meanwhile evaporation losses or non-beneficial consumption is reduced in 897 m^3/ha·year (36%). This higher transpiration should generate a higher crop yields, as it has been proved by a comparison of a 626 orchards sample, where the kg/ha obtained during 2015 campaign was a 27% higher on the modernized orchards, generating a mean incomes increment estimated in 830 €/ha·year.

Extrapolating these results, a 30 Mm^3/year gross water savings could be achieved by drip irrigation implantation on all the ARJ citrus surface, lower than the 41 Mm^3/year gross water savings estimated with the Júcar Hydrological Plan 2015-2021 information. From these savings, approximately 7 Mm^3/year would correspond with a net water saving, while 23 Mm^3/year would be actually a lower supply to water bodies that take advantage of irrigation return flows, as the Albufera lake, the Plana de Valencia Sur aquifer or the Lower Júcar. Moreover, an increment of 59 thousand tons per year on ARJ citrus production could be achieved, equivalent to a 18%, generating a total incomes increment estimated in more than 9 M€ per year.

Key words: irrigation modernization, rebound effect, agro-hydrological models, remote sensing, Acequia Real del Júcar.

ÍNDICE

AGRADECIMIENTOS **3**
RESUMEN **5**
ÍNDICE **11**
FIGURAS **13**
TABLAS **17**
1. INTRODUCCIÓN **19**
1.1. Contexto 19
1.2. Objeto del trabajo 24
1.3. Estructura del documento 25
2. EFECTOS DE LA MODERNIZACIÓN DE REGADÍOS, ESTADO DEL ARTE **27**
2.1. Hidrología del riego y concepto de eficiencia 27
2.2. Revisión de casos de estudio en el ámbito internacional 34
2.3. Revisión de casos de estudio en el ámbito nacional 47
2.4. Síntesis y diagrama de relaciones de la modernización de regadíos 62
2.5. Principales herramientas para el análisis de los efectos de la modernización de regadíos 67
3. METODOLOGÍA **69**
3.1. Planteamiento general para una evaluación global de los efectos de la modernización de regadíos 69
3.2. Evaluación de los efectos de la modernización a escala parcela mediante un modelo agro-hidrológico basado en AQUACROP 73
3.2.1. El modelo AQUACROP *73*
3.2.2. Principales diferencias respecto AQUACROP *75*
3.2.3. Procedimiento de cálculo *75*
3.2.4. Resumen de inputs del modelo *92*
3.2.5. Outputs del modelo *94*
3.2.6. Validación del modelo agro-hidrológico en riego localizado *101*
3.3. Simulación de evapotranspiración real en parcelas de regadío mediante teledetección 105
3.3.1. Modelo de simulación basado en algoritmo SEBAL *105*
3.3.2. Comparativa del modelo agro-hidrológico y SEBAL *109*

3.4. Indicadores de uso para contabilidad del agua de riego 109

4. CASO DE ESTUDIO, EFECTOS DE LA MODERNIZACIÓN A ESCALA PARCELA EN LA ACEQUIA REAL DEL JÚCAR 115

4.1. Antecedentes 115

4.1.1. El proceso de modernización de la Acequia Real del Júcar 115

4.1.2. La modernización de la Acequia Real del Júcar en la Planificación Hidrológica del Júcar, valoración preliminar de sus impactos. 118

4.2. Selección de parcelas para el caso de estudio 129

4.2.1. Justificación 129

4.2.2. Datos climáticos 131

4.2.3. Caracterización del cultivo 133

4.2.4. Caracterización del suelo 136

4.2.5. Caracterización del riego 138

4.2.6. Datos de producción agrícola 140

4.3. Parcela de control para validación del modelo 141

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN 143

5.1. Validación del modelo agro-hidrológico en riego localizado 143

5.2. Simulación agro-hidrológica del caso de estudio 147

5.2.1. Parcelas no modernizadas – S23 147

5.2.2. Parcelas modernizadas – S24 154

5.3. Valoración de efectos hidrológicos de la modernización a escala parcela . 161

5.4. Efectos de la modernización en la producción de cultivos 168

5.5. Extrapolación de efectos a escala entidad de riego 169

6. CONCLUSIONES 173

6.1. Sobre las herramientas de simulación agro-hidrológica como apoyo a la gestión agrícola e hidrológica 173

6.2. Sobre el caso de estudio analizado 174

6.3. Limitaciones y líneas futuras 175

7. BIBLIOGRAFÍA 177

FIGURAS

Figura 1. *Cantidad de meses por año en los que el volumen de agua superficial y subterránea que se extrae y no se devuelve excede el volumen de agua disponible (1996-2005)* 19

Figura 2. *Distribución territorial de las actuaciones e inversiones del Plan de Choque de Regadíos* .. 21

Figura 3. *Distribución del regadío por Demarcaciones Hidrográficas* 22

Figura 4. *Evolución de la superficie regada según tipos de riego en España (2002-2013)* 22

Figura 5. *Esquema del balance hídrico en el sistema Suelo-Planta-Atmósfera* 27

Figura 6. *Ejemplo 1, esquema hidrológico de una demanda agrícola sin reutilización* 28

Figura 7. *Ejemplo 2, esquema hidrológico de una demanda agrícola con reutilización* 30

Figura 8. *Ejemplo 3, sistema de recursos hídricos simplificado en situación inicial* 31

Figura 9. *Repercusiones de la mejora de la eficiencia de la UDA en el Ejemplo 3* 32

Figura 10. *Evolución de las descargas del ESPA en el río Snake (Idaho, EEUU)* 42

Figura 11. *Casos de estudio analizados en WWF (2014)* 56

Figura 12. *Diagrama de relaciones causa-efecto de la modernización de regadíos* 63

Figura 13. *Planteamiento general de una metodología para la evaluación global de los efectos de las políticas de modernización de regadíos* 71

Figura 14. *Representación esquemática del modelo AQUACROP* 73

Figura 15. *Representación esquemática del proceso de resolución de AQUACROP* 74

Figura 16. *Subrutinas del proceso de cálculo del balance hídrico del suelo en AQUACROP* 74

Figura 17. *Representación esquemática inicial del modelo agro-hidrológico implementado para el estudio* 77

Figura 18. *Ejemplo de redistribución de la humedad en un suelo con drenaje característico* $\tau = 0.4$. 84

Figura 19. *Curva de* Kr *en función de* $Wrel$*, para distintos valores de* fK 88

Figura 20. *Curva del coeficiente de estrés hídrico* Ks 92

Figura 21. *Representación esquemática completa del modelo agro-hidrológico implementado para el estudio* 101

Figura 22. *Algoritmo genético para calibración del modelo* 104

Figura 23. *Ubicación de la Acequia Real del Júcar* 116

Figura 24. *Situación de la modernización de la ARJ en 2014* 117

Figura 25. *Principales obras de modernización de la ARJ* 118

Figura 26. *Evolución de las aportaciones anuales a la ARJ* 119

Figura 27. *Aportaciones anuales a la ARJ según origen* 120

Figura 28. *Curva de modulación de la demanda mensual de la ARJ* 120

Figura 29. *Mosaico de cultivos característico de la ARJ (11/12)* 122

Figura 30. *Estado actual y planificación de las obras de modernización de la ARJ* 123

Figura 31. *Esquema de la red de control de l'Albufera* 124

Figura 32. *Evolución de volúmenes de entrada al lado de l'Albufera según origen* 125

Figura 33. *Función de distribución de la serie de aportaciones al lago de l'Albufera* 126

Figura 34. *Delimitación del acuífero de la Plana de Valencia* 127

Figura 35. *Sectores de la ARJ seleccionados para el caso de estudio* 129

Figura 36. *Parcelas seleccionadas como caso de estudio* 130

Figura 37. *Ficha de la estación Algemesí del SIAR* 131

Figura 38. *Ubicación de la estación Algemesí del SIAR* 132

Figura 39. *Gráfico mensual de P y ET_0 en Algemesí* 132

Figura 40. *Valores de Kcb obtenidos en función de CC* 136

Figura 41. *Fotografía tomada durante la recogida de muestras de suelo.* 137

Figura 42. *Monitorización de caudales de riego en el S23* 138

Figura 43. *Ubicación de la parcela de control* 141

Figura 44. *Comparación de humedades en el suelo medias observadas y simuladas en el bulbo húmedo* 144

Figura 45. *Gráfico de dispersión entre valores observados y simulados de humedad final en el bulbo húmedo* 144

Figura 46. *Comparación de humedades en el suelo medias observadas y simuladas en la zona seca* . 145

Figura 47. *Gráfico de dispersión entre valores observados y simulados de humedad final en la zona seca* 146

Figura 48. *Gráfico de dispersión entre valores observados y simulados de humedad final* 146

Figura 49. *Balance hídrico mensual promedio de las parcelas del S23 en el año 2016* 148

Figura 50. *Balance hídrico promedio de las parcelas del S23 en el año 2016* 148

Figura 51. *Indicadores de uso del agua de riego característicos del S23* 150

Figura 52. *Evolución diaria de la humedad del suelo promedio de las parcelas del S23* 151

Figura 53. *Evolución diaria del coeficiente de estrés hídrico promedio de las parcelas del S23* 151

Figura 54. *Curva de evolución de ET diaria simulada con el modelo y comparación con datos de ET por método SEBAL promedio de las parcelas del S23* 152

Figura 55. *Gráfico de dispersión entre valores observados y simulados de ET diaria promedio de las parcelas del S23* 153

Figura 56. *Balance hídrico mensual promedio de las parcelas del S24 en el año 2016* 155

Figura 57. *Balance hídrico promedio de las parcelas del S24 en el año 2016* 155

Figura 58. *Indicadores de uso del agua de riego característicos en el S24* 157

Figura 59. *Evolución diaria de la humedad del suelo promedio de las parcelas del S24 en el bulbo húmedo* 158

Figura 60. *Evolución diaria de la humedad del suelo promedio de las parcelas del S24 en la zona seca* 158

Figura 61. *Evolución diaria del coeficiente de estrés hídrico promedio de las parcelas del S24* 159

Figura 62. *Curva de evolución de ET diaria simulada con el modelo y comparación con datos de ET por método SEBAL promedio de las parcelas del S24* 159

Figura 63. *Gráfico de dispersión entre valores observados y simulados de ET diaria promedio de las parcelas del S23* 160

Figura 64. *Comparación del consumo por ET entre S23 y S24 simulado con el modelo y obtenido con SEBAL* 163

Figura 65. *Comparativa de la extracción neta de agua anual para distintos grados de reutilización de los retornos entre S23 y S24* 165

Figura 66. *Comparativa de la extracción neta de agua porcentual característica del sistema de riego para distintos grados de reutilización de los retornos* 166

Figura 67. *Indicadores de ahorro de agua en parcela en función del grado de reutilización de los retornos* 167

Figura 68. *Ahorros relativos en parcela en función del grado de reutilización de los retornos* 167

TABLAS

Tabla 1. *Top 10 mundial de superficie agrícola con riego localizado* 23

Tabla 2. *Clasificación de los diferentes componentes del balance hídrico del sistema Suelo-Planta-Atmósfera* 34

Tabla 3. *Resultados anuales medios de ET para cultivo de algodón en Central San Joaquin Valley* .. 35

Tabla 4. *Resultados anuales medios de ET para cultivo hortícola cerca de Salinas* 35

Tabla 5. *Tabla resumen de los principales casos de estudio de efectos de la modernización de regadíos de ámbito internacional* 36

Tabla 6. *Tabla resumen de casos de estudio recopilados en Perry & Steduto (2017)* 44

Tabla 7. *Tabla resumen de casos de estudio nacionales con simulación de los efectos de la modernización* 47

Tabla 8. *Tabla resumen de casos nacionales con comparativa empírica de los efectos de la modernización* 53

Tabla 9. *Resumen de ventajas e inconvenientes según Ortega-Reig et al. (2017)* 58

Tabla 10. *Tabla de impactos de la modernización de regadíos* 66

Tabla 11. *Valores de referencia de CN para diferentes rangos de capacidad de infiltración* 79

Tabla 12. *Inputs de clima del modelo agro-hidrológico* 92

Tabla 13. *Inputs de suelo del modelo agro-hidrológico del grupo Suelo* 93

Tabla 14. *Inputs de cultivo del modelo agro-hidrológico* 94

Tabla 15. *Inputs de riego del modelo agro-hidrológico* 94

Tabla 16. *Evolución en el mosaico de cultivos de la ARJ* 121

Tabla 17. *Resumen de entradas al lago por tipo de aporte para diferentes períodos* 125

Tabla 18. *Balance hídrico de la MAS Plana de Valencia Norte (80.141)* 128

Tabla 19. *Balance hídrico de la MAS Plana de Valencia Sur (80.142)* 128

Tabla 20. *Distribución de la densidad radicular utilizada en el modelo* 133

Tabla 21. *Resultados del análisis de coberturas vegetales* 134

Tabla 22. *Coeficientes mensuales correctores del coeficiente de cultivo en naranjos* 135

Tabla 23. *Resultados del muestreo de suelos* 137

Tabla 24. *Resultados de la monitorización de volúmenes de riego en S23* 139

Tabla 25. *Fracciones humedecidas por el riego en la capa evaporativa* 140

Tabla 26. *Parámetros conocidos utilizados en la validación del modelo agro-hidrológico* 142

Tabla 27. *Intervalo de búsqueda y valor optimizado de los parámetros a calibrar.* 143

Tabla 28. *Indicadores estadísticos de error de ajuste del modelo en el bulbo húmedo* 145

Tabla 29. *Indicadores estadísticos de error de ajuste del modelo en la zona seca* 145

Tabla 30. *Balance hídrico mensual y anual de las parcelas del sector 23 en el período analizado (año 2016)* 149

Tabla 31. *Estadísticos para comparación de ET simulada con el modelo y obtenida mediante SEBAL en el S23* 153

Tabla 32. *Balance hídrico mensual y anual de las parcelas del sector 24 en el período analizado (año 2016)* 156

Tabla 33. *Estadísticos para comparación de ET simulada con el modelo y obtenida mediante SEBAL en el S24* 160

Tabla 34. *Diferencias mensuales entre S23 y S24 en los componentes del balance hídrico* 162

Tabla 35. *Diferencias relativas entre S23 y S24 en los componentes del balance hídrico.* 162

Tabla 36. *Comparación del consumo por ET entre S23 y S24 simulado con el modelo y obtenido con SEBAL* 164

Tabla 37. *Comparativa de indicadores de uso anuales entre S23 y S24* 164

Tabla 38. *Comparativa de producciones de cítricos en la campaña 2015 entre S23 y S24* 168

Tabla 39. *Comparativa de ingresos estimados en la campaña 2015 entre S23 y S24* 169

Tabla 40. *Extrapolación de efectos a escala ARJ y comparativa con PHJ 2015-2021* 171

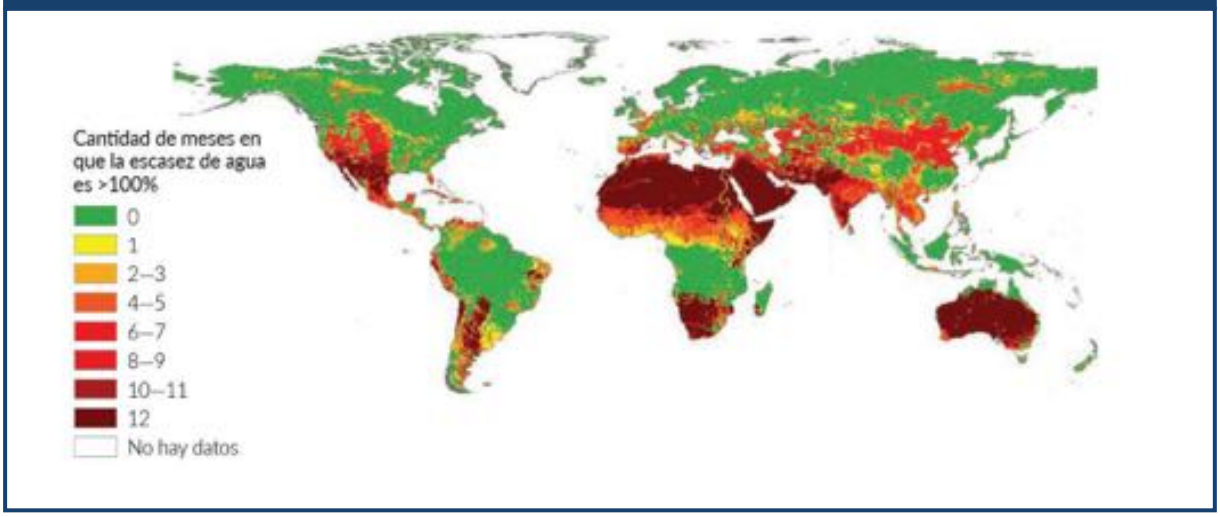
1. INTRODUCCIÓN

1.1. Contexto

Los recursos hídricos, y el amplio rango de servicios que suministran, sustentan los pilares centrales del desarrollo sostenible: la reducción de la pobreza, el crecimiento económico y la preservación del medio ambiente (UN-WWAP, 2015). Sin embargo, el desarrollo económico y social acontecido durante las últimas décadas, sumado a las incertidumbres hidrológicas que introducen los escenarios de cambio climático, ha situado la problemática de la escasez hídrica en un lugar destacado en la agenda internacional.

El Informe sobre Riesgos Globales del Foro Económico Mundial (WEF) de 2016 sitúa la crisis del agua como el riesgo mundial más preocupante para las personas y economías en los próximos 10 años (WEF, 2016). Asimismo, según el último Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos (UN-Water, 2017), dos tercios de la población mundial vive actualmente en zonas donde la escasez de agua supera el 100% durante al menos un mes al año, siendo las zonas más afectadas la India, China, la región mediterránea, Oriente Medio, Asia Central, las partes áridas de África subsahariana, Australia, y el centro y oeste de América del Sur y América del Norte (ver Figura 1).

Figura 1. *Cantidad de meses por año en los que el volumen de agua superficial y subterránea que se extrae y no se devuelve excede el volumen de agua disponible (1996-2005)*



** Obtenido a partir del promedio trimestral de la escasez mensual de agua con resolución de 30x30 arc, calculada por relación entre el volumen de agua superficial y subterránea que se extrae y no se devuelve, respecto el agua generada dentro de la celda y la entrada de agua desde celdas situadas aguas arriba. Período 1996-2015.*

Fuente: UN-Water, 2017.

Por otra parte, este informe afirma que la brecha entre la oferta y demanda de agua puede verse acrecentada principalmente por dos factores: el aumento considerable de la demanda hídrica previsto para las próximas décadas, en especial en los sectores industrial y energético, y las variaciones espaciales y temporales que prevén los escenarios de cambio climático. A su vez, estos escenarios apuntan a que el aumento en las temperaturas puede derivar en un

incremento en la frecuencia de fenómenos hidrológicos extremos, como son las inundaciones y sequías (IPCC, 2013).

Los impactos tanto de la creciente escasez como de los escenarios de cambio climático pueden ser especialmente relevantes para el sector agrícola, responsables en la actualidad del 70% de las extracciones de agua a nivel mundial (UN-Water, 2017). Esto supone una amenaza socioeconómica debido al importante papel del sector agrícola, tanto a nivel global por ser esencial para garantizar el abastecimiento futuro de alimentos de una creciente población mundial, como a nivel regional por servir de sustento económico a numerosas familias, especialmente aquellas más desfavorecidas. Esta situación justifica que una gran parte de las políticas globales para hacer frente a la escasez hídrica y paliar los efectos del cambio climático se hayan centrado en este sector, con una apuesta decidida por la mejora de la eficiencia y productividad hídrica (UN-Water, 2016).

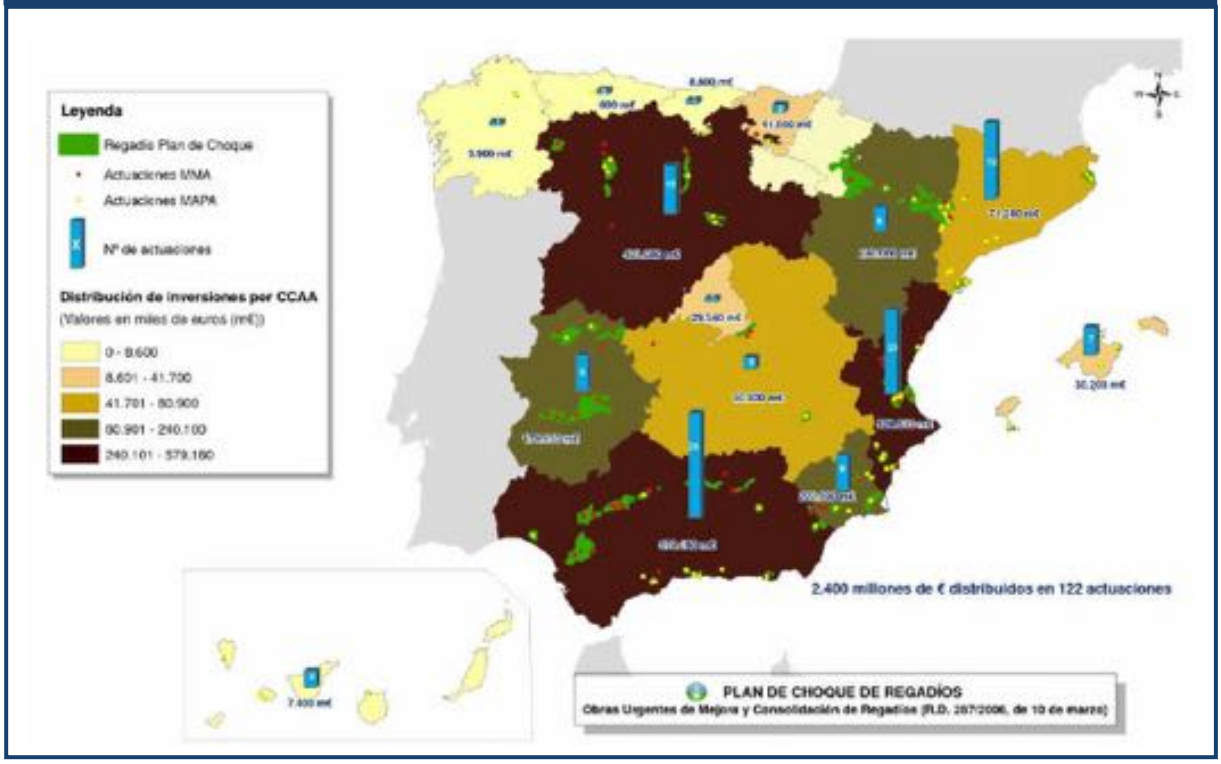
En el caso de España, la agricultura de regadío ha sido históricamente uno de los motores más importantes del desarrollo socioeconómico, y como tal ha jugado un papel relevante en las políticas adoptadas, particularmente aquellas que tienen por objeto la planificación y gestión de los recursos hídricos. Durante el siglo XX, especialmente entre los años 1950-1986, la política agrícola española se centraba en la implantación de nuevos regadíos, complementada con la construcción de grandes obras hidráulicas favorecidas por el gran desarrollo económico del país (DGA, 2010). Esta política supuso la transformación a regadío de cerca de dos millones de hectáreas (Gómez-Limón, 2014). La tendencia expansiva del regadío fue un éxito desde un punto de vista económico, pero derivó en un incremento en la presión sobre los recursos hídricos naturales que llevó a algunas cuencas peninsulares a una situación límite en cuanto a la disponibilidad de recursos (Sanchis et al., 2016).

El nuevo paradigma hidráulico, sumado a la incorporación de España a la Unión Europea que puso en la mesa la necesidad de integrar los criterios medioambientales previstos en las Directivas de la Unión Europea en la legislación y gestión de los recursos hídricos españoles, supuso una transición de la política de regadíos expansiva a una política de consolidación y mejora de los regadíos existentes, con la finalidad de construir un modelo de uso del agua más sostenible (DGA, 2010; Sanchis et al., 2016).

Tras abandonar la política expansiva del regadío, la planificación agrícola se ha centrado durante las últimas décadas en las actuaciones de modernización de los regadíos existentes, siendo los principales instrumentos legales utilizados para gestionar esta política el Plan Nacional de Regadíos (PNR) 2001-2008 y el Plan de Choque de la Modernización de Regadíos 2006-2008. El objetivo principal de esta política era modernizar las infraestructuras de distribución y aplicación del agua de riego para alcanzar un ahorro y una eficiente gestión del recurso (Gómez-Limón & Villanueva, 2017). Gracias a estas políticas se consiguieron modernizar cerca de 1,5 millones de hectáreas de regadío, suponiendo una inversión cercana a los 5.000 millones de €, de los cuales aproximadamente 3.000 millones de € provienen de fondos públicos europeos, estatales y autonómicos, y 2.000 millones de € de inversión privada asumida principalmente por los propios usuarios. Según datos del Ministerio de Agricultura, esta política ha generado un ahorro en el uso de agua estimado en unos 3.000 hectómetros cúbicos anuales (Gómez-Limón, 2014).

En las Figura 2 se recoge un mapa que muestra la distribución territorial de las actuaciones de modernización de los regadíos llevadas a cabo en el marco del Plan de Choque de Regadíos, donde se observa que Castilla León, Extremadura, Andalucía, Región de Murcia, Comunidad Valenciana, Cataluña y Aragón son las comunidades donde mayor impacto ha tenido esta política.

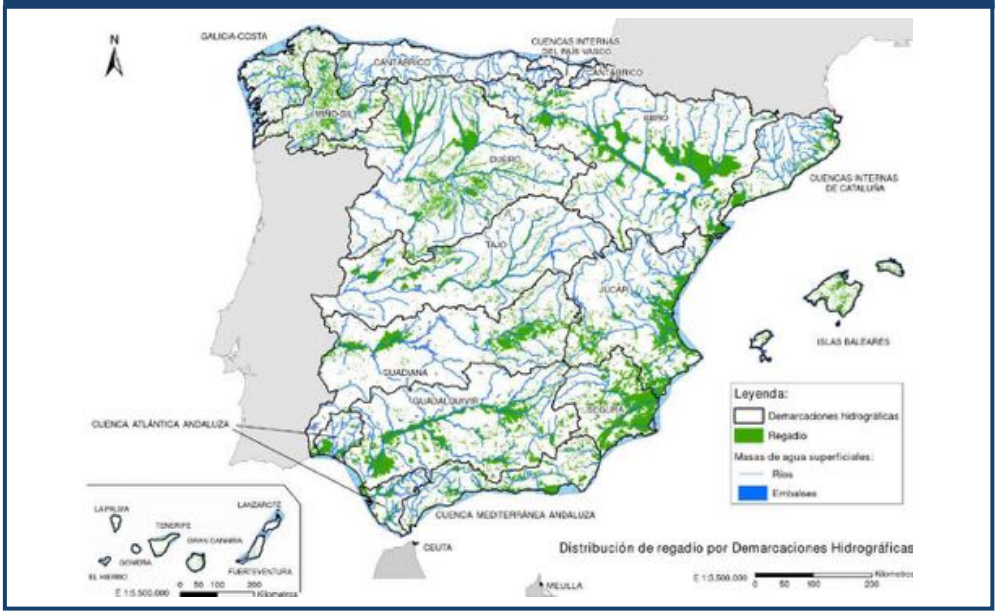
Figura 2. *Distribución territorial de las actuaciones e inversiones del Plan de Choque de Regadíos*



Fuente: DGA, 2010.

Como resultado de este conjunto de políticas agrarias, en la actualidad se riegan en España 3,54 millones de hectáreas (ver Figura 3), representando el 7% de la superficie del país y el 14 % de la superficie agraria total (DGA, 2010), y colocando a España en el puesto 16 del mundo en superficie de regadío, segundo de los países desarrollados solo por detrás de Estados Unidos (ICID, 2015).

Figura 3. *Distribución del regadío por Demarcaciones Hidrográficas*

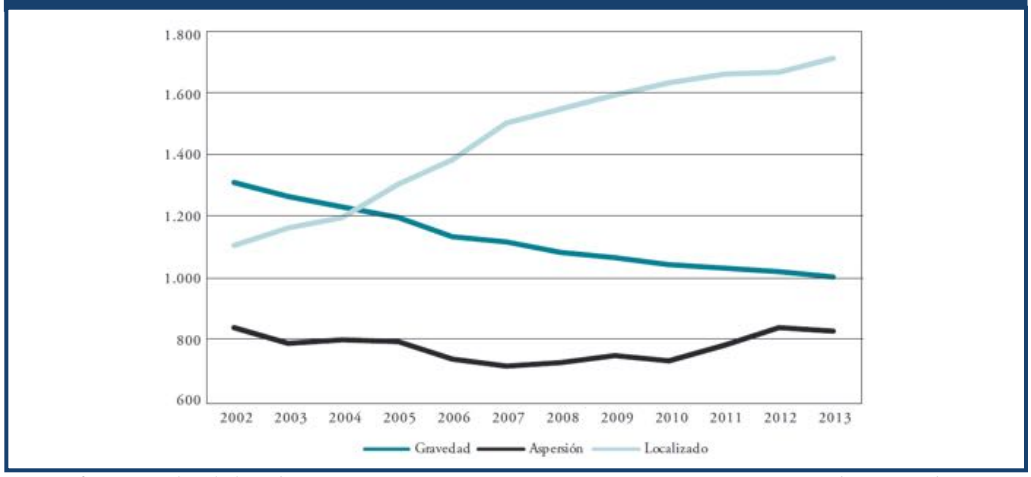


Fuente: DGA, 2010.

A pesar de ocupar una superficie relativa reducida, el regadío aporta el 64% de la producción vegetal española, con un valor de producción que ronda los 16.000 millones de euros anuales, lo que pone de manifiesto la elevada productividad de este tipo de agricultura frente a la de secano. Por otra parte, este tipo de regadío requiere de una mayor mano de obra que la de secano, lo que contribuye a generar una mayor ocupación, actualmente del 37,5% de los ocupados en el sector agrario, lo que supone el 1,7 % del empleo total (Gómez-Limón, 2014).

La promoción pública de la modernización de los regadíos en España ha supuesto un incremento muy importante del uso de riego localizado (ver Figura 4), convirtiendo a nuestro país en un referente mundial y situándolo en el tercer puesto a nivel mundial en superficie regada con esta tecnología solo por detrás de China y la India, que cuentan con una superficie de regadío mucho más elevada (ver Tabla 1).

Figura 4. *Evolución de la superficie regada según tipos de riego en España (2002-2013)*



**Superficie en miles de hectáreas.* *Fuente: Gómez-Limón, 2014*

Tabla 1. *Top 10 mundial de superficie agrícola con riego localizado*

País	Superficie regada	Riego localizado	% Riego localizado	Riego aspersión	% Riego aspersión	% Riego presurizado
China	65,870	5,270	8.0	3,730	5.7	13.7
India	62,000	1,897	3.1	3,045	4.9	8.0
España	3,636	1,793	49.3	885	24.3	73.7
EEUU	24,737	1,640	6.6	12,348	49.9	56.5
Brasil	5,797	621	10.7	3,857	66.5	77.3
Irán	8,570	594	6.9	802	9.4	16.3
Italia	2,420	423	17.5	959	39.6	57.1
Sudáfrica	1,670	365	21.9	920	55.1	77.0
Turquía	5,730	340	5.9	680	11.9	17.8
Australia	2,150	217	10.1	820	38.1	48.2

** Superficie en miles de hectáreas.*

Fuente: ICID, 2015.

Durante los últimos años el ritmo de inversión en modernización se ha frenado significativamente, consecuencia probablemente de la reducción en el gasto público adoptada tras el estallido de la crisis económica. Para el período 2010-2015 estaba prevista la denominada como *Estrategia Nacional para la Modernización Sostenible de los Regadíos Horizonte 2015*, la cual fue paralizada debido a la dificultades presupuestarias de algunas comunidades para cofinanciar este programa de actuaciones (Gómez-Limón, 2014).

Las actuaciones en materia de modernización de regadíos durante los años recientes se han limitado a aquellas que han podido contar con financiación de los fondos FEADER (Fondo Europeo Agrícola de Desarrollo Rural), instrumentalizado a través de los Planes de Desarrollo Rural (PDR) autonómicos. Estos programas siguen las directrices marcadas a nivel comunitario y deben ser aprobados por la Comisión Europea quien supervisa que los mismos se ajustan a la normativa comunitaria. En España estas inversiones han priorizado la optimización de la eficiencia hídrica en los sistemas de regadío, aunque las inversiones han sido mucho menores que en el período anterior (Gómez-Limón & Villanueva, 2017).

Para el nuevo período todo apunta a que la política de modernización de regadíos seguirá siendo uno de los ejes de la política agraria e hidráulica española, ya que tal y como presentó la ministra de agricultura y pesca, alimentación y medio ambiente del gobierno español Isabel García Tejerina en comparecencia en el congreso de los diputados en diciembre de 2016, "se impulsará la aprobación de la Estrategia Nacional de Regadío, centrada en su modernización, con el fin de adaptar la agricultura de regadío a los nuevos desafíos del cambio climático, con especial atención a la mejora de las eficiencias energética e hídrica" (www.mapama.gob.es).

Respecto a los fondos europeos para apoyar esta política, el reglamento que regula actualmente los fondos FEADER establece que las inversiones financiables en materia de modernización de regadíos existentes están condicionados a alcanzar un ahorro potencial de agua de entre un 5% y un 25%, mientras que cuando afecten a masas de agua cuyo estado haya sido calificado como inferior a bueno, se debe garantizar una reducción efectiva del uso de agua a la escala de la inversión de al menos el 50% del ahorro potencial, y si se trata de explotaciones, una reducción del volumen utilizado que ascienda a al menos el 50% del ahorro

potencial posibilitado por la inversión (Embid Irujo, 2017). En este nuevo marco, cabe esperar que el desarrollo de la futura política española de modernización de regadíos, que permita dar continuidad a las inversiones ya realizadas, así como acometer inversiones en las superficies pendientes de modernizar, se oriente hacia el ahorro efectivo de agua, ya que la gran mayoría de regadíos españoles afectan a masas de agua con estado inferior a bueno, lo que requerirá del desarrollo de herramientas de contabilidad del agua de riego y seguimiento de las políticas de modernización que permitan justificar esos ahorros (Gómez-Limón & Villanueva, 2017).

Sin embargo, a pesar de la incondicional defensa de los beneficios de las políticas de modernización de regadíos por parte de las Administraciones y entidades del sector agrícola, durante los últimos años numerosas investigaciones han cuestionado la viabilidad económica de las políticas de modernización de regadíos, su eficacia para hacer frente a la escasez hídrica y sus impactos sobre el medio ambiente (desarrollado en el apartado 2.2). Por este motivo, el análisis de los impactos de las políticas de modernización mediante la investigación teórica y empírica de sus efectos es un tema muy recurrente en la literatura científica reciente, algunas de las cuales han tenido cierta repercusión en recientes debates políticos sobre la modernización de regadíos y su papel en la planificación agrícola e hidrológica española.

1.2. Objeto del trabajo

En este contexto, con el presente trabajo se pretende contribuir al conocimiento existente acerca de la valoración de los efectos producidos por la modernización de los regadíos, en concreto a la valoración de los efectos en el balance hídrico y la producción a escala parcela derivados de la transición de riego por gravedad a riego localizado.

Tras un análisis del estado del arte de la temática en cuestión, se ha decidido valorar la aplicación de herramientas avanzadas de simulación agro-hidrológica, como son los modelos agro-hidrológicos y la teledetección. En futuras investigaciones, el uso de estas herramientas de simulación permitirá integrar y extrapolar los efectos en parcela a escalas de análisis más amplias.

Desarrollada la metodología y herramientas a utilizar, y tras una validación de las mismas en una parcela de control, se realizará su aplicación a un caso de estudio, obteniendo un análisis comparativo de parcelas abastecidas con riego por gravedad frente a parcelas modernizadas abastecidas mediante riego localizado pertenecientes a los sectores 23 y 24 de la Acequia Real del Júcar (ARJ) respectivamente. Para ello se recurren a estudios de campo y recopilación de información a partir de entrevistas con los administradores y otros usuarios, de forma complementaria al uso de las herramientas de simulación implementadas.

Con estos resultados se extraerán una serie de conclusiones acerca de los efectos de la modernización de las técnicas de aplicación de riego en los diferentes elementos del balance hídrico del riego a escala parcela, sus efectos en la producción de los cultivos y los ingresos obtenidos, así como reflexiones acerca de los efectos a escala global que produce el incremento de la eficiencia hídrica a escala parcela, y la contabilidad de los ahorros netos de la modernización.

1.3. Estructura del documento

El trabajo aquí presentado se ha estructurado en 6 bloques:

- **Bloque 1. Introducción.** En este apartado se incluye un resumen del contexto de la modernización de regadíos en España, con un breve repaso histórico del proceso y las políticas de modernización desarrolladas hasta la fecha, visión de la situación actual del regadío y perspectivas futuras de las políticas de modernización. Se presentan también en este apartado los objetivos del trabajo y la estructura del documento.

- **Bloque 2. Efectos de la modernización de regadíos, estado del arte.** En este apartado se presenta una revisión del estado del arte sobre los efectos de las políticas de modernización de regadíos, con una revisión de casos de estudio de ámbito internacional y nacional, y una recopilación de las principales herramientas para su análisis.

- **Bloque 3. Metodología.** En este apartado se desarrolla un modelo agro-hidrológico para resolución del balance hídrico diario en el sistema Suelo-Planta-Atmósfera y un algoritmo para estimación de evapotranspiración diaria mediante el procesamiento de imágenes satélite, presentando una serie de indicadores para contabilidad el agua de riego y valoración de los efectos hidrológicos de la modernización de regadíos.

- **Bloque 4. Caso de estudio, efectos de la modernización a escala parcela en la Acequia Real del Júcar.** La metodología desarrollada ha sido aplicada en la valoración de los efectos de la transición a riego localizado a escala parcela en la Acequia Real del Júcar. En este apartado se presenta una breve introducción al proceso de modernización de la Acequia Real del Júcar, una primera visión de los efectos producidos y se describe el proceso de obtención de los parámetros necesarios para la modelación agro-hidrológica.

- **Bloque 5. Resultados y discusión.** En este apartado se presentan y comentan los resultados de la simulación agro-hidrólogica del caso de estudio, comparando ambas metodologías, valorando los efectos de la modernización a escala parcela y obteniendo una primera aproximación sobre los efectos a escala global por extrapolación de los resultados en parcela.

- **Bloque 6. Conclusiones.** En este apartado se presentan las principales conclusiones respecto a las herramientas utilizadas y sobre su aplicación al caso de estudio, así como el planteamiento de limitaciones del estudio realizado y posibles líneas futuras de trabajo.

2. EFECTOS DE LA MODERNIZACIÓN DE REGADÍOS, ESTADO DEL ARTE

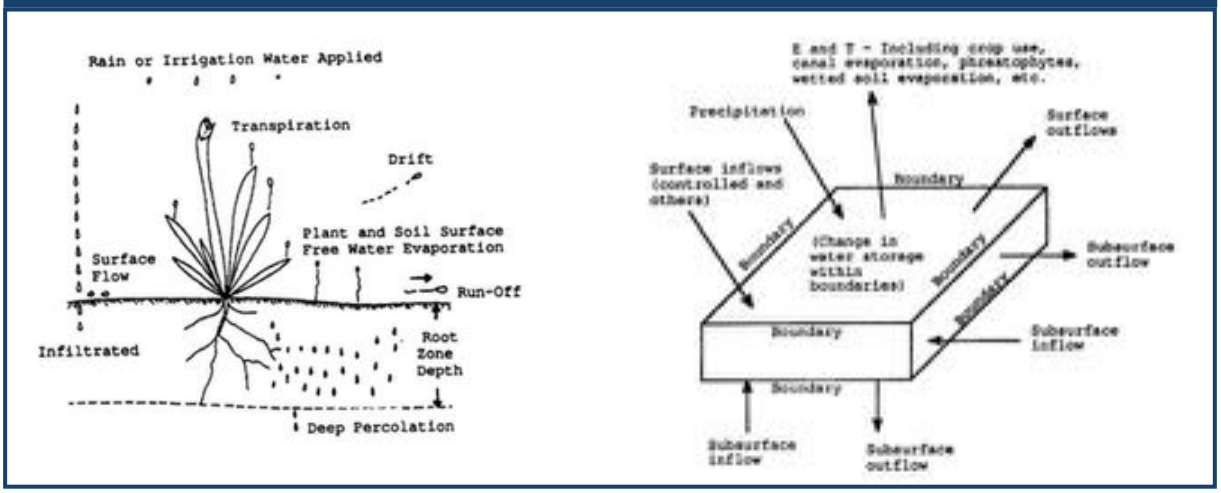
2.1. Hidrología del riego y concepto de eficiencia

Cuando el agua es aplicada a un cultivo, se produce un reparto del volumen aplicado a diferentes propósitos. Al conjunto de estas fracciones a las que se destina el agua aplicada a un cultivo se le denomina Balance Hídrico del sistema Suelo-Planta-Atmósfera (ver Figura 5).

Los principales componentes de este balance hídrico, tomando como referencia Burt et al. (1997), son:

- **Evaporación (E).** En este término incluye la evaporación producida en las masas de agua expuestas al aire libre (canales, balsas, etc), la evaporación del agua de lluvia o riego interceptada por las hojas de las plantas, y la evaporación producida desde la superficie del suelo humedecida.
- **Transpiración (T).** Volumen que pasa a través de las estomas de las plantas y acaban en la atmósfera en forma de vapor. La transpiración se reduce si la humedad disponible en la zona radicular es suficientemente baja y las raíces son incapaces de absorber suficiente agua, lo que afecta negativamente a la producción de biomasa generada por la planta. En esta situación se dice que el cultivo sufre **estrés hídrico**.
- **Evapotranspiración (ET).** Se obtiene como la suma de la evaporación y la transpiración. Asimismo, se define $\mathbf{ET_c}$ como la demanda evapotranspirativa máxima de un cultivo sin estrés hídrico.
- **Infiltración (F).** Volumen que fluye desde la superficie hacia el suelo.
- **Percolación profunda (DP).** Volumen infiltrado que fluye por debajo de la zona radicular y deja de estar disponible para ser aprovechado por el cultivo.
- **Escorrentía superficial (RO).** Volumen que no infiltra y fluye superficialmente fuera de la superficie de riego.

Figura 5. *Esquema del balance hídrico en el sistema Suelo-Planta-Atmósfera*



Fuente: Burt et al., 1997.

El concepto de eficiencia del riego o eficiencia global (**η_I**) relaciona el agua de riego realmente evapotranspirada por el cultivo (**ET**) respecto el agua extraída desde la captación (Keller & Keller, 1995). Esta eficiencia dependerá de la eficiencia en el transporte de agua a través la red principal o red en alta (**η_C**), de la eficiencia en la distribución de agua a través de las redes secundarias o red en baja (**η_D**) y de la eficiencia de aplicación del agua en la parcela (**η_A**), que dependerá del sistema de aplicación del riego, típicamente gravedad, aspersión o riego localizado.

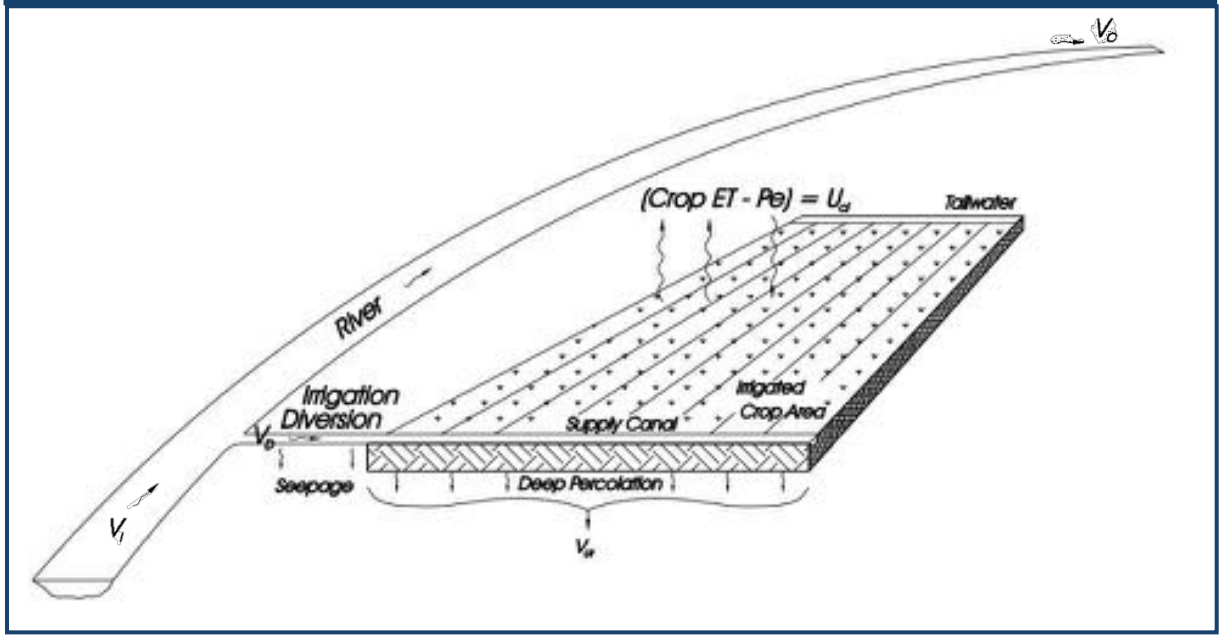
Por tanto, para abastecer a una determinada superficie agrícola será necesario extraer del sistema de recursos hídricos un volumen o demanda bruta (**D_g**) que equivaldrá a la demanda hídrica neta del usuario agrícola (**D_n**), obtenida por diferencia entre la demanda evapotranspirativa del cultivo (**ET_c**) y la precipitación efectivamente utilizada por el cultivo (**P_e**), dividida por la eficiencia global del usuario (**η_I**).

$$D_g = \frac{D_n}{\eta_I} = \frac{ET_c - P_e}{\eta_C \cdot \eta_D \cdot \eta_A} \qquad \text{(Eq. 2.1)}$$

De acuerdo con este concepto, para satisfacer una misma demanda agrícola neta, si se mejora la eficiencia en el transporte, la distribución o la aplicación, se reduce la demanda bruta y por tanto será necesario extraer un menor volumen de la fuente de suministro.

En un esquema hidrológico como el que vemos en la siguiente figura (Figura 6), al incrementar la eficiencia hídrica del usuario agrícola, reduciendo por ejemplo las pérdidas por filtraciones en el canal o las pérdidas por percolación en las parcelas regadas, se conseguiría reducir el agua derivada desde el río (*en la figura V_D*).

Figura 6. *Ejemplo 1, esquema hidrológico de una demanda agrícola sin reutilización*



Fuente: Keller & Keller, 1995.

Matemáticamente esta reducción en el agua derivada se podría calcular como:

- *Cambio en el volumen derivado al mejorar la eficiencia global:*

$$\eta_{I,2} > \eta_{I,1}$$

$$\Delta V_D = V_{D,1} - V_{D,2} = \frac{ET_c - P_e}{\eta_{I,1}} - \frac{ET_c - P_e}{\eta_{I,2}} = \frac{\eta_{I,2} - \eta_{I,1}}{\eta_{I,1} \cdot \eta_{I,2}} \cdot (ET_c - P_e) > 0 \qquad \text{(Eq. 2.2)}$$

- *Aumento de volumen relativo respecto el volumen derivado antes de la actuación:*

$$\frac{\Delta V_D}{V_{D,1}} = \frac{\frac{\eta_{I,2} - \eta_{I,1}}{\eta_{I,1} \cdot \eta_{I,2}} \cdot (ET_c - P_e)}{\frac{ET_c - P_e}{\eta_{I,1}}} = \frac{\eta_{I,2} - \eta_{I,1}}{\eta_{I,2}} = 1 - \frac{\eta_{I,1}}{\eta_{I,2}} \qquad \text{(Eq. 2.3)}$$

Según estos resultados, en un ejemplo donde se produzca una mejora de la eficiencia global de $\eta_{I,1} = 30\%$ a $\eta_{I,2} = 50\%$ se generaría una reducción del agua derivada del 40%. Utilizando el concepto clásico de eficiencia, no distinguiendo entre uso y consumo de agua, este resultado nos llevaría a afirmar que este volumen equivale a un ahorro de agua que genera un recurso adicional disponible para nuevos usos.

Para comprobar esta afirmación, se calcula por balance de masas, el cambio producido en el volumen disponible aguas abajo (*en la figura* V_O) por esa actuación de mejora de la eficiencia en el esquema de la anterior figura (Figura 6):

- *Volumen aguas abajo antes de la actuación:*

$$V_{O,1} = V_I - V_{D,1} = V_I - \frac{ET_c - P_e}{\eta_{I,1}} \qquad \text{(Eq. 2.4)}$$

- *Volumen aguas abajo después de la actuación:*

$$\eta_{I,2} > \eta_{I,1}$$

$$V_{O,2} = V_I - V_{D,2} = V_I - \frac{ET_c - P_e}{\eta_{I,2}} \qquad \text{(Eq. 2.5)}$$

- *Cambio en el volumen aguas abajo:*

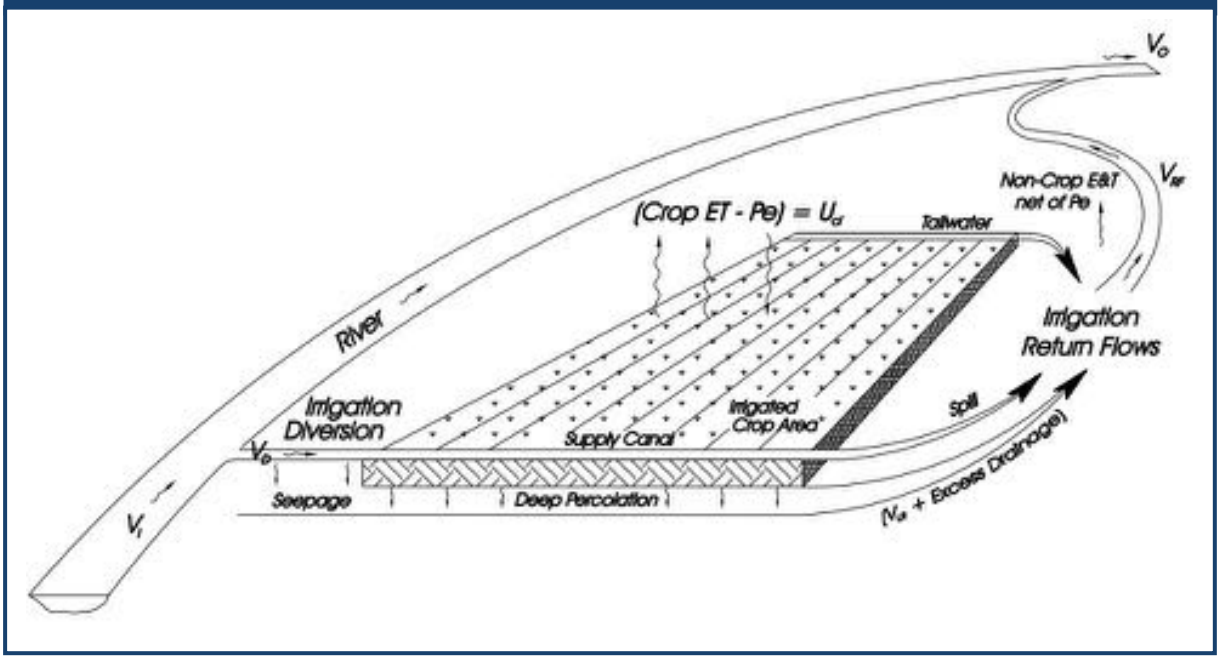
$$\Delta V_O = V_{O,2} - V_{O,1} = (V_I - V_{D,2}) - (V_I - V_{D,1}) = V_{D,1} - V_{D,2} = \Delta V_D \qquad \text{(Eq. 2.6)}$$

En este caso se obtiene que la actuación de mejora de la eficiencia aumenta el recurso disponible aguas abajo en una cantidad igual al descenso en el agua extraída, y por tanto es

cierta la hipótesis anterior que considerar el ahorro en la extracción como un recurso extra para disponible para otros usuarios.

Consideremos ahora un esquema como el de esta otra figura (Figura 7), esquema habitual en algunas zonas regables. Se puede comprobar que en este caso las pérdidas en el transporte o la aplicación del riego acaban retornando al propio río del que se abastecen (*en la figura* V_{RF}).

Figura 7. *Ejemplo 2, esquema hidrológico de una demanda agrícola con reutilización*



Fuente: Keller & Keller, 1995.

Calculando en este caso el cambio en el volumen disponible aguas abajo (*en la figura* V_O) por balance de masas se obtiene:

- *Volumen aguas abajo antes de la actuación:*

$$V_{O,1} = V_I - V_{D,1} + V_{RF,1} = V_I - \frac{ET_c - P_e}{\eta_{I,1}} + \frac{ET_c - P_e}{\eta_{I,1}} \cdot \left(1 - \eta_{I,1}\right) = V_I - (ET_c - P_e) \qquad \text{(Eq. 2.7)}$$

- *Volumen aguas abajo después de la actuación:*

$$\eta_{I,2} > \eta_{I,1}$$

$$V_{O,2} = V_I - V_{D,2} + V_{RF,2} = V_I - \frac{ET_c - P_e}{\eta_{I,2}} + \frac{ET_c - P_e}{\eta_{I,2}} \cdot \left(1 - \eta_{I,2}\right) = V_I - (ET_c - P_e) \qquad \text{(Eq. 2.8)}$$

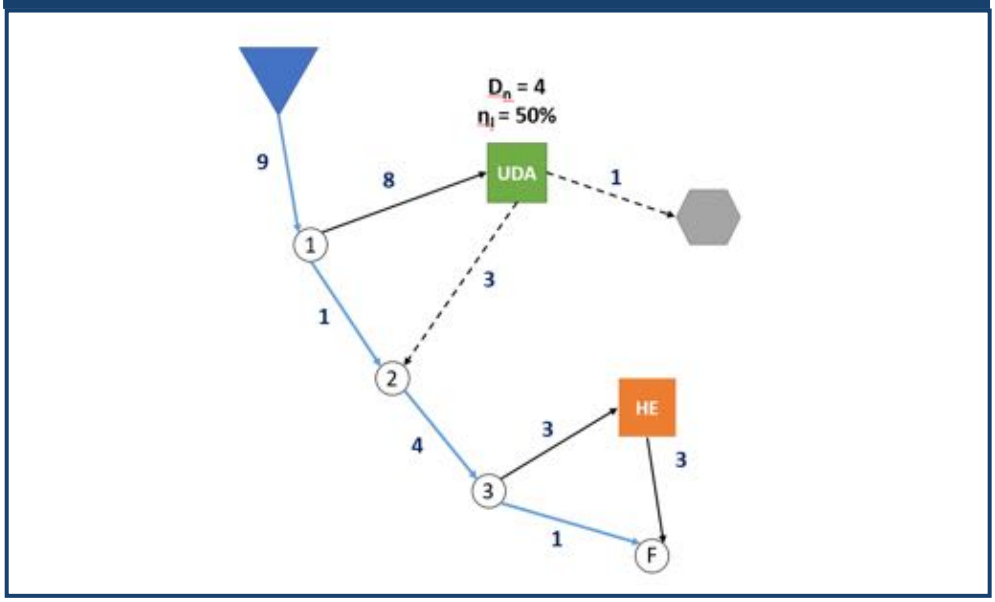
- *Cambio en el volumen aguas abajo:*

$$\Delta V_O = V_{O,2} - V_{O,1} = \left(V_I - (ET_c - P_e)\right) - \left(V_I - (ET_c - P_e)\right) = 0 \qquad \text{(Eq. 2.9)}$$

En esta ocasión, se comprueba como a pesar de mejorar la eficiencia del uso, el cambio en el volumen disponible aguas abajo es nulo. Por tanto, en un esquema como el de este ejemplo, no sería cierta la afirmación anterior en base al concepto clásico de eficiencia, ya que a pesar de reducirse el volumen de agua extraída al mejorar la eficiencia global del riego, no se aumenta la disponibilidad de recursos aguas abajo y por tanto no se genera un recurso extra.

En este otro ejemplo (Figura 8), similar a los que se proponen en Whittlesey (2003), se muestra un esquema simplificado de un sistema de recursos hídricos ficticio, que cuenta con un embalse en cabecera (representado con un triángulo), dos demandas (representadas con un cuadrado) y un humedal (representado con un hexágono). En primer lugar, existe una demanda agrícola (UDA) que capta el agua en el nudo 1, con una demanda neta de 4 unidades y una eficiencia del 50%, donde de las 4 unidades de pérdidas, 3 unidades retornan al río en el nudo 2 y la unidad restante acaba en el humedal. Por tanto, para abastecer esta demanda bruta y mantener un caudal ecológico en el río de 1 unidad será necesario abastecer desde el embalse un volumen de 9 unidades. Aguas abajo existe una central hidroeléctrica (HE) que capta el agua en el nudo 3 y la devuelve en el nudo final, pudiendo derivar el máximo volumen de agua siempre y cuando se respete el caudal ecológico del río, en este caso 3 unidades.

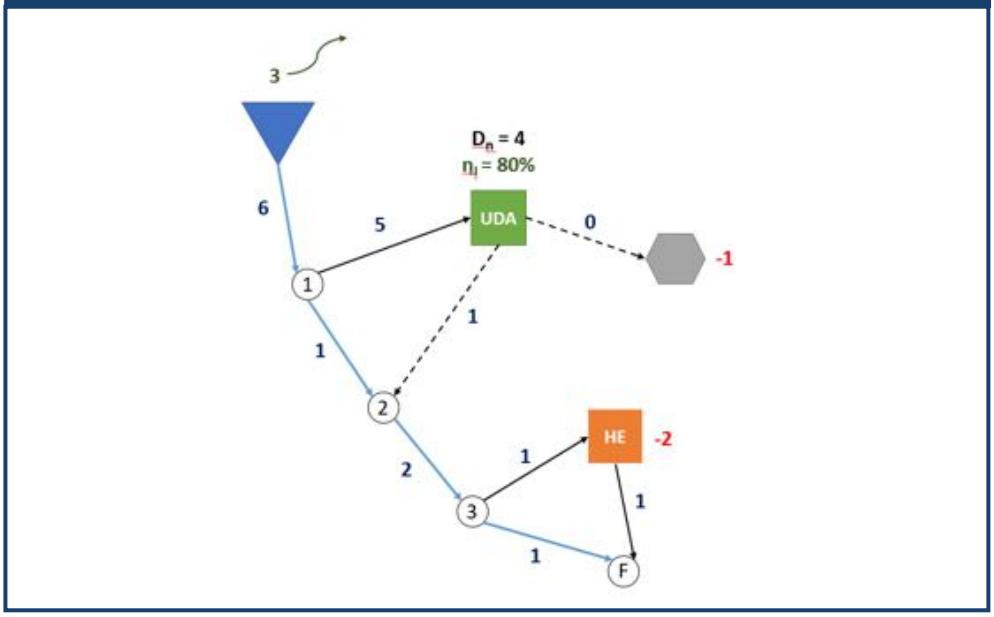
Figura 8. *Ejemplo 3, sistema de recursos hídricos simplificado en situación inicial*



Suponemos ahora que se lleva a cabo una actuación para mejora de la eficiencia en el uso agrícola, aumentándola del 50% al 80%. De acuerdo con el concepto clásico de eficiencia, la demanda bruta del usuario agrícola pasaría a ser de 5 unidades, con lo que se reduciría el volumen a aportar desde el embalse a 6 unidades y se generaría un ahorro de 3 unidades,

disponible como recurso adicional para otros usos. Sin embargo, tal y como podemos comprobar en el esquema de la siguiente figura (Figura 9), al introducir esta mejora en la eficiencia también se produce un cambio en los volúmenes de retorno, con lo que se elimina el abastecimiento al humedal, y se reduce a 1 unidad el volumen aprovechable por la central hidroeléctrica, como consecuencia de la reducción en el volumen que llega a la toma de la central.

Figura 9. *Repercusiones de la mejora de la eficiencia de la UDA en el Ejemplo 3*



Se puede comprobar como no se está produciendo en el sistema ahorro alguno, ya que las 3 unidades que se dejan de desembalsar corresponden realmente con una reducción de 1 unidad en el volumen aportado al humedal y 2 unidades que dejan de turbinarse en la central, que incluso podrían volver a utilizarse tras su devolución al río en caso de que existieran más usos aguas abajo. Por tanto, el ahorro potencial de 3 unidades generado gracias a la mejora de la eficiencia del riego no produce en este caso ahorro real o neto alguno, ya que se trata de una redistribución inesperada de recursos que ha afectado a terceros usuarios del sistema.

Mediante estos ejemplos se evidencia como el concepto clásico de eficiencia no es válido para su aplicación en políticas a gran escala que tengan como objetivo el ahorro de agua. Esto es debido a lo que se conoce como efecto multiplicador del agua (Keller & Keller, 1995), que se define como la capacidad que tienen los sistemas de recursos hídricos para hacer múltiples usos de un mismo volumen de agua. Este efecto multiplicador genera que la eficiencia global del sistema sea superior a la eficiencia individual de los usos que lo componen. La extrapolación a la escala cuenca del concepto clásico de eficiencia ignora este efecto, la posible reutilización de los retornos de riego dentro de la cuenca, y puede inducir a considerar ahorros de agua "en el papel" derivados de actuaciones de mejora de la eficiencia superiores a los ahorros reales.

Alternativamente, Keller & Keller (1995) presentan el concepto de Eficiencia Efectiva, que tiene en cuenta aspectos como la reutilización de los retornos en la cuenca y cambios en la calidad de las aguas, como alternativa a la eficiencia clásica del riego para valoración de políticas de mejora de la eficiencia para conservación de agua.

En la línea de Keller & Keller (1995) encontramos investigaciones como Seckler (1996), Burt et al. (1997), Allen et al. (2003), Whittlesey (2003) y Perry (2007) que reflexionan acerca del concepto de eficiencia en el riego. Al igual que Keller & Keller (1995), estos estudios reafirman las diferencias entre la eficiencia a escala global y local, donde ineficiencias importantes a escala local pueden llevar asociadas sin embargo eficiencias elevas a escala global debido a la reutilización interna de los retornos de riego, así como la necesidad de planificar las políticas de modernización desde la perspectiva de la eficiencia global.

Allen et al. (2003) añade reflexiones sobre las condiciones en las que las políticas de modernización de regadíos van a ser más favorables, donde destacan el papel relevante de la determinación de las distintas componentes del uso agrícola del agua. Asimismo, Whittlesey (2003) concluye que, en función de las circunstancias específicas de cada caso, la mejora de la eficiencia del riego puede derivar en una ahorro de agua para ciertos usuarios pero un descenso en el agua disponible para otros, en especial los ubicados en la parte baja de la cuenca.

Con el objetivo de llevar a cabo una contabilidad adecuada del agua de riego estos autores proponen una distinción en dos tipos de usos: aquellos con potencial para ser utilizados múltiples veces, denominados como usos no consuntivos, y aquellos que solo permiten un único uso, denominados como usos consuntivos. En el caso del regadío, un uso consuntivo sería por ejemplo la transpiración del cultivo o la evaporación del agua en el suelo de la parcela, mientras que un uso no consuntivo correspondería con el volumen que se pierde por percolación profunda bajo la zona radicular de la vegetación en la aplicación de riego. A su vez, la parte no consuntiva del uso puede ser diferenciada entre reutilizable, cuando realmente es aprovechada por otro usuario del sistema, o no reutilizable, cuando el retorno acaba en un acuífero salino, o no es reaprovechable por su baja calidad.

Por otra parte, se puede hacer una segunda clasificación del uso de agua en el regadío en función de si se destina a un proceso voluntario que produce un beneficio para el cultivo, o en cambio a un proceso indeseado que no produce beneficio alguno. Estas fracciones se distinguen respectivamente como uso beneficioso y uso no beneficioso (o también como productivo y no productivo).

En la siguiente tabla (Tabla 2), adaptada a partir de Allen et al. (2003), se muestra una clasificación de los diferentes componentes a los que se destina el agua derivada para uso agrícola, en función de las tipologías de uso descritas. En esta clasificación se define como consumo de agua al uso consuntivo, como retornos al uso no consuntivo, y como agotamiento de agua a la suma del consumo de agua y los retornos no reutilizables. A partir de esta clasificación, una actuación que genere una reducción del agotamiento de agua, es decir una reducción del consumo o del retorno no reutilizable, generará un aumento del recurso disponible en el sistema, mientras que una actuación que reduzca los retornos reutilizables no aumentará la supondrá una menor disponibilidad para los usuarios que utilizan este volumen.

La caracterización de balance hídrico del riego en base a esta clasificación permitirá una orientación más eficaz de las políticas agrarias que buscan mejorar la eficiencia en el uso del agua y la productividad agrícola. Asimismo, constituye una herramienta de contabilidad adecuada para valorar y cuantificar los efectos reales de estas políticas.

Tabla 2. *Clasificación de los diferentes componentes del balance hídrico del sistema Suelo-Planta-Atmósfera*

<table>
<tr><td>• Transpiración del cultivo.
• Agua almacenada en el suelo o en superficie.</td><td>• Percolación profunda para control de salinidad no reutilizable.</td><td>• Percolación profunda para control de salinidad reutilizable.</td><td>USOS BENEFICIOSOS</td></tr>
<tr><td>• Transpiración de malas hierbas.
• Evaporación.</td><td>• Percolación profunda no reutilizable por su calidad.
• Percolación profunda, escorrentía superficial o descargas a sumideros salinos.</td><td>• Percolación profunda, escorrentía superficial o descargas reutilizables.</td><td>USOS NO BNEFICIOSOS</td></tr>
<tr><td rowspan="2">USO CONSUNTIVO</td><td colspan="2">USO NO CONSUNTIVO</td><td rowspan="2"></td></tr>
<tr><td>NO REUTILIZABLE</td><td>REUTILIZABLE</td></tr>
<tr><td rowspan="3">CONSUMO DE AGUA</td><td colspan="2">RETORNOS</td><td rowspan="3"></td></tr>
<tr><td>RETORNO NO REUTILIZABLE</td><td rowspan="2">RETORNO REUTILIZABLE</td></tr>
<tr><td colspan="2">AGOTAMIENTO DE AGUA</td></tr>
<tr><td colspan="4">USO DE AGUA</td></tr>
</table>

Basado en Allen et al., 2003

2.2. Revisión de casos de estudio en el ámbito internacional

El análisis de los efectos de la modernización del regadío, entendiendo esta como aquellas actuaciones que tienen por objeto la mejora en la eficiencia hídrica del uso agrícola del agua, y en especial su potencial aplicación como medida política para la conservación de recursos hídricos naturales, ha sido una cuestión muy debatida y con amplio recorrido en la literatura científica. A continuación, se presenta una breve descripción de las principales investigaciones tanto nacionales como internacionales en materia de efectos de la modernización.

Se podría decir que las primeras investigaciones relevantes al respecto comenzaron a desarrollarse entre finales de la década de los 80 y principios de los 90, con Ariel Dinar, David

Zilberman y Margriet Caswell de la Universidad de California como principales pioneros en este campo. Estas primeras investigaciones se basaban en la aplicación de modelos económicos de optimización para simular la adopción de diferentes tecnologías de riego por los agricultores. Estos análisis, que fueron aplicados en diferentes casos de estudio principalmente en California, llegaron a diversas conclusiones interesantes, entre ellas la gran dependencia de los efectos de la modernización respecto las particularidades de cada explotación (coste del agua, calidad del suelo, características del drenaje, etc), llegando a encontrar situaciones en las que el uso de una tecnología de riego más eficiente generaba un incremento en el uso de agua (Dinar & Zilberman, 1991 ; Dinar et al., 1992).

Respecto a los efectos de la modernización en los parámetros hidrológicos del riego, cabe destacar la investigación llevada a cabo por el *Irrigation Training and Research Center* de la *California Polytechnic State University* (EEUU) en 2002: *Evaporation from Irrigated Agricultural Land in California* (Burt et al., 2002). En esta investigación se utilizan modelos agro-hidrológicos, basados principalmente en FAO-56 (Allen et al., 2006), caracterizados, calibrados y aplicados para diferentes tecnologías de riego en zonas de estudio ubicadas en California (EEUU). De la comparación de las tecnologías de riego, se obtienen los resultados que se resumen en las Tablas 3 y 4, que representan respectivamente los resultados anuales medios obtenidos para cultivo de algodón en el *Central San Joaquin Valley* y cultivos herbáceos cerca de *Salinas*.

Tabla 3. *Resultados anuales medios de ET para cultivo de algodón en Central San Joaquin Valley*

Método de riego	Evap. Riego	Evap. Precip.	Transpiración	ET parcela
Gravedad	2.5	5.4	29.1	37.0
Aspersión	2.9	5.4	29.4	37.6
Localizado	1.5	5.4	30.4	37.3

** Resultados de evaporación debida al riego, evaporación debida a la precipitación, transpiración total y evapotranspiración total en pulgadas para un año medio.*

Fuente: Burt et al., 2002.

Tabla 4. *Resultados anuales medios de ET para cultivo hortícola cerca de Salinas*

Método de riego	Evap. Riego	Evap. Precip.	Transpiración	ET parcela
Gravedad	5.1	5.4	14.4	25.0
Aspersión	5.1	5.4	13.6	24.1
Localizado	4.0	5.7	13.1	22.7

** Resultados de evaporación debida al riego, evaporación debida a la precipitación, transpiración total y evapotranspiración total en pulgadas para un año medio.*

Fuente: Burt et al., 2002.

A raíz de la aparición a escala global de una tendencia hacia las políticas públicas de promoción de la mejora de la eficiencia hídrica de los regadíos como medida de reducción de la presión sobre los recursos hídricos naturales, aparecen un gran número de investigaciones que analizan su efectividad.

En la siguiente tabla (Tabla 5) se resumen los casos de estudio más destacados en el ámbito internacional, seguido de una breve descripción de cada uno de ellos.

Tabla 5. *Tabla resumen de los principales casos de estudio de efectos de la modernización de regadíos de ámbito internacional*

Caso de estudio	Objetivos	Método de análisis	Conclusiones principales	Referencias
Oregon agricultural water conservation statute (EEUU)	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Modelo agro-económico	Incremento del consumo, redistribución inintencionada de agua y pérdida de efectividad económica de la asignación.	Huffaker & Whittlesey (2000)
Río Maipo (Chile)	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Modelo agro-hidroeconómico	Reducción de las extracciones, pero mayor demanda y consumo por mayor productividad del agua.	Cai at al. (2003)
Acuífero *North China Plain* (China)	Diagnóstico sobre el agotamiento del acuífero	Modelo agro-hidrológico y Modflow	Reducción de extracciones, consumo similar y reducción de recarga. No hay ahorro neto.	Kendy et al. (2003)
Río Maipo (Chile)	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Modelo agro-hidroeconómico estocástico	Mayor incertidumbre hidrológica genera mayor beneficio del riego eficiente.	Cai & Rosegrant (2004)
Kansas High Plains (EEUU)	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Modelo agro-económico	Reducción de las extracciones del acuífero.	Peterson & Ding (2005)
New Cache La Poudre Irrigation Company (Colorado, EEUU)	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Modelo agro-económico	Reducción de las extracciones, incremento en el consumo y reducción de los retornos de riego.	Scheierling at al. (2006)
Resolución analítica	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Modelo agro-económico	Con gran porcentaje de reutilización de los retornos no se producen ahorros efectivos y se redistribuye el agua.	Huffaker (2008)
Upper Rio Grande Basin (EEUU)	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Modelo agro-hidroeconómico	Aumento del consumo por intensificación de los cultivos, pero mayor productividad y garantía hídrica. Efectos negativos para usuarios aguas abajo.	Ward & Pulido-Velazquez (2008)
Murray-Darling Basin (Australia)	Políticas de promoción de la eficiencia del riego vs Mercados del agua	Modelo agro-económico	Mercados del agua requieren menor inversión y aportan mayores beneficios ambientales.	Qureshi at al. (2010)
Rio Grande Basin (EEUU)	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Modelo agro-hidroeconómico + escenarios hidrológicos	Mayor producción, mayor ingreso y reducción de extracciones, pero mayor consumo.	Dagnino & Ward (2012)

Caso de estudio	Objetivos	Método de análisis	Conclusiones principales	Referencias
Marchfked (Australia).	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego y políticas de precios	Modelo agroeconómico + cambio climático	Sin subvención es más beneficioso el riego por aspersión, con subvención mejor el riego localizado. Con precios se retrasa la mejora de la eficiencia del riego.	Heumesser et al. (2012)
Cuenca de drenaje del mar de Aral	Cuantificar ahorros reales de la mejora de la eficiencia del riego a escala cuenca	Modelo agro-hidrológico distribuido	Ahorro efectivo 40% del ahorro en el uso. Mayores ahorros efectivos en las partes bajas (80%) que en las altas (20%).	Törnqvist & Jarsjö (2012)
Río Colorado (México)	Efectos de la mejora de la eficiencia del riego en el delta del río Colorado	Teledetección	Incremento de la fracción consumida y reducción en los aportes a las zonas húmedas.	Carrillo-Guerrero et al (2013)
Eastern Snake Plain (Idaho, EEUU)	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Modelo agro-económico	Incremento del consumo por mayor productividad del agua.	Contor & Taylor (2013)
Kansas High Plains (EEUU)	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Modelo agro-económico	Incremento del consumo por cambio de cultivos y aumento de la superficie. Mayores extracciones del acuífero.	Pfeiffer & Lin (2014)
Imperial Valley (California, EEUU), Cuenca del Limarí (Chile) y Cuenca del Guadiana (España y Portugal)	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Comparativa empírica pre y post modernización	Incrementos en la superficie regada, reducción de aportaciones a usos aguas abajo y reasignación de ahorros a nuevos usos consuntivos.	Scott et al. (2014)
Río *Zarrineh Rud* (Irán)	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Modelo agro-hidrológico distribuido (SWAT)	Mejora de la productividad. Igual ET pero reducción de los retornos de riego. Reducción de los niveles del acuífero.	Ahmadzadeh et al. (2015)
Murray-Darling Basin (Australia)	Estudio de efectos de políticas de promoción de la eficiencia del riego	Modelo agro-económico	Mayores garantías en años secos pero incremento en el consumo.	Loch & Adamson (2015)
Varios	Revisión de casos de estudio	Varios	No hay evidencias de ahorro en el consumo, reducción de retornos a masas naturales,	Perry & Steduto (2017)

Huffaker & Whittlesey (2000) utilizan un modelo de optimización de asignaciones, incluyendo los retornos, donde la parte agronómica (producción y eficiencia) se resuelve a partir del ajuste de funciones empíricas, utilizado para simular el comportamiento general de una política de promoción del ahorro de agua en la agricultura. En su aplicación al *Oregon agricultural water conservation statute (1994)*, llegan a la conclusión de que en sistemas con un gran aprovechamiento de los retornos de riego, como sucede en el caso analizado, la reducción en el agua extraída no es representativa del agua ahorrada, observándose un aumento en el uso consuntivo del agua y un descenso de los retornos que abastecen a los usuarios ubicados aguas abajo. Asimismo, advierten de que el definir en la legislación el agua ahorrada en términos de agua extraída puede generar elevados intercambios inesperados entre los usuarios ubicados aguas abajo y aguas arriba, lo que disminuye la eficiencia económica de la explotación del sistema de recursos hídricos.

Cai at al. (2003) llevan a cabo un análisis de las implicaciones de diversas políticas, entre ellas la mejora de la eficiencia del riego, a escala cuenca, haciendo uso de modelos hidro-económicos, basados en los modelos económicos de optimización de Dinar et al. (1992) junto con modelos del sistema de explotación, y utilizando conceptos de eficiencia efectiva de Keller & Keller (1995), aplicado al caso de estudio la cuenca del río Maipo en Chile. En este caso utilizan los conceptos de Burt et al. (1997) para la obtención de la eficiencia a escala parcela, pero no específica los procedimientos utilizados para el cálculo de los parámetros agronómicos y de producción. Respecto a las actuaciones de mejora de la eficiencia del riego, esta investigación llega a la conlusión de que el incremento en la eficiencia del riego afecta negativamente a los caudales ecológicos como consecuencia de un aumento en el consumo de agua, a pesar de producirse una reducción de las extracciones de agua. Esto se justifica debido a que el incremento en la productividad del agua genera un incremento en la demanda. Por otra parte se observa que la eficiencia a escala cuenca (eficiencia efectiva) mejora en menor medida que la eficiencia a escala parcela a medida que se acomenten actuaciones de mejora de la eficiencia en el transporte y ditribución del agua de riego.

Kendy et al. (2003) elaboran una investigación sobre las causas del descenso en los niveles del acuífero del *North China Plain* (China) durante el período 1949-2000, aplicando un modelo de balance hídrico que tiene en cuenta la interacción riego-acuífero. En este caso, a partir de la década de los 70 el gobierno desarrolló una política de promoción de la eficiencia del riego que permitió reducir el agua extraída del acuífero en más de un 50%. A pesar de esta estrategia, los niveles del acuífero continuaron descendiendo drásticamente. Tras esta investigación llegan a la conclusión de que el fracaso de esta política se produjo debido a que la mejora de la eficiencia del riego no produjo efecto alguno en la evapotranspiración de los cultivos, siendo la reducción en el agua aplicada equivalente a la reducción del exceso de riego, que percolaba y recargaba el acuífero. Por tanto, aunque se redujeran las extracciones, no se produjo un descenso del volumen neto extraído del acuífero.

Cai & Rosegrant (2004) llevan a cabo una análisis similar a Cai at al. (2003), introduciendo en este caso la incertidumbre hidrológica en su análisis mediante el uso de modelos hidrológicos estocásticos. De su aplicación en la cuenca del río Maipo en Chile esta investigación concluye que a medida que los cultivos tienen un valor más elevado, es más

provechoso el uso de tecnologías más eficientes de riego, mientras que la incertidumbre hidrológica genera que sea más beneficioso adoptar tecnologías eficientes respecto los resultados obtenidos de un modelo determinista.

Peterson & Ding (2005) desarrollan un modelo económico de optimización del agua aplicada a escala parcela, utilizando un modelo estocástico de precipitación para incluir la incertidumbre, y aplicado al caso de la producción de maíz en *Kansas High Plains* (EEUU). Para la producción calibran una función empírica discretizada en cuatro etapas: *preplant, vegetative, flowering* y *ripening*. En este caso la investigación concluye que la mejora de la eficiencia del riego permite reducir el uso de agua y el agua extraída del acuífero del que se abastecen. No obstante, en este caso no se hace una diferenciación entre uso consuntivo y no consuntivo, y por tanto se está despreciando la posible reducción en los retornos de riego que abastecen al acuífero como consecuencia de la mejora de la eficiencia.

Scheierling at al. (2006) utilizan un modelo económico de optimización que incorpora un modelo agro-hidrológico formulado por Cardon & Letey (1992) con el que se obtienen los valores de agua aplicada, agua consumida, y producción como función de los valores de evapotranspiración simulados. Asume una eficiencia según el tipo de riego para la obtención de la percolación profunda y el riego neto. Realizan una aplicación de este modelo para diferentes niveles de inversión con fondos públicos y 4 escenarios con diferentes políticas de modernización. Como resultados obtienen que el consumo de agua aumenta, entre un 5% si se permite el aumento de la superficie, y menos del 0,5% si no se permite. Por su parte el agua extraída se reduce entre un 18% y un 35%, mientras que los retornos se reducen entre un 50% y un 80%. Llegan a la conclusión de que las políticas de financiación pública para mejorar la eficiencia del riego no son adecuadas para reducir el uso consuntivo del agua, que incluso se incrementa si no se limita la concesión o si se permite ampliar la superficie regada. No obstante, cuando los retornos de riego acaben en una fuente no aprovechable, la subvención pública de esta transición tecnológica puede ser favorable, generando ahorros de agua disponible para otros usuarios.

Huffaker (2008) destaca que existen evidencias a escala global del fracaso de las políticas de promoción de la mejora en la eficiencia del riego, que en ocasiones incluso ha generado un incremento del consumo de recursos naturales. Cita casos como el de *North China Plain* (Kendy et al., 2003). Este estudio desarrolla un modelo de optimización similar a los anteriores, pero en este caso lo resuelve de manera analítica en lugar de aplicarlo a un caso concreto. A partir de esta solución analítica define cualitativamente tres casos posibles, planteados para dos tipos de sistemas, *escape flow* y *return flow*, caracterizados por un 0% y un 100% de reutilización de retornos respectivamente. A partir de estos resultados concluye que la estimación de los ahorros derivados de la mejora de la eficiencia del riego es una cuestión compleja con muchas posibles soluciones que dependen de cada caso concreto, afirmando que es necesario que los responsables políticos tengan en cuenta principios adecuados para contabilizar los ahorros generados y las posibles repercusiones accidentales sobre terceros usuarios. Finalmente afirma que en sistemas con una gran proporción de reutilización de los retornos la única posibilidad para ahorrar agua es reducir la parte consuntiva del uso.

Ward & Pulido-Velazquez (2008) desarrollan un modelo hidro-económico de optimización, combinando factores ambientales, hidrológicos, agronómicos, económicos, políticos e institucionales, con escala anual, aplicado al análisis de los efectos de subsidios para la modernización de regadíos en *Upper Rio Grande Basin* (EEUU). Para los parámetros agronómicos y de producción utilizan datos empíricos, asumiendo por ejemplo que el riego por goteo evapotranspira un 2,5% más que el riego por gravedad. El estudio concluye que la financiación pública de la modernización puede suponer una reducción del suministro para los usuarios aguas abajo, usos ambientales y futuros usuarios. Así mismo esta política puede implicar una transición a cultivos más intensivos y mayores producciones, generando un aumento del consumo. Sin embargo, destaca el papel del uso de técnicas eficiencia de riego en otros factores como la seguridad hídrica y el aumento de la productividad. Finalmente, recomiendan mejorar la contabilidad del agua y la transición hacia la definición de los derechos de los usuarios en función del agua consumida y no en términos de agua aplicada, evitando así que los ahorros en el agua aplicada puedan utilizarse en otros usos, aumentando el consumo a escala cuenca.

Qureshi at al. (2010) analizan mediante modelos económicos de optimización los efectos de dos políticas de conservación de recursos naturales para uso ambiental, subsidios para la mejora de la eficiencia del riego y mercados del agua, aplicados a una parte del *Murray-Darling Basin* (Australia). Asumen ciertas hipótesis respecto a la distribución del uso consuntivo y no consuntivo del agua aplicada, y realizan un análisis de sensibilidad con diferentes porcentajes de reutilización de los retornos de riego. A partir de esta investigación llegan a la conclusión de que los mercados del agua resultan menos costosos y permiten obtener un volumen mayor para usos ambientales que la promoción de la eficiencia del riego, cuya diferencia se acentúa a medida que aumenta el grado de aprovechamiento de los retornos. Incluso recalca que con altos porcentajes de reutilización de los retornos las políticas de modernización pueden resultar en una menor disponibilidad de agua para usos ambientales.

Dagnino & Ward (2012) desarrollan un modelo hidro-económico de optimización aplicado para medir los ahorros de agua generados por una política de subsidios a la transición a riego localizado en *Rio Grande Basin* (EEUU), utilizando dos escenarios hidrológicos: normal y seco. Como conclusiones del estudio recalcan que los subsidios al uso de riego localizado permiten un incremento de los ingresos de los agricultores, incrementan la producción, incrementan el valor de la producción agrícola y reduce la cantidad de agua aplicada. Sin embargo, el incremento de la producción supone un incremento de la evapotranspiración que puede derivar en un mayor agotamiento de los recursos naturales. Por ello, recomiendan que las autoridades responsables de administrar los derechos del agua ofrezcan estos subsidios como recompensa a las reducciones en el uso de agua, evitando así que se incrementen las extracciones. Asimismo, sostienen que una mayor financiación de la modernización de regadíos deriva en un incremento del coste de escasez del agua, lo que implica una mayor demanda del recurso.

Heumesser et al. (2012), en la línea de Cai & Rosegrant (2004) y Peterson & Ding (2005), utilizan un modelo económico de optimización estocástico, incluyendo como novedad escenarios estadísticos de cambio climático. Asimismo, utilizan el modelo agro-hidrológico

EPIC para la simulación de los parámetros agronómicos. Con este modelo, analizan los efectos de dos políticas de conservación del agua en la agricultura, precios y subsidios a la mejora de la eficiencia, en un caso de estudio ubicado en la región de *Marchfked* (Australia). Utilizan como posibles tecnologías de riego eficiente a adoptar por los agricultores el riego localizado y el riego por aspersión, diferenciados para dos tipos de rotación de cinco cultivos y dos tipologías de suelo (más y menos fértil) a modo de análisis de sensibilidad. Como resultados obtienen que, sin aplicar ninguna acción política, el riego por aspersión es más beneficioso que el riego localizado, el cual es inviable sin subsidios, lo que provoca una transición a corto plazo hacia el riego por aspersión. Las políticas de subvención a la modernización del regadío generan una preferencia y gran expansión del riego localizado a corto plazo con 90% de subsidio, y a corto-medio plazo con un 50-90% del subsidio. En cambio, las políticas de precios no promocionan el uso de riego localizado y retrasan al medio plazo la adopción del riego por aspersión.

Törnqvist & Jarsjö (2012) utilizan un modelo hidrológico distribuido del *Aral Sea drainage basin* (Asia Central) para cuantificar los ahorros reales producidos por el uso de técnicas más eficientes de riego, comparando dos escenarios: con limitación de la superficie y con limitación de la producción. Los parámetros agronómicos se obtienen en base a resultados empíricos de otras investigaciones en la zona de estudio. A través de este estudio se llega a la conclusión de que la transición a riego localizado en este caso, supone un ahorro de agua neto de hasta 4.000 hm^3 anuales si se limita la superficie, y hasta 6.000 hm^3 anuales si se limita la producción, valores inferiores a los ahorros en el agua aplicada que ascienden a 10.000 hm^3/año y 12.000 hm^3/año respectivamente, como consecuencia de la reutilización parcial de los retornos de riego. Asimismo, representan la proporción de los ahorros en el agua aplicada que resultan en ahorros netos a escala global, relación bautizada como *Water saving efficiency*, para las diferentes subcuencas, llegando a la conclusión que la eficiencia en las zonas altas, con valores que llegan a ser inferiores al 20%, es mucho menor que en las zonas bajas, donde se puede llegar a alcanzar el 80%, resultando en una eficiencia global de aproximadamente el 40% en este caso de estudio.

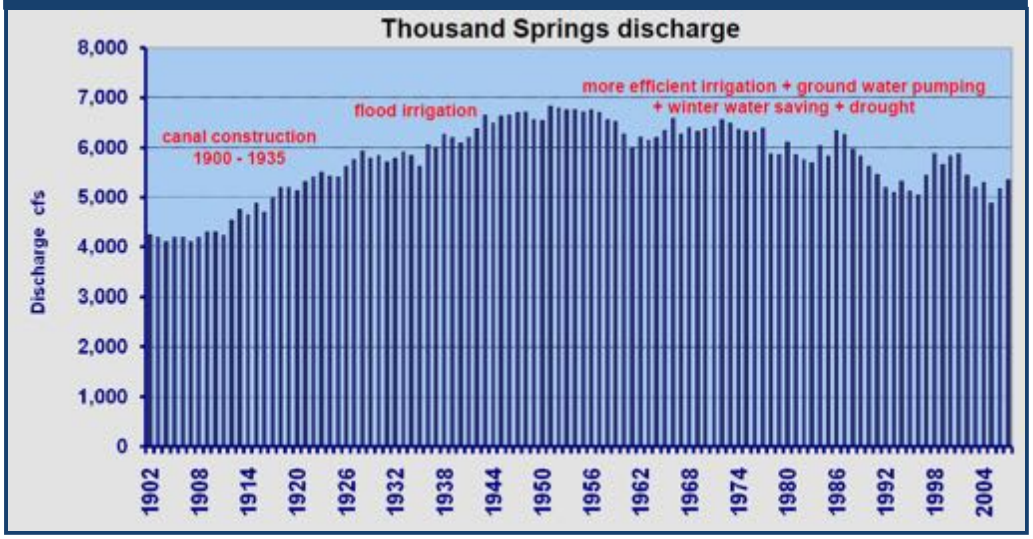
Carrillo-Guerrero et al (2013) llevan a cabo un análisis de los efectos de la mejora de la eficiencia del riego en el balance hídrico de las zonas húmedas del delta del río Colorado. Haciendo una recopilación de datos oficial combinados con el uso de técnicas de teledetección, llegan a la conclusión de que se ha incrementado la fracción consumida del agua aplicada en el regadío, lo que supone una disminución de los aportes a las zonas húmedas del delta procedentes de retornos de riego.

Uno de los casos más representativos y analizados respecto a los efectos inesperados de la modernización de regadíos es el producido en el *Eastern Snake Plain Aquifer* (ESPA), en Idaho, EEUU. A finales del siglo XIX se produjo una gran expansión de la agricultura de regadío en el ESPA, gracias a la construcción de una canal que permitía su abastecimiento desde el río Snake. Esto produjo que, como consecuencia de las infiltraciones producidas en el canal y las ineficiencias en la aplicación del riego en parcela, se duplicará el volumen de recarga natural del ESPA, aumentando considerablemente los niveles en el acuífero y las descargas del acuífero en el propio río Snake (ver Figura 10). Como resultado de este incremento de los

recursos naturales, se desarrolló toda una economía dependiente del propio acuífero y especialmente de las descargas, incluyendo usos hidroeléctricos, agrícolas, piscícolas y recreativos entre otros. En la década de los 50 dio comienzo un proceso de modernización del regadío del ESPA, a partir del cual se redujeron las pérdidas en el transporte mediante una impermeabilización de canales y se produjo una transición hacia técnicas más eficientes de aplicación del riego.

Estas actuaciones derivaron en una importante reducción en las recargas involuntarias al acuífero generadas a partir de las ineficiencias del regadío, lo que, junto con el incremento en las extracciones y la reducción natural de las aportaciones, generó un rápido descenso de los niveles en el acuífero y las descargas al río en forma de manantiales, tendiendo a recuperar el estado natural previo a la expansión del regadío (ver Figura 10). Este efecto inesperado supuso una catástrofe para los usuarios dependientes de este recurso, mermando su importante productividad económica (21% del PIB de Idaho) y generando una situación de conflicto entre los usuarios. Para hacer frente a esta problemática, durante la última década se ha desarrollado una política de recuperación del acuífero sin precedentes, cuya inversión ha podido superar los 50 millones de $. Esta estrategia incluye la creación de zonas de recarga artificial, una transición a un mayor uso del agua superficial, reducción de las concesiones de agua, y la instalación de estaciones de siembra de nubes (Johnson et al., 1999; Fork et al., 2011; Contor & Taylor, 2013; The Nature Conservancy, 2014; Van Kirk, 2015; Strong & Orr, 2016).

Figura 10. *Evolución de las descargas del ESPA en el río Snake (Idaho, EEUU)*



Fuente: Fork et al., 2011

Contor & Taylor (2013) concluyen que lo observado en este caso no significa que la modernización de los regadíos sea una mala idea, ya que genera un gran número de beneficios derivados del aumento en el uso productivo del agua. Sin embargo, este caso pone en evidencia que es necesario que las políticas de mejora de la eficiencia del riego vayan acompañadas de exhaustivos análisis que prevean los efectos que pueden generar estas

actuaciones en aquellos ecosistemas y economías dependientes de la parte no consuntiva del uso agrícola del agua.

Pfeiffer & Lin (2014) aplica un modelo económico de optimización para la simulación de los cambios producidos por una actuación de mejora de la eficiencia de aplicación del riego en una parte del acuífero *High Plains* (Kansas), haciendo uso de funciones empíricas. Como resultados observa un efecto rebote debido a un riego más intensivo, cambios en los patrones de cultivo y aumentos en la superficie regada. Correlaciona estos resultados con lo que realmente está sucediendo en la zona, donde se ha incrementado la extracción de agua del acuífero. Recomienda que las actuaciones para mejorar la eficiencia vayan acompañadas de una reducción en las concesiones.

Scott et al. (2014) realiza una comparación en situaciones pre y post modernización en base a una recopilación de datos oficiales para tres casos de estudio en diferentes países: *Imperial Valley* (California, EEUU), Cuenca del Limarí (Chile) y Cuenca del Guadiana (España y Portugal). Concluye que la mejora de la eficiencia del riego introduce consecuencias inintencionadas. En primer lugar, la que llama como *efficiency paradox* (paradoja de la eficiencia), que equivale al denominado como efecto rebote o paradoja de Jevons. En los casos analizados, esta paradoja se asocia al uso de los ahorros de agua para incrementar la superficie regada en los casos del Limarí y el Guadiana. En segundo lugar, lo que denomina como *scale paradox* (paradoja de la escala), donde se reducen los volúmenes que abastecen a otros usos y ecosistemas aguas abajo, observado en los tres casos. Añade una tercera paradoja denominada *sectoral paradox* (paradoja sectorial), que implica la reasignación de los ahorros a usos distintos, poniendo como ejemplo los trasvases que se han producido desde el *Imperial Valley* a la ciudad de San Diego.

Ahmadzadeh et al. (2015) realizan un modelo agro-hidrológico distribuido de la cuenca del río *Zarrineh Rud* (Irán), haciendo uso del modelo SWAT. Una vez calibrado el modelo, simulan de forma aproximada las repercusiones que tendría la transición a un sistema de riego presurizado más eficiente. Obtiene como resultado un incremento importante de la productividad del agua (kg/m3) tanto aplicada como evapotranspirada. Observa asimismo que el ahorro en el agua aplicada se traduce en una misma reducción de los retornos de riego, por lo que no se conseguirán ahorros reales al tratarse de una cuenca cerrada, obteniendo asimismo una reducción del 20% en los niveles del acuífero por el incremento en la evapotranspiración.

Loch & Adamson (2015) utilizan un modelo económico de optimización para simular políticas de promoción pública de la eficiencia del riego en la cuenca Murray-Darling (Australia) para diferentes escenarios hidrológicos (caso base, reutilización de retornos del 100% al 50%, cambio climático y sequías). Al igual que otros estudio anteriores (Ward & Pulido-Velazquez, 2008), obtiene un claro efecto rebote. En este caso observa que, en escenarios secos, la promoción de la eficiencia del riego permitirá mantener en producción superficies que en situación previa solo se regarían en años normales o húmedos, lo que aunque será beneficioso desde el punto de vista de la producción agrícola, afecta negativamente a los caudales ambientales y aumenta los niveles de riesgo frente a la variabilidad climática. Los autores

advierten que si no se internaliza este mayor riesgo climático, se puede llegar a una situación de colapso económico, social y ambiental.

Perry & Steduto (2017) realizan una recopilación de casos de estudio y ejemplos de políticas de modernización de regadíos en un gran número de países, resumidos en la siguiente tabla (Tabla 6). A partir de este análisis de casos de estudio, las conclusiones generales de esta publicación son:

- No hay evidencias de que la transición de riego por gravedad a técnicas de riego más eficientes, como el riego localizado o la aspersión, produzca ahorros en el uso consuntivo del agua.
- Como consecuencias de la transición a riego eficiente se ha constatado que se reduce significativamente los flujos de retorno a las masas naturales. Se requieren análisis hidrológicos de los flujos producidos antes y después de la modernización para asesorar cuáles son los ahorros reales.
- Se incrementan las producciones obtenidas y la productividad del agua extraída. Como consecuencia de ello, los agricultores van a obtener mayores beneficios del uso de agua, convirtiéndola en un recurso más valioso, que les permitirá soportar mayores costes para su extracción, incentivando a los agricultores a una mayor extracción de agua. Por tanto, con la mejora de la eficiencia del riego se incrementa la demanda (paradoja de Jevons).
- Se ha constatado una relación más o menos lineal entre producción y consumo de agua de riego, por tanto el incremento en la producción generado por la modernización del riego lleva asociado un incremento en el agua consumida.
- El riego presurizado lleva asociado otros beneficios, como son el ahorro en mano de obra, aplicación más eficiente de fertilizantes y fitosanitarios, se minimiza el drenaje de nitratos y otros contaminantes, se puede ahorrar energía en los costes de bombeo y se posibilita la diversificación a cultivos de mayor valor.

Tabla 6. *Tabla resumen de casos de estudio recopilados en Perry & Steduto (2017)*

Caso de estudio	Aspectos a destacar	Referencias
Australia *Murray-Darlin Basin*	Investigaciones que valoran la adopción de políticas de promoción de la eficiencia del riego. En este caso de estudio cuestionan que vayan a ser eficaces para producir ahorros a escala cuenca.	Qureshi at al. (2010); Loch & Adamson (2015)
China *North China Plain*	Las políticas de mejora de la eficiencia del riego fracasaron a la hora frenar el agotamiento del acuífero. Investigaciones recientes en este caso de estudio están valorando políticas de gestión de la evapotranspiración que permitan obtener ahorros reales y restaurar el balance hídrico en el acuífero para reducir la presión sobre los recursos: cambios en los cultivos, acolchamientos, riego deficitario, etc. En estos estudios utilizan técnicas de teledetección como herramientas de contabilidad del balance de agua.	Kendy et al. (2003); Wu et al. (2014); Yan et al. (2015)

Caso de estudio	Aspectos a destacar	Referencias
Egipto	Proyecto de desarrollo del regadío presentado por el gobierno de Egipto, que tiene por objeto la promoción de la mejora de la eficiencia del regadío en la cuenca del Nilo, y donde se considera que se generarán ahorros muy importantes que permitirán expandir la superficie regada. Este proyecto parece no considerar los análisis llevados a cabo 25 años atrás en una mesa redonda, donde se desaconsejaba esta política ya que la cuenca del Nilo, a pesar de contar con una baja eficiencia del regadío en la escala parcela, tiene una eficiencia global muy elevada debido al alto grado de reutilización de los retornos.	Seckler (1996)
India	Investigación de los efectos de diferentes tratamientos de riego y de parcela en arrozales, llegando a la conclusión de que los ahorros reales serán despreciables al no producirse cambios en la evapotranspiración y reducirse los retornos que son reutilizados, pero en cambio se aumenta la proporción utilizada beneficiosamente y por tanto mejoran la productividad del agua.	Humphreys et al. (2010); Balwinder-Singh et al. (2011)
Israel	Desacoplamiento de la dependencia del agua natural en Israel. En Israel el uso de tecnología de riego eficiente permitió aumentar la productividad agrícola, pero supuso un incremento del consumo de agua, por lo que las extracciones de recursos naturales no se vieron afectadas. Posteriormente se consiguió el desacoplamiento entre la producción agrícola y el consumo de recursos hídricos naturales gracias a una gran expansión de la reutilización de aguas residuales urbanas, complementada con la desalación. El uso de tecnologías modernas en el regadío también ha permitido tener un mayor control sobre la demanda.	Gilmont (2014)
Irán	Proyecto para la recuperación del lago Uromiyeh, donde se plantea la promoción de una mayor eficiencia del regadío para reducir las extracciones sin afectar a la producción agrícola. En este caso el estudio carece de un balance hídrico donde se tengan en cuenta el posible retorno al lago de los excesos del agua aplicada en el riego, ni se incluyen medidas para prevenir el incremento de la superficie regada, que podría generar un efecto rebote de la actuación.	Lotfi (2012)
Marruecos	Plan para mejorar la eficiencia del regadío para conseguir ahorros de agua que permitan incrementar la superficie regada. Se han desarrollado investigaciones que hacen uso de técnicas de teledetección para estimar la ET (METRIC), y han observado que no hay prácticamente diferencia en el agua consumida entre riego por gravedad y riego localizado. Otras investigaciones recientes han corroborado que a pesar de la inversión realizada no se ha producido ningún ahorro y los niveles de los acuíferos continúan descendiendo.	Martin et al. (2013)
Pakistán	Análisis de posibles mejoras en la gestión del riego. Concluyen que estas actuaciones, aunque permiten reducir el agua aplicada, no tienen efecto sobre el consumo y las extracciones, ya que los excesos de riego contribuyen positivamente a la recarga del acuífero.	Ahmad et al. (2014)
Sudáfrica	Guía publicada por la Water Reasearch Comission (WRC) para la evaluación de la eficiencia en sistemas de riego. En este trabajo se analizan balances hídricos completos, distinguiendo entre usos consuntivos y usos no consuntivos, y estimando las fracciones recuperables y no recuperables. Esta última distinción es clave para valorar cuáles son los ahorros reales de actuaciones de mejora de la eficiencia.	Reinders et al. (2010)

Caso de estudio	Aspectos a destacar	Referencias
España	Varios casos de estudio que se incluyen en la recopilación presentada en el siguiente apartado.	Varios
Túnez	Estudio que analizan a escala global los efectos de las políticas de promoción del uso de técnicas de riego presurizadas. En este estudio se realiza una comparación de los valores de ET obtenidos por el método SEBAL entre dos años pre (2000/01) y post modernización (2006/07). Se obtiene un incremento de la ET del 11% en el año 2006/07 y un incremento equivalente de la producción, concluyendo que no se producen ahorros reales. Los resultados obtenidos se vieron maquillados por el hecho de que la precipitación fue superior en el año 2006/07.	Zwart & Bastiaanssen (2008)
Arizona (EEUU) *Colorado River Basin*	Estudio en el delta del río Colorado que concluye que la mejora de la eficiencia del riego produce una reducción de los aportes a las zonas húmedas del delta.	Carrillo-Guerrero et al. (2013)
California (EEUU) *San Joaquin Valley*	Caso de estudio donde se comparan mediante teledetección (método SEBAL) parcelas de diferentes cultivos regadas por gravedad y riego localizado. Llegan a la conclusión de que la ET es bastante homogénea entre ambos sistemas, con una ligera reducción en el riego localizado. Esta reducción en la ET en el riego localizado es mayor a medida que la fracción sombreada por el cultivo es menor.	Thorenson et al. (2013)
Nuevo México (EEUU)	Comparativa de la ET entre riego por gravedad y riego localizado mediante teledetección haciendo uso del método SEBAL. A pesar de ser muy similar al estudio anterior, en este caso las investigaciones realizadas obtienen un ligero incremento en la ET en las parcelas con riego localizado (8-16 %), a cambio de un aumento en la producción.	Stream et al. (2013)
Kansas (EEUU)	Incremento del consumo por cambio de cultivos y aumento de la superficie. Mayores extracciones del acuífero.	Pfeiffer & Lin (2014)
Nebraska (EEUU)	Comparación de los kg producidos por unidad de agua aplicada y por unidad de agua consumida, llegando a la conclusión de que el riego eficiente mejora sustancialmente la producción por unidad de agua aplicada (50-100%) mientras que la producción por unidad de agua consumida permanece más o menos constante.	Schneekloth et al. (2006)
Oregón (EEUU)	Estudio de las repercusiones de un proyecto de reducción de vertido de contaminantes en *Grassland Drainage Area* que incluía una transición a tecnologías de riego eficiente. Mediante este proyecto se redujeron enormemente los volúmenes aportado al río (82%), pero de igual manera se redujeron los aportes de contaminantes. Sin embargo, los ahorros producidos se derivaron a incrementar la superficie regada, incrementando el consumo.	Linneman et al. (2014)
Yemen	Informe del gobierno de Yemen donde se presentan mediciones del agua extraída para diferentes tecnologías de riego. Los ahorros al mejorar el sistema de transporte alcanzan el 15%, mientras que la mejora de la aplicación del riego en parcela produce ahorros del 30%. Se incrementa la producción a pesar de que se limita la superficie regada. No se llevan a cabo mediciones de los cambios en el consumo de agua.	Ministry of Agriculture and Irrigation (2011)
Zimbabue	Estudio comparativo de diferentes tecnologías de riego, en el que se demuestran ahorros en el uso de agua y mejoras en la productividad importantes (tanto por unidad de superficie como por volumen).	Batchelor et al. (1996)

2.3. Revisión de casos de estudio en el ámbito nacional

En el caso de España, que cuenta con una estrategia nacional hacia la modernización de regadíos y la expansión del riego localizado (ver apartado 1.1), se han llevado a cabo un gran número de investigaciones sobre los efectos de esta transición tecnológica. Parte de estas investigaciones analizan posibles efectos de las políticas de modernización de regadíos mediante simulaciones, con un enfoque hidrológico como en el caso de Playán et al. (2000), Isidoro et al. (2004), Lecina et al. (2010) y Barros et al. (2011), mediante el uso de modelos económicos como es el caso de Gómez & Gutiérrez-Martín (2011), Gutiérrez-Martín & Gomez (2011), Gómez & Pérez-Blanco (2013) y Berbel & Mateos (2014), o combinando ambos como en el caso de Graveline et al. (2014).

Tabla 7. *Tabla resumen de casos de estudio nacionales con simulación de los efectos de la modernización*

Caso de estudio	Objetivos	Método de análisis	Conclusiones principales	Referencias
Almudévar (Huesca)	Comparación de distintas políticas de modernización	Modelo agro-hidrológico conceptual	Política más beneficiosa la modernización parcial. Gran reutilización, ahorros, pero reducción de contaminantes.	Playán et al. (2000)
La Violada (Demarcación del Ebro)	Simulación del balance hídrico en dos escenarios de modernización	Modelo agro-hidrológico conceptual	Ahorros en el uso entre el 8% y el 43%. Incremento del consumo del 12% si no se mantiene el estrés.	Isidoro et al. (2004)
Riegos del Alto Aragón (Demarcación del Ebro)	Simulación de escenarios de modernización de regadíos	Modelo agro-hidrológico conceptual	Reducción del agua disponible para la cuenca por alta reutilización e incremento del consumo por pérdidas en aspersión.	Lecina et al. (2010)
La Violada (Demarcación del Ebro)	Simulación del balance hídrico 1995-2008	Modelo agro-hidrológico (FAO-56)	Reducción de agua aplicada y drenajes. Ahorros despreciables, pero mejora de la calidad.	Barros et al. (2011)
Sahagún (León)	Estudio de efectos de la modernización de regadíos	Modelo agro-económico	Incremento de la demanda y el consumo por mayor productividad del agua.	Gómez & Gutiérrez-Martín (2011)
C.R. Genil Cabra (Córdoba)	Estudio de efectos de la modernización de regadíos	Modelo agro-económico	Si no se reducen los derechos, mayor demanda genera mayores extracciones.	Gutiérrez-Martín & Gomez (2011)
Resolución analítica	Estudio de efectos de la modernización de regadíos	Modelo agro-económico	Reducción del agua usada por mejora de la eficiencia y aumento de coste, pero incremento de la demanda por mayor productividad.	Gómez & Pérez-Blanco (2013)
Resolución analítica	Estudio de efectos de la modernización de regadíos	Modelo agro-económico	Reducción del uso de agua si se controla el incremento de superficie y cambio de cultivos. Incremento del consumo si hay déficit previo.	Berbel & Mateos (2014)
Río Gallego (Demarcación del Ebro)	Estudio de efectos de la modernización de regadíos en cambio climático	Modelo agro-hidroeconómico	Modernización permite mantener producción y aumentar beneficios en escenarios de cambio climático.	Graveline et al. (2014)

Playán et al. (2000) utilizan los conceptos hidrológicos definidos en Burt et al. (1997) para obtener la eficiencia de aplicación del riego en la zona regable de Almudévar (Huesca, España) y simular los efectos de varios escenarios de modernización. Obtiene que el mejor escenario es una transición parcial a riego por aspersión en aquellas unidades con menor eficiencia de aplicación, manteniendo el riego por gravedad en aquellas unidades más eficientes. Sin embargo defiende que, puesto que gran parte de los drenajes se reutilizan por otros regantes, estas actuaciones no permitirán un ahorro de agua disponible para otros usos, sin embargo permitirán una mejora de la calidad de las masas receptoras y un mejor aprovechamiento de la obras de transporte y almacenamiento.

Isidoro et al. (2004) desarrollan un modelo agro-hidrológico, combinado con datos medidos en campo, para simular los parámetros del balance hídrico en el área regable de La Violada (Demarcación Hidrográfica del Ebro, España) en dos escenarios de modernización: con reducción de estrés hídrico y manteniendo el mimo nivel de estrés hídrico. Como resultados obtienen que en el primer escenario se consiguen reducciones en el uso del agua de entre el 8 % y el 30% pero el consumo aumenta en un 12%, lo que implica que podrían producirse menores aportaciones a los usuarios aguas abajo, aunque se mejoraría la calidad de las aguas y se aumentaría la producción. Por otra parte, en el segundo se consiguen mayores ahorros, entre el 26% y el 43%, y se mejoraría en cantidad y calidad las masas aguas abajo, sin embargo la producción seguiría siendo menor a la potencial. Finalmente, recalcan que ambos escenarios aportan una mejor calidad de vida a los agricultores por reducir significativamente los tiempos de riego.

Lecina et al. (2010) analizan los efectos de la modernización del regadío en el ahorro de agua para diferentes escenarios de modernización en el caso de Riego del Alto Aragón (Demarcación Hidrográfica del Ebro, España), caracterizados por una transición del riego por gravedad al riego por aspersión. Para ello utiliza una serie de indicadores de consumo basados en los componentes del balance hídrico del riego. En este caso, donde existe un alto grado de reutilización de los retornos, concluyen que la transición a riego por aspersión provoca una reducción en el agua disponible a escala cuenca, principalmente debido a las altas pérdidas por evaporación y arrastre del riego por aspersión, aunque destacan que se reducirán la cantidad de contaminantes que reciben las masas de agua.

Barros et al. (2011) llevan a cabo una simulación del balance hidrológico entre los años 1995 y 2008 en la zona regable La Violada (Demarcación Hidrográfica del Ebro, España) para analizar las repercusiones de las actuaciones de modernización de las infraestructuras de riego ejecutadas en este período, utilizando el modelo agro-hidrológico FAO-56 (Allen et al. 2006). En esta investigación se observa una reducción del agua aplicada y de los drenajes de riego. Dado que los retornos son reutilizados aguas abajo, concluyen que los ahorros generados por estas actuaciones para la cuenca del río Gallego son despreciables, aunque puede derivar en una mejora de la calidad de las aguas por menor aportación de sales.

Gómez & Gutiérrez-Martín (2011) reflexionan acerca de las implicaciones de la modernización de regadíos desde un enfoque económico, llegando a la conclusión de que con la mejora de la eficiencia el uso agrícola del agua se hace más productivo y genera un incremento en la demanda. A este fenómeno se le conoce como efecto rebote o paradoja de Jevons, fenómeno que se observó por primera vez en la industria del carbón a principios del siglo XX y que ha sido recientemente identificado como un potencial efecto secundario de las políticas de mejora de la eficiencia en el consumo de recursos naturales (Alcott, 2005), y concretamente en el sector del agua (Tirado et al., 2006). Estos autores defienden que para prevenir el efecto rebote en la modernización de regadíos es necesario limitar el uso de agua o intervenir sobre los precios para equilibrar la demanda con la situación previa. Asimismo, en esta investigación desarrollan un modelo económico de optimización que simula la decisión de los agricultores y lo aplican a la zona regable de Sahagún (León, España). A través de esta aplicación observan que cuando los precios del agua son bajos, la demanda es inelástica y los agricultores consumen agua siempre que les permitan obtener los subsidios y rentas del mercado, y por tanto no hay efecto rebote. En cambio, cuando los precios son altos, las políticas de mejora de la eficiencia del riego resultan inefectivas para reducir el consumo de agua ya que generan un efecto rebote que incrementa la demanda.

Gutiérrez-Martín & Gomez (2011) utilizan un modelo económico de optimización, similar a Gómez & Gutiérrez-Martín (2011), y lo aplican a la CR Genil Cabra (Córdoba, España). Simula dos escenarios: sin reducción de la concesión y con reducción de la concesión para mantener el mismo nivel de agua consumida. Llega a la conclusión de que, si no se reduce el derecho a la extracción del recurso, aún con la mejora de la eficiencia los usuarios van a tender a utilizar toda el agua disponible, y por tanto no se genera ahorro. En cambio, si se reduce la concesión para mantener un mismo nivel de agua consumida se consigue reducir el agua extraída.

Gómez & Pérez-Blanco (2013) realizan un estudio analítico desde un enfoque económico con el que determinan posibles efectos de la modernización de regadíos. Llega a la conclusión de que la mejora de la eficiencia reduce el agua aplicada debido al factor tecnológico, que implica que aplicando menos agua obtenemos la misma agua efectiva, y debido al efecto del coste, dado que un mayor coste variable del agua tenderá a disminuir el agua aplicada. En cambio, se observa que el incremento de la productividad del agua implica un incremento de la demanda. Cuando este efecto en el incremento de la demanda supere los efectos de reducción del uso por el factor tecnológico y el factor coste se producirá un efecto rebote, como podría ser el caso de zonas con un alto estrés hídrico con infraestructuras y costes energéticos subvencionados.

Berbel & Mateos (2014) utilizan un modelo económico de optimización y lo estudian analíticamente para obtener conclusiones acerca de los efectos de la modernización de regadíos. Concluyen que la mejora de la eficiencia permite un menor uso de agua de riego siempre que no se aumente la superficie regada o se cambie el patrón de cultivos, lo que permite prevenir el efecto rebote. Sin embargo, defienden que el consumo de agua se mantendrá en un nivel similar en situaciones pre y post modernización, e incluso se incrementará si en la situación previa a la modernización había un déficit de suministro, ya

que esta mejora de la eficiencia permitirá reducir este déficit y aumentar la producción, a cambio de una mayor evapotranspiración.

Graveline et al. (2014) desarrollan un modelo hidro-económico de optimización, utilizando el modelo hidrológico GEOTRANSF, aplicado a la subcuenca del río Gallego (Demarcación Hidrográfica del Ebro, España), para analizar los efectos del cambio climático y la modernización de regadíos, sobre la escasez hídrica de la cuenca y las implicaciones económicas para la agricultura. Sus resultados afirman que la modernización consigue reducir positivamente los efectos negativos del cambio climático en cuanto a sostenimiento de la superficie en producción (de -3% a +1%), aumento de los beneficios (de -8% a +22%) pero genera efectos negativos en la salinidad (+7%) y posiblemente no va a suponer prácticamente ahorro de agua a escala global, aunque en este estudio no se han modelizado y cuantificado el efecto sobre los retornos.

Asimismo, encontramos investigaciones en las que se reflexiona acerca del proceso de modernización de regadíos en España con un enfoque conceptual, a destacar Playán & Mateos (2006), Lecina et al. (2009), López-Gunn et al. (2012a), Dumont et al. (2013), Tarjuelo et al. (2015) y WWF (2015).

Playán & Mateos (2006) reflexionan acerca de los puntos positivos y negativos de la modernización de regadíos, en base a sus experiencias y una revisión bibliográfica de esta temática. Como puntos positivos destacan que la modernización permite una mejora de las condiciones de trabajo de los agricultores, reduce los lixiviados salinos y cargados de nutrientes que tienen un impacto negativo en el medio ambiente, y mejora la productividad y el atractivo económico del sector agrícola. En cambio, como aspectos negativos recalcan que la modernización incrementa la evapotranspiración y por tanto el consumo agrícola de agua, como consecuencia de mejoras en la producción, de incrementos en la superficie regada y/o de la transición a patrones de cultivos más intensivos. Finalmente destacan la necesidad de análisis cuantitativos a escala cuenca de los efectos de la modernización.

Lecina et al. (2009) analizan en primer lugar sobre el concepto de eficiencia en el riego, la diferenciación entre uso y consumo, y la diferenciación entre cuencas abiertas y cerradas según la reutilización de los retornos. Asimismo, reflexionan acerca de los efectos de la modernización de regadíos centrados principalmente en el contexto hidrológico, acompañados con la presentación de casos resueltos analíticamente y ejemplos gráficos. Como conclusiones destaca los siguientes efectos de la modernización de regadíos:

- Mejora de la competitividad y condiciones de trabajo como principal beneficio.
- El concepto clásico de eficiencia no permite analizar las consecuencias de la modernización de regadíos.
- El menor consumo de agua y no el menor uso es lo que determina los ahorros a escala cuenca de la modernización de regadíos.
- Es necesaria una contabilidad del agua en el regadío.

- Implica un aumento del consumo de agua, por aumento de la evapotranspiración.
- Implica una mejora global de la calidad de las aguas en la cuenca.
- La gestión de agricultores y comunidades de regantes influirá en las consecuencias de la modernización.
- El impacto de la modernización dependerá de la disponibilidad de recursos hídricos. En cuencas con poco margen entre la oferta y la demanda puede generar efectos ambientales negativos.
- Necesidad de ampliar el conocimiento hidrológico para una mejor gestión.

López-Gunn et al. (2012a) hacen un análisis sobre el proceso de modernización de regadíos acontecido en España durante los últimos años. Esta investigación crítica que en España estas políticas se han desarrollado con un error inicial de concepto, el no diferenciar entre ahorros secos o ahorros "en papel" y ahorros húmedos o reales (Seckler, 1996). Asimismo, recalca la necesidad de complementar estas políticas con métodos de contabilidad del agua que permitan estimar los ahorros reales a escala cuenca, así como valorar otras políticas alternativas de ahorro como tarifas del agua, mercados, restricciones de las concesiones o cambios a cultivos menos consumidores.

Dumont et al. (2013) estudia la posible aplicación del concepto efecto rebote de la modernización de regadíos en España. Esta investigación considera que el concepto de efecto rebote o paradoja de Jevons, derivado del sector energético, no es un término apropiado para evaluar los efectos de las políticas de promoción de la eficiencia del riego por dos motivos. Primero porque, a diferencia del sector energético, en el regadío la parte no consumida no se pierde definitivamente, puede ser reutilizada. Segundo, porque la paradoja de Jevons se basa en conceptos económicos, principalmente en el precio, mientras que en el sector del regadío intervienen muchos otros factores, en ocasiones difíciles de controlar. Esta investigación propone como alternativa para evaluar las consecuencias de las políticas de modernización de regadíos un marco basado en dos pilares principales independientes:

- **Contabilidad del agua**: Herramientas que permita identificar el reparto y los destinos de los diferentes flujos de agua para identificar los ahorros potenciales reales.
- **Comportamiento del sistema**: herramientas con una perspectiva global del sistema, influenciadas por las condiciones económicas e institucionales, que permitan identificar cambios en los patrones de consumo.

Finalmente concluye que la modernización de regadíos podría estar más justificada desde el punto de vista del desarrollo rural que desde el punto de vista medioambiental.

Tarjuelo et al. (2015) reflexiona sobre las lecciones aprendidas en la modernización de regadíos en España, en base a una revisión del estado del arte de casos de estudio españoles, destacando:

- Reducción de la cantidad de agua aplicada, descenso de los drenaje y contaminantes, y algunos casos de incremento del consumo por mayor evapotranspiración.
- Mayor productividad del agua y del suelo, aunque el incremento de costes debido a la amortización y la energía en algunos casos no han permitido mejorar los beneficios.
- El incremento de los costes energéticos ha supuesto un impacto importante para las entidades modernizadas.
- La modernización permite nuevos cultivos y mejor adaptación al mercado.
- Ventajas en cuanto a la automatización y el uso de las tecnologías de la información, que mejoran la gestión y la eficiencia en el uso del agua, la energía y los fertilizantes.
- Mejora de la calidad de vida del agricultor e incorporación de jóvenes.

WWF (2015) es el resultado de las investigaciones llevadas a cabo por World Wildlife Found Epaña para evaluar la capacidad de los proyectos de modernización para hacer frente a la escasez hídrica. Esta investigación recalca algunos factores negativos que ha supuesto la modernización de regadíos según los casos analizados, como son:

- Inadecuada contabilidad del agua y los ahorros reales.
- Mayor consumo de agua a escala cuenca y descenso de los retornos por cambios de patrón de cultivos, aumento de la superficie regada, intensificación por no revisión a la baja de las concesiones, incremento de pérdidas por evaporación y arrastre en riego por aspersión o extensión de la modernización a superficies no agrícolas.
- Gran incremento del consumo de energía.
- Inviabilidad económica de algunas explotaciones.

Asimismo, añade una serie de propuestas para futuros planes y proyectos de modernización, como son desarrollar herramientas de previsión de los ahorros reales a escala cuenca, priorización de inversiones según esos ahorros, realizar previsiones del destino de eso ahorros, garantizar que el ahorro en el uso quede liberado de la concesión, prevenir la intensificación de cultivos y el aumento de la superficie, asegurar la recuperación de costes, mayor control del uso del agua en el regadío y mayor transparencia entre otras. Los resultados publicados en este documento tuvieron una gran repercusión, hasta el punto de que llegaron a la Comisión Europea, que exigió a la Administración española un mayor seguimiento de las políticas de modernización.

Una buena parte de las investigaciones recientes llevadas a cabo en España realizan un análisis comparativo de las situaciones pre y post modernización, en base a datos empíricos de las explotaciones modernizadas, destacando García-Garizábal & Causapé (2010), Rodríguez-Diaz et al. (2011), Jiménez-Aguirre & Isidoro (2012), Lopez-Gunn et al. (2012b), Soto-García et al. (2013), Berbel et al. (2014), Fernández-García et al. (2014), WWF (2014), Tarjuelo et al. (2015), Sanchis-Ibor et al. (2016), Ortega-Reig et al. (2017) y Sanchis-Ibor et al. (2017)

Tabla 8. *Tabla resumen de casos nacionales con comparativa empírica de los efectos de la modernización*

Caso de estudio	Objetivos	Conclusiones principales	Referencias
C.R. Canal de las Bardenas (Demarcación del Ebro)	Cambios en nitratos y salinidad en red de drenaje	Reducción del agua aplicada del 42% y reducción de los drenajes del 88%. Aumento de la concentración en drenajes pero reducción de la cantidad vertida (13%-24%).	García-Garizábal & Causapé (2010)
C.R. Bembézar margen derecha (Córdoba)	Cambios en uso de agua y costes del riego	Reducción del 40% en el uso de agua, pero incremento del 22% en el consumo por transición a cítricos. Incremento de los costes de explotación por mayor consumo energético.	Rodríguez-Diaz et al. (2011)
C.R. Almudévar (Huesca)	Cambios en el uso de agua y fertilizantes	Se reduce el agua aplicada, se incrementa el uso consuntivo, se reduce la carga de contaminantes y se incrementa la producción.	Jiménez-Aguirre & Isidoro (2012)
Varios	Comparación de varios tipos de modernización	Necesidad de desarrollar herramientas para análisis ex post de los ahorros conseguidos	Lopez-Gunn et al. (2012b)
Campo de Cartagena (Murcia)	Efectos de modernización de 2ª generación	Sin ahorro de agua, pero 35% ahorro de energía.	Soto-García et al. (2013)
Demarcación del Guadalquivir (Varios)	Cambios en uso de agua y costes del riego	Reducción del uso de agua del 21% pero incremento del 2% de la ET máxima. Incremento del coste por ha (11%) y por m^3 (41%). Sin efecto rebote por reducción de concesiones y reasignación de ahorros a usos ambientales.	Berbel et al. (2014)
Demarcación del Guadalquivir (Varios)	Cambios en uso de agua, costes del riego y producción	Reducción del uso de agua del 16%-43%. Transición a cítricos puede suponer un mayor consumo a largo plazo. Incremento de costes del 38%. Incremento de la productividad (por superficie y por m3 aplicado)	Fernández-García et al. (2014)
Varios	Efectos ambientales y socioeconómicos de la modernización	No hay contabilidad de ahorros reales, evidencias de efecto rebote, gran incremento del consumo de energía e inviabilidad económica de algunas explotaciones.	WWF (2014)
Comunidad Valenciana	Cambios en uso de agua y costes del riego	Reducción de la extracción de agua. Sin efecto rebote por limitación de la superficie y sin cambios en el cultivo. En uso mixto, mayor proporción de uso del agua superficial. Incremento de coste (mayor en superficial que en subterránea).	Sanchis-Ibor et al. (2016)
Acequia Real del Júcar, Canal Júcar-Turia & Vall d'Uixó (Demarcación del Júcar)	Cambios institucionales e implicaciones en la gestión	Menor carga de trabajo para el agricultor, automatización y centralización de la gestión, pero falta de autonomía y flexibilidad para riego y fertilización. Falta de evidencia sobre efectos positivos para el medio ambiente.	Ortega-Reig et al. (2017)
Comunidad Valenciana	Cambios en uso de agua y costes del riego	Reducción del uso de agua del 24%. Incrementos del coste volumétrico por amortización y costes energéticos. Incremento importante de coste por ha en riego superficial, riesgo de inviabilidad futura.	Sanchis-Ibor et al. (2017)
Varios	Análisis multidisciplinar de los efectos de la modernización	Reducción de las extracciones, mejora del abonado y de la calidad de los retornos, aumento del valor añadido, incremento de los costes y profesionalización de la agricultura.	Berbel & Gutiérrez-Martín (2017)

García-Garizábal & Causapé (2010) analizan los cambios en la salinidad y concentración de nitratos en una red de drenaje producidos a partir de la mejora de la eficiencia del riego en la Comunidad de Regantes del Canal de las Bardenas sector V (Demarcación Hidrográfica del Ebro, España), a partir de una motorización en 2000 y en 2007. De la comparación entre 2000 y 2007 concluyen que se ha incrementado la eficiencia casi en un 40%, lo que ha permitido reducir el riego aplicado en un 42% y ha reducido los drenajes en un 88%. La concentración de sales y nitratos en los drenajes ha aumentado, pero como consecuencia de la reducción en los volúmenes de drenaje se ha conseguido una reducción de la cantidad total de contaminantes vertidos al río Riguel, observándose una reducción de la concentración de estos contaminantes en esta masa.

Rodríguez-Diaz et al. (2011) realizan una comparativa de la situación post-modernización en la comunidad de regantes (CR) "Bembezar margen derecha" en Córdoba (España). En este caso se ha reducido la extracción de agua en aproximadamente un 40%, sin embargo estiman un incremento del consumo de agua del 22% como resultado de la transición a cultivos más intensivos, principalmente cítricos. Por tanto, las reducciones en el uso de agua se corresponden principalmente con reducciones en los retornos de riego y por tanto no tienen por qué corresponder con ahorros netos de agua de riego. Asimismo, constatan que los costes de explotación de la CR se han multiplicado por cuatro como consecuencia de la modernización, de los que el 30% corresponden con costes energéticos, los cuales son prácticamente compensados con el incremento de los beneficios. Adicionalmente analizan las relaciones agua-energía en diez comunidades de regantes del sur español.

Jiménez-Aguirre & Isidoro (2012) analizan los efectos de la transición a riego por aspersión en la Comunidad de Regantes de Almudévar (Huesca, España), mediante simulación con el modelo agro-hidrológico FAO-56 (Allen et al., 2006) y datos estadísticos sobre aplicación de fertilizantes. Como conclusiones obtiene que se reduce el agua de riego aplicada, pero se incrementa el uso consuntivo, se reduce la carga de contaminantes (N) y se aumenta la producción.

Lopez-Gunn et al. (2012b) proponen un conjunto de indicadores para valorar las implicaciones de la modernización de regadíos, describiendo los aspectos a tener en cuenta y posibles herramientas o métodos analíticos para su valoración. Presenta tres casos de estudio, un primer caso donde se produce una transición a riego localizado para reducir la presión sobre el acuífero, un segundo caso donde se produce una mejora de la eficiencia con el objetivo de mejorar las garantías de suministro y un tercer caso correspondiente con una modernización blanda y una mejor gestión de la demanda. El primer caso requirió de una gran inversión (3.000 €/ha), donde los ahorros reales conseguidos (5 hm3) han sido muy inferiores a los teóricos inicialmente previstos (20 hm3). El segundo caso ha requerido también una gran inversión (3.000 €/ha) pero en este caso ha supuesto un incremento en el consumo de agua debido a una mayor evapotranspiración. El tercer caso ha requerido de relativamente poca inversión, pero ha permitido una gran reducción del agua aplicada (130 hm3), aunque los ahorros reales no han sido medidos.

Soto-García et al. (2013) propone una serie de indicadores para analizar los efectos de la modernización y los aplica a un caso de estudio en el Campo de Cartagena (Murcia, España),

comparando estos indicadores en situaciones pre (2002-2003) y post modernización (2011). En este caso la modernización llevada a cabo ha sido de las denominadas de segunda generación, centrada en la mejora de la gestión comunitaria, ya que la infraestructura de riego en este caso ya se encontraba presurizada desde su implantación. Como conclusiones se destaca que este tipo de modernización no ha producido un cambio sustancial en el uso de agua, ya que las eficiencias ya eran bastante elevadas antes de este proceso, pero si ha supuesto un gran ahorro de energía, aproximadamente del 35%. En cuanto a beneficios y costes de operación y mantenimiento, en este caso se observa un gran aumento de los costes y un importante descenso tanto del beneficio como del margen neto, pero en este caso asociado a factores externos al proceso de modernización, como son el aumento de la tarifa energética y la caída de los precios de los cultivos.

Berbel et al. (2014) incluyen una recopilación del estado del arte respecto el efecto rebote de la modernización de regadíos y analizan un caso de estudio en la cuenca del río Guadalquivir (España). En este caso compara indicadores obtenidos a partir de encuestas realizadas a comunidades de regantes de la cuenca del Guadalquivir antes (1999-2002) y después (2009-2012) de su modernización. Respecto al uso de agua, como resultados obtiene un descenso del 8% en la superficie regada, un descenso del 25% en los derechos de agua, un ahorro del 21% en el uso de agua, un incremento del 2% en la ET máxima del cultivo (obtenida por FAO-56), un descenso del 10% en las necesidades hídricas totales, aunque este descenso se debe en parte se a un incremento del 52% en la lluvia efectiva entre los dos períodos. En cuanto a costes se obtiene un incremento tanto del coste por ha (11%) como del coste volumétrico (41%) consecuencia principalmente del incremento en los costes energéticos (77%). También se observa en este caso una transición de cultivos extensivos a cultivos leñosos, concretamente cítricos. Como conclusiones se obtiene que en este caso no se produce efecto rebote debido a que se ha limitado la expansión de la superficie en regadío, se han reducido las concesiones de agua por unidad de superficie y se han resignado los ahorros en el uso agrícola del agua a usos ambientales.

Fernández-García et al. (2014) analizan el impacto de la modernización sobre el uso del agua y la energía en cinco comunidades de regantes resultado de la presurización de la red. En todos los casos se observa una disminución del agua aplicada, de entre el 16% y el 43% con un valor medio del 30%. En cuanto al consumo de agua, observan gran variabilidad de la evapotranspiración máxima total de las CR, con reducciones que alcanzan el 22% en algunas comunidades e incrementos de hasta el 7% en otras. Las reducciones se deben principalmente a la transición de cultivos herbáceos a cítricos, que en la actualidad son jóvenes y resultan en un menor consumo a corto plazo, aunque cabe esperar un incremento del consumo a largo plazo. Por otra parte, observan un incremento promedio del 38% en los costes generales de las explotaciones, consecuencia principalmente del incremento en el consumo energético que pasa a suponer el 43% de los costes totales. Asimismo, constatan un aumento de la productividad tanto por unidad de superficie como por unidad de agua aplicada. Finalmente, destacan que el incremento de los costes y la mayor garantía de suministro ha conducido a la sustitución de cultivos tradicionales por cultivos leñosos, de mayor valor económico, pero a más demandantes de agua, lo que provocará un incremento del consumo a largo plazo.

WWF (2014) presenta una recopilación de casos de estudio (ver Figura 11), que vienen a justificar las reflexiones, recomendaciones y conclusiones que se resumen en WWF (2015).

Figura 11. *Casos de estudio analizados en WWF (2014)*

Fuente: WWF (2014)

- Como primer caso incluye la Comunidad de Regantes de Almudévar (Cuenca del Ebro, España), resumiendo los resultados de otras investigaciones llevadas a cabo en esta zona de estudio, entre ellas Jiménez-Aguirre & Isidoro (2012) presentada anteriormente. En base a estas investigaciones concluye que se produce un incremento del consumo del 18% debido a la intensificación del riego y al menor estrés hídrico de los cultivos, que deriva en una reducción del 91% en los retornos de riego, un incremento significativo del gasto energético, y una reducción de la contaminación por nitrógeno en un 86%.

- El segundo caso es la Comunidad de Regantes de Estremera (Cuenca del Tajo, España), analizado en base a los datos oficiales del proyecto de modernización y del Plan Hidrológico del Tajo. En este caso, el Plan Hidrológico Nacional aprobó un contrato de cesión que permite a la C.R. de Estremera vender parte de su concesión a los regantes del trasvase Tajo-Segura (ATS), aumentando su concesión temporalmente de 17,25 hm3/año a 31,05 hm3/año. Seguidamente tras el proyecto de modernización se revisa la concesión y se reduce a 18,86 hm3/año, produciéndose un ahorro del 40%. Los autores critican que en todo el proceso (incluyendo el aumento para la cesión de derechos al ATS) la concesión realmente se ha incrementado, y que los beneficios de esta modernización son para la C.R. de Estremera y para el ATS, no para el Tajo.

- El tercer caso es la C.R. del Canal de la Margen Derecha del Bembézar (Cuenca del Guadalquivir), incluida en el estudio de Fernández-García et al. (2014), donde, como ya se ha presentado anteriormente, se observa una gran reducción del uso de agua pero una

transición al cultivo de cítricos, que supondrá un mayor consumo futuro por mayor evapotranspiración.

- Le sigue una relación de varios casos menos detallada. Se incluye el caso de la Comunidad General de Riegos del Alto Aragón (Cuenca del Ebro) basado en Lecina et al. (2010), donde como ya se ha presentado estiman que se producirá un incremento del consumo. Cita el caso de la C.R. de La Campaña (Cuenca del Ebro), donde, aunque con la modernización se reduce la aplicación por unidad de superficie, se produce un incremento importante de la superficie regada que lleva a mantener los mismos niveles de uso de agua que antes de la modernización. Finalmente se presentan otros casos del Guadalquivir, también incluidos en Fernández-García et al. (2014), incluyendo los casos de la C.R. Sector BXII del Bajo Guadalquivir y de la C.R. del Pantano del Guadalmellato, donde se observó un incremento de la ET por cambio en el patrón de cultivos, y la C.R. de El Fresno, donde gracias los proyectos de modernización se han legalizado y dotado de concesión a explotaciones ilegales ubicadas en el entorno del parque de Doñana.

Sanchis Ibor et al. (2016) analizan los efectos de la modernización en entidades de riego de la Comunidad Valenciana, a través de la colaboración con agentes implicados en el sector y la realización de encuestas a determinadas comunidades de usuarios agrícolas del territorio. Concluye que por lo general en los casos analizados se han conseguido ahorros muy importantes en el uso de agua, mientras que no parece haberse incrementado el consumo, ni por aumento de superficie ni por cambios de cultivos. Cita el caso del Vall d'Uixó (Castellón, España), donde se ha observado una cierta mejoría de los acuíferos como consecuencia de esta política. A su vez evidencia que en las entidades con uso mixto de aguas superficiales y subterráneas esta reducción en el uso de agua ha provocado una tendencia a utilizar en mayor proporción el agua superficial por su menor coste. Por otra parte valora los efectos institucionales de la modernización, destacando la integración de entidades y los cambios en la organización del riego. En cuanto a los costes, destaca el gran incremento de los costes energéticos, especialmente en las entidades con uso de agua superficial, ya que en las entidades que extraen aguas subterráneas el menor uso de agua ha permitido compensar en ocasiones las mayores necesidades energéticas. Finaliza con una recomendación de realizar una política de modernización más casuística, evaluando previamente en cada caso el potencial ahorro, las posibles afecciones y la viabilidad económica de estas actuaciones.

Ortega-Reig et al. (2017) hacen un análisis de las implicaciones institucionales y en la gestión de la transición a riego localizado, analizando las ventajas y desventajas en base a entrevistas a tres entidades de riego ubicadas en la Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ, España): el canal Júcar-Turia, la Acequia Real del Júcar (ARJ) y el Vall d'Uixó. Esta investigación ofrece una perspectiva centrada en los usuarios, en la que aparecen problemáticas socioeconómicas de la modernización. Estas encuestas ponen en evidencia que muy pocos agricultores destacan el ahorro de agua como el motivo para adoptar el riego localizado (sólo el 9%), siendo el principal motivo para esta transición la promoción de este sistema de riego desde las entidades de riego (50%), e incluso por debajo de los ahorros en mano de obra (10%). A partir de este análisis obtienen las conclusiones que se muestra en la siguiente tabla, extraída de dicha publicación (Tabla 9).

Tabla 9. *Resumen de ventajas e inconvenientes según Ortega-Reig et al. (2017)*

	Ventajas	Desventajas
Agricultor individual	• Conveniencia. • Reducción de la carga de trabajo agrícola. • Mayor adaptabilidad de la tecnología.	• Reducción de la autonomía para la programación del riego y la fertilización.
Entidades colectivas de riego	• La centralización de la gestión como herramienta para incrementar la eficiencia técnica y económica.	• Falta de flexibilidad de la fertilización centralizada para adaptación a diferentes cultivos o agricultura orgánica. • Robos de equipamientos. • Necesidades de adaptar la gestión y las instituciones a las nuevas tecnologías.
Medio Ambiente	• Potencial para un control más preciso y una minimización de impactos negativos.	• Esta tecnología puede no ser suficiente para aportar beneficios positivos para el medio ambiente.

Fuente: Ortega-Reig et al. (2017)

Sanchis Ibor et al. (2017) realizan una comparación del uso de agua y las tarifas de riego entre entidades que hacen uso de riego por gravedad y riego localizado en situaciones pre y post modernización, en base a entrevistas con entidades de riego de la Comunidad Valenciana. Al igual que García-Mollá et al. (2013) diferencia los resultados según el origen del recurso, distinguiendo entre superficial, subterránea, mixta y trasvase. Como resultados obtiene una disminución importante en los volúmenes de agua extraídos en la práctica totalidad de las entidades analizadas, estimando una reducción promedio del 26% asociado al uso del riego localizado. Respecto a las tarifas del riego, se ha observado un gran incremento de los costes volumétricos justificados por la amortización de la instalación del riego localizado y el aumento de los costes eléctricos. Asimismo, observan un gran incremento de los costes por unidad de superficie en las entidades con recursos superficiales, lo que puede poner en riesgo la viabilidad económica de la modernización en estas entidades. Al igual que García-Mollá et al. (2013) y Sanchis Ibor et al. (2016), observan un efecto de sustitución de recursos en la entidades con uso mixto de aguas superficiales y subterráneas. Recomienda que los responsables de promocionar estas políticas incorporen medidas de análisis a gran escala y seguimiento de impactos.

Berbel & Gutiérrez-Martín (2017) recopilan un análisis multidisciplinar de los efectos de la modernización de regadíos centrada en el caso español. Esta edición se divide en cinco bloques incluyendo las siguientes publicaciones:

I. La modernización de regadíos como una de las principales medidas de política agraria y rural

- Embrid Irujo (2017) y Gómez-Limón & Villanueva (2017) llevan a cabo una revisión cronológica de la política agraria y de modernización de regadíos desarrollada en nuestro país, así como reflexiones acerca del actual marco jurídico y su relación con el futuro de la modernización de regadíos. En ambos artículos se recalca una transición a un nuevo paradigma de la modernización de regadíos en España, caracterizado por una reducción de la inversión pública y una reorientación hacia el ahorro efectivo de agua, el desarrollo de herramientas de contabilidad del consumo de agua en el regadío, y las actuaciones de eficiencia energética.

II. Aspectos socioeconómicos de la modernización

- Alarcón et al. (2016) llevan a cabo una valoración de los costes y la viabilidad económica de la modernización de regadíos en España. De acuerdo con sus resultados, este estudio llega la conclusión de que no estaba justificada la transición a riego en presión en una parte importante de la superficie modernizada en España, por lo que su viabilidad futura estará condicionada a la transición a plantaciones más rentables. Asimismo, destaca que la inversión realizada difícilmente va a ser justificada por los beneficios económicos generados por el agua ahorrada, aunque bien es cierto que no se incluyen otros beneficios sociales y ambientales derivados del mismo. También añaden que esta política sería más eficaz con una la utilización en algunas zonas de alternativas de modernización blanda más económicas en las que se mantiene el sistema de riego por gravedad.

- Del Campo (2017) recopila un gran número de estadísticas sobre el proceso de modernización de regadíos en España, y añade una reflexión sobre los principales beneficios sociales que ha supuesto esta política en base a estas estadísticas. Entre los beneficios destaca la fijación de la población rural, la generación de puestos de trabajo, la mejora de la calidad de vida del agricultor, la mejora del medioambiente, el sostenimiento de la viabilidad de las explotaciones, generación de riqueza en la zona a través del sector agroindustrial y la implantación de nuevas tecnologías en el regadío. Finalmente añade un artículo anexo donde desarrolla una contracrítica a WWF (2014) y WWF (2015), contrastando los datos publicados en estos informes, aunque principalmente hace referencia al uso de agua.

III. Aspectos hidrológicos de la modernización

- Mateos (2017) aclara conceptos en relación a la diferenciación entre eficiencia a escala parcela y eficiencia global de un sistema. Presenta un caso de estudio en el bajo Guadalquivir, donde hace uso de AQUATOOL (Andreu et al., 1995), para valorar la repercusión en la eficiencia global de diferentes escenarios. Llega a la conclusión de que con políticas de reutilización de retornos se puede conseguir en ocasiones mayores eficiencias que con la modernización de las parcelas. Finalmente propone una transición

a una política de gestión de la evapotranspiración, para lo que será necesario hacer uso de nuevas tecnologías como la teledetección.

- Esteban et al. (2017) destacan la gran sobrexplotación y contaminación de los acuíferos que ha generado el modelo de regadío español, así como de los ecosistemas asociados. A modo de ejemplo presenta el caso del humedal de Tablas de Daimiel y el espacio natural de Doñana.

- Berbel et al. (2017a) llevan a cabo una revisión bibliográfica sobre el efecto rebote de la modernización de regadíos, donde la mayor parte de estas referencias han sido incluidas en el estado del arte del presente trabajo. Tras esta revisión identifican tres causas del efecto rebote: la transición a cultivos con mayores necesidades hídricas, la utilización de los ahorros en el uso del agua para ampliar la superficie regada, y la reducción de los retornos reutilizables. Asimismo, destacan como medidas preventivas del efecto rebote la revisión de los derechos concesionales, la prohibición de aumentar la superficie con los ahorros generados y la priorización de actuaciones situadas en las colas de las cuencas.

IV. Aspectos técnicos de la modernización

- Camacho-Poyato et al. (2017) está basado principalmente en Fernández-García et al. (2014) añadiendo algunos conceptos de eficiencia energética.

- Intrigliolo & Alarcón (2017) presentan una serie de técnicas de última generación para gestión eficiente del riego, destacando el uso de sensores de humedad en el suelo para programación de riego, sensores de estrés hídrico de la planta, técnicas de teledetección, modelos de simulación agro-hidrológica y riego deficitario controlado.

V. Revisión de casos de estudio

- Corominas & Cuevas (2017) realizan un análisis crítico de la modernización regadíos centrados en el caso de Andalucía, basándose en el "Inventario de Regadíos 2008 y su evolución en la última década" elaborado por la Conserjería de Agricultura y Pesca de la Junta de Andalucía. Como conclusiones destacan que gracias a este trabajo han podido valorar los efectos positivos de la modernización de regadíos, destacando la mayor garantía de uso de agua, la flexibilidad y la ampliación de las posibilidades de cultivo; pero también los negativos, con un ahorro neto muy inferior al establecido como objetivo, la aparición de efecto rebote en algunas zonas ligado al aumento de la superficie regada y mayores demandas por intensificación de cultivos, y el fuerte incremento del consumo energético.

- Expósito & Berbel (2017) analizan la relación entre el regadío y el cierre de la cuenca del Guadalquivir, llegando a la conclusión de que en esta cuenca el comportamiento de los agricultores ha tendido a la maximización de la productividad del agua, lo que se ha traducido a una mayor presión sobre los recursos hídricos y una tendencia a cultivo con mayores producciones por unidad de agua de riego. Asimismo, el aumento de la eficiencia del uso de agua mediante la modernización ha incrementado más este efecto,

llevando a la cuenca a un estado de "cierre". Plantean el uso de herramientas para flexibilizar la asignación de recursos como los mercados de agua, en preferencia respecto a políticas de precios considerando que esta última no va a tener impacto en la demanda.

- Castillo et al. (2017) obtienen una comparativa en situaciones pre y post modernización mediante encuestas a agricultores de diferentes comunidades ubicadas en Andalucía. Como conclusiones destaca que como consecuencia de la modernización no se ha observado a nivel de parcela un incremento relevante de la evapotranspiración ni de las producciones. Asimismo, detectan un aumento de los cultivos intensivos, aunque la caída de precios de este tipo de cultivos sufrida durante los últimos años no ha permitido obtener un incremento de los beneficios, lo que podría inducir a una inviabilidad económica futura de las explotaciones.

- Borrego-Marín & Berbel (2017) realizan de nuevo una comparativa pre y post modernización, pero en este caso a partir de encuestas a gerentes y técnicos de las comunidades de regantes. Como conclusiones respecto a los efectos de la modernización concluyen que se ha incrementado el peso de los cultivos intensivos, se ha mejorado la eficiencia en el uso de agua, se ha mejorado la calidad del trabajo agrario, se ha extendido la tarificación volumétrica y se han incrementado los costes de las derramas, fundamentalmente por el coste energético y la amortización de las infraestructuras.

- Estrela (2017) lleva a cabo una descripción del tratamiento de la modernización de regadíos en los planes hidrológicos de cuenca, centrándose en el caso de la demarcación del Júcar. En este caso destaca que el proceso de modernización de regadíos en el Júcar va a permitir unos ahorros brutos de 240 hm3/año una vez se finalicen completamente las actuaciones de modernización contempladas en el plan, aunque reconoce que los ahorros netos serán inferiores. Pone como ejemplo L'Albufera de Valencia, para la que se derivarán caudales ecológicos procedentes de los ahorros generados por la modernización. Finalmente destaca el papel de la modernización en la mejora de la calidad de las masas de agua de la demarcación, con una estimación de la reducción del exceso de nitrógeno del 10,5% cuando se complete el proceso de modernización.

- García-Mollá et al. (2017) presentan un caso de estudio basado en García-Mollá et al. (2013) mediante el que se comparan los efectos que ha tenido la modernización de regadíos en el uso y costes del agua de riego, en diferentes entidades del regadío valenciano. Por lo general, esta investigación destaca un importante descenso en el uso de agua, salvo en la comunidad del Vinalopó Medio donde existía una alta infradotación y no se ha reducido la extracción tras la modernización. Por otra parte, en las entidades con uso mixto de aguas superficiales y subterráneas se observa un fenómeno de transición a un mayor uso del agua superficial derivado de la modernización. Destaca que en el caso valenciano no se ha observado fenómenos asociados al efecto rebote como cambios en el patrón de cultivos o aumento de las superficies. Sin embargo, añade que es necesario un análisis a escala global que permita valorar los ahorros reales, y los efectos sobre los acuíferos y ecosistemas litorales. Respecto a los costes, se observa un comportamiento diferencial respecto a las comunidades que hacen uso de aguas subterráneas o superficiales. En las entidades que hacen uso de aguas subterráneas el

incremento de las tarifas ha sido más moderado, observándose incluso un descenso en el coste por unidad de superficie. Por otra parte, en las que hacen uso de aguas superficiales se observa un incremento muy importante de los costes. Asimismo, alerta de la preocupante situación de las entidades endeudas con largos períodos de carencia que podría condicionar la viabilidad futura de algunas explotaciones.

- Alcón et al. (2017) valoran una serie de indicadores de desempeño, principalmente de costes, producción y margen bruto, y sus relaciones en un caso de estudio en la Cuenca del Segura. Como conclusiones identifica que políticas como el riego a la demanda y la agrupación parcelaria podrían mejorar los indicadores de desempeño, así como el importante papel del consumo y coste energético.

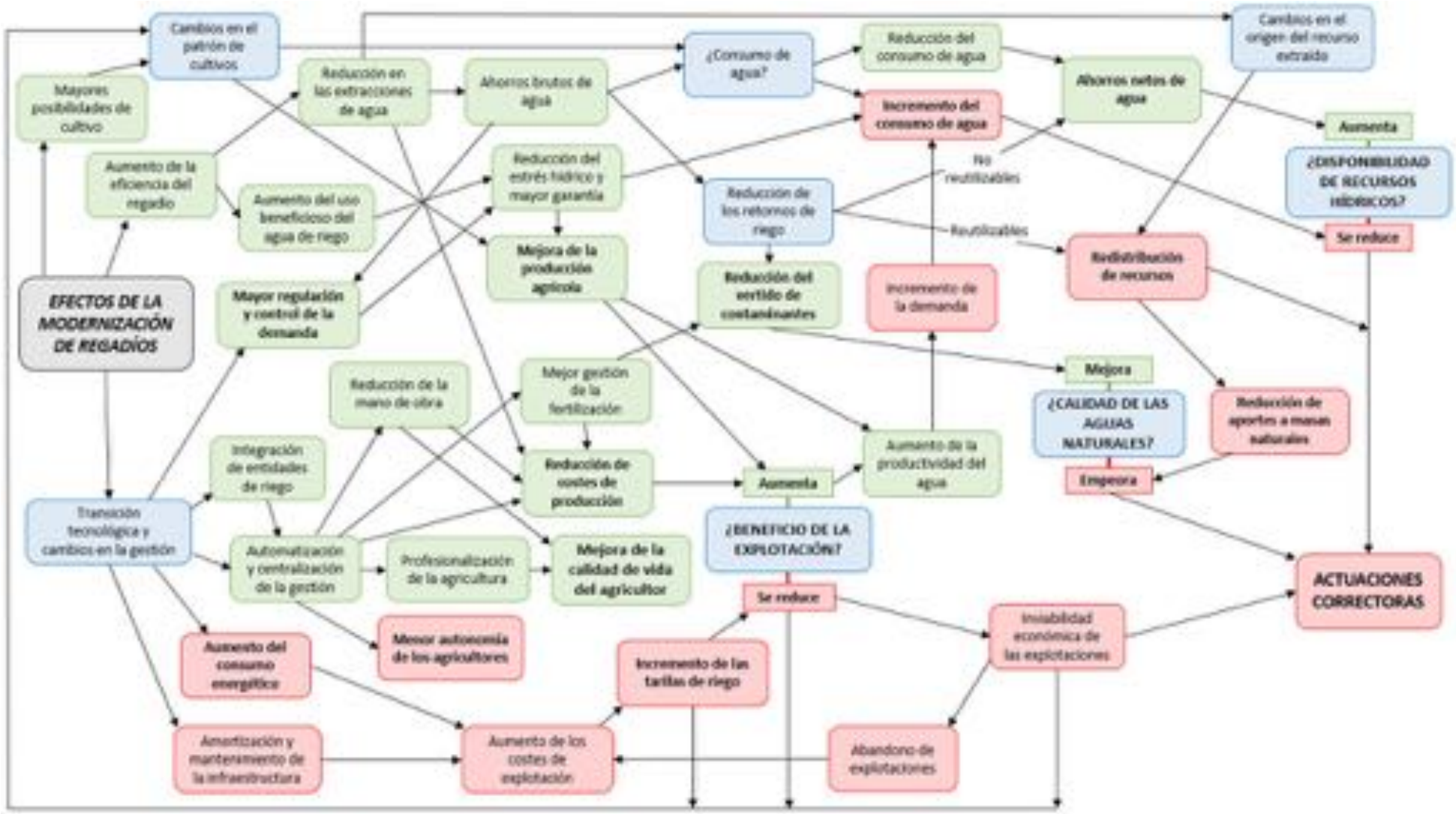
VI. Conclusiones

- Como conclusiones a este libro los coordinadores plantean que los principales efectos de la modernización a destacar son:
    - Aumento en la eficiencia de uso del agua: El riego presurizado ha permitido un incremento de la eficiencia en el uso de agua, aunque esta mejora de la eficiencia podría ser menor a escala cuenca por la reutilización de los retornos.
    - Ahorro de extracciones: La mejora de la eficiencia del riego ha supuesto un descenso en las extracciones en un promedio del 33%. Mayor disponibilidad de agua regulada.
    - Reducción de abonado y mejora de la calidad de los retornos: Reducción del exceso de nitrógeno aportado al medio. Mejora medioambiental.
    - Aumento del valor añadido por la agricultura: Transición a cultivos de mayor valor.
    - Aumento del coste del agua y tarificación volumétrica: Debidos a los costes energético y a la amortización de las inversiones.
    - Cambios en la gestión de las zonas regables y los agricultores: Favorece el emprendimiento, el empleo joven y la profesionalización del regadío.

2.4. Síntesis y diagrama de relaciones de la modernización de regadíos

Como se ha podido comprobar a través de la revisión del estado del arte aquí resumida, las políticas de promoción de mejora de la eficiencia en la agricultura de regadíos llevan asociadas un gran número de efectos sociales, económicos, ambientales e hidrológicos. Con el objetivo de identificar esos efectos y sus causas, se desarrolla un diagrama de relaciones causa-efecto de la modernización de regadíos desarrollado en base a las evidencias encontradas tras la revisión de casos de estudio (ver Figura 12). En este diagrama, se presenta en recuadros verdes los efectos que se pueden considerar como positivos, en rojo los que se pueden considerar como negativos, y en azul los considerados como neutros.

Figura 12. *Diagrama de relaciones causa-efecto de la modernización de regadíos*



Justificación de las relaciones:

La modernización de regadíos produce un aumento en la eficiencia del riego, que supone una reducción del uso del agua y un ahorro bruto de recursos que permitirá una mayor regulación y control de la demanda del regadío. Esta menor aplicación de agua de riego produce una reducción en los retornos de riego, lo que supondrá una reducción del vertido de contaminantes asociados a estos volúmenes y una mejora de la calidad de las aguas naturales. Cuando esta reducción afecte a retornos no reutilizables, se generará un ahorro neto de agua que supone un incremento de los recursos hídricos disponibles. En cambio, cuando esta reducción afecta a retornos reutilizables los ahorros brutos corresponderán en realidad con una redistribución de recursos inintencionada, donde se reduce los aportes hídricos a las masas naturales que dependen de estos retornos, lo que puede afectar negativamente a su calidad y requerir de actuaciones para corregir estos desajustes. La reducción en el uso de agua también puede derivar en un cambio en el origen del recurso extraído, lo que contribuye a la redistribución de recursos. Con respecto al consumo de agua, la modernización produce efectos inciertos que dependerán de cada caso concreto. Por una parte, existen evidencias de reducciones en el consumo de agua (menos evaporación), lo que contribuye a alcanzar ahorros netos de agua. Por el contrario, si se aumenta el consumo de agua como resultado se reduce la disponibilidad de recursos hídricos en el sistema. Si el aumento del consumo de agua supera al ahorro neto conseguido, se estaría reduciendo la disponibilidad de recursos hídricos en el sistema, en cuyo caso puede ser necesario acometer actuaciones correctoras que prevengan este incremento. Asimismo, el aumento en la eficiencia del riego genera un aumento del uso beneficioso del agua de riego, que contribuye a reducir el estrés hídrico y mejorar la garantía de abastecimiento de los cultivos, lo que permite mejorar la producción agrícola y los beneficios de la explotación, a cambio de un incremento en el agua consumida con fines beneficiosos. Por otra parte, la modernización ofrece mayores posibilidades de cultivo, que con riego tradicional resultarían inviables, lo que supone un cambio en el patrón de cultivos que tiene efectos sobre el consumo de agua e implicarán por lo general una mejora de la producción agrícola y un incremento de los ingresos. Adicionalmente, la modernización de regadíos implica una transición tecnológica y cambios en la gestión. En primer lugar, este cambio permite un mayor control sobre los volúmenes apartados y posibilita la tarificación volumétrica, lo que contribuye a la mayor regulación y control de la demanda del regadío. Asimismo, este cambio ha traído consigo una integración de entidades de riego y una automatización y centralización de la gestión del riego, lo que ha supuesto una reducción en las necesidades de mano de obra y una mejor gestión de la fertilización, que junto con la reducción en el uso de agua conllevan una reducción de costes de producción de los cultivos, produciendo un impacto positivo en el beneficio las explotaciones. El aumento de la productividad del agua de riego generado por el aumento en la producción agrícola y los beneficios de las explotaciones puede derivar en un incremento de la demanda, y consecuentemente en un aumento del consumo. Asimismo, este nuevo sistema de gestión ha derivado en una profesionalización de la agricultura, lo que supone una mejora de la calidad de vida del agricultor junto con la reducción en las necesidades de mano de obra. En cambio, esta centralización implica un impacto negativo al suponer una menor autonomía para los agricultores, lo que puede perjudicar ciertos tipos de producción minoritarias. Esta mejor gestión de la fertilización contribuirá a la reducción del vertido de contaminantes al medio natural. Por otra parte, esta transición tecnológica ha supuesto en la mayoría de casos en un aumento del consumo energético que, junto con la amortización y costes de mantenimiento de las nuevas infraestructuras, ha derivado en un aumento de los costes de explotación y consecuentemente un incremento de las tarifas de riego, lo que tenderá a reducir los beneficios obtenidos en las explotaciones agrícolas. En aquellos casos donde este incremento sea muy significativo, se puede dar lugar a una situación de inviabilidad económica de las explotaciones que fomente el abandono de las explotaciones agrícolas y contribuya a incrementar los costes de explotación, dando lugar a un círculo vicioso que requiera de actuaciones correctoras. Este impacto económico negativo puede fomentar el cambio a patrones de cultivo más intensivos para mejorar la producción y los beneficios, que supongan un aumento del consumo de agua.

Tras este análisis, se puede concluir que la modernización de regadíos produce un efecto positivo en todos sus ámbitos: social, económico, hidrológico y ambiental. En cambio, se ha podido comprobar que estas políticas generan una serie de impactos que pueden afectar negativamente a los usuarios, a la disponibilidad de recursos hídricos y al medio ambiente. A continuación, se resumen las principales conclusiones acerca de estos impactos.

- Desde el punto de vista social, se podría concluir que la modernización de regadíos supone un impacto muy positivo, generando una mejora de la calidad de vida del agricultor, debido principalmente a la reducción de las necesidades de mano de obra y a la profesionalización de la agricultura, y contribuyendo a un reto social muy relevante como es el incremento de las capacidades de producción de alimentos. Como impactos negativos cabría destacar la menor autonomía de los agricultores, generada por la tendencia a una mayor automatización y centralización de la gestión en las entidades de riego, que podría perjudicar a cierto tipo de explotaciones, como por ejemplo la agricultura ecológica.

- Desde el punto de vista económico, se ha observado que la modernización de regadíos ha supuesto un incremento de la producción agrícola, lo que supondrá un efecto positivo al incrementar los ingresos obtenidos por las explotaciones. A su vez, se origina una reducción de costes de producción, debidos principalmente al menor uso de agua, a las menores necesidades de mano de obra y al ahorro en la fertilización. Por el contrario, se ha observado por lo general un incremento de las tarifas de riego derivado del aumento de los costes de explotación de las entidades de riego, generados como consecuencia de la amortización y costes de mantenimiento de las nuevas infraestructuras, y del incremento del consumo energético producido en la mayoría de casos. En determinadas situaciones, este incremento puede llegar a condicionar la viabilidad económica de las explotaciones.

- Desde el punto de vista hidrológico, la mejora de la eficiencia generada por la modernización de regadíos ha supuesto una importante reducción de las extracciones de agua para uso agrícola, generando un ahorro bruto para la cuenca que permite, junto con las nuevas tecnologías de gestión, mejorar la regulación y el control de la demanda hídrica del regadío. Asimismo, estas actuaciones supondrán un ahorro neto de agua, aunque generalmente menor al ahorro bruto, que permitirá incrementar realmente la disponibilidad de recursos hídricos a escala cuenca. Estos ahorros se originarán principalmente a partir de una reducción en los retornos de riego no reutilizables, que acaban en una fuente salina o con baja calidad para su reutilización, y de reducciones en las pérdidas por evaporación. Sin embargo, parte de los ahorros producidos por la reducción en las extracciones de agua no supondrán un ahorro neto para la cuenca sino una redistribución inintencionada de recursos, generada como consecuencia de una reducción en los aportes procedentes retornos de riego que son reutilizados o de cambios en el origen de los recursos extraídos, lo que puede llegar a afectar negativamente al abastecimiento a otros usuarios o ecosistemas de la cuenca, y requerir de actuaciones que corrijan estos desajustes. Asimismo, existen evidencias teóricas y empíricas de que las actuaciones de modernización de regadíos pueden derivar en un incremento del consumo de agua (efecto rebote), producido generalmente por incrementos de la superficie regada, por intensificación de los cultivos, o por una reducción del estrés hídrico y mayor garantía de

uso. Cuando este incremento en el consumo de agua supere los ahorros netos generados por la mejora de la eficiencia, las actuaciones de modernización de regadíos estarán paradójicamente contribuyendo a reducir la disponibilidad de recursos hídricos en el sistema.

- Desde el punto de vista ambiental, cabe esperar que la modernización de regadíos suponga una gran reducción de los vertidos de nitratos y demás contaminantes asociados a los drenajes agrícolas, tanto por la reducción de los volúmenes de retorno como por la mejor gestión de la fertilización. En cambio, la menor aportación de recursos hídricos originada por la reducción en los aportes provenientes de retornos de riego puede suponer un impacto negativo sobre la calidad por efectos de concentración en las masas receptoras. Asimismo, esta política ha supuesto generalmente un aumento del consumo energético del regadío, lo que supone un impacto ambiental negativo por la emisión de gases efecto invernadero asociados a este consumo.

Tabla 10. *Tabla de impactos de la modernización de regadíos*

Ámbito	Impactos positivos	Impactos negativos
Social	• Mejora de la calidad de vida de los agricultores. • Incremento de las capacidades de producción de alimentos.	• Menor autonomía de los agricultores.
Económico	• Incremento de los ingresos por mayor producción agrícola. • Reducción de costes de producción.	• Incremento de los costes de explotación y tarifas de riego.
Hidrológico	• Mayor regulación y control de la demanda hídrica del regadío. • Ahorros netos de agua.	• Redistribución inintencionada de recursos hídricos. • Incremento del consumo de agua (efecto rebote).
Ambiental	• Reducción del vertido agrícola de contaminantes (contaminación difusa).	• Reducción de aportes hídricos a masas naturales. • Incremento del consumo energético (emisiones GEI).

Por tanto, en la actualidad existe cierta incertidumbre acerca de los impactos que produce la modernización de regadíos, en especial en relación con la viabilidad económica de las explotaciones, la cuantificación de los ahorros reales, los efectos sobre la disponibilidad de recursos hídricos, y la afección sobre la cantidad y calidad de las masas de agua receptoras de retornos de riego. Estas incertidumbres generan conflictos político-sociales, siendo necesario el desarrollo de nuevas herramientas de gestión, que permitan identificar y corregir los impactos de las actuaciones ejecutadas, y planificar las futuras actuaciones de forma que se maximicen sus efectos positivos para la sociedad y el medioambiente.

2.5. Principales herramientas para el análisis de los efectos de la modernización de regadíos

Tras la revisión de casos de estudio nacionales e internacionales acerca de los efectos de la modernización de regadíos, se ha comprobado que existen diversas herramientas para el análisis de esta problemática, destacando:

- **Modelos agro-hidrológicos conceptuales**. Modelos básicos para obtención del balance hídrico en superficies agrícolas. Uno de los más utilizados es el procedimiento simplificado FAO 56 (Allen et al., 2006), donde las necesidades de los cultivos se obtienen a partir de un coeficiente característico del cultivo y la evapotranspiración de referencia. En el estudio de efectos de la modernización de regadíos se utilizan frecuentemente, en especial para comparativa de la demanda evapotranspirativa del cultivo (ET_c) antes y después de la modernización, o para simulación de balances hídricos aproximados.

- **Modelos agro-hidrológicos basados en procesos**. Modelos agro-hidrológicos para obtención del balance hídrico en superficies agrícolas, pero a diferencia de los conceptuales, simulando los procesos físicos que se desarrollan en el sistema Suelo-Planta-Atmósfera. Requieren mayor número de parámetros y datos de entrada que los conceptuales, pero sus resultados son mucho más aproximados, en especial en situaciones de estrés hídrico. Aunque tradicionalmente se utilizan para gestión agronómica, cálculo de necesidades hídricas y optimización del riego, en ocasiones se han utilizado para el análisis de los efectos de la modernización de regadíos. Entre estos modelos destacan CropWat y AquaCrop (Steduto et al., 2009) derivados del procedimiento FAO 56, CropSyst (Stockle et al., 2003) y SWAP (Kroes et al., 2017) que a diferencia de los anteriores simulan el flujo unidimensional de agua en el suelo semi-saturado mediante la resolución aproximada de la ecuación de Richardson, y el modelo SWAT (Arnold et al., 1998) similar a los anteriores pero con orientación a la simulación agro-hidrológica semi-distribuida.

- **Modelos agro-económicos.** Estos modelos se utilizan para simular decisiones de los agricultores en aspectos como rotación de cultivos, superficie cultivada o demanda de agua de riego, suponiendo que desarrollan un comportamiento de maximización del beneficio económico. Para simular los procesos agronómicos lo habitual es utilizar y calibrar funciones empíricas y recurrir a modelos agro-hidrológicos conceptuales.

- **Modelos agro-hidroeconómicos.** Integran modelos agro-económicos y modelos hidroeconómicos, utilizados habitualmente para simular la gestión de sistemas de recursos hídricos a partir de una representación esquemática del sistema, y definir condiciones de gestión óptima desde el punto de vista económico. Con este enfoque, en el estudio de los efectos de la modernización de regadío se pueden conseguir los mismos resultados que con los modelos agro-económicos pero evaluando conjuntamente los cambios producidos en el sistema de recursos hídricos y dotándole de cierta variabilidad espacial.

- **Teledetección**. Durante la última década está creciendo el uso de herramientas de teledetección en la simulación agro-hidrológica, principalmente para el cálculo de necesidades hídricas, o para obtener valores de evapotranspiración real (ET) y seguimiento de estrés hídrico. Estas herramientas se basan en la obtención de información agronómica a partir de la radiación electromagnética captada por sensores remotos: satélites, vuelos no tripulados, cámaras termográficas de mano, etc. Uno de los procedimientos más habituales usando estas herramientas consiste en correlacionar las necesidades del cultivo (coeficientes de cultivo) con el índice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index)*, existiendo un gran número de investigaciones en esta línea para diferentes condiciones climáticas y tipos de cultivo. En esta línea, el gobierno de España, a través del MAPAMA, en colaboración con la Universidad de Castilla-La Mancha (UCLM), está desarrollado el proyecto WebGIS SPIDER en el cual se lleva a cabo un mapeo de series temporales de coeficiente de cultivo basal (K_{cb}) en toda la península ibérica, en base al NDVI obtenido del procesado de imágenes satélite (Landsat 8 y Spot5) (Descriptiva & Informe, 2013). Por otra parte, han surgido un segundo tipo de herramientas que utilizan imágenes termográficas para simular la evapotranspiración instantánea real del cultivo (ET) resolviendo el balance energético superficial en parcelas de riego. Estas herramientas se pueden distinguir en dos tipos: *one-source models* y *two-source models*. Los *one-source models* simulan la ET real en base a este balance, siendo SEBAL (*Surface Energy Balance)* el algoritmo más comúnmente utilizado (Bastiaanssen et al., 1998). Por otra parte, los *two-source models* permiten simular la ET diferenciando en evaporación del suelo (E) y transpiración del cultivo (T). En este tipo de modelos el algoritmo más utilizado es el TSEB (*Two Sources Energy Balance)* (Norman et al., 1995).

- **Comparativa de datos empíricos**. Este método se basa en la adquisición de datos empíricos a partir de encuestas a los usuarios particulares, a las propias entidades de riego, o a otros actores implicados. Estas encuestas son especialmente útiles para obtención y comparación de variables de las que se tiene un registro, como puede ser volúmenes de riego extraídos y aplicados, costes de explotación de las entidades, tarifas de riego, costes de producción de los agricultores, kg producidos o consumos energéticos.

3. METODOLOGÍA

3.1. Planteamiento general para una evaluación global de los efectos de la modernización de regadíos

Tras la revisión de casos de estudio, cabría concluir que el análisis de los efectos de modernización es un problema donde la escala es un factor determinante. Con el objetivo de homogeneizar conceptos, se propone la siguiente definición de escalas de afección.

- **Escala parcela.** Se refiere a los efectos sobre una parcela agrícola o sobre su propietario, perfectamente identificada en los registros oficiales (catastro) o en registro propios de la entidad de riego a la que pertenece. En determinadas circunstancias se podrían referir a una agrupación de varias parcelas (condiciones homogéneas, hidrantes comunitarios, etc…).

- **Escala entidad de riego.** Se refiere a los efectos en una entidad responsable de la gestión comunitaria del riego de varias parcelas agrícolas, representando los intereses del conjunto de propietarios de dichas parcelas. Por lo general, este concepto se referirá a las propias comunidades de regantes (CR), aunque en aquellas comunidades que se encuentran dividas en varias subunidades de gestión (normalmente sectores), se podrá referir a estas subunidades.

- **Escala Unidad de Demanda Agraria (UDA).** Este término se refiere a los efectos sobre las unidades de demanda definidas en el plan hidrológico del sistema de explotación al que pertenezcan. Estas UDA se corresponden con una zona agrícola que comparte características comunes que la diferencian del resto de unidades, como puede ser la ubicación geográfica, la entidad de gestión o comunidad de regantes que la compone, el origen del agua que utilizan, las infraestructuras, etc. Por lo general, las UDA están compuestas por una o varias entidades de riego.

- **Escala sistema de explotación.** Este término se refiere a los efectos sobre el global del sistema de explotación, que incluye las masas de agua superficial y subterránea, y las normas de utilización del agua y reglas de explotación que, aprovechando estos recursos hídricos naturales y de acuerdo con su calidad, permiten establecer los suministros de agua que configuran la oferta de recursos disponibles, cumpliendo los objetivos medioambientales.

Para el análisis de los efectos globales de actuaciones de mejora de la eficiencia de regadíos se propone una metodología que combine los métodos *top-down* y *bottom-up* (ver Figura 13).

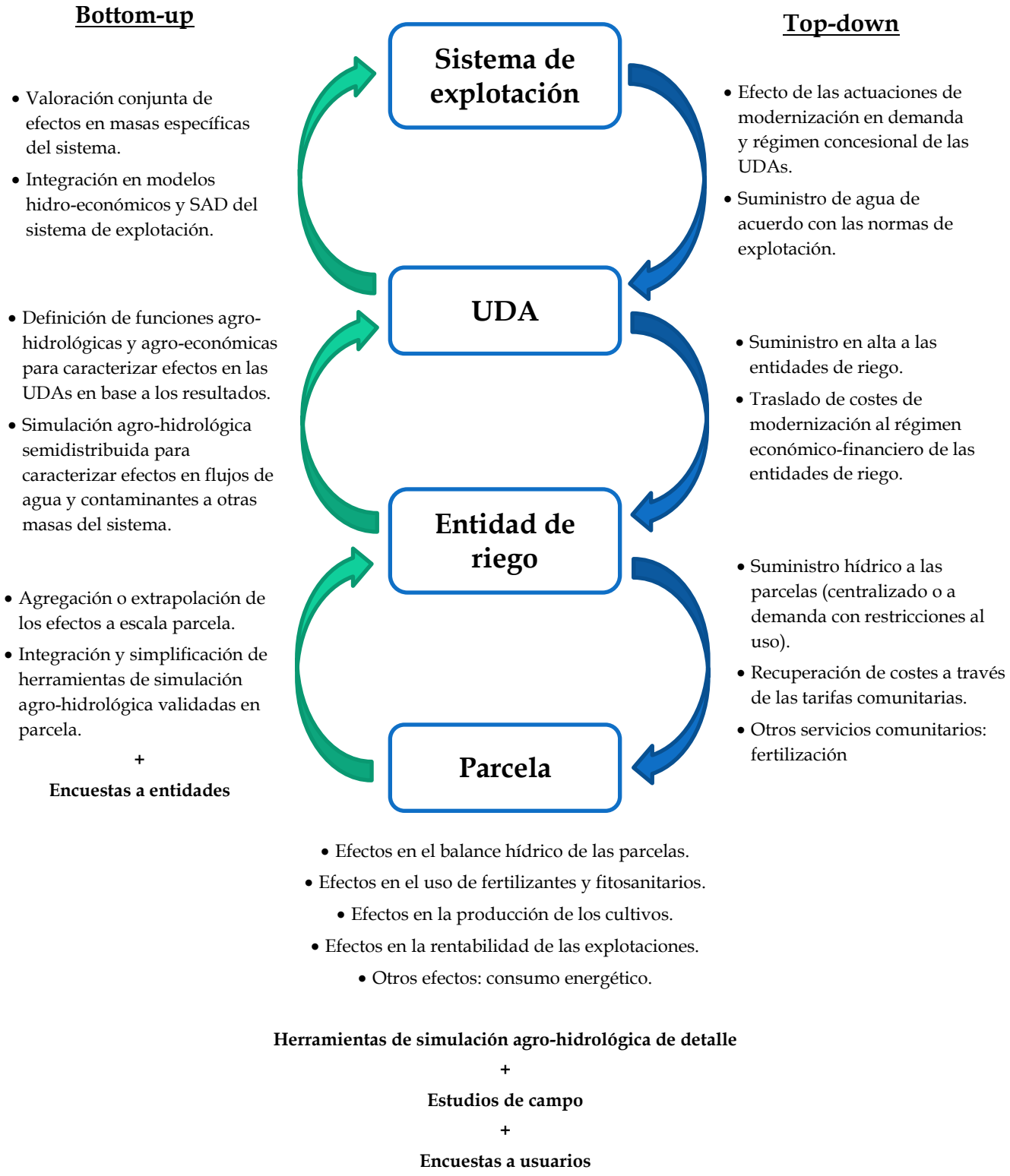
Mediante el enfoque *top-dow* se trasladarán sucesivamente los resultados de las políticas de modernización de regadíos y los condicionantes de la gestión hidrológica a las escalas inferiores. Partiendo de la escala sistema de explotación, se definirán los escenarios de demanda hídrica y el régimen concesional de las UDAs de acuerdo con la planificación de las actuaciones de modernización de regadíos. Asimismo, se establecerá el reparto de recursos hídricos disponibles, según el escenario hidrológico, de acuerdo con las normas de explotación

definidas en la planificación hidrológica, con el objetivo de satisfacer la demanda específica de cada una de las UDAs y demás usuarios del sistema, cumpliendo con los requisitos medioambientales. Este reparto de recursos hídricos a las UDAs conformará el suministro de agua en alta a las entidades de riego. Además, la amortización de las inversiones de modernización a cargo de los usuarios, junto con los costes de explotación de las infraestructuras, se repercutirán en el régimen económico-financiero de las entidades de riego. Finalmente, las entidades de riego se encargarán de la gestión de este suministro de agua, haciendo un uso conjunto de sus capacidades de regulación, para satisfacer la demanda hídrica de los propietarios que la constituyen, pudiendo materializarse como una gestión del riego centralizada, o un abastecimiento a la demanda donde en situaciones de escasez hídrica se podrán establecer restricciones al uso de agua. A su vez, se trasladará la recuperación de los costes de la modernización a los propietarios a través de las tarifas comunitarias. En algunos casos, a través de la modernización se posibilitan otros servicios que afectan a los efectos en parcela, como puede ser la fertilización centralizada.

Por otra parte, mediante un enfoque *bottom-up* se evaluarán sucesivamente los efectos socioeconómicos y agro-hidrológicos en cada escala de análisis, comenzando con la escala parcela para posteriormente extrapolar y completar los resultados en las sucesivas escalas, hasta llegar a una evaluación de los efectos económicos, hidrológicos y ambientales a escala sistema de explotación. En este proceso, se comienza con una valoración de los efectos de la modernización en el balance hídrico, uso de fertilizantes y fitosanitarios, producción de cultivos, rentabilidad de explotaciones y otros aspectos como el consumo energético a escala parcela, aplicando herramientas de simulación agro-hidrológica con alto grado de detalle, estudios de campo y encuestas a los propietarios. Seguidamente, a partir de esta caracterización de los efectos en parcela, se plantea la agregación y/o extrapolación de los resultados a la escala entidad de riego, complementados con encuestas a las entidades y la realización de simulaciones agro-hidrológicas con herramientas que integren y simplifiquen los métodos aplicados y validados en parcela. A partir de estos resultados se definirán funciones agro-hidrológicas y agro-económicas que permitan caracterizar de forma agregada los efectos en las UDAs e integrarlos posteriormente en modelos de gestión del sistema de explotación. Estos resultados se complementarán con simulaciones agro-hidrológicas semidistribuidas que permitan caracterizar los efectos en los flujos de agua y contaminantes a otras masas superficiales y subterráneas del sistema de explotación. De esta forma, se podrán valorar los efectos conjuntos de la modernización de varias UDAs en determinadas masas de agua del sistema, y se podrá integrar los efectos sobre las UDAs y su interacción con el resto de usuarios y masas del sistema, en modelos hidro-económicos y en los Sistemas de Apoyo a la Decisión (SAD) utilizados para la gestión del sistema de explotación.

A su vez, el procesado *bottom-up* de los efectos de la modernización sirve de retroalimentación para conseguir una gestión de recursos hídricos *top-down* más eficaz en la consecución de los objetivos medioambientales de la Directiva Marco del Agua (DMA) y un reparto del agua más eficiente desde el punto de vista económico.

Figura 13. *Planteamiento general de una metodología para la evaluación global de los efectos de las políticas de modernización de regadíos*



A partir de este análisis se podrán valorar los efectos económicos, hidrológicos y ambientales derivados de políticas de modernización de regadíos a escala sistema de explotación de recursos hídricos, junto con una visión general sobre sus repercusiones en las entidades de riego, y para los propios agricultores y explotaciones agrícolas, reduciendo la incertidumbre asociada a este proceso.

Por tanto, este análisis contribuye al desarrollo de herramientas para la contabilidad de ahorros netos de la modernización de regadíos, identificación de impactos negativos de las actuaciones realizadas y articulación de actuaciones correctoras. Asimismo, los resultados obtenidos permitirán mejorar la planificación de futuras actuaciones de modernización y valorar estas actuaciones como herramienta de adaptación a escenarios futuros. De igual modo, esta misma metodología se podría aplicar para mejorar la valoración de otras actuaciones de planificación hidrológica en materia de regadíos: uso de recursos no convencionales, política de precios, subvenciones, etc.

Como parte de este proceso, el presente trabajo se centra la valoración de los efectos a escala parcela de la modernización de regadíos, en concreto en la valoración de los efectos en el balance hídrico mediante la adaptación de un modelo agro-hidrológico basado en AQUACROP y herramientas de teledetección basadas en el algoritmo SEBAL, y en la valoración de los efectos en la producción mediante encuestas a la cooperativa de riego.

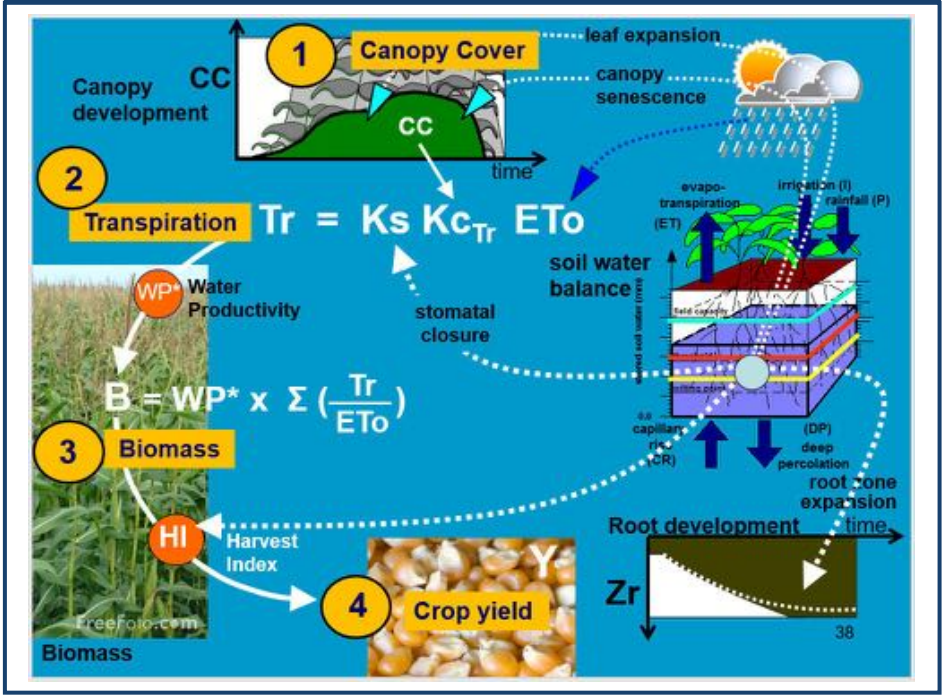
3.2. Evaluación de los efectos de la modernización a escala parcela mediante un modelo agro-hidrológico basado en AQUACROP

3.2.1. El modelo AQUACROP

AQUACROP es un modelo agro-hidrológico desarrollado por la FAO, basado en el procedimiento FAO 56 (Allen et al., 2006), concebido para la simulación de la producción de cultivos bajo diferentes condiciones de riego. Este modelo considera la productividad de los cultivos altamente ligada a la disponibilidad de agua en el suelo, por lo que el modelo se apoya en la resolución del balance hídrico en el sistema Suelo-Planta-Atmósfera (Steduto et al., 2009). Este modelo ha sido ampliamente utilizado en una gran tipología de climas, cultivos y sistemas de riego, aunque principalmente está enfocado a la simulación de cultivos herbáceos y riego por gravedad. La ventaja de este modelo es que su procedimiento de cálculo es más simplificado que otros modelos agro-hidrológicos basados en procesos

Los algoritmos básicos que utiliza AQUACROP para el cálculo tanto del balance hídrico como de la producción, se describen en el Capítulo 3 del Manual de Referencia del software (Raes et al., 2012) y en (Raes et al., 2009). En la Figura 14 se muestra una representación esquemática de este modelo.

Figura 14. *Representación esquemática del modelo AQUACROP*



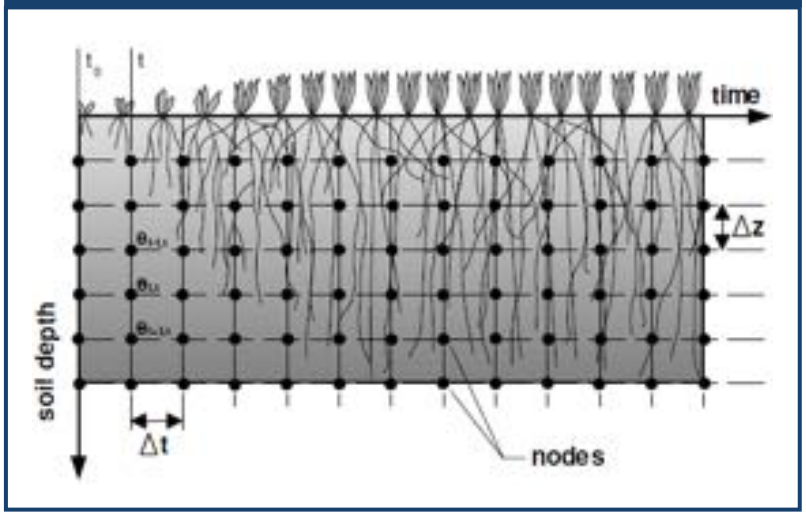
Fuente: Raes, 2015

Respecto al balance hídrico, el modelo AQUACROP resuelve la ecuación diferencial del flujo en el sistema Suelo-Planta mediante un conjunto de ecuaciones agrupadas en subrutinas de cálculo que se resuelven sucesivamente. En este modelo se asume que los elementos del

balance son variables únicamente con la profundidad (**z**) y el tiempo (**t**), tratándose por tanto de un modelo dinámico y unidimensional. Por otra parte, este modelo está concebido para su aplicación a escala parcela, tratándose por tanto de un modelo semi-distribuido en el que la superficie a analizar se divide en parcelas o unidades de riego con características supuestas homogéneas.

La resolución de las ecuaciones diferenciales del flujo se lleva a cabo por el método de diferencias finitas, estableciendo una malla con separaciones Δz y Δt y resolviendo el problema sucesivamente en cada uno de sus nodos en función de los resultados obtenidos en los nodos colindantes, tanto en z como en t, según el esquema que se muestra en la Figura 15.

Figura 15. *Representación esquemática del proceso de resolución de AQUACROP*

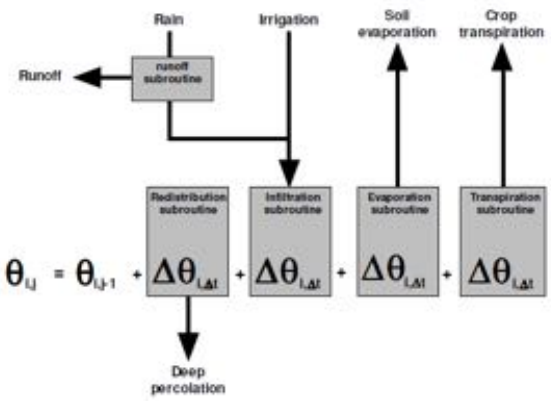


Fuente: Raes et al., 2012

En relación con el proceso de cálculo de las subrutinas, en el modelo AQUACROP se sigue la secuencia representada en la Figura 16.

Figura 16. *Subrutinas del proceso de cálculo del balance hídrico del suelo en AQUACROP*

1. Subrutina de **Redistribución**
2. Subrutina de **Escorrentía**
3. Subrutina de **Infiltración**
4. Subrutina de **Evaporación**
5. Subrutina de **Transpiración**



Fuente: Raes et al., 2012

3.2.2. Principales diferencias respecto AQUACROP

El modelo agro-hidrológico utilizado en el presente estudio es una adaptación simplificada del modelo AQUACROP, centrado únicamente en el balance hídrico del sistema suelo-planta y que incorpora ciertas diferencias que facilitan su uso para la simulación de cultivos leñosos donde la cobertura vegetal es prácticamente uniforme a lo largo de todo el año.

En el modelo implementado se ha decido variar ligeramente la secuencia de cálculo, resolviendo la subrutina de Redistribución después de la subrutina de Infiltración. Este cambio no supone diferencias relevantes, produciendo únicamente un desfase temporal en el proceso de redistribución.

Otra de las diferencias principales del modelo utilizado para este estudio respecto el modelo AQUACROP es el tratamiento de la humectación parcial del suelo en el riego. En AQUACROP, el efecto de la humectación parcial del suelo solo se tiene en cuenta mediante un coeficiente reductor en el cálculo de la Evaporación, siendo no aplicado los días que se produce lluvia y cuando se supera la capacidad de infiltración del suelo y una lámina de agua permanece en la superficie. En el modelo implementado en cambio se hace una aproximación más fiel al proceso de humectación parcial, dado la importancia de este factor en la valoración de los efectos de la transición a riego localizado, en especial cuando las superficies regadas son pequeñas. Para ello se divide la parcela en dos superficies distintas, la superficie que se humedece durante el riego y el resto, que solamente se humedecerá en episodios de lluvia, resolviendo el balance hídrico por separado en ambas superficies.

Otra de las diferencias respecto a AQUACROP es que en este modelo se calcula la precipitación interceptada por las hojas de los cultivos $\boldsymbol{P_i(t)}$, volumen que posteriormente será evaporado. La precipitación que alcanza el suelo es por tanto la precipitación neta $\boldsymbol{P_n(t)}$, obtenida como diferencia de la precipitación bruta registrada $\boldsymbol{P(t)}$ menos este volumen interceptado.

Finalmente se producen ligeros cambios en el procedimiento de cálculo de la Evaporación y de la Transpiración, como se mostrará en los apartados sucesivos.

3.2.3. Procedimiento de cálculo

Consideraciones generales

Al igual que en AQUACROP, el modelo agro-hidrológico implementado en este estudio cuenta con dos variables independientes, la profundidad y el tiempo, representados respectivamente como $\boldsymbol{i}$ y $\boldsymbol{t}$.

La variable independiente $\boldsymbol{t}$ representará el día de la simulación, comenzando con un valor inicial de 1 e incrementándose en una unidad hasta alcanzar el período total de simulación $\boldsymbol{t_{final}}$ cuyo valor se expresará en días.

Por otra parte, la variable dependiente $\boldsymbol{i}$ representa el índice de capa. Al igual que sucede en AQUACROP, en este modelo se resuelve el balance hídrico en un paquete de suelo de profundidad igual a la profundidad máxima de la zona radicular, en adelante $\boldsymbol{Z_r}$. Para una mayor aproximación del cálculo realizado, se lleva a cabo una discretización del suelo en $\boldsymbol{n_i}$ capas, de forma que el balance se resolverá para cada capa $\boldsymbol{i}$ desde 1 hasta $\boldsymbol{n_i}$. Cada una de las capas tendrá asociada una profundidad $\boldsymbol{z(i)}$ y un espesor $\boldsymbol{e(i) = z(i) - z(i-1)}$, siendo representativa por tanto del suelo situado a una profundidad entre $\boldsymbol{z(i-1)}$ y $\boldsymbol{z(i)}$.

Debido al algoritmo de cálculo de la evaporación, en el proceso de discretización del suelo en capas, las dos primeras capas estarán situadas a profundidades constantes. La primera capa abarcará una profundidad constante $\boldsymbol{z(1) = Z_{e,surf}}$ y tendrá un espesor $\boldsymbol{e(1) = Z_{e,surf}}$; mientras que la segunda capa abarcará una profundidad hasta $\boldsymbol{z(2) = Z_{e,top}}$ y tendrá un espesor $\boldsymbol{e(2) = Z_{e,top} - Z_{e,surf}}$. El resto de suelo se dividirá en $\boldsymbol{n_i - 2}$ capas del mismo espesor, hasta alcanzar la profundidad de la zona radicular en cada momento de la simulación $\boldsymbol{Z_r(t)}$.

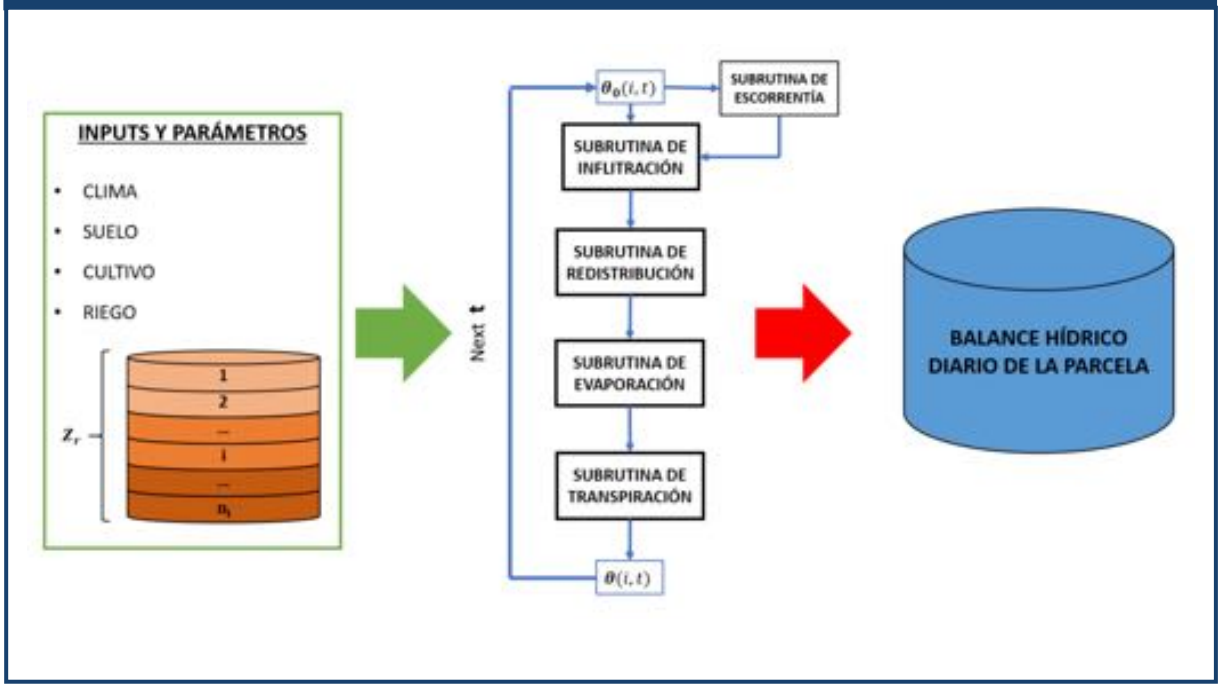
De esta forma, los valores de las variables dependientes se expresarán, para cada capa $\boldsymbol{i}$ y en el día de simulación $\boldsymbol{t}$ como $\boldsymbol{variable(i,t)}$. Los valores que sean invariantes con el tiempo se expresarán como $\boldsymbol{variable(i)}$. De forma análoga, los valores invariantes con la profundidad, o bien los valores promedio o agregados de todas las capas, se expresarán como $\boldsymbol{variable(t)}$. Finalmente, las variables que no dependan ni de $\boldsymbol{i}$ ni de $\boldsymbol{t}$ se expresarán únicamente por la nomenclatura de la variable.

Como se ha comentado en el apartado anterior, en el modelo implementado para este estudio se hacen dos balances paralelos, uno de la superficie humedecida por el riego que representará una proporción del suelo total $\boldsymbol{f_w}$; y otro de la superficie no humedecida por el riego, que consecuentemente representará una proporción del total igual a $\boldsymbol{1 - f_w}$. Las variables del balance en la parte humedecida se identificarán con el subíndice **w**, es decir como $\boldsymbol{variable_w(i,t)}$. Análogamente, las variables de la parte no humedecida se identificarán con el subíndice **nw**, y por tanto su nomenclatura habitual será $\boldsymbol{variable_{nw}(i,t)}$. Las variables que sean comunes para ambas partes, o bien sean la agregación de toda la superficie, se representarán sin subíndice.

El procedimiento de cálculo como en AQUACROP, se desarrollará aplicando diferentes subrutinas de cálculo para cada instante $\boldsymbol{t}$ y capa $\boldsymbol{i}$. Estas subrutinas de cálculo tienen, por lo general, una estructura similar, en las cuales se partirá de una distribución de humedades iniciales en cada capa de suelo y unos inputs o parámetros de entrada. A partir de estos valores, y aplicando las ecuaciones constitutivas de cada subrutina, se producirá una transformación en las humedades de cada capa del suelo, obteniendo una distribución de humedades de salida y una serie de outputs. Estas subrutinas se ejecutarán de forma sucesiva y en un orden determinado, de forma que la distribución de humedades de salida y outputs de una subrutina servirán de inputs para la siguiente. Asimismo, la distribución de humedades obtenidas al final del proceso pasará a ser la distribución de humedades iniciales en el siguiente día de simulación, es decir $\boldsymbol{\theta_0(i,t)}$ será igual a $\boldsymbol{\theta(i,t-1)}$.

En la Figura 17 se muestra una representación esquemática preliminar del proceso de cálculo del modelo agro-hidrológico aplicado en este caso de estudio, de forma que sirva como orientación inicial para entender el funcionamiento de este modelo.

Figura 17. *Representación esquemática inicial del modelo agro-hidrológico implementado para el estudio*



Subrutina de Escorrentía

En esta subrutina se simula la escorrentía superficial que se produce como consecuencia de lluvias intensas. En este caso se ha optado por utilizar el mismo procedimiento que usa AQUACROP, basado en el método de la US Conservation Service (SCS).

El cálculo de la lluvia interceptada $\boldsymbol{P_i(t)}$ se lleva a cabo según el procedimiento del modelo agro-hidrológico SWAP (Kroes et al. 2008), que utiliza la fórmula Eq. 3.2. En esta fórmula interviene el índice de área foliar $\boldsymbol{LAI(t)}$ (leaf area index), el cual está relacionado con la cobertura vegetal $\boldsymbol{CC(t)}$ (canopy cover) según la fórmula experimental obtenida por Hsiao et al. (2009). Para el caso de cítricos se aplica un coeficiente multiplicador para obtener valores similares a los propuestos en Villalobos X, resultando la ecuación Eq. 3.3.

$$P_n(t) = P(t) - P_i(t) \qquad \text{(Eq. 3.1)}$$

$$P_i(t) = a \cdot LAI(t) \cdot \left(1 - \frac{1}{1 + \frac{b(t) \cdot P(t)}{a \cdot LAI(t)}}\right) \qquad \text{(Eq. 3.2)}$$

$$LAI(t) = \frac{\ln\left(1 - \left(\frac{CC(t)}{1.005}\right)^{1/1.2}\right)}{-0.3} \qquad \text{(Eq. 3.3)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{a}$: coeficiente empírico que toma un valor de 0.25 mm/dia.
- $\boldsymbol{b(t)}$: coeficiente empírico que toma un valor de $LAI(t)$ /3.
- $\boldsymbol{LAI(t)}$: índice de área foliar (m^2/m^2).
- $\boldsymbol{P(t)}$**:** precipitación bruta acumulada (mm).
- $\boldsymbol{CC(t)}$: cobertura vegetal o área sombreada (m^2/m^2).

El método de la SCS utiliza un modelo empírico en el que se considera que toda lluvia superior a un valor umbral $\boldsymbol{P_0(t)}$ produce escorrentía superficial, siguiendo la ecuación Eq. 3.4. Este valor umbral, denominado abstracción inicial, toma un valor igual al 20% de la capacidad máxima de almacenaje de la capa superficial del suelo $\boldsymbol{S(t)}$ como se refleja en Eq. 3.5. A su vez, $\boldsymbol{S(t)}$ es función del parámetro característico del modelo $\boldsymbol{CN(t)}$, denominado *Curve Number* (Eq. 3.6).

$$\begin{cases} RO(t) = 0 & si\ P_n(t) \leq P_0(t) \\ RO(t) = \dfrac{\left(P_n(t) - P_0(t)\right)^2}{P_n(t) - P_0(t) + S(t)} & si\ P_n(t) > P_0(t) \end{cases} \qquad \text{(Eq. 3.4)}$$

$$P_0(t) = 0.2 \cdot S(t) \qquad \text{(Eq. 3.5)}$$

$$S(t) = 254 \cdot \left(\frac{100}{CN(t)} - 1\right) \qquad \text{(Eq. 3.6)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{RO(t)}$: escorrentía superficial acumulada (mm).
- $\boldsymbol{P_n(t)}$: precipitación neta acumulada (mm).
- $\boldsymbol{P_0(t)}$: retención inicial (mm).
- $\boldsymbol{S(t)}$**:** capacidad máxima de almacenaje en el día t (mm).

- $\boldsymbol{CN(t)}$: Curve Number en el día t.

Al igual que en AQUACROP se considera la influencia de la humedad inicial del suelo en la producción de escorrentía, ajustando el valor de $\boldsymbol{CN(t)}$ en función de la humedad de la capa superficial del suelo. Para ello, se introduce como parámetro en el modelo el $\boldsymbol{CN}$ a humedad media entre Capacidad de Campo y Punto de Marchitez ($\boldsymbol{CN_{AMC\ II}}$), que puede ser obtenido en función de la Capacidad de Infiltración del suelo ($\boldsymbol{K_{sat}}$) utilizando como referencia la Tabla 11 obtenida del Manual de AQUACROP (Raes et al. 2012). A partir de este valor, se calculan los valores del $\boldsymbol{CN}$ a la humedad de Punto de Marchitez ($\boldsymbol{CN_{AMC\ I}}$) según Eq. 3.7 y a humedad de Capacidad de Campo ($\boldsymbol{CN_{AMC\ III}}$) según Eq. 3.8. Finalmente, el valor de $\boldsymbol{CN(t)}$ para cada valor de humedad $\boldsymbol{\theta_{CN}(t)}$ se obtiene por interpolación lineal, según la Eq. 3.9.

Tabla 11. *Valores de referencia de* ***CN*** *para diferentes rangos de capacidad de infiltración*

CN_{AMC}	Contenido de agua en el suelo	Capacidad de infiltración (mm/día)			
		> 250	250 – 50	50 – 10	< 10
I	$\theta = \theta_{WP}$	45	56	63	70
II	$\boldsymbol{\theta = (\theta_{FC} + \theta_{WP})/2}$	**65**	**75**	**80**	**85**
III	$\theta = \theta_{FC}$	84	88	91	93

Fuente: Raes et al., 2012

$$CN_{AMC\ I} = -16.91 + 1.348 \cdot CN_{AMC\ II} - 0.01379 \cdot CN^2_{AMC\ II} + 0.0001172 \cdot CN^3_{AMC} \qquad \text{(Eq. 3.7)}$$

$$CN_{AMC\ III} = 2.5838 + 1.9449 \cdot CN_{AMC\ II} - 0.014216 \cdot CN^2_{AMC\ II} + 0.000045829 \cdot CN^3_{AMC\ II} \qquad \text{(Eq. 3.8)}$$

$$\begin{cases} CN(t) = CN_{AMC\ I} + \dfrac{\theta_{CN}(t) - \theta_{WP,30}}{\theta_{M,30} - \theta_{WP,30}} \cdot (CN_{AMC\ II} - CN_{AMC\ I}) & si\ \theta_{CN}(t) \leq \theta_{M,30} \\ CN(t) = CN_{AMC\ II} + \dfrac{\theta_{CN}(t) - \theta_{M,30}}{\theta_{FC,30} - \theta_{M,30}} \cdot (CN_{AMC\ III} - CN_{AMC\ II}) & si\ \theta_{CN}(t) > \theta_{M,30} \end{cases} \qquad \text{(Eq. 3.9)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{CN(t)}$: CN ajustado según la humedad del día t.
- $\boldsymbol{\theta_{WP,30}}$: punto de marchitez promedio de los 30 primeros cm de suelo (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{\theta_{FC,30}}$: capacidad de campo promedio de los 30 primeros cm de suelo (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{\theta_{CN}(t)}$: humedad utilizada para el cálculo de CN (m^3/m^3).

- $\boldsymbol{\theta_{M,30}}$: humedad media entre $\theta_{WP,30}$ y $\theta_{FC,30}$ (m³/m³).
- $\boldsymbol{CN_{AMC\,I}}$: CN con humedad igual a $\theta_{WP,30}$.
- $\boldsymbol{CN_{AMC\,II}}$: CN con humedad igual a $\theta_{M,30}$.
- $\boldsymbol{CN_{AMC\,III}}$: CN con humedad igual a $\theta_{FC,30}$.

El valor de $\boldsymbol{\theta_{CN}(t)}$ se obtiene mediante una ponderación de la humedad de las capas situadas en los primeros 30 cm de suelo al inicio del proceso de cálculo, según Eq 3.10 y Eq 3.11.

$$\theta_{CN}(t) = max\left[\sum_{i=1}^{n_i} w_{rel}(i)\cdot\theta_0(i,t) \Big/ \sum_{i=1}^{n_i} w_{rel}(i)\ ;\ \theta_{WP,30}\right] \qquad \text{(Eq. 3.10)}$$

$$\begin{cases} w_{rel}(i) = 1 - \dfrac{e^{(-4\cdot z_{med}(i)/0,3)} - 1}{e^{-4} - 1} & si\ z_{med}(i) \leq 0.30 \\ w_{rel}(i) = 0 & si\ z_{med}(i) > 0.30 \end{cases} \qquad \text{(Eq. 3.11)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{\theta_{CN}(t)}$ humedad utilizada para el cálculo de CN (m³/m³).
- $\boldsymbol{w_{rel}(i)}$: peso de cada capa en la ponderación de $\theta_{CN}(t)$.
- $\boldsymbol{\theta_0(i,t)}$: humedad al inicio del proceso (m³/m³). La distribución de humedades al inicio de la simulación $\theta_0(i,0)$ será uno de los inputs del modelo.
- $\boldsymbol{z_{med}(i)}$: profundidad media de la capa (m). Calculada según Eq. 3.12.

$$z_{med}(i) = z(i-1) + \frac{e(i)}{2} = \frac{z(i) + z(i-1)}{2} \qquad \text{(Eq. 3.12)}$$

Por otra parte, el modelo implementado permite introducir tratamientos de parcela que van a limitar o prevenir la producción de escorrentía superficial, como son los caballones de borde. En el modelo estos tratamientos se introducen mediante el parámetro $\boldsymbol{h_{cab}}$, que equivale a la altura de los caballones perimetrales de la parcela. Si no existen estos elementos bastará con introducir un valor de $h_{cab} = 0$ **.** De esta forma, la escorrentía superficial realmente producida $\boldsymbol{RO_e(t)}$ se calcula según Eq. 3.13.

$$\begin{cases} RO_e(t) = 0 & si\ RO(t) \leq h_{cab} \\ RO_e(t) = RO(t) - h_{cab} & si\ RO(t) > h_{cab} \end{cases} \qquad \text{(Eq. 3.13)}$$

Detrayendo la escorrentía superficial realmente producida $\boldsymbol{RO_e(t)}$ de la precipitación neta $\boldsymbol{P_n(t)}$ se obtendrá finalmente la precipitación efectiva $\boldsymbol{P_e(t)}$.

$$P_e(t) = P_n(t) - RO_e(t) \qquad \text{(Eq. 3.14)}$$

Subrutina de Infiltración

En esta subrutina se simula el proceso de infiltración del agua de riego y de lluvia en el suelo. El procedimiento implementado es similar al que utiliza AQUACROP, donde el agua de riego y lluvia infiltra sucesivamente en cada capa de terreno, siempre que su valor sea menor a la capacidad de infiltración de la capa, que en este caso se asume igual a la conductividad hidráulica del suelo saturado $\boldsymbol{K_{sat}(i)}$. Este proceso se aplicará en paralelo para la superficie regada y para la superficie no regada.

El volumen infiltrado $\boldsymbol{F(i,t)}$ es almacenado en la capa $\boldsymbol{i}$, aumentando su humedad $\boldsymbol{\theta_I(i,t)}$ hasta un valor máximo igual a la humedad de saturación $\boldsymbol{\theta_{sat}(i)}$. Si el volumen infiltrado es mayor a la cantidad de agua que puede acumular la capa de suelo hasta llegar a la saturación, el exceso $\boldsymbol{F_{ex}(i,t)}$ infiltrará a la capa inferior, siempre y cuando su valor sea inferior a la capacidad de infiltración $\boldsymbol{K_{sat}(i)}$.

Cuando la infiltración en alguna de las capas supere su capacidad de infiltración diaria el agua se acumulará como una lámina de agua embalsada en superficie. Esta lámina de agua se sumará al volumen de lluvia y riego en el proceso de infiltración del día siguiente.

Si el volumen de lluvia y riego es tal que, siendo inferior a la capacidad de infiltración, produce la saturación completa del suelo hasta la profundidad radicular, es decir se llega a saturar la última capa del perfil, el exceso de infiltración al final del proceso formará parte de la percolación profunda en el balance hídrico, identificado como $\boldsymbol{DP_I(t)}$.

Todo este proceso se basa en el siguiente conjunto de ecuaciones.

Infiltración en la superficie regada

$$\begin{cases} F_w(i,t) = min\left[P_e(t) + \dfrac{I(t)}{f_w} + H(t-1); K_{sat}(i)\right] & si\ i = 1 \\ F_w(i,t) = min\left[F_{ex,w}(i-1,t); K_{sat}(i)\right] & si\ i > 1 \end{cases} \qquad \text{(Eq. 3.15)}$$

$$\begin{cases} H_w(i,t) = P_e(t) + \dfrac{I(t)}{f_w} + H(t-1) - F_w(i,t) & si\ i = 1 \\ H_w(i,t) = F_{ex,w}(i-1,t) - F_w(i,t) & si\ i > 1 \end{cases} \qquad \text{(Eq. 3.16)}$$

$$\theta_{I,w}(i,t) = min\left[\theta_{0,w}(i,t) + \frac{F_w(i,t)}{1000 \cdot e(i)}; \theta_{sat}(i)\right] \quad \text{(Eq. 3.17)}$$

$$F_{ex,w}(i,t) = F_w(i,t) - \left(\theta_{I,w}(i,t) - \theta_{0,w}(i,t)\right) \cdot 1000 \cdot e(i) \quad \text{(Eq. 3.18)}$$

$$DP_{I,w}(t) = F_{ex,w}(n_i,t) \quad \text{(Eq. 3.19)}$$

Infiltración en la superficie no regada

$$\begin{cases} H_{nw}(i,t) = P_e(t) + H(t-1) - F_{nw}(i,t) & si\ i = 1 \\ H_{nw}(i,t) = F_{ex,nw}(i-1,t) - F_{nw}(i,t) & si\ i > 1 \end{cases} \quad \text{(Eq. 3.21)}$$

$$\theta_{I,nw}(i,t) = min\left[\theta_{0,nw}(i,t) + \frac{F_{nw}(i,t)}{1000 \cdot e(i)}; \theta_{sat}(i)\right] \quad \text{(Eq. 3.22)}$$

$$F_{ex,nw}(i,t) = F_{nw}(i,t) - \left(\theta_{I,nw}(i,t) - \theta_{0,nw}(i,t)\right) \cdot 1000 \cdot e(i) \quad \text{(Eq. 3.23)}$$

$$DP_{I,nw}(t) = F_{ex,nw}(n_i,t) \quad \text{(Eq. 3.24)}$$

Resultados finales

$$H(t) = min\left[\sum_{i=1}^{n_i} f_w \cdot H_w(i,t) + (1-f_w) \cdot H_{nw}(i,t); h_{cab}\right] \quad \text{(Eq. 3.25)}$$

$$RO_I(t) = max\left[\left(\sum_{i=1}^{n_i} f_w \cdot H_w(i,t) + (1-f_w) \cdot H_w(i,t)\right) - h_{cab}; 0\right] \quad \text{(Eq. 3.26)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{F(i,t)}$: infiltración en cada capa (mm).
- $\boldsymbol{P_e(t)}$: precipitación efectiva acumulada (mm). Calculada en la subrutina de escorrentía.

- $\boldsymbol{I(t)}$: riego acumulado (mm).
- $\boldsymbol{f_w}$: proporción de superficie mojada (m^2/m^2).
- $\boldsymbol{H(t)}$: lámina de agua acumulada en superficie (mm).
- $\boldsymbol{K_{sat}(i)}$: conductividad hidráulica del suelo saturado (mm/día).
- $\boldsymbol{F_{ex}(i,t)}$: infiltración excedente (mm).
- $\boldsymbol{H(i,t)}$: agua no infiltrada (mm).
- $\boldsymbol{\theta_I(i,t)}$: humedad tras el proceso de infiltración (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{\theta_0(i,t)}$: humedad al inicio del proceso (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{n_i}$: índice de la última capa, nº de capas en las que se discretiza el suelo.
- $\boldsymbol{RO_I(t)}$: escorrentía superficial generada en el proceso de infiltración (mm).
- $\boldsymbol{h_{cab}}$: altura de los caballones de borde (mm).

Subrutina de Redistribución

Tras el proceso de infiltración se produce una redistribución de la humedad en aquellas capas del suelo que tienen una humedad superior a la capacidad de campo. En el modelo utilizado, este proceso difiere ligeramente del propuesto en AQUACROP, donde la subrutina redistribución tiene lugar en primer lugar y por tanto antes de la infiltración. No obstante, la formulación utilizada es la misma, tal y como se expondrá a continuación. Este proceso tiene lugar en paralelo en la superficie regada y no regada, aunque las ecuaciones son las mismas en ambos casos y por tanto se expresarán sin subíndice.

Cuando la humedad de una capa del suelo es superior a su capacidad de campo, se produce un drenaje hacia la capa inferior, denominado capacidad de drenaje, y cuyo valor $\boldsymbol{\Delta\theta_D(i,t)}$ se puede calcular según una función de drenaje. En Eq. 3.29. se muestra la función que utiliza AQUACROP, la cual ha sido asumida también en el modelo utilizado, mientras que en la Figura 18 se describe gráficamente un ejemplo de este proceso y su relación con el parámetro $\boldsymbol{\tau(i)}$ denominado drenaje característico. Por tanto, en cada capa de suelo la cantidad de agua que percola hacia la siguiente capa por drenaje interno se puede calcular con la ecuación Eq. 3.30.

$$\begin{cases} \Delta\theta_D(i,t,k) = 0 & si\ \theta_I(i,t) \leq \theta_{FC}(i) \\ \Delta\theta_D(i,t,k) = \tau(i)\cdot\left(\theta_{sat}(i) - \theta_{FC}(i)\right)\cdot\dfrac{e^{\theta_I(i,t)-\theta_{FC}(i)} - 1}{e^{\theta_{sat}(i)-\theta_{FC}(i)} - 1} & si\ \theta_I(i,t) > \theta_{FC}(i) \end{cases} \qquad \text{(Eq. 3.29)}$$

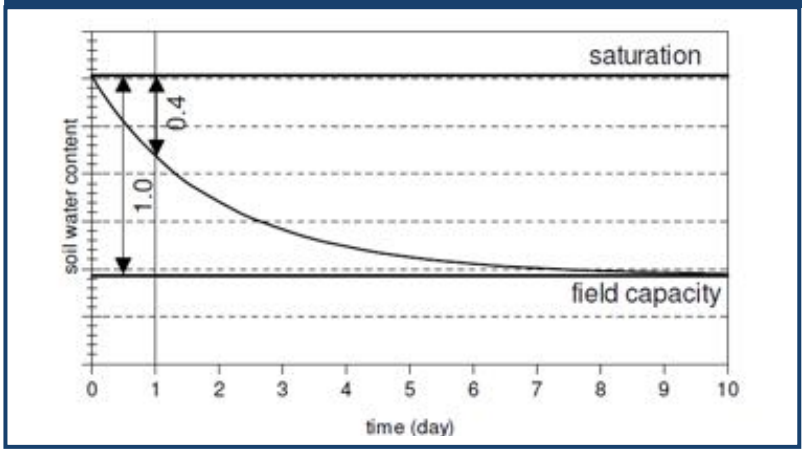
$$D(i,t) = 1000\cdot\Delta\theta_D(i,t)\cdot e(i) \qquad \text{(Eq. 3.30)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{\Delta\theta_D(i,t)}$: capacidad de drenaje de la capa i (m^3/m^3/día).
- $\boldsymbol{D(i,t)}$: drenaje interno de la capa i (mm).
- $\boldsymbol{e(i)}$: espesor de la capa i (m).
- $\boldsymbol{\theta_{sat}(i)}$: humedad de saturación (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{\theta_{FC}(i)}$: capacidad de campo ($m^3/m^3$).
- $\boldsymbol{\theta_I(i,t)}$: humedad tras el proceso de infiltración (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{\tau(i)}$: drenaje característico. Se calcula en función de la conductividad hidráulica $\boldsymbol{K_{sat}(i)}$ del suelo saturado en mm/día según Eq. 3.31.

$$\tau(i) = min[0.0866 \cdot K_{sat}(i)^{0.35}; 1] \qquad \text{(Eq. 3.31)}$$

Figura 18. *Ejemplo de redistribución de la humedad en un suelo con drenaje característico* $\tau = 0.4$



Fuente: Raes et al., 2012

Al igual que en AQUACROP, además del drenaje interno, la percolación que llega desde la capa superior pasará hacia la capa inferior, siempre que la capacidad de drenaje de la capa (Eq. 3.29.) sea igual o superior a la capacidad de la capa superior. En el caso de que se llegue a una capa donde su capacidad de drenaje sea inferior al de la capa superior, se producirá una acumulación de agua en la capa hasta que su capacidad de drenaje sea igual al de la capa superior. El volumen restante más el drenaje de la capa será en este caso el volumen que percolará a la capa siguiente. En caso de que no se pueda alcanzar la capacidad de drenaje de la capa superior, únicamente el drenaje interno de la capa percolará a la siguiente capa.

Finalmente, la percolación que se produzca en la última capa, situada a la profundidad de la zona radicular, se considerará percolación profunda $\boldsymbol{DP_{D,w}(t)}$ junto con la producida durante el proceso de infiltración, siendo la suma de ambos valores la percolación profunda total de la superficie $\boldsymbol{DP_w(t)}$. La integración de los resultados de las superficies regada y no regada,

realizada de forma análoga a la utilizada en la Eq. 3.27, permitirá obtener los resultados en el total de la parcela.

A continuación, se describe la implementación de este proceso. En este caso la formulación se desarrolla con el subíndice w y por tanto se aplica en la superficie regada. Para la superficie no regada se utiliza la misma formulación bastará con intercambiar el subíndice.

$$\begin{cases} \Delta\theta_{D,w,0}(i,t) = 0 & si\ \theta_{I,w}(i,t) \leq \theta_{FC}(i) \\ \Delta\theta_{D,w,0}(i,t) = \tau(i)\cdot\left(\theta_{sat}(i) - \theta_{FC}(i)\right)\cdot\dfrac{e^{\theta_{I,w}(i,t)-\theta_{FC}(i)} - 1}{e^{\theta_{sat}(i)-\theta_{FC}(i)} - 1} & si\ \theta_{I,w}(i,t) > \theta_{FC}(i) \end{cases} \quad \text{(Eq. 3.32)}$$

$$\begin{cases} \theta_{D,w,0}(i,t) = \theta_{I,w}(i,t) & si\ i = 1\ \ o\ \ si\ \Delta\theta_{D,w,0}(i,t) \geq \Delta\theta_{D,w}(i-1,t) \\ \theta_{D,w,0}(i,t) = min\left[\theta_{I,w}(i,t) + \dfrac{\sum D_w(i-1,t)}{1000\cdot e(i)}; ln\left(\dfrac{\Delta\theta_{D,w}(i-1,t)\cdot\left(e^{\theta_{sat}(i)-\theta_{FC}(i)} - 1\right)}{\tau(i)\cdot\left(\theta_{sat}(i) - \theta_{FC}(i)\right)} + 1\right) + \theta_{FC}(i)\right] \end{cases} \quad \text{(Eq. 3.33)}$$

$$\begin{cases} \Delta\theta_{D,w}(i,t) = 0 & si\ \theta_{D,w,0}(i,t) \leq \theta_{FC}(i) \\ \Delta\theta_{D,w}(i,t) = \tau(i)\cdot\left(\theta_{sat}(i) - \theta_{FC}(i)\right)\cdot\dfrac{e^{\theta_{D,w,0}(i,t)-\theta_{FC}(i)} - 1}{e^{\theta_{sat}(i)-\theta_{FC}(i)} - 1} & si\ \theta_{D,w,0}(i,t) > \theta_{FC}(i) \end{cases} \quad \text{(Eq. 3.34)}$$

$$D_w(i,t) = 1000\cdot\Delta\theta_{D,w}(i,t)\cdot e(i) \quad \text{(Eq. 3.35)}$$

$$\begin{cases} \Sigma D_w(i,t) = D_w(i,t) & si\ i = 1 \\ \Sigma D_w(i,t) = \Sigma D_w(i-1,t) + D_w(i,t) - \left(\theta_{D,w,0}(i,t) - \theta_{I,w}(i,t)\right)\cdot 1000\cdot e(i) & si\ i > 1 \end{cases} \quad \text{(Eq. 3.36)}$$

$$\begin{cases} \theta_{D,w,0}(i,t) = \theta_I(i,t) & si\ i = 1\ \ o\ \ si\ \Delta\theta_{D,w,0}(i,t) \geq \Delta\theta_{D,w,0}(i-1,t) \\ \theta_{D,w,0}(i,t) = min\left[\theta_I(i,t) + \dfrac{\sum D_w(i-1,t)}{1000\cdot e(i)}; ln\left(\dfrac{\Delta\theta_{D,w}(i-1,t)\cdot\left(e^{\theta_{sat}(i)-\theta_{FC}(i)} - 1\right)}{\tau(i)\cdot\left(\theta_{sat}(i) - \theta_{FC}(i)\right)} + 1\right) + \theta_{FC}(i)\right] \end{cases} \quad \text{(Eq. 3.37)}$$

$$DP_{D,w}(t) = \Sigma D_w(n_i,t) \quad \text{(Eq. 3.38)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{\Delta\theta_{D,w,0}(i,t)}$: capacidad de drenaje inicial (m^3/m^3/día).

- $\boldsymbol{\theta_{I,w}(i,t)}$: humedad tras el proceso de infiltración (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{\theta_{sat}(i)}$: humedad de saturación (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{\theta_{FC}(i)}$: capacidad de campo ($m^3/m^3$).
- $\boldsymbol{\tau(i)}$: drenaje característico. Se calcula en función de la conductividad hidráulica $\boldsymbol{K_{sat}(i)}$ del suelo saturado en mm/día según Eq. 3.31.
- $\boldsymbol{\theta_{D,w,0}(i,t)}$: humedad intermedia tras la acumulación (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{e(i)}$: espesor de la capa i (m).
- $\boldsymbol{\Delta\theta_{D,w}(i,t)}$: capacidad de drenaje tras la acumulación (m^3/m^3/día).
- $\boldsymbol{D_w(i,t)}$: drenaje interno de la capa i (mm).
- $\boldsymbol{\sum D_w\,(i,t)}$: drenaje acumulado que percola a través de la capa i (mm).
- $\boldsymbol{\theta_{D,w}(i,t)}$: humedad tras el proceso completo de redistribución (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{n_i}$: índice de la última capa, nº de capas en las que se discretiza el suelo.
- $\boldsymbol{DP_{D,w}(t)}$: percolación profunda generada en el proceso de redistribución (mm).
- $\boldsymbol{DP_{I,w}(t)}$: percolación profunda generada en el proceso de infiltración (mm).
- $\boldsymbol{DP_w(t)}$: percolación profunda total (mm).

Subrutina de Evaporación

La simulación del proceso de evaporación del agua del suelo utilizada en este modelo sigue el mismo proceso que AQUACROP, aunque difiere ligeramente de este principalmente por el hecho de que en el modelo utilizado se hace una distinción entre suelo regado y suelo no regado, en los casos donde el riego no se aplica en toda la superficie de la parcela.

La evaporación del agua del suelo se simula como un proceso que tiene lugar en dos etapas. En una primera etapa, denominada **etapa de limitación por energía,** el agua se evapora de la capa más superficial del suelo, de espesor igual a $\boldsymbol{Z_{e,surf}}$ y con un índice de capa $\boldsymbol{i = 1}$, hasta que la humedad de esta capa se encuentra en equilibrio con la humedad del aire ($\boldsymbol{\theta_{air\,dry}(1)}$). En esta etapa la evaporación únicamente está limitada por la energía disponible, calculada según la expresión 3.40, de forma equivalente tanto para la superficie regada como no regada. Al agua contenida en esa capa se le denomina *Readily Evaporable Water* (**REW**).

$$E_w(1,t) = min\left[\left(\theta_{D,w}(1,t) - \theta_{air\,dry}(1)\right)\cdot 1000\cdot e(1); K_e\cdot\frac{f_{ew}}{f_w}(1 - CC^*(t))\cdot ET_0(t)\right] \qquad \text{(Eq. 3.40)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{E_w(1,t)}$: evaporación en la primera capa del suelo (REW) (mm).
- $\boldsymbol{\theta_{D,w}(i,t)}$: humedad tras el proceso de redistribución (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{\theta_{air\,dry}(i)}$: humedad del aire ($m^3/m^3$). Se asume igual a la mitad de la humedad de punto de marchitez ($\boldsymbol{0.5\cdot\theta_{WP}(i)}$).

- $\boldsymbol{e(i)}$: espesor de la capa i (m).
- $\boldsymbol{K_e}$: coeficiente de máxima evaporación. Por defecto se recomienda un valor de 1.2 (Allen et al. 1998 & Steduto et al. 2009).
- $\boldsymbol{f_w}$: proporción de superficie mojada (m^2/ m^2).
- $\boldsymbol{f_{ew}}$: proporción de superficie mojada en superficie (m^2/ m^2).
- $\boldsymbol{CC^*(t)}$: cobertura vegetal corregida (m^2/m^2). Se calcula en función de la cobertura vegetal según Eq. 3.41.

$$CC^*(t) = 0.3 \cdot CC^3(t) - CC^2(t) + 1.72 \cdot CC(t) \qquad \text{(Eq. 3.41)}$$

- $\boldsymbol{ET_0(t)}$: evapotranspiración de referencia (mm/día).

Cuando toda el REW es evaporada, es decir cuando se alcanza la humedad del aire en la capa superficial del suelo, da comienzo la etapa 2 denominada **etapa de tasa decreciente**. En esta etapa la zona de influencia de la evaporación se extiende hasta una profundidad igual a $\boldsymbol{Z_{e,top}}$, teniendo lugar en la capa de índice $\boldsymbol{i = 2}$, y su valor se va reduciendo paulatinamente en función del agua remanente en esta capa de suelo, hasta alcanzar un valor de 0 cuando se alcanza la humedad del aire. Para simular este efecto se aplica un coeficiente reductor de la evaporación $\boldsymbol{K_r(t)}$, tal y como se recoge en Eq. 3.42.

El coeficiente $\boldsymbol{K_r(t)}$ se calcula según la función expresada en Eq. 3.43., dependiente de la humedad relativa de la capa superior del suelo. Como se observa en la figura 3.7, $\boldsymbol{K_r(t)}$ decrece a medida que desciende la cantidad de agua relativa disponible en esta capa de suelo $\boldsymbol{W_{rel,D,w}(i,t)}$, especialmente al principio, en función del parámetro $\boldsymbol{f_K}$ de la función.

$$E_w(2,t) = min\left[\begin{array}{c}\left(\theta_{D,w}(2,t) - \theta_{air\ dry}(2)\right) \cdot 1000 \cdot e(2); K_e \cdot K_{r,w}(t) \cdot \frac{f_{ew}}{f_w} \cdot \left(1 - CC^*(t)\right) \cdot ET_0(t); \\ K_e \cdot (1 - CC^*(t)) \cdot ET_0(t) - E_w(1,t)\end{array}\right] \qquad \text{(Eq. 3.42)}$$

$$K_{r,w}(t) = \frac{e^{f_K \cdot W_{rel,D,w}(2,t)} - 1}{e^{f_K} - 1} \qquad \text{(Eq. 3.43)}$$

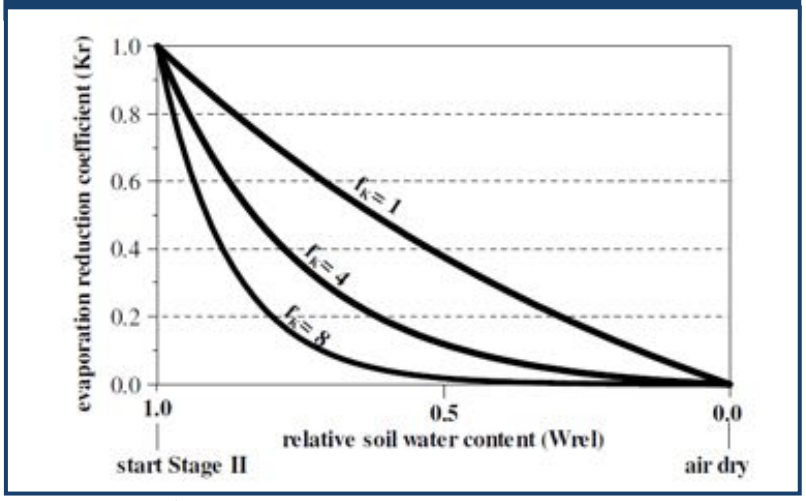
$$W_{rel,D,w}(2,t) = min\left[1; \frac{\theta_{D,w}(2,t) - \theta_{air\ dry}(2)}{\theta_{FC}(2) - \theta_{air\ dry}(2)}\right] \qquad \text{(Eq. 3.44)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{E_w(2,t)}$: evaporación en la segunda capa del suelo (mm).
- $\boldsymbol{\theta_{D,w}(i,t)}$: humedad tras el proceso de redistribución (m^3/m^3).

- $\boldsymbol{\theta_{air\ dry}(i)}$: humedad del aire ($m^3/m^3$). Se asume igual a la mitad de la humedad de punto de marchitez ($\mathbf{0.5} \cdot \boldsymbol{\theta_{WP}(i)}$).
- $\boldsymbol{e(i)}$: espesor de la capa i (m).
- $\boldsymbol{K_e}$: coeficiente de máxima evaporación. Por defecto se recomienda un valor de 1.2 (Allen et al. 2006 & Steduto et al. 2009).
- $\boldsymbol{CC^*(t)}$: cobertura vegetal corregida (m^2/m^2). Se calcula en función de la cobertura vegetal según Eq. 3.41.
- $\boldsymbol{ET_0(t)}$: evapotranspiración de referencia (mm/día).
- $\boldsymbol{K_{r,w}(t)}$: coeficiente de reducción de la evaporación.
- $\boldsymbol{E_w(1,t)}$: evaporación en la primera capa del suelo (REW) (mm).
- $\boldsymbol{f_K}$: factor de forma de la curva de reducción de la evaporación. Por defecto se asume un valor de 4 (Steduto et al. 2012).
- $\boldsymbol{W_{rel,D,w}(i,t)}$: contenido de humedad relativo tras el proceso de redistribución (mm/mm).

Figura 19. *Curva de K_r en función de W_{rel}, para distintos valores de f_K*



Fuente: Raes et al., 2012

Finalmente, en el resto de capas $\boldsymbol{E_w(i,t)}$ toma un valor igual a 0. A partir de estos resultados se obtiene la distribución de humedades en el suelo tras el proceso de evaporación $\boldsymbol{\theta_{E,w}(i,t)}$ detrayendo la evaporación $\boldsymbol{E_w(i,t)}$ de la humedad inicial en el proceso, es decir la humedad tras el proceso de redistribución $\boldsymbol{\theta_{D,w}(i,t)}$. Este mismo proceso de cálculo se repite para la superficie no regada, basta con cambiar los subíndices en la formulación.

$$E_w(i,t) = 0 \qquad si\ i > 2 \qquad \text{(Eq. 3.45)}$$

$$\theta_{E,w}(i,t) = \theta_{D,w}(i,t) - \frac{E_w(i,t)}{1000 \cdot e(i)} \qquad \text{(Eq. 3.46)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{E_w(i,t)}$: evaporación en la capa $\boldsymbol{i}$ del suelo (mm).
- $\boldsymbol{\theta_{E,w}(i,t)}$: humedad tras el proceso de evaporación (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{\theta_{D,w}(i,t)}$: humedad tras el proceso de redistribución (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{e(i)}$: espesor de la capa i (m).

Por otra parte, el volumen de lluvia interceptado $\boldsymbol{P_i(t)}$ forma parte también del volumen evaporado en la parcela, representado mediante el parámetro $\boldsymbol{E_p(t)}$. Esta evaporación estará limitada a la cantidad de energía disponible, calculada según la ecuación Eq. 3.49. La cantidad de lluvia interceptada que no sea evaporada pasará a formar parte del volumen interceptado en el día siguiente (Eq. 3.48).

$$P_i(t) = P_i(t) + P_i(t-1) - E_P(t-1) \qquad si\ t > 1 \qquad \text{(Eq. 3.48)}$$

$$E_P(t) = min\left[P_i(t); \left(K_e - \frac{K_{cb}(t)}{CC^*(t)}\right) \cdot CC^*(t) \cdot ET_0(t)\right] \qquad \text{(Eq. 3.49)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{P_i(t)}$: precipitación interceptada en el día t (mm).
- $\boldsymbol{K_e}$: coeficiente de máxima evaporación. Por defecto se recomienda un valor de 1.2 (Allen et al. 2006 & Steduto et al. 2009).
- $\boldsymbol{K_{cb}(t)}$: coeficiente de cultivo basal o coeficiente de transpiración del cultivo.
- $\boldsymbol{CC^*(t)}$: cobertura vegetal corregida (m^2/m^2). Se calcula en función de la cobertura vegetal según Eq. 3.41.
- $\boldsymbol{ET_0(t)}$: evapotranspiración de referencia (mm/día).
- $\boldsymbol{E_p(t)}$: evaporación del volumen interceptado (mm).

Subrutina de Transpiración

En esta subrutina se simula el proceso de extracción de agua del suelo para la transpiración del cultivo a través del sistema radicular. En este caso el proceso difiere ligeramente del simulado en AQUACROP, sobre todo debido al tratamiento del riego parcial.

En primer lugar, se define la transpiración potencial del cultivo $\boldsymbol{T_{pot}(t)}$ como el producto del coeficiente de cultivo basal $\boldsymbol{K_{cb}(t)}$ por la evapotranspiración de referencia $\boldsymbol{ET_0(t)}$ (Allen et al. 2006). Esta transpiración potencial se reparte en cada una de las capas en función de la proporción radicular de cada capa $\boldsymbol{B(i)}$. De la misma manera, se distingue entre la

transpiración potencial en la superficie regada y no regada a partir la proporción del volumen radicular existente en cada superficie, representada mediante el parámetro α (Vrugt et al., 2001).

$$T_{pot}(t) = K_{cb}(t) \cdot ET_0(t) \qquad \text{(Eq. 3.50)}$$

$$T_{pot,w}(i,t) = \alpha \cdot B(i) \cdot T_{pot}(t) \qquad \text{(Eq. 3.51)}$$

$$T_{pot,nw}(i,t) = (1-\alpha) \cdot B(i) \cdot T_{pot}(t) \qquad \text{(Eq. 3.52)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{T_{pot}(t)}$: transpiración potencial del cultivo (mm).
- $\boldsymbol{K_{cb}(t)}$: coeficiente de cultivo basal o coeficiente de transpiración del cultivo.
- $\boldsymbol{T_{pot,w}(i,t)}$: transpiración potencial en la superficie regada para cada capa (mm).
- $\boldsymbol{T_{pot,nw}(i,t)}$: transpiración potencial en la superficie no regada para cada capa (mm).
- $\boldsymbol{B(i)}$: proporción del volumen radicular en la capa i.
- $\boldsymbol{\alpha}$: proporción del volumen radicular en el bulbo húmedo.

Esta transpiración potencial se ve reducida a medida que se reduce la humedad en el suelo, simulado mediante la aplicación de un coeficiente de estrés hídrico $\boldsymbol{K_{s,w}(i,t)}$. Multiplicando este coeficiente de estrés hídrico por la transpiración potencial, se obtiene la transpiración real extraída por el cultivo en cada una de las capas $\boldsymbol{T_w(i,t)}$, siempre limitado por el agua disponible $\boldsymbol{W_{E,w}(i,t)}$. El valor de este coeficiente se calcula a partir del estrés relativo $\boldsymbol{S_{rel,w}(i,t)}$, según la expresión de la ecuación Eq 3.56. Asimismo, el estrés relativo depende del déficit hídrico de la capa $\boldsymbol{D_{r,w}(i,t)}$, y de los parámetros del suelo *Total Available Water* $\boldsymbol{TAW(i)}$, que representa el agua total disponible para las plantas, y *Readily Available Water* $\boldsymbol{RAW(i,t)}$, que representa la cantidad de agua extraíble por la planta sin sufrir estrés y se calcula como una proporción de $\boldsymbol{TAW(i)}$. En la Figura 20 se muestra una representación gráfica de la función con la que se calcula el coeficiente de estrés hídrico y su relación con los parámetros del modelo. Finalmente, la humedad al final del proceso de transpiración, que resulta la humedad al final de todo el proceso de cálculo del balance hídrico $\boldsymbol{\theta_w(i,t)}$, se obtiene según la Eq. 3.61. Este mismo proceso de cálculo se repite para la superficie no regada, basta con cambiar los subíndices en la formulación.

$$T_w(i,t) = min\left[K_{s,w}(i,t) \cdot T_{pot,w}(i,t)/f_w\,;W_{E,w}(i,t)\right] \qquad \text{(Eq. 3.53)}$$

$$W_{E,w}(i,t) = max\left[0;\left(\theta_{E,w}(i,t) - \theta_{WP}(i)\right) \cdot 1000 \cdot e(i)\right] \qquad \text{(Eq. 3.54)}$$

$$K_{s,w}(i,t) = 1 - \frac{e^{f_s \cdot S_{rel,w}(i,t)} - 1}{e^{f_s} - 1} \qquad \text{(Eq. 3.55)}$$

$$\begin{cases} S_{rel,w}(i,t) = 0 & si\ D_{r,w}(i,t) \leq RAW(i,t) \\ S_{rel,w}(i,t) = \dfrac{D_{r,w}(i,t) - RAW(i,t)}{TAW(i) - RAW(i,t)} & si\ D_{r,w}(i,t) > RAW(i,t) \end{cases} \qquad \text{(Eq. 3.56)}$$

$$D_{r,w}(i,t) = max\left[0; min\left[TAW(i); \left(\theta_{FC}(i) - \theta_{E,w}(i,t)\right) \cdot 1000 \cdot e(i)\right]\right] \qquad \text{(Eq. 3.57)}$$

$$TAW(i) = \left(\theta_{FC}(i) - \theta_{WP}(i)\right) \cdot 1000 \cdot e(i) \qquad \text{(Eq. 3.58)}$$

$$RAW(i,t) = p_{adj}(t) \cdot TAW(i) \qquad \text{(Eq. 3.59)}$$

$$p_{adj}(t) = max\left[0; min\left[1; p_5 + 0.04 \cdot \left(5 - ET_0(t)\right) \cdot log_{10}(10 - 9 \cdot p_5)\right]\right] \qquad \text{(Eq. 3.60)}$$

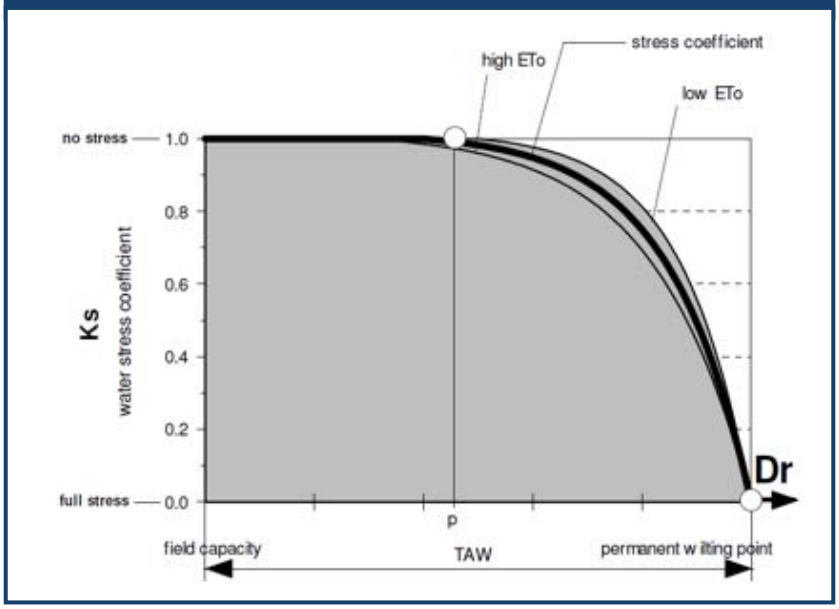
$$\theta_w(i,t) = \theta_{E,w}(i,t) - \frac{T_w(i,t)}{1000 \cdot e(i)} \qquad \text{(Eq. 3.61)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{T_{pot,w}(i,t)}$: transpiración potencial en la superficie regada en cada capa (mm).
- $\boldsymbol{T_w(i,t)}$: transpiración real en la superficie regada extraída en cada capa (mm).
- $\boldsymbol{K_{s,w}(i,t)}$: coeficiente de estrés hídrico de la superficie regada en cada capa.
- $\boldsymbol{W_{E,w}(i,t)}$: contenido de agua disponible en el suelo tras el proceso de evaporación.
- $\boldsymbol{S_{rel,w}(i,t)}$: estrés relativo en la zona radicular de la superficie regada (mm/mm).
- $\boldsymbol{f_s}$: factor de forma de la curva de estrés hídrico. Por defecto se asume un valor de 4 (Steduto et al. 2012).
- $\boldsymbol{D_{r,w}(i,t)}$: agotamiento en la capa $\boldsymbol{i}$ de la superficie regada (mm).
- $\boldsymbol{TAW(i)}$: agua disponible total (*Total Available Water*) en la capa $\boldsymbol{i}$ (mm).
- $\boldsymbol{RAW(i,t)}$: agua fácilmente disponible (*Readly Available Water*) en la capa $\boldsymbol{i}$ (mm).
- $\boldsymbol{\theta_{FC}(i)}$: punto de marchitez ($m^3/m^3$).
- $\boldsymbol{\theta_{E,w}(i,t)}$: humedad tras el proceso de evaporación promedio de la parcela (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{\theta_{WP}(i)}$: punto de marchitez ($m^3/m^3$).

- $\boldsymbol{e(i)}$: espesor de la capa $\boldsymbol{i}$ (m).
- $\boldsymbol{p_{adj}(t)}$: fracción del $\boldsymbol{TAW}$ que puede ser extraída sin estrés ajustada según $\boldsymbol{ET_0(t)}$.
- $\boldsymbol{p_5}$: fracción del $\boldsymbol{TAW}$ que puede ser extraída sin estrés para una $\boldsymbol{ET_0}$ de 5 mm/día. Parámetro del cultivo que puede ser obtenido tomando como referencia FAO-56 (Allen et al. 1998).
- $\boldsymbol{\theta_w(i,t)}$: humedad final tras todo el proceso de cálculo del balance hídrico (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{\theta_{E,w}(i,t)}$: humedad tras el proceso de evaporación (m^3/m^3).

Figura 20. *Curva del coeficiente de estrés hídrico K_s*



Fuente: Raes et al., 2012

3.2.4. Resumen de inputs del modelo

En las siguientes tablas (Tabla 12-15) se resumen los inputs que se requieren introducir en el modelo para la simulación del balance hídrico diario de parcelas agrícolas, agrupados en cuatro bloques según su naturaleza: **clima, suelo, cultivo** y **riego.** Asimismo, se añade una descripción de los parámetros y recomendaciones para su posible obtención.

Tabla 12. *Inputs de clima del modelo agro-hidrológico*

Grupo	Nomenclatura	Descripción	Método de obtención
CLIMA	**P**	Precipitación diaria	Red SIAR / In situ / Simulación
	ET_0	Evapotranspiración de referencia diaria	Red SIAR / FAO 56/ Simulación
	K_e	Coeficiente de máxima evaporación	Por defecto 1,2 / FAO 56 / Calibración

Tabla 13. *Inputs de suelo del modelo agro-hidrológico del grupo Suelo*

Grupo	Nomenclatura	Descripción	Método de obtención
SUELO	$\theta_{0,w}$	Distribución inicial de humedades en la superficie regada	Por defecto θ_{FC} / Calentamiento / Calibración
	$\theta_{0,nw}$	Distribución inicial de humedades en la superficie no regada	Por defecto θ_{FC} / Calentamiento/ Calibración
	θ_{WP}	Punto de marchitez de cada capa de suelo	Muestras de suelo / Referencias / Calibración
	θ_{FC}	Capacidad de campo de cada capa de suelo	Muestras de suelo / Referencias / Calibración
	θ_{SAT}	Humedad de saturación de cada capa de suelo	Muestras de suelo / Referencias / Calibración
	K_{SAT}	Conductividad hidráulica del suelo saturado en cada capa.	Muestras de suelo / Referencias / Calibración
	$CN_{AMC\ II}$	*Curve Number* a humedad media.	Por defecto según K_{SAT} (Tabla 3.1) / Referencias / Calibración
	h_{cab}	Altura de los caballones de borde	Por defecto 0 / In situ
	f_K	Factor de forma de la curva de reducción de la evaporación	Por defecto 4 / Referencias / Calibración
	$Z_{e,surf}$	Profundidad rápidamente evaporable	Por defecto 4 cm / Referencias / Calibración
	$Z_{e,top}$	Profundidad máxima evaporable	Por defecto 10 cm/ Referencias / Calibración
	n_i	Nº de capas de división del suelo	Análisis de sensibilidad

Tabla 14. *Inputs de cultivo del modelo agro-hidrológico*

Grupo	Nomenclatura	Descripción	Método de obtención
CULTIVO	Z_r	Evolución de la profundidad radicular	In situ / Referencias / FAO 56 / Calibración
	α	Proporción de densidad radicular concentrada en el bulbo húmedo	Por defecto 1 / In situ / Referencias / Calibración
	β	Proporción de densidad radicular en cada capa del suelo	Reparto equitativo por defecto / In situ / Referencias / Calibración
	f_s	Factor de forma de la curva de estrés hídrico	Por defecto 4 / Referencias / Calibración
	p_5	Fracción del *TAW* extraíble sin estrés para ET_0 de 5 mm/día.	Referencias / FAO 56 / Calibración
	CC	Evolución diaria de la cobertura vegetal	Teledetección / Referencias / In situ
	K_{cb}	Evolución diaria del coeficiente de cultivo basal	Referencias / FAO 56 / Calibración

Tabla 15. *Inputs de riego del modelo agro-hidrológico*

Grupo	Nomenclatura	Descripción	Método de obtención
RIEGO	I	Volumen de riego diario	Datos oficiales / In situ / Simulación
	f_w	Proporción media de superficie regada	Referencias / Calibración / In situ
	f_{ew}	Proporción media de superficie regada evaporativa	Referencias / Calibración / In situ

3.2.5. Outputs del modelo

A partir de la aplicación del modelo se obtiene el balance hídrico diario de la superficie regada, de la superficie no regada y del total de la parcela, así como otros parámetros adicionales como el perfil diario de humedad en la zona radicular, el estrés hídrico diario y coeficientes de cultivo promedio entre otros. A continuación, se resumen los principales outputs del modelo.

Balance hídrico diario en la superficie regada

- **VOLÚMENES DE ENTRADA**
  - $\boldsymbol{P_{n,w}(t)}$: precipitación neta diaria en la superficie regada (mm/día).

$$P_{n,w}(t) = P_n(t) \quad \text{(Eq. 3.62)}$$

  - $\boldsymbol{I_w(t)}$: riego diario en la superficie regada (mm/día).

$$I_w(t) = {I(t)}/{f_w} \quad \text{(Eq. 3.63)}$$

- **VOLÚMENES DE SALIDA**
  - $\boldsymbol{DP_w(t)}$: percolación profunda diaria en la superficie regada (mm/día).

$$DP_w(t) = DP_{I,w}(t) + DP_{D,w}(t) \quad \text{(Eq. 3.64)}$$

  - $\boldsymbol{RO_w(t)}$: escorrentía superficial diaria en la superficie regada (mm/día).

$$RO_w(t) = RO_e(t) + RO_I(t) \quad \text{(Eq. 3.65)}$$

  - $\boldsymbol{E_w(t)}$: evaporación en la superficie regada (mm/día).

$$E_w(t) = E_w(1,t) + E_w(2,t) \quad \text{(Eq. 3.66)}$$

  - $\boldsymbol{T_w(t)}$: transpiración en la superficie regada (mm/día).

$$T_w(t) = \sum_{i=1}^{n_i} T_w(i,t) \quad \text{(Eq. 3.67)}$$

- **CAMBIO EN EL ALMACENAMIENTO**
  - $\boldsymbol{\Delta H_w(t)}$: cambio diario en el almacenamiento en superficie (mm/día).

$$\Delta H_w(t) = H(t) - H(t-1) \quad \text{(Eq. 3.68)}$$

  - $\boldsymbol{\Delta S_w(t)}$: cambio diario en el almacenamiento en el suelo en la superficie regada (mm/día).

$$\Delta S_w(t) = 1000 \cdot Z_r(t) \cdot \left(\theta_w(t) - \theta_{0,w}(t)\right) \quad \text{(Eq. 3.69)}$$

- $\boldsymbol{\theta_{0,w}(t)}$: humedad media inicial en el suelo en la superficie regada (m^3/m^3).

$$\theta_{0,w}(t) = \sum_{i=1}^{n_i} \theta_{0,w}(i,t) \cdot e(i) \Big/ Z_r \qquad \text{(Eq. 3.70)}$$

- $\boldsymbol{\theta_w(i,t)}$: distribución de humedades final en el suelo en la superficie regada (m^3/ m^3).

- $\boldsymbol{\theta_w(t)}$: humedad media final en el suelo en la superficie regada (m^3/ m^3).

$$\theta_w(t) = \sum_{i=1}^{n_i} \theta_w(i,t) \cdot e(i) \Big/ Z_r \qquad \text{(Eq. 3.71)}$$

- **OTROS RESULTADOS**

  - $\boldsymbol{E_{max,w}(t)}$: evaporación máxima diaria en la superficie regada (mm/día).

$$E_{max,w}(t) = \left(K_e \cdot (1 - CC^*(t))\right) \cdot ET_0(t) \qquad \text{(Eq. 3.72)}$$

  - $\boldsymbol{T_{max,w}(t)}$: transpiración máxima diaria en la superficie regada (mm/día).

$$T_{max,w}(t) = \sum_{i=1}^{n_i} T_{pot,w}(i,t) = \alpha \cdot T_{pot}(t) \qquad \text{(Eq. 3.73)}$$

  - $\boldsymbol{K_{r,w}(t)}$: coeficiente de reducción de la evaporación promedio en la superficie regada.

$$K_{r,w}(t) = E_w(t) \Big/ E_{max,w}(t) \qquad \text{(Eq. 3.74)}$$

  - $\boldsymbol{K_{s,w}(t)}$: coeficiente de estrés hídrico promedio en la superficie regada.

$$K_{s,w}(t) = T_w(t) \Big/ T_{max,w}(t) \qquad \text{(Eq. 3.75)}$$

En todo momento se garantiza que se cumple la ecuación del balance.

$$\boldsymbol{Volúmenes\ de\ entrada - Volúmenes\ de\ salida = Cambios\ en\ el\ almacenamiento}$$

$$\boxed{\boldsymbol{P_{n,w}(t) + I_w(t) - DP_w(t) - RO_w(t) - E_w(t) - T_w(t) = \Delta H_w(t) + \Delta S_w(t)}}$$

Balance hídrico diario en la superficie no regada

- **VOLÚMENES DE ENTRADA**
  - $\boldsymbol{P_{n,nw}(t)}$: precipitación neta diaria en la superficie no regada (mm/día).

$$P_{n,nw}(t) = P_n(t) \quad \text{(Eq. 3.76)}$$

- **VOLÚMENES DE SALIDA**
  - $\boldsymbol{DP_{nw}(t)}$: percolación profunda diaria en la superficie no regada (mm/día).

$$DP_{nw}(t) = DP_{I,nw}(t) + DP_{D,nw}(t) \quad \text{(Eq. 3.77)}$$

  - $\boldsymbol{RO_{nw}(t)}$: escorrentía superficial diaria en la superficie no regada (mm/día).

$$RO_{nw}(t) = RO_e(t) + RO_I(t) \quad \text{(Eq. 3.78)}$$

  - $\boldsymbol{E_{nw}(t)}$: evaporación en la superficie no regada (mm/día).

$$E_{nw}(t) = E_{nw}(1,t) + E_{nw}(2,t) \quad \text{(Eq. 3.79)}$$

  - $\boldsymbol{T_{nw}(t)}$: transpiración en la superficie no regada (mm/día).

$$T_{nw}(t) = \sum_{i=1}^{n_i} T_{nw}(i,t) \quad \text{(Eq. 3.80)}$$

- **CAMBIO EN EL ALMACENAMIENTO**
  - $\boldsymbol{\Delta H_{nw}(t)}$: cambio diario en el almacenamiento en superficie (mm/día).

$$\Delta H_{nw}(t) = H(t) - H(t-1) \quad \text{(Eq. 3.81)}$$

  - $\boldsymbol{\Delta S_{nw}(t)}$: cambio diario en el almacenamiento en el suelo en la superficie no regada (mm/día).

$$\Delta S_{nw}(t) = 1000 \cdot Z_r(t) \cdot \left(\theta_{nw}(t) - \theta_{0,nw}(t)\right) \quad \text{(Eq. 3.82)}$$

  - $\boldsymbol{\theta_{0,nw}(t)}$: humedad media inicial en el suelo en la superficie no regada (m^3/ m^3).

$$\theta_{0,nw}(t) = \sum_{i=1}^{n_i} \theta_{0,nw}(i,t) \cdot e(i) \Big/ Z_r \qquad \text{(Eq. 3.83)}$$

- $\boldsymbol{\theta_{nw}(i,t)}$: distribución de humedades final en el suelo en la superficie no regada (m³/ m³).

- $\boldsymbol{\theta_{nw}(t)}$: humedad media final en el suelo en la superficie no regada (m³/m³).

$$\theta_{nw}(t) = \sum_{i=1}^{n_i} \theta_{nw}(i,t) \cdot e(i) \Big/ Z_r \qquad \text{(Eq. 3.84)}$$

- **OTROS RESULTADOS**

  - $\boldsymbol{E_{max,nw}(t)}$: evaporación máxima diaria en la superficie no regada (mm/día).

$$E_{max,nw}(t) = \left(K_e \cdot (1 - CC^*(t))\right) \cdot ET_0(t) \qquad \text{(Eq. 3.85)}$$

  - $\boldsymbol{T_{max,nw}(t)}$: transpiración máxima diaria en la superficie no regada (mm/día).

$$T_{max,nw}(t) = \sum_{i=1}^{n_i} T_{pot,nw}(i,t) = (1-\alpha) \cdot T_{pot}(t) \qquad \text{(Eq. 3.86)}$$

  - $\boldsymbol{K_{r,nw}(t)}$: coeficiente de reducción de la evaporación promedio en la superficie no regada.

$$K_{r,nw}(t) = E_{nw}(t) \Big/ E_{max,nw}(t) \qquad \text{(Eq. 3.87)}$$

  - $\boldsymbol{K_{s,nw}(t)}$: coeficiente de estrés hídrico promedio en la superficie no regada.

$$K_{s,nw}(t) = T_{nw}(t) \Big/ T_{max,nw}(t) \qquad \text{(Eq. 3.88)}$$

En todo momento se garantiza que se cumple la ecuación del balance.

$$\boldsymbol{Volúmenes\ de\ entrada - Volúmenes\ de\ salida = Cambios\ en\ el\ almacenamiento}$$

$$\boxed{\boldsymbol{P_{n,nw}(t) - DP_{nw}(t) - RO_{nw}(t) - E_{nw}(t) - T_{nw}(t) = \Delta H_{nw}(t) + \Delta S_{nw}(t)}}$$

Balance hídrico diario de la parcela

- **VOLÚMENES DE ENTRADA**
  - $\boldsymbol{P(t)}$: precipitación diaria (mm/día).

$$P(t) = f_w \cdot P_{n,w}(t) + (1 - f_w) \cdot P_{n,nw}(t) + P_i(t) = P(t) + P_i(t) \quad \text{(Eq. 3.89)}$$

  - $\boldsymbol{I(t)}$: riego diario (mm/día).

- **VOLÚMENES DE SALIDA**
  - $\boldsymbol{DP(t)}$: percolación profunda diaria (mm/día).

$$DP(t) = f_w \cdot DP_w(t) + (1 - f_w) \cdot DP_{nw}(t) \quad \text{(Eq. 3.90)}$$

  - $\boldsymbol{RO(t)}$: escorrentía superficial diaria (mm/día).

$$RO(t) = f_w \cdot RO_w(t) + (1 - f_w) \cdot RO_{nw}(t) \quad \text{(Eq. 3.91)}$$

  - $\boldsymbol{E(t)}$: evaporación diaria (mm/día).

$$E(t) = f_w \cdot E_w(t) + (1 - f_w) \cdot E_{nw}(t) + E_P(t) \quad \text{(Eq. 3.92)}$$

  - $\boldsymbol{T(t)}$: transpiración diaria (mm/día).

$$T(t) = f_w \cdot T_w(t) + (1 - f_w) \cdot T_{nw}(t) \quad \text{(Eq. 3.93)}$$

- **CAMBIO EN EL ALMACENAMIENTO**
  - $\boldsymbol{\Delta H(t)}$: cambio diario en el almacenamiento en superficie (mm/día).

$$\Delta H(t) = f_w \cdot \Delta H_w(t) + (1 - f_w) \cdot \Delta H_{nw}(t) = H(t) - H(t-1) \quad \text{(Eq. 3.94)}$$

  - $\boldsymbol{\Delta S(t)}$: cambio diario en el almacenamiento en el suelo (mm/día).

$$\Delta S(t) = f_w \cdot \Delta S_w(t) + (1 - f_w) \cdot \Delta S_{nw}(t) = 1000 \cdot Z_r(t) \cdot (\theta(t) - \theta_0(t)) \quad \text{(Eq. 3.95)}$$

  - $\boldsymbol{\theta_0(t)}$: humedad media inicial en el suelo (m^3/m^3).

$$\theta_0(t) = f_w \cdot \theta_{0,w}(t) + (1 - f_w) \cdot \theta_{0,nw}(t) \quad \text{(Eq. 3.96)}$$

  - $\boldsymbol{\theta(i,t)}$: distribución de humedades final en el suelo (m^3/m^3).

- $\boldsymbol{\theta(t)}$: humedad media final en el suelo (m^3/m^3).

$$\theta(t) = f_w \cdot \theta_w(t) + (1 - f_w) \cdot \theta_{nw}(t) \quad \text{(Eq. 3.97)}$$

- **OTROS RESULTADOS**

  - $\boldsymbol{ET(t)}$: evapotranspiración real diaria (mm/día).

$$ET(t) = E(t) + T(t) \quad \text{(Eq. 3.98)}$$

  - $\boldsymbol{E_{max}(t)}$: evaporación máxima diaria (mm/día).

$$E_{max}(t) = K_e \cdot ET_0(t) - T_{pot}(t) \quad \text{(Eq. 3.99)}$$

  - $\boldsymbol{T_{max}(t)}$: transpiración máxima diaria (mm/día).

$$T_{max}(t) = T_{pot}(t) \quad \text{(Eq. 3.100)}$$

  - $\boldsymbol{ETP(t)}$: evapotranspiración máxima diaria o evapotranspiración potencial (mm/día).

$$ET_{max}(t) = K_e \cdot ET_0(t) \quad \text{(Eq. 3.101)}$$

  - $\boldsymbol{K_r(t)}$: coeficiente de reducción de la evaporación promedio.

$$K_r(t) = {E(t)}/{E_{max}(t)} \quad \text{(Eq. 3.102)}$$

  - $\boldsymbol{K_s(t)}$: coeficiente de estrés hídrico promedio.

$$K_s(t) = {T(t)}/{T_{max}(t)} \quad \text{(Eq. 3.103)}$$

  - $\boldsymbol{K_{c,r}(t)}$: coeficiente de cultivo real diario.

$$K_{cr}(t) = {ET(t)}/{ET_0(t)} \quad \text{(Eq. 3.104)}$$

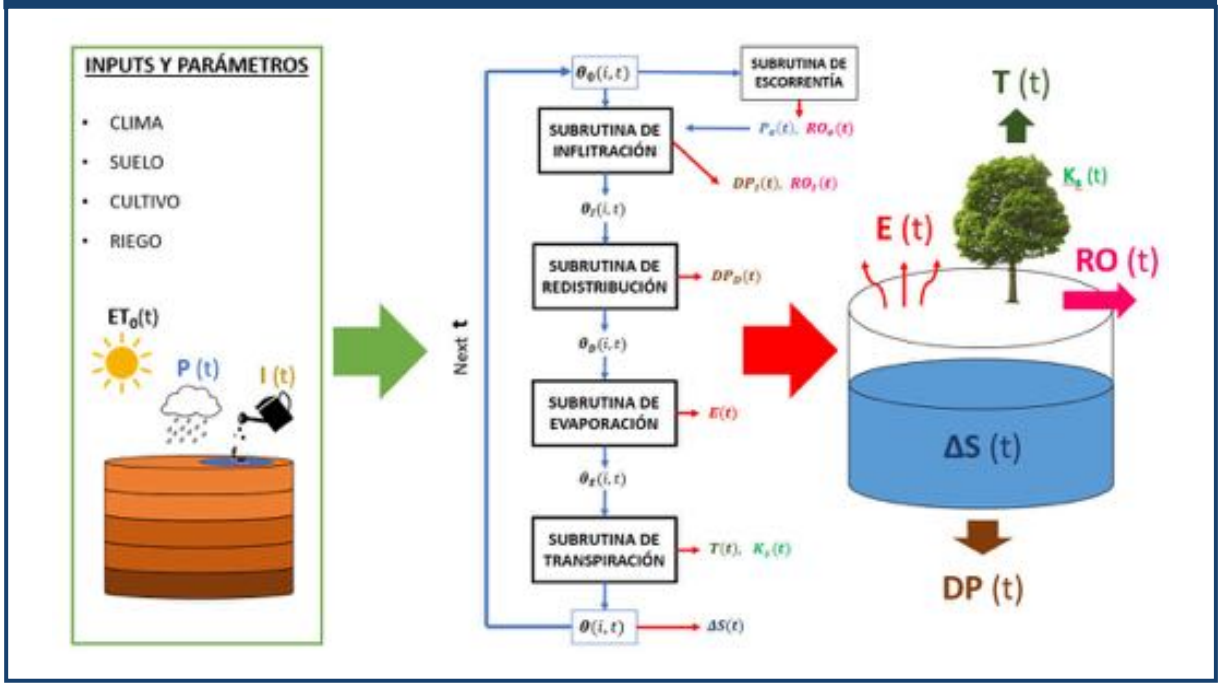
En todo momento se garantiza que se cumple la ecuación del balance.

$$\boldsymbol{Volúmenes\ de\ entrada - Volúmenes\ de\ salida = Cambios\ en\ el\ almacenamiento}$$

$$\boxed{\boldsymbol{P(t) + I(t) - DP(t) - RO(t) - E(t) - T(t) = \Delta H(t) + \Delta S(t)}}$$

En la siguiente figura se muestra a modo de resumen un esquema que describe gráficamente el funcionamiento del modelo agro-hidrológico implementado.

Figura 21. *Representación esquemática completa del modelo agro-hidrológico implementado para el estudio*



3.2.6. Validación del modelo agro-hidrológico en riego localizado

El tratamiento del riego localizado planteado en este modelo es un procedimiento novedoso que, aun teniendo la misma base que AQUACROP, requiere de un proceso de validación. Por este motivo, como parte de este estudio se lleva a cabo una validación del modelo en una parcela de cítricos de control abastecida mediante riego localizado, ubicada en el municipio de Picassent, provincia de Valencia (España). En esta parcela de control se disponen de datos de humedad del suelo con una frecuencia de 5 minutos desde febrero de 2015, tanto en el bulbo húmedo como en la zona seca, lo cual permitirá validar los resultados simulados con el modelo implementado en ambas zonas. Estos valores se registran mediante sondas capacitivas para medición de humedad del suelo, a las profundidades de 10 cm, 30 cm, 50 cm y 70 cm.

En primer lugar, se ha llevado a cabo una calibración del modelo con los valores de humedad registrados durante el año 2015. Para ello se recurre a un algoritmo genético de optimización que permitirá obtener los valores de los parámetros a calibrar que minimizan el error de la simulación. Los valores de humedad final en el suelo observados $\boldsymbol{\theta_{obs,w}(t)}$ se obtienen como promedio de los registrados por las sondas a 10, 30, 50 y 70 cm a las 22:00 h del día de simulación (justo antes de la aplicación del riego).

Una vez calibrado el modelo, se procede a su validación a partir de la comparación estadística de los resultados de humedad media final en el suelo simulados con el modelo en

2016 y los valores de humedad final en el suelo registrados por las sondas en ese mismo año, obtenidos también como promedio de los registrados a 10, 30, 50 y 70 cm a las 22:00 h del día de simulación. Este proceso se lleva a cabo de forma paralela tanto en la superficie regada (subíndice $\boldsymbol{w}$) como en la no regada (subíndice $\boldsymbol{nw}$).

Para valorar la calidad de la simulación se calcularán los siguientes estadísticos, tanto para la superficie regada como para la no regada:

$$RMSE_w = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^{N}\left(\theta_{obs,w}(t) - \theta_w(t)\right)^2}{N}} \qquad \text{(Eq. 3.105)}$$

$$MBE_w = \frac{\sum_{t=1}^{N}\theta_{obs,w}(t) - \theta_w(t)}{N} \qquad \text{(Eq. 3.106)}$$

$$rRMSE_w = \frac{RMSE_w}{\frac{1}{N}\cdot\sum_{t=1}^{N}\theta_{obs,w}(t)} \qquad \text{(Eq. 3.107)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{N}$: número total de observaciones.
- $\boldsymbol{MBE_w}$: error medio de la simulación en la superficie regada (*Mean Bias Error*).
- $\boldsymbol{RMSE_w}$: error cuadrático medio de la simulación en la superficie regada (*Root Mean Square Error*).
- $\boldsymbol{rRMSE_w}$: error cuadrático medio relativo de la simulación en la superficie regada
- $\boldsymbol{\theta_{obs,w}(i,t)}$: humedad media en el suelo en la superficie regada observada (m^3/m^3).
- $\boldsymbol{\theta_w(i,t)}$: humedad media final en el suelo en la superficie regada simulada (m^3/m^3).

Para la calibración los parámetros desconocidos del modelo se implementa un algoritmo genético de optimización, cuyo objetivo será obtener los valores de las variables que minimizan la suma de los errores cuadráticos medios obtenidos en la comparación de los resultados simulados en la superficie regada con los registrados por la sonda ubicada en el bulbo húmedo, y en la comparación de los resultados simulados en la superficie no regada con los registrados por la sonda ubicada fuera del bulbo húmedo. Por tanto, la función objetivo del problema de optimización será la siguiente, donde se incluye un factor de penalización para descartar las soluciones que no cumplan las restricciones del problema.

$$FO = min[RMSE_w + RMSE_{nw} + penal] \qquad \text{(Eq. 3.108)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{RMSE_w}$: error cuadrático medio de la simulación en la superficie regada.
- $\boldsymbol{RMSE_{nw}}$: error cuadrático medio de la simulación en la superficie no regada.
- $\boldsymbol{penal}$: penalización por incumplimiento de las restricciones del problema.

Para la programación del algoritmo genético se utiliza como base el código para Matlab presentado en Seck et al. (2016).

En este algoritmo se genera una población aleatoria formada por $\boldsymbol{N}$ individuos compuestos por un conjunto de $\boldsymbol{V}$ variables, cada una de las cuales se codifica en un número binario o cromosoma compuesto por $\boldsymbol{L}$ bits o genes. Cada uno de los genes que constituyen la población de soluciones se almacenarán en una matriz de tamaño $(\boldsymbol{L} \cdot \boldsymbol{V})\ x\ \boldsymbol{N}$, matriz denominada población. Esta población, compuesta por números binarios, puede ser transformada en una población compuesta por $\boldsymbol{V}\ x\ \boldsymbol{N}$ números en base decimal denominada como $\boldsymbol{Pob_{10}}$, donde se decodifican cada uno de los cromosomas compuesto por $\boldsymbol{L}$ genes en un número en base decimal. Posteriormente, el valor en decimal de cada una de las variables puede ser decodificado en un valor real perteneciente a un determinado intervalo de búsqueda $\boldsymbol{I}$ a partir de la siguiente ecuación.

$$Pob_R(i,j) = \frac{Pob_{10}(i,j)}{2^L - 1} \cdot [I(j,2) - I(j,1)] + I(j,1) \qquad \text{(Eq. 3.109)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{(i,j)}$: índice del individuo y de la variable respectivamente.
- $\boldsymbol{Pob_R(i,j)}$: valor real de la variable $\boldsymbol{j}$ del individuo $\boldsymbol{i}$.
- $\boldsymbol{Pob_{10}(i,j)}$: valor en decimal de la variable $\boldsymbol{j}$ del individuo $\boldsymbol{i}$.
- $\boldsymbol{L}$: longitud del cromosoma.
- $\boldsymbol{I(j,1)}$: valor mínimo del intervalo de búsqueda de la variable $\boldsymbol{j}$.
- $\boldsymbol{I(j,2)}$: valor máximo del intervalo de búsqueda de la variable $\boldsymbol{j}$.

Una vez generada la población, se evalúa la función objetivo para cada uno de los individuos, obteniendo el vector $\boldsymbol{FO}$. Para ello se ejecuta el modelo agro-hidrológico utilizando como inputs los valores de las variables a calibrar de cada individuo, además de los demás parámetros característicos de la parcela de control.

Tras esta valoración de las soluciones se lleva a cabo un proceso de selección, en el cual se priorizan los individuos de la población de menor a mayor valor de $\boldsymbol{FO}$ y se seleccionan los $\boldsymbol{N/2}$ individuos con mejores resultados.

Posteriormente se lleva a cabo un proceso de cruce de los individuos para obtener los $\boldsymbol{N/2}$ individuos restantes que permitirán completar la población. En este proceso se emparejan de

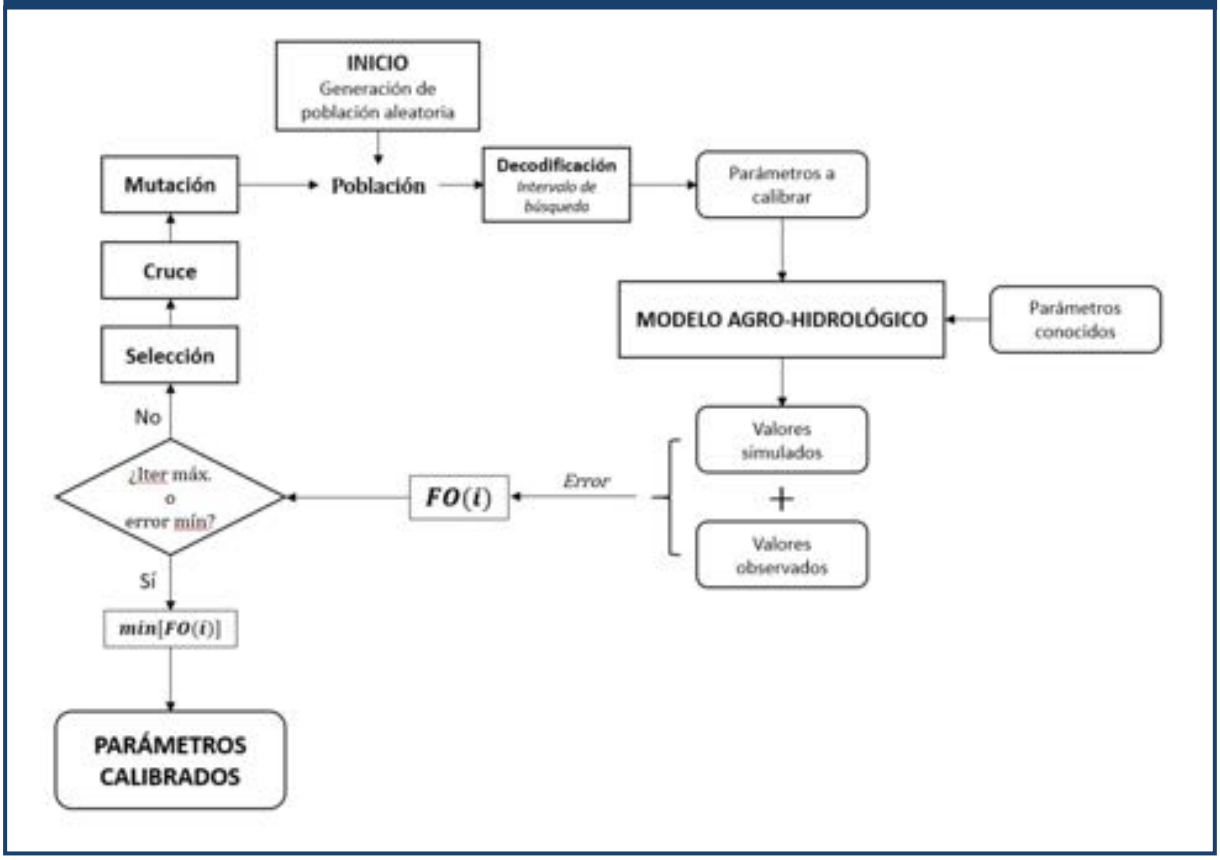
forma aleatoria los cromosomas de cada variable $\boldsymbol{V}$ de los $\boldsymbol{N/2}$ individuos seleccionados o padres. Seguidamente, se selecciona aleatoriamente un punto de cruce de entre los $\boldsymbol{L}$ genes que forman cada cromosoma, y se cruzan los genes a la izquierda del punto de cruce del cromosoma padre 1 con los genes a la derecha del punto de cruce del cromosoma padre 2, obteniendo un nuevo cromosoma hijo 1. Realizando el cruce de forma inversa obtenemos el cromosoma hijo 2. Repitiendo el proceso para cada una de las variables $\boldsymbol{V}$ obtenemos $\boldsymbol{N/2}$ individuos cruzados (hijos), que junto con los $\boldsymbol{N/2}$ individuos seleccionados (padres), constituirán la nueva población a evaluar.

Con el objetivo de explorar nuevas soluciones, una vez definida la nueva población se realizará un proceso de mutación, mediante el cual se valorará la transformación de cada uno de los genes de la población de forma aleatoria a partir de una cierta probabilidad de mutación definida como parámetro.

Este proceso se repetirá en bucle hasta superar un número máximo de iteraciones definido, o hasta que el valor de la FO en alguno de los individuos sea menor a un valor específico. Cuando termina el proceso, el algoritmo utilizado obtiene como resultado el conjunto de variables que obtiene la mejor valoración, es decir cada una de las variables del individuo que tiene el mínimo valor de la FO descodificadas a un valor real en el intervalo de búsqueda.

En la siguiente gráfica se muestra un diagrama de flujo que resume el proceso de calibración del modelo agro-hidrológico haciendo uso de este algoritmo genético.

Figura 22. *Algoritmo genético para calibración del modelo*



3.3. Simulación de evapotranspiración real en parcelas de regadío mediante teledetección

3.3.1. Modelo de simulación basado en algoritmo SEBAL

Para la simulación de los valores reales de evapotranspiración (***ET***) mediante teledetección se implementa y parametriza un modelo basado en el algoritmo SEBAL (Bastiaanssen et al., 1998) que ha sido validado en parcelas de cítricos con riego localizado (Jimenez-Bello et al., 2015).

SEBAL (Surface Energy Balance) es un algoritmo que permite la obtención de ***ET*** en función del calor latente, calculado como un residuo del balance energético de la superficie (Eq. 3.110) a partir del procesamiento de imágenes satélite, en este caso imágenes térmicas del satélite Landsat TM8 con resolución de 100 m (https://landsat.usgs.gov/landsat-8).

$$LE = R_n - G - H \qquad \text{(Eq. 3.110)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{LE}$: energía latente.
- $\boldsymbol{R_n}$: radiación neta en la superficie.
- $\boldsymbol{G}$: calor específico transmitido al suelo por conducción.
- $\boldsymbol{H}$: calor específico transmitido al aire por convección.

El valor de $\boldsymbol{R_n}$ se obtiene según el procedimiento definido en el modelo METRIC (Allen et al., 2007). En este procedimiento la radiación neta en la superficie $\boldsymbol{R_n}$ se obtiene detrayendo los flujos de radiación salientes de los flujos de radiación entrantes, según la ecuación Eq 3.111.

$$R_n = R_{S\downarrow} - \alpha \cdot R_{S\downarrow} + R_{L\downarrow} - R_{L\uparrow} - (1 - \varepsilon_0) R_{L\downarrow} \qquad \text{(Eq. 3.111)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{R_n}$: radiación neta en la superficie $\left({}^{W}/_{m^2}\right)$.
- $\boldsymbol{R_{S\downarrow}}$: radiación solar incidente $\left({}^{W}/_{m^2}\right)$. Según ec. (3) de Allen et al. (2007).
- $\boldsymbol{\alpha}$: albedo superficial. Relación entre la radiación solar reflejada y la radiación solar incidente. Según ec. (15) de Allen et al. (2007).
- $\boldsymbol{R_{L\downarrow}}$: radiación de onda larga entrante $\left({}^{W}/_{m^2}\right)$. Según ec. (24) de Allen et al. (2007).

- $\boldsymbol{R_{L\uparrow}}$: radiación de onda larga saliente $\left({}^{W}/_{m^2}\right)$. Según ec. (16) de Allen et al. (2007).
- $\boldsymbol{\varepsilon_0}$: emisividad térmica superficial de banda ancha. Según ec. (17) de Allen et al. (2007).

El valor de $\boldsymbol{G}$ se calcula según la fórmula empírica de Bastiaanssen et al. (1998), que calcula la relación ${}^{\boldsymbol{G}}/_{\boldsymbol{R_n}}$ a medio día según la ecuación Eq. 3.112.

$$\frac{G}{R_n} = \frac{T_s}{\alpha} \cdot (0.0038 \cdot \alpha + 0.0074 \cdot \alpha^2) \cdot (1 - 0.98 \cdot NDVI^4) \qquad \text{(Eq. 3.112)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{G}$: calor específico transmitido al suelo por conducción $\left({}^{W}/_{m^2}\right)$.
- $\boldsymbol{R_n}$: radiación neta en la superficie $\left({}^{W}/_{m^2}\right)$.
- $\boldsymbol{T_S}$: temperatura en la superficie del suelo (K). Obtenida a partir de la banda térmica de Landast según ec. (20) de Allen et al. (2007).
- $\boldsymbol{\alpha}$: albedo superficial.
- $\boldsymbol{NDVI}$: *Normalized Difference Vegetation Indew*. Se calcula según la Eq. 3.113, donde $\boldsymbol{\rho_{t,4}}$ y $\boldsymbol{\rho_{t,3}}$son las reflectividades espectrales de las bandas del infrarrojo cercano y del rojo repectivamente, calculadas según ec. (10) de Allen et al. (2007).

$$NDVI = \frac{\rho_{t,4} - \rho_{t,3}}{\rho_{t,4} + \rho_{t,3}} \qquad \text{(Eq. 3.113)}$$

El valor de $\boldsymbol{H}$ se calcula de la función aerodinámica (Eq. 3.114).

$$H = \frac{\rho \cdot C_p \cdot dT}{r_{ah,1,2}} \qquad \text{(Eq. 3.114)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{H}$: calor específico transmitido al aire por convección $\left({}^{W}/_{m^2}\right)$.
- $\boldsymbol{\rho}$: densidad del aire $\left({}^{kg}/_{m^3}\right)$.

- $\boldsymbol{C_p}$ **:** calor específico del aire a presión constante $\left(1004\ {}^{J}/_{kg \cdot K}\right)$.
- $\boldsymbol{r_{ah,1,2}}$**:** resistencia aerodinámica (${}^{s}/_{m}$) entre dos alturas $\boldsymbol{z_1}$ y $\boldsymbol{z_2}$ (normalmente entre 0.1 y 2 m). Se calcula según ec. (30) de Allen et al. (2007), dependiente del parámetro $\boldsymbol{z_{om}}$ (*momentum roughness length*).
- $\boldsymbol{dT}$**:** diferencia de temperatura (K) entre dos alturas z_1 y z_2. Esta diferencia depende linealmente de la temperatura superficial $\boldsymbol{T_S}$ ($dT = b + a \cdot T_S$**).**

A diferencia del modelo METRIC (Allen et al. (2007)), en el procedimiento utilizado en Jimenez-Bello et al. (2015) para el cálculo de $\boldsymbol{r_{ah,1,2}}$ la variable $\boldsymbol{z_{om}}$ se calcula como $\boldsymbol{z_{om}} = \boldsymbol{0.21 \cdot h}$, siendo h la altura del cultivo, obtenida a partir del procesamiento de mediciones del láser LIDAR (Light Detection and Ranging) del Plan Nacional de Teledetección.

Para la obtención de los parámetros $\boldsymbol{a}$ y $\boldsymbol{b}$ que permiten calcular $\boldsymbol{dT}$ se lleva a cabo un proceso de calibración interna. En este proceso se seleccionan dos píxeles extremos, un píxel frío que se corresponde con una superficie muy húmeda, normalmente una masa de agua cercana, y un píxel caliente que se corresponde con una superficie agrícola muy seca, seleccionando una parcela donde no hay vegetación (NDVI muy bajo). En el píxel frio toda la energía es utilizada para evapotranspirar, por lo que se asume que $\boldsymbol{H}$ es nula y por lo tanto $\boldsymbol{dT} = \boldsymbol{0}$. En el píxel caliente, se asumen que no hay evapotranspiración, por lo que $\boldsymbol{LE} = \boldsymbol{0}$ y $\boldsymbol{H} = \boldsymbol{R_n} - \boldsymbol{G}$, con lo que, sustituyendo y reordenando la Eq. 3.114, y sustituyendo las variables calculadas para el píxel caliente, se puede obtener el valor de $\boldsymbol{dT}$ en el píxel caliente $\boldsymbol{dT_{hot}}$.

$$dT_{hot} = \frac{(R_n - G) \cdot r_{ah,1,2}}{\rho \cdot C_p} \qquad \text{(Eq. 3.115)}$$

A partir de las dos ecuaciones definidas en ambos píxeles se puede determinar los coeficientes $\boldsymbol{a}$ y $\boldsymbol{b}$ que permitirán calcular los valores de $\boldsymbol{dT}$ y $\boldsymbol{H}$ en cualquier píxel.

$$\begin{cases} b + a \cdot T_{s,cold} = 0 \\ b + a \cdot T_{s,hot} = dT_{hot} \end{cases} \qquad \text{(Eq. 3.116)}$$

$$a = \frac{dT_{hot}}{T_{s,hot} - T_{s,cold}} \qquad \text{(Eq. 3.117)}$$

$$b = \frac{-\left(dT_{hot} \cdot T_{s,cold}\right)}{T_{s,hot} - T_{s,cold}} \qquad \text{(Eq. 3.118)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{T_{s,hot}}$ **:** temperatura en la superficie del suelo (K) en el píxel caliente. Obtenida a partir de la banda térmica de Landast según ec. (20) de Allen et al. (2007).
- $\boldsymbol{T_{s,cold}}$ **:** temperatura en la superficie del suelo (K) en el píxel frío. Obtenida a partir de la banda térmica de Landast según ec. (20) de Allen et al. (2007).
- $\boldsymbol{dT_{hot}}$**:** diferencia de temperatura (K) entre dos alturas z_1 y z_2 en el píxel caliente, calculada según Eq. 3.115.

Obtenida el valor de $\boldsymbol{LE}$, se puede calcular la $\boldsymbol{ET}$ instantánea en el momento de paso del satélite $\boldsymbol{ET_{inst}}$ según la siguiente expresión

$$ET_{inst} = 3600 \cdot \frac{LE}{\lambda \cdot \rho_w} \qquad \text{(Eq. 3.119)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{ET_{inst}}$: evapotranspiración en el instante de paso del satélite (mm/h).
- $\boldsymbol{\rho_w}$ **:** densidad del agua $\left(1 \ {}^{kg}/_{l}\right)$.
- $\boldsymbol{\lambda}$**:** calor latente de vaporización calculada $\left({}^{J}/_{kg}\right)$ según Eq. 3.120 en función de la temperatura en la superficie $\boldsymbol{T_S}$ (K).

$$\lambda = [2.501 - 0.00236 \cdot (T_s - 273.15)] \cdot 10^6 \qquad \text{(Eq. 3.120)}$$

Una vez definida la $\boldsymbol{ET_{inst}}$ es necesario extrapolarla a valores en una frecuencia temporal diaria que permita su comparación e integración con el modelo de balance hídrico diario implementado. En Jimenez-Bello et al. (2015) se proponen varios métodos para este *up-scaling*, resultando el método que relaciona la $\boldsymbol{ET}$ con la radiación solar observada el que otorga resultados más ajustados a los $\boldsymbol{ET}$ medidos mediante Eddy Covariance.

Finalmente, aplicando este método la evapotranspiración real diaria obtenida por SEBAL se calcula como:

$$ET_{SEBAL}(d) = ET_{inst}(t_d) \cdot \frac{\int_d R_{S\downarrow}(t)dt}{R_{S\downarrow}(t_d)} \qquad \text{(Eq. 3.121)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{ET_{SEBAL}(d)}$ **:** evapotranspiración real del día d obtenida por SEBAL.
- $\boldsymbol{ET_{inst}(t_d)}$ **:** evapotranspiración real instantánea del día $\boldsymbol{d}$ y el instante $\boldsymbol{t}$.
- $\boldsymbol{R_{S\downarrow}(t_d)}$ **:** radiación solar incidente en el instante $\boldsymbol{t}$ del día $\boldsymbol{d}$.
- $\boldsymbol{\int_d R_{S\downarrow}(t)dt}$: integración de la radiación solar incidente en el día $\boldsymbol{d}$.

3.3.2. Comparativa del modelo agro-hidrológico y SEBAL

Se realizará una comparativa de los resultados de $\boldsymbol{ET}$ real diaria obtenidos mediante el modelo agro-hidrológico implementado basado en AQUACROP, y con teledetección aplicando el procedimiento descrito basado en el algoritmo SEBAL para los días en los que se dispongan de resultados de SEBAL. Para ello se obtendrá y comparará la media muestral y variaza, se calcularán los estadísticos $\boldsymbol{MBE}$ y $\boldsymbol{RMSE}$ (Eq. 105 y 106), el coeficiente de correlación de Pearson (Eq. 122) y el coeficiente de determinación R^2 (Eq. 123) comparando los resultados del modelo respecto los resultados obtenidos con SEBAL.

$$\rho_{x,y} = \frac{\sigma_{xy}}{\sigma_x \cdot \sigma_y} \qquad \text{(Eq. 3.122)}$$

$$R^2 = {\rho_{x,y}}^2 = \frac{{\sigma_{xy}}^2}{{\sigma_x}^2 \cdot {\sigma_y}^2} \qquad \text{(Eq. 3.123)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{\rho_{x,y}}$: coeficiente de correlación de Pearson.
- $\boldsymbol{\sigma_{xy}}$ **:** covarianza de los valores de $\boldsymbol{ET}$ del modelo y SEBAL.
- $\boldsymbol{\sigma_x}$ **:** desviación típica de los valores de $\boldsymbol{ET}$ del modelo.
- $\boldsymbol{\sigma_y}$ **:** desviación típica de los valores de $\boldsymbol{ET}$ de SEBAL.
- $\boldsymbol{R^2}$ **:** coeficiente de determinación.

Se realizará la prueba t de Student (Eq. 124) para evaluar si existen o no diferencias estadísticamente significativas en los resultados de $\boldsymbol{ET}$ obtenidos aplicando ambos modelos, tomando para el cálculo de la t crítica un nivel de significancia de 0.05.

$$t = \sqrt{\frac{(N-1) \cdot MBE^2}{RMSE^2 - MBE^2}} \qquad \text{(Eq. 3.124)}$$

3.4. Indicadores de uso para contabilidad del agua de riego

A partir del balance hídrico diario obtenido como *output* del modelo agro-hidrológico se obtendrán una serie de indicadores de uso que permitan llevar a cabo una contabilidad del agua de riego en un período $\boldsymbol{\Pi}$ de acuerdo con la clasificación establecida en el la Tabla 2. Estos indicadores se representarán tanto en valor absoluto (m^3/ha) como en valor relativo (%) respecto el volumen de entrada.

<u>Volumen de entrada</u> (IF)

$$IF_{\Pi}\left(m^3/_{ha}\right) = 10 \cdot \sum_{\Pi} P(t) + I(t) - 10 \cdot min\left[0; \sum_{\Pi} \Delta S(t)\right] - 10 \cdot min\left[0; \sum_{\Pi} \Delta H(t)\right] \qquad \text{(Eq. 3.125)}$$

<u>Consumo beneficioso de agua</u> (C_B)

$$C_{B,\Pi}\left(m^3/_{ha}\right) = 10 \cdot \sum_{\Pi} T(t) + 10 \cdot max\left[0; \sum_{\Pi} \Delta S(t)\right] + 10 \cdot max\left[0; \sum_{\Pi} \Delta H(t)\right] \qquad \text{(Eq. 3.126)}$$

$$C_{B,\Pi}\,(\%) = \frac{C_{B,\Pi}\left(m^3/_{ha}\right)}{IF_{\Pi}\left(m^3/_{ha}\right)} \qquad \text{(Eq. 3.127)}$$

<u>Consumo no beneficioso de agua</u> (C_{NB})

$$C_{NB,\Pi}\left(m^3/_{ha}\right) = 10 \cdot \sum_{\Pi} E(t) \qquad \text{(Eq. 3.128)}$$

$$C_{NB,\Pi}\,(\%) = \frac{C_{NB,\Pi}\left(m^3/_{ha}\right)}{IF_{\Pi}\left(m^3/_{ha}\right)} \qquad \text{(Eq. 3.129)}$$

<u>Retornos de riego</u> (RF)

$$RF_{\Pi}\left(m^3/_{ha}\right) = 10 \cdot \sum_{\Pi} DP(t) + RO(t) \qquad \text{(Eq. 3.130)}$$

$$RF_{\Pi}\,(\%) = \frac{RF_{\Pi}\left(m^3/_{ha}\right)}{IF_{\Pi}\left(m^3/_{ha}\right)} \qquad \text{(Eq. 3.131)}$$

<u>Retornos de riego recuperables</u> (RF_R)

$$RF_{R,\Pi}\left(m^3/_{ha}\right) = 10 \cdot \sum_{\Pi} \eta_{R,DP}(t) \cdot DP(t) + \eta_{R,RO}(t) \cdot RO(t) \qquad \text{(Eq. 3.132)}$$

$$RF_{R,\Pi}\ (\%) = \frac{RF_{R,\Pi}\ \left(m^3/_{ha}\right)}{IF_{\Pi}\ \left(m^3/_{ha}\right)} \qquad \text{(Eq. 3.133)}$$

<u>Retornos de riego no recuperables</u> (RF_{NR})

$$RF_{NR,\Pi}\ \left(m^3/_{ha}\right) = \sum_{\Pi} \left(1 - \eta_{R,DP}(t)\right) \cdot DP(t) + \left(1 - \eta_{R,RO}(t)\right) \cdot RO(t) \qquad \text{(Eq. 3.134)}$$

$$RF_{NR,\Pi}\ (\%) = \frac{RF_{NR,\Pi}\ \left(m^3/_{ha}\right)}{IF_{\Pi}\ \left(m^3/_{ha}\right)} \qquad \text{(Eq. 3.135)}$$

<u>Agotamiento de agua</u> (X)

$$X_{\Pi} = C_{B,\Pi} + C_{NB,\Pi} + RF_{NR,\Pi} = IF_{\Pi} - RF_{R,\Pi} \qquad \text{(Eq. 3.136)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{\Pi}$: Período de contabilidad (mes/es, año/s, …)
- $\boldsymbol{IF_{\Pi}}$: Volumen de entrada en la superficie agrícola analizada durante el período $\boldsymbol{\Pi}$.
- $\boldsymbol{C_{B,\Pi}}$: Volumen consumido de forma beneficiosa en la superficie agrícola analizada durante el período $\boldsymbol{\Pi}$. Cuando en el período de cálculo no se produzcan precipitaciones, el valor relativo se corresponderá con la eficiencia de aplicación del sistema de riego.
- $\boldsymbol{C_{NB,\Pi}}$: Volumen consumido de forma no beneficiosa en la superficie agrícola analizada durante el período $\boldsymbol{\Pi}$.
- $\boldsymbol{RF_{\Pi}}$: Retorno de riego producido en la superficie agrícola analizada durante el período $\boldsymbol{\Pi}$.
- $\boldsymbol{RF_{R,\Pi}}$: Retorno de riego reutilizable producido en la superficie agrícola analizada durante el período $\boldsymbol{\Pi}$.
- $\boldsymbol{RF_{NR,\Pi}}$: Retorno de riego no reutilizable producido en la superficie agrícola analizada durante el período $\boldsymbol{\Pi}$.
- $\boldsymbol{X_{\Pi}}$: Agotamiento de agua producido en la superficie agrícola analizada durante el período $\boldsymbol{\Pi}$.
- $\boldsymbol{P(t)}$: Precipitación diaria producida en la superficie agrícola analizada (mm/día).
- $\boldsymbol{I(t)}$: Riego diario aplicado en la superficie agrícola analizada (mm/día).
- $\boldsymbol{\Delta S(t)}$: Cambio diario en el almacenamiento de agua en el suelo en la superficie agrícola analizada (mm/día)

- $\Delta \boldsymbol{H}(\boldsymbol{t})$: Cambio diario en el almacenamiento superficial de agua en la superficie agrícola analizada (mm/día)
- $\boldsymbol{T}(\boldsymbol{t})$: Transpiración diaria producida en la superficie agrícola analizada (mm/día).
- $\boldsymbol{E}(\boldsymbol{t})$: Evaporación diaria producida en la superficie agrícola analizada (mm/día).
- $\boldsymbol{DP}(\boldsymbol{t})$: Percolación profunda diaria producida en la superficie agrícola analizada (mm/día).
- $\boldsymbol{RO}(\boldsymbol{t})$: Escorrentía superficial diaria producida en la superficie agrícola analizada (mm/día).
- $\boldsymbol{\eta_{R,DP}}(\boldsymbol{t})$: Fracción de los retornos por percolación profunda producidos en la superficie agrícola en el día $\boldsymbol{t}$ que son reutilizables.
- $\boldsymbol{\eta_{R,RO}}(\boldsymbol{t})$: Fracción de los retornos por escorrentía superficial producidos en la superficie agrícola en el día $\boldsymbol{t}$ que son reutilizables.

Para la valoración de los efectos producidos por una actuación de mejora de la eficiencia del riego a escala parcela en el sistema de recursos hídricos se definen los siguientes indicadores.

<u>Ahorros brutos de agua</u> (GWS)

$$GWS_{\Pi}\left({m^3}/{ha}\right) = 10 \cdot \left(\sum_{\Pi} I_{pre}(t) - \sum_{\Pi} I_{post}(t)\right) \qquad \text{(Eq. 3.137)}$$

$$GWS_{\Pi}\ (\%) = \frac{PWS_{\Pi}\left({m^3}/{ha}\right)}{10 \cdot \sum_{\Pi} I_{pre}(t)} = \frac{\sum_{\Pi} I_{pre}(t) - \sum_{\Pi} I_{post}(t)}{\sum_{\Pi} I_{pre}(t)} \qquad \text{(Eq. 3.138)}$$

<u>Ahorros netos o efectivos de agua</u> (NWS)

$$NWS_{\Pi}\left({m^3}/{ha}\right) = X_{\Pi,pre} - X_{\Pi,post} \qquad \text{(Eq. 3.139)}$$

$$NWS_{\Pi}\ (\%) = \frac{NWS_{\Pi}}{10 \cdot \sum_{\Pi} I_{pre}(t)} = \frac{X_{\Pi,pre} - X_{\Pi,post}}{10 \cdot \sum_{\Pi} I_{pre}(t)} \qquad \text{(Eq. 3.140)}$$

<u>Eficiencia en el ahorro de agua</u> (WSE)

$$WSE_{\Pi}\ (\%) = \frac{NWS_{\Pi}}{GWS_{\Pi}} = \frac{X_{\Pi,pre} - X_{\Pi,post}}{10 \cdot \left[\sum_{\Pi} I_{pre}(t) - \sum_{\Pi} I_{post}(t)\right]} = 1 - \frac{RF_{R,\Pi,pre} - RF_{R,\Pi,post}}{10 \cdot \left[\sum_{\Pi} I_{pre}(t) - \sum_{\Pi} I_{post}(t)\right]} \qquad \text{(Eq. 3.141)}$$

<u>Impacto hídrico sobre el medio receptor</u> (WIRE)

$$WIRE_{\Pi}\left({m^3}/{ha}\right) = RF_{R,\Pi,pre} - RF_{R,\Pi,post} \qquad \text{(Eq. 3.139)}$$

$$WIRE_{\Pi}\ (\%) = \frac{WIRE_{\Pi}}{10 \cdot \sum_{\Pi} I_{pre}(t)} = \frac{RF_{R,\Pi,pre} - RF_{R,\Pi,post}}{10 \cdot \sum_{\Pi} I_{pre}(t)} \qquad \text{(Eq. 3.140)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{\Pi}$: Período de análisis (normalmente un año hidrológico medio)
- $\boldsymbol{GWS_{\Pi}}$: Ahorros brutos de agua durante el período $\boldsymbol{\Pi}$ derivados de una actuación, normalmente de mejora de la eficiencia, llevada a cabo en la superficie agrícola analizada.
- $\boldsymbol{NWS_{\Pi}}$: Ahorros brutos de agua durante el período $\boldsymbol{\Pi}$ derivados de una actuación, normalmente de mejora de la eficiencia del riego, llevada a cabo en la superficie agrícola analizada.
- $\boldsymbol{WSE_{\Pi}}$: Eficiencia en el ahorro de agua de una actuación, normalmente de mejora de la eficiencia del riego, llevada a cabo en la superficie agrícola analizada.
- $\boldsymbol{WIRE_{\Pi}}$: Impacto hídrico por reducción de aportes a las masas de agua receptoras de los retornos reutilizables.
- $\boldsymbol{I_{pre}(t)}$: Riego diario aplicado en la superficie agrícola analizada antes de la actuación (mm/día).
- $\boldsymbol{I_{post}(t)}$: Riego diario aplicado en la superficie agrícola analizada después de la actuación (mm/día).
- $\boldsymbol{X_{\Pi,pre}}$: Agotamiento de agua producido en la superficie agrícola analizada durante el período $\boldsymbol{\Pi}$ antes de la actuación.
- $\boldsymbol{X_{\Pi,post}}$: Agotamiento de agua producido en la superficie agrícola analizada durante el período $\boldsymbol{\Pi}$ después de la actuación.
- $\boldsymbol{RF_{R,\Pi,pre}}$: Retorno de riego reutilizable producido en la superficie agrícola analizada durante el período $\boldsymbol{\Pi}$ antes de la actuación.
- $\boldsymbol{RF_{R,\Pi,post}}$: Retorno de riego reutilizable producido en la superficie agrícola analizada durante el período $\boldsymbol{\Pi}$ después de la actuación.

4. CASO DE ESTUDIO, EFECTOS DE LA MODERNIZACIÓN A ESCALA PARCELA EN LA ACEQUIA REAL DEL JÚCAR

4.1. Antecedentes

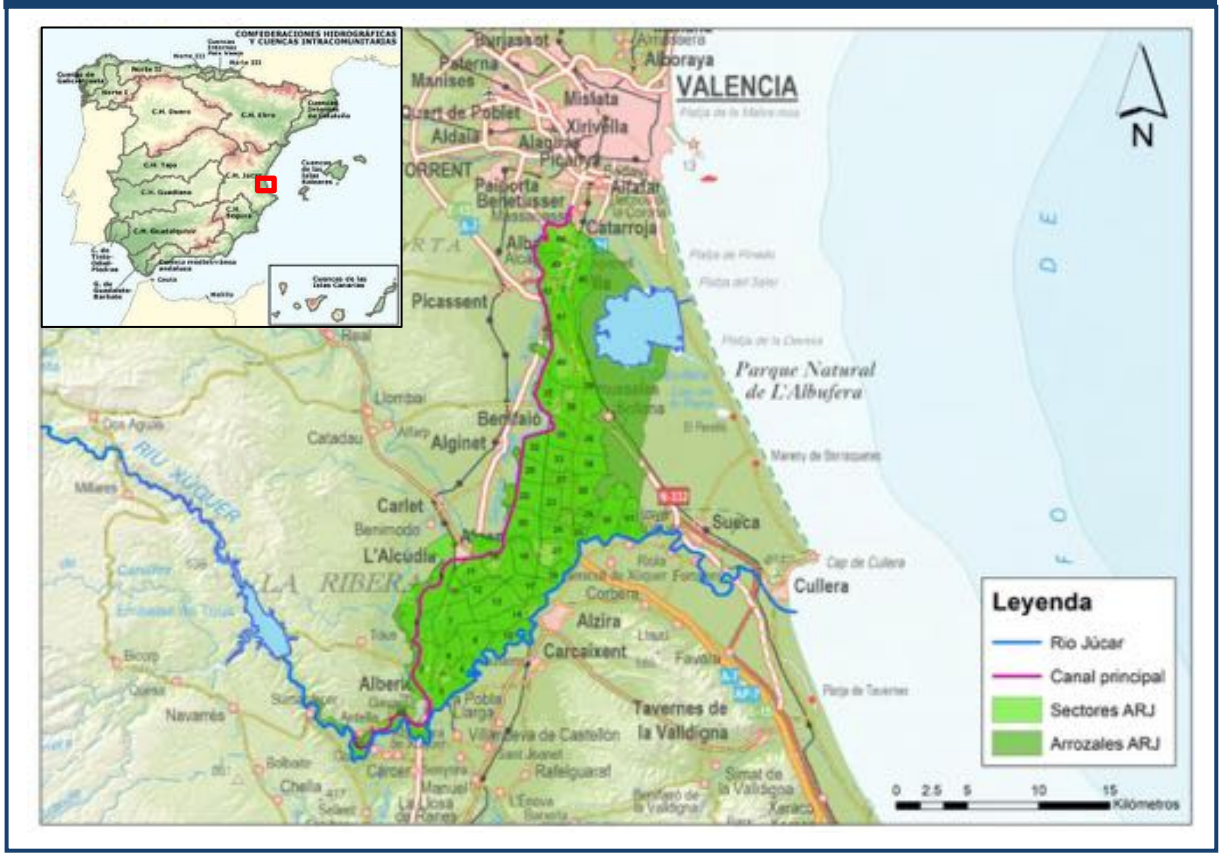
4.1.1. El proceso de modernización de la Acequia Real del Júcar

Como caso de estudio, se van a analizar los efectos hidrológicos de la modernización a escala parcela en la Acequia Real del Júcar, simulando y comparando el balance hídrico entre parcelas regadas de forma tradicional por gravedad, y parcelas modernizadas que hacen uso del riego localizado. Asimismo, se incluirán una comparativa de producciones de cultivos entre ambos sistemas de riego.

La Acequia Real del Júcar (ARJ) es una comunidad de regantes histórica del regadío valenciano, cuyos orígenes se remontan a la época medieval (año 1.258). En sus 750 años de historia, esta comunidad de regantes se ha encargado de la gestión de las aguas de riego procedentes del Júcar, derivadas aguas abajo del embalse de Tous, con las que se abastece a gran parte de los regadíos de las comarcas de la Ribera y l´Horta Sud (ver Figura 23). En la actualidad la ARJ abastece una superficie agrícola de 22.000 hectáreas, estando presente en 20 municipios y dando servicio a cerca de 25.000 usuarios. A lo largo de su historia, la Acequia Real ha ocupado una posición destacada en la planificación hidrológica y la gestión de los regadíos, como muestra su implicación en la creación de la Confederación Hidrográfica del Júcar o en la fundación de la Federación Nacional de Comunidades de Regantes (www.acequiarj.es).

La comunidad de regantes de la Acequia Real del Júcar cuenta con una Junta de Gobierno compuesta por diez miembros que se reúnen una vez al mes para tomar decisiones sobre la gestión de la institución. A escala local, la comunidad se subdivide en veinte juntas de ámbito municipal. Cada Junta Local tiene su propia Junta de Usuarios y Junta Directiva que asume la organización y el manejo del agua en cada zona. Asimismo, cada una de las Juntas Locales tiene su propio Jurado de Riegos, para resolver pacíficamente los conflictos entre usuarios. Una vez al año se reúnen en la sede de la Acequia Real todos los representantes de las Juntas Locales en una Junta General que cuenta con treinta diputados, de entre estos treinta se eligen los diez miembros que conforman la Junta de Gobierno. La gestión técnica del riego es planificada por los ingenieros de la Acequia Real desde la sede de Valencia y ejecutada sobre el terreno por el equipo de guardas que coordina el experto Acequiero Mayor. A su vez, debido a la configuración y sistema de explotación de las infraestructuras hidráulicas de la comunidad, la ARJ se encuentra dividida en 45 sectores donde se cultivan mayoritariamente cítricos, otros frutales y hortícolas, y un sector de arrozales que se encuentran incluidos en el ámbito del Parque Natural de la Albufera (ver Figura 23).

Figura 23. *Ubicación de la Acequia Real del Júcar*

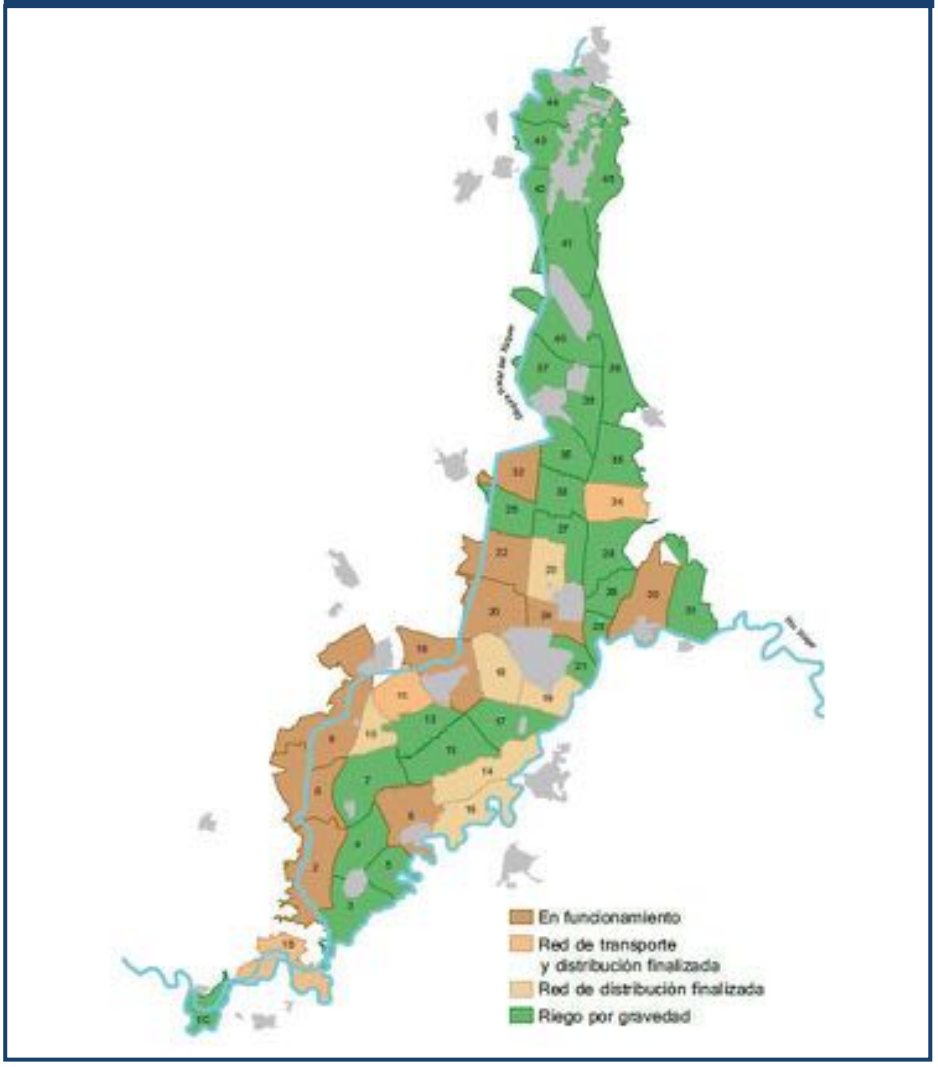


Fuente: Elaboración propia con datos de la Infraestructura de Datos Espaciales de España (www.idee.es)

Desde el año 2001, la ARJ se halla inmersa en un ambicioso proyecto de modernización, cuyo objetivo es la presurización de sus infraestructuras hidráulicas para la implantación generalizada del riego localizado, que además de aumentar la eficiencia técnica del riego, facilite las tareas agrícolas e incremente la competitividad productiva de las explotaciones de la ARJ. Estas obras de modernización de las infraestructuras y gestión de los riegos tradicionales de la Ribera del Júcar están íntegramente financiadas por la Administración general del Estado, como contraprestación a la cesión de los derechos de gestión del embalse de Alarcón al Organismo de cuenca, tal y como se recoge en el Convenio de Alarcón ratificado entre el Ministerio de Medio Ambiente y la Unidad Sindical de Usuarios del Júcar (USUJ) en julio de 2001 (www.chj.es)

Hasta el momento se ha completado la construcción de la conducción en alta de la ARJ, con una inversión aproximada de 100 millones de € (ver Figura 25), y se ha comenzado la construcción de las redes de transporte y distribución de agua de riego en gran parte de los sectores de la ARJ, con una inversión de aproximadamente 90 millones de €, aunque en la actualidad solamente en 10 de sus 45 sectores el riego localizado está completamente implantado y operativo (ver Figura 24).

Figura 24. *Situación de la modernización de la ARJ en 2014*

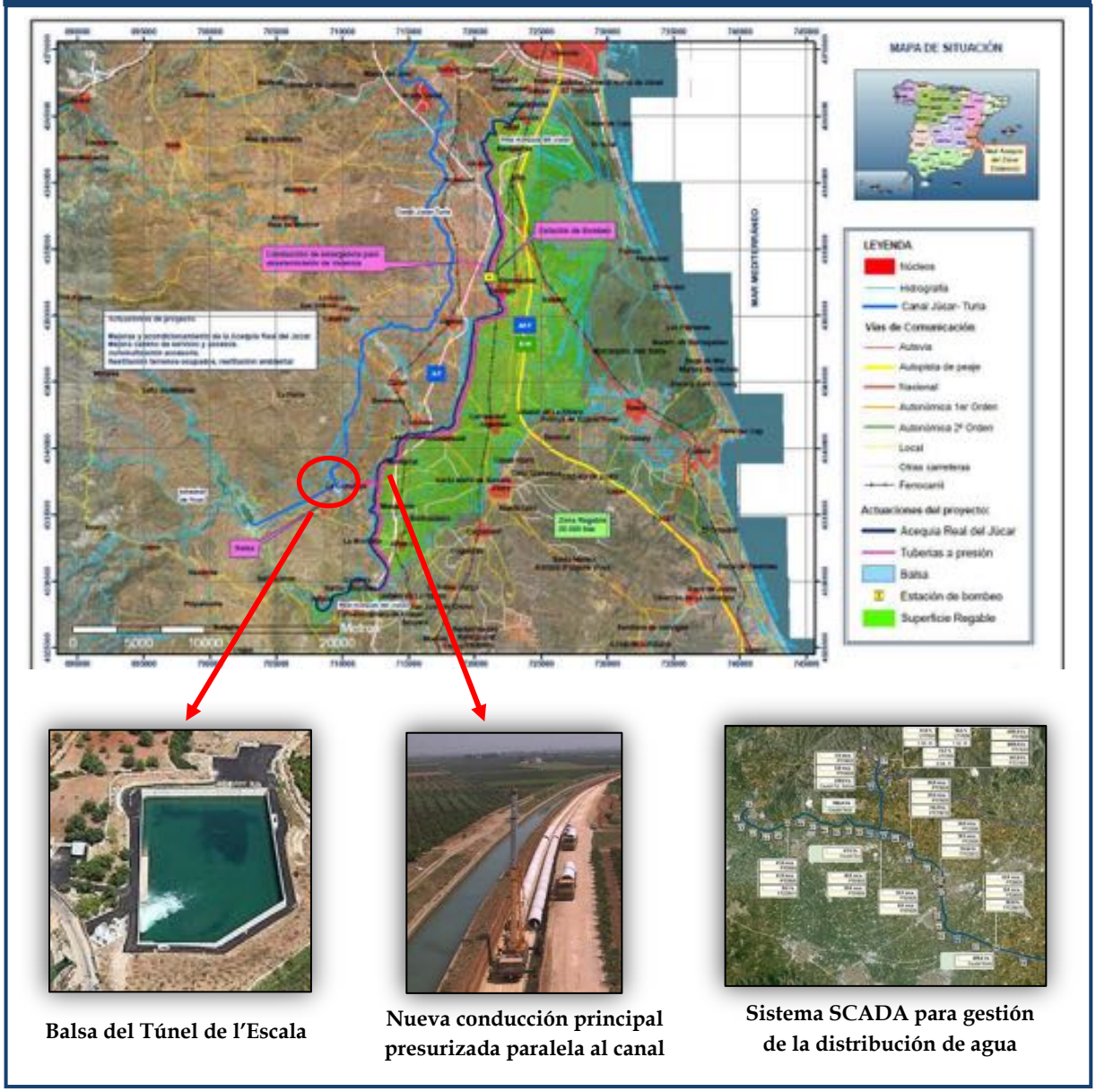


Fuente: facilitado por colaboradores de la ARJ.

Desde la puesta en marcha en 2006 de la nueva red de transporte en alta, el agua circula a presión por las dos bi-colectoras Norte y Sur con trazados paralelos al actual canal principal de la ARJ, aprovechando el desnivel existente entre el túnel de la Escala de Tous y la zona regable para presurizar la red, por lo que no es necesario un aporte energético externo (ver Figura 25). El viejo canal se utiliza actualmente para aportar agua a los arrozales entre los meses de abril y septiembre. El paso de canales a cielo abierto a conducciones presurizadas permite reducir significativamente las pérdidas por infiltración y evaporación en las redes de transporte y distribución.

A su vez, los antiguos sistemas de gestión por paradas están siendo sustituidos por una gestión centralizada y automatizada llevada a cabo por los técnicos de la ARJ, mediante el uso de electroválvulas y sistemas de control centralizado en tiempo real (SCADA). Este cambio tecnológico permite una programación del riego más tecnificada, basada en datos agroclimáticos, permitiendo una mayor precisión en el uso de agua y fertilizantes, lo que supone además una reducción en los costes de fertilización, mano de obra y energía.

Figura 25. *Principales obras de modernización de la ARJ*



Fuente: Elaboración propia con datos de Plan de Choque 2006-200: Programa de Actuaciones y www.acequiarj.es.

4.1.2. La modernización de la Acequia Real del Júcar en la Planificación Hidrológica del Júcar, valoración preliminar de sus impactos.

La ARJ forma parte de la **UDA Regadío tradicionales del Júcar – C.R. Acequia Real del Júcar** (código 082054B), incluida en el Sistema de Explotación del Júcar, concretamente en el tramo bajo del río Júcar aguas abajo del embalse de Tous. Gran parte de su zona regada está incluida en el ámbito del Parque Natural de la Albufera de Valencia. La superficie concesional de la ARJ es de 20.586 ha, aunque a partir de los datos del Sistema de Información Geográfica de Parcelas Agrícolas (SIGPAC) se estima que la superficie característica es de 17.572 ha, que se distribuyen en un 64.6% de cítricos, un 20.8% de Arroz, el 9% frutales no cítricos y el restante 5.6% cultivos herbáceos y otros. La dotación neta media de la ARJ está estimada en 5,154

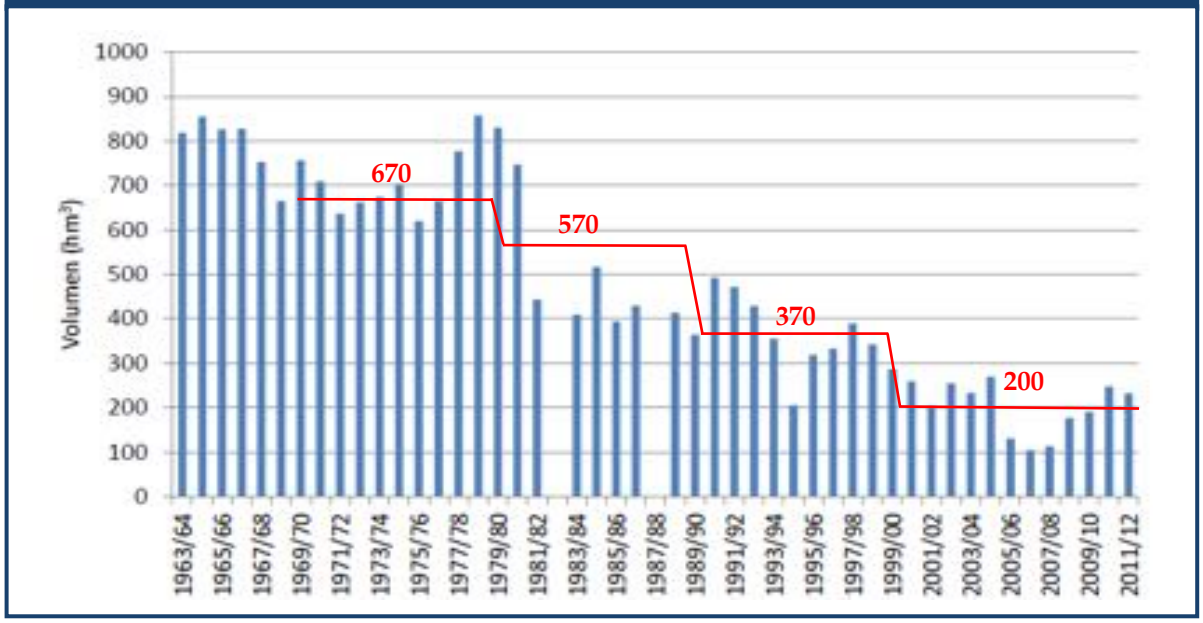
m³/ha·año, siendo 9,400 m3/ha·año la demanda neta media del arroz y 4,050 m³/ha·año la dotación neta media de cítricos y otros frutales. A partir de estos datos, se obtiene que la demanda neta media de la ARJ en las condiciones actuales es de **90.57 hm³/año** (CHJ, 2015).

Según los datos del PHJ 2015-2012, en la situación actual el sistema de riego de la ARJ se distribuye en un 94.3% riego por gravedad, un 0.1% riego por aspersión y un 5.6% riego localizado. De acuerdo con las infraestructuras hidráulicas existentes y la distribución de sistema de riego actual en la ARJ, se estima que las eficiencias son del 76.6% en el transporte, 76.6% en la distribución y 66.6% en la aplicación, resultando en una eficiencia global del 39.1%. Aplicando esta eficiencia a la demanda neta se obtiene que la demanda bruta de la ARJ es de **231.67 hm³/año** (uso del año 2011/12), siendo el segundo mayor usuario en demanda bruta de la demarcación, y representando casi el 14% de la demanda del sistema Júcar. Esta demanda se distribuye en 170 hm3/año de demanda bruta en verano (mayo a agosto) y 61.67 hm3/año de demanda bruta en invierno (septiembre-abril).

En la Figura 26 se muestra un gráfico con las aportaciones anuales a la ARJ desde el año hidrológico 63/64 al año 11/12. Claramente se observa una evolución temporal a la baja en las aportaciones a la ARJ, pasando de unos 670 hm³/año de media en la década de los 70, a 570 hm³/año en los 80, 370 hm³/año en los 90, llegando finalmente a los 200 hm³/año aproximadamente en los últimos años. Los ahorros brutos asociados a la modernización realizada hasta la fecha en la ARJ (ver apartado anterior) son de 63 hm³/año (CHJ, 2015).

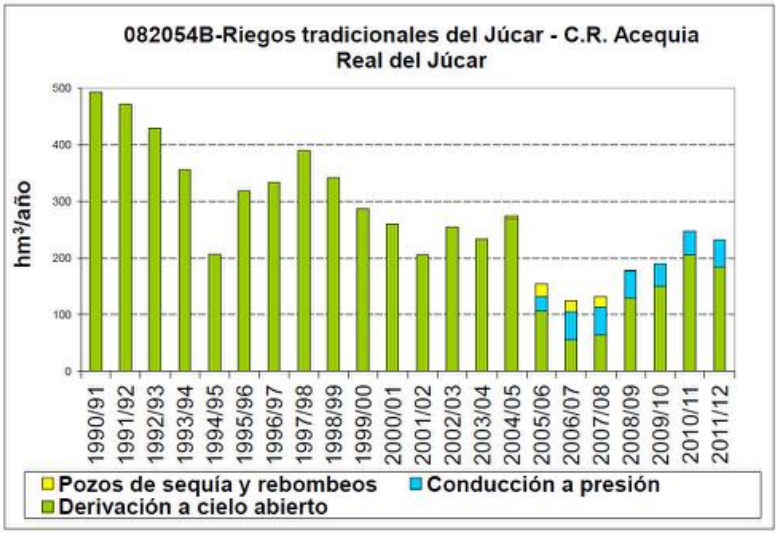
A su vez, en la Figura 27 se muestran las aportaciones anuales entre el año 90/91 y el 11/12 diferenciando el origen del recurso entre aportaciones por el canal principal, aportaciones desde los pozos de sequía y rebombeos desde los arrozales (sequía 05/06-07/08), y aportaciones por la nueva conducción a presión puesta en marcha como se puede comprobar en el año 05/06.

Figura 26. *Evolución de las aportaciones anuales a la ARJ*



Fuente: Gráfico extraído de CHJ, 2015. Valores promedio de cada década extraídos de Hervás, 2012

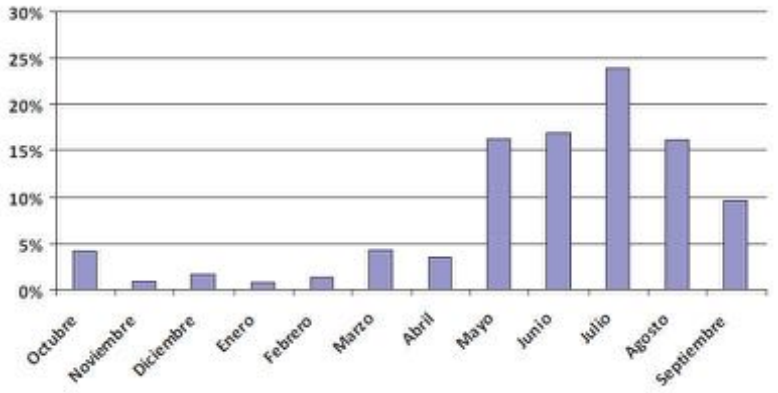
Figura 27. *Aportaciones anuales a la ARJ según origen*



Fuente: CHJ, 2015

En la Figura 28 se muestra la curva de modulación de la demanda mensual de la ARJ, donde se puede comprobar que cerca del 83% de la demanda se concentra entre mayo y septiembre.

Figura 28. *Curva de modulación de la demanda mensual de la ARJ*



Fuente: CHJ,2015

En cuanto a la caracterización de las pérdidas, siguiendo la metodología descrita en Rivera (2011) se estima que los 141.1 hm³/año de pérdidas medias se distribuyen en 21.49 hm³/año de pérdidas por evaporación (9.3% de la demanda bruta), 63.99 hm³/año de retornos superficiales (27.6% de la demanda bruta) y 55.62 hm³/año de retornos subterráneos (24% de la demanda bruta).

A continuación, se muestra una tabla (Tabla 16) donde se recoge la evolución en las superficies de los cultivos predominantes en la ARJ, entre los años naturales 2004 y 2012, elaborado en base a los datos de usos municipales del suelo resumidos en las Hojas 1T autonómicas, y aplicando los coeficientes de reparto de las superficies municipales que forman parte de la UDA Regadío tradicionales del Júcar – C.R. Acequia Real del Júcar utilizados en el PHJ 2015-2021, presentados en Rivera (2011). En la Figura 29 se muestra en formato gráfico el mosaico de cultivos característico de la ARJ.

A partir de este análisis se observa una tendencia a la baja en el cultivo de cítricos (-53 ha/año), aunque sigue siendo el cultivo predominante con casi un 60%, otros leñosos (-22 ha/año), y hortícolas y otros herbáceos (-16 ha/año). Por el contrario, se observa una gran expansión del cultivo del caqui (+117 ha/año), que pasa a suponer un 7% de la superficie regable. El cultivo de otros frutales distintos de cítricos y de caqui se mantiene más o menos constante, al igual que el arroz que representa casi el 20% de la superficie. Por último, se observa que la superficie total en producción, sin tener en cuenta los plantones jóvenes de los que aún no se obtiene cosecha, tiene una tendencia al alza, aunque con un crecimiento muy moderado de apenas el 0.13 %. Este incremento deriva de una reducción equivalente en la superficie no cultivada (en barbecho o abandonada), aunque aún sigue suponiendo un porcentaje elevado (7%) del total de superficie regable.

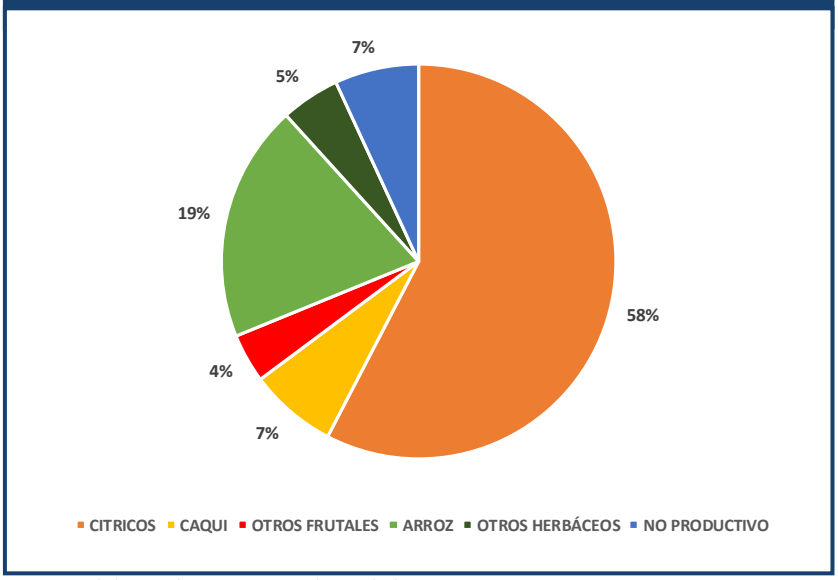
Tabla 16. *Evolución en el mosaico de cultivos de la ARJ*

Año	Cítricos	Caquis	Otros frutales	Otros leñosos (6)	Arroz	Otros herbáceos (7)	Total Productiva (8)	Barbecho o abandono	Total Regable
2004	11,640	511	786	172	3,730	1,024	**17,863**	1,272	**19,135**
2005	11,452	560	735	159	3,765	957	**17,628**	1,914	**19,542**
2006	11,373	612	853	160	3,792	1,080	**17,869**	1,548	**19,417**
2007	11,619	684	833	130	3,789	1,201	**18,256**	1,226	**19,482**
2008	11,711	766	802	58	3,776	1,265	**18,378**	1,176	**19,554**
2009	11,492	841	853	26	3,761	877	**17,850**	1,434	**19,284**
2010	11,412	967	770	28	3,753	975	**17,906**	1,455	**19,361**
2011	11,304	1,258	779	27	3,851	942	**18,161**	1,222	**19,384**
2012	10,975	1,520	773	29	3,663	929	**17,889**	1,441	**19,330**
μ (1)	11,442	858	798	88	3,765	1,028	**17,978**	1,410	**19,338**
σ (2)	220.4	339.1	40.5	65.7	50.8	130.9	**236.6**	229.0	**132.4**
μ (11/12) (3)	11,139	1,389	776	28	3,757	935	**18,025**	1,332	**19,357**
Δ (ha/año) (4)	**-53**	**+117**	**-1**	**-22**	**-2**	**-16**	**+23**	**-23**	**0**
Δ (%) (5)	**-0.46**	**+13.63**	**-0.13**	**-25.00**	**-0.05**	**-1.56**	**+0.13**	**-1.63**	**0.00**

**Superficie en ha. (1) Media aritmética de la serie. (2) Desviación típica de la serie. (3) Media aritmética de los años 2011 y 2012. (4) Tendencia, obtenida como la pendiente de la curva de regresión lineal. (5) Tendencia expresada en % respecto la media aritmética. (6) Olivar, algarrobo, etc. (7) Hortícolas y otros cereales de grano. (8) Incluye los cultivos jóvenes que aún no están en producción.*

Fuente: elaboración propia con datos de las Hojas 1T.

Figura 29. *Mosaico de cultivos característico de la ARJ (11/12)*



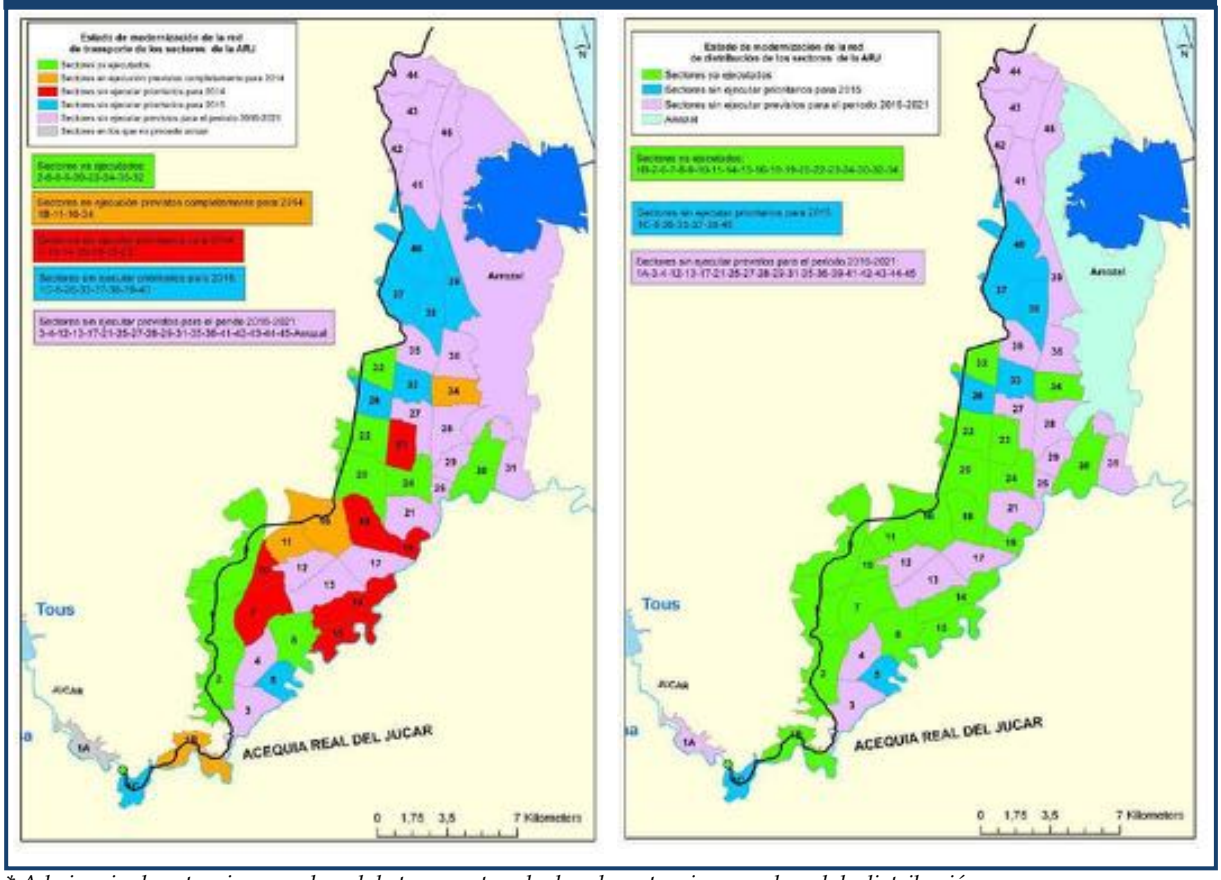
Fuente: elaboración propia con datos de las Hojas 1T

De acuerdo con las tendencias observadas en este análisis, cabría destacar que no se observa que las actuaciones de modernización llevadas a cabo en la ARJ hasta la fecha hayan derivado en un incremento significativo de la superficie en producción, ni un cambio relevante en el mosaico característico de cultivos. Por lo tanto, se puede concluir que en este caso no hay evidencias de que se haya producido un incremento del consumo o efecto rebote asociado a estos fenómenos en la modernización de la ARJ.

Dentro de los temas importantes del PHJ 2015-2021 en relación con la atención de las demandas y racionalidad del uso, se considera prioritario la mejora de la garantía y eficiencia de los riegos tradicionales de la ribera del Júcar, entre los que se incluye la modernización de la ARJ. Las actuaciones que quedan pendientes de realizar en este proceso de modernización incluyen la finalización de las redes de transporte y distribución de los sectores restantes y los arrozales (ver Figura 30).

Una vez finalizadas estas actuaciones de modernización (horizonte 2021), el sistema de riego de la ARJ pasará a estar representado por un 20.8% de superficie con riego por gravedad, un 1.3% con aspersión y un 77.8% con riego localizado. Esta transición permitirá que las eficiencias de transporte y distribución aumenten hasta el 78.1%, mientras que la eficiencia en la aplicación se mejorará hasta el 86.6%, resultado en una eficiencia global del 52.8%. Con esta actuación la demanda bruta se reducirá a los **171.71 hm³/año**, por lo que se genera un ahorro bruto de 60 hm³/año. Asimismo, de acuerdo con el PHJ 2015-2021 cuando se finalice la modernización de la ARJ las pérdidas por evaporación pasarán a ser 9.64 hm³/año (reducción del 55%), los retornos superficiales a 29.18 hm³/año (reducción del 54%) y los retornos subterráneos a 42.28 hm³/año (reducción del 24%).

Figura 30. *Estado actual y planificación de las obras de modernización de la ARJ*



** A la izquierda actuaciones en la red de transporte, a la derecha actuaciones en la red de distribución.*
Fuente: CHJ, 2015

Tal y como se reconoce en el PHJ 2015-2021, la modernización de los regadíos tradicionales del Júcar producirá un sustancial ahorro de recursos superficiales al sistema, reduciendo las pérdidas por evaporación y los retornos. Sin embargo, parte de estos retornos se reintegran al sistema hídrico en el Parque Natural de L'Albufera y el Bajo Júcar, por lo que su reducción podría suponer un impacto negativo para estas masas, que debe ser evitado mediante el establecimiento de unos requerimientos ambientales.

Los ecosistemas del marjal y del lago de l'Albufera de Valencia se encuentran íntimamente ligados a los regadíos tradicionales del Júcar, dado que los retornos de las zonas regables son una importante fuente de recursos para ambos hábitats. Tal y como se concluye a partir del estudio *Modelo de seguimiento de l'Albufera de Valencia con AQUATOOLDMA. Constricción, calibración, resultado del balance hídrico y análisis de los requerimientos del régimen hidrológico* (CHJ, 2012), las actuaciones de modernización y mejor gestión de los sistemas de riego está suponiendo una reducción de los aportes hídricos a l'Albufera, reduciendo el número de renovaciones anuales en el lago.

En este estudio, que tiene por objeto la definición de unos requerimientos hídricos mínimos del lago de l'Albufera, se desarrolla un modelo con AquatoolDMA que permite realizar un seguimiento del balance hídrico de l'Albufera, y simular su evolución hasta la fecha. Tras la

construcción de este modelo, se lleva a cabo una calibración del mismo a partir de los datos de las redes de control de la CHJ, principalmente los datos de la red de control de l'Albufera. En esta red de control, representada en la Figura 31, se aforan desde su implantación en el año 06/07 las salidas al mar desde el lago y desde el parque a través de las golas.

Figura 31. *Esquema de la red de control de l'Albufera*

Fuente: www.chj.es

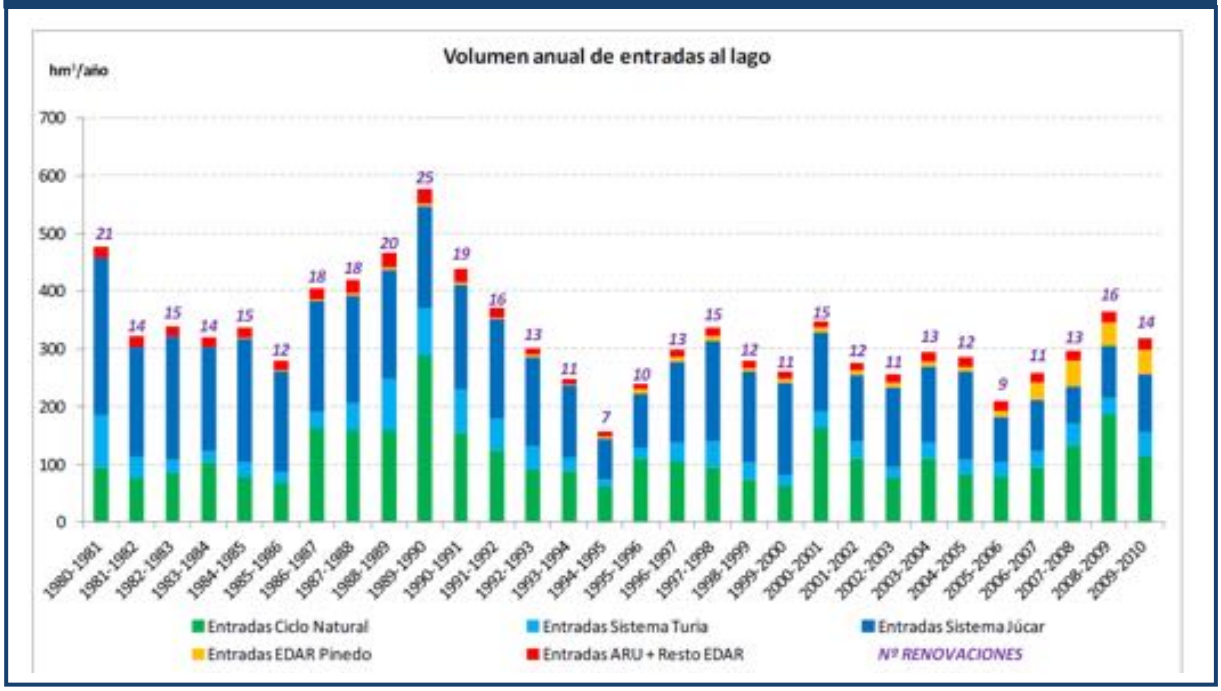
A partir de las simulaciones realizados con este modelo, se obtiene la estimación de las entradas al lago y el número de renovaciones que se muestran en la siguiente figura (Figura 31), siendo los valores promedio los recogidos en la Tabla 17. En este análisis se estima que en torno a un 14% de la demanda de la ARJ retorna superficialmente dentro de los límites del Parque Natural de L'Albufera, estimando que con la modernización de la ARJ estos retornos se podrían reducir en torno a un 42%.

En cuanto a su evolución, se puede comprobar como los volúmenes de entrada al lago han variado sustancialmente tanto en cantidad como en origen. En la década de los 80, cuando los aportes medios a la ARJ eran del orden de 570 hm^3/año, los aportes a l'Albufera estaban en el rango de 280-575 hm^3/año, de los cuales aproximadamente el 50% provenían de retornos de riego de la ARJ, produciéndose entre 12 y 25 renovaciones al año.

A partir de esta década, coincidiendo con la revisión concesional a los regadíos tradicional y la reducción de aportaciones a la ARJ, las entradas se han reducido a un rango entre 156 y 438 hm^3/año, de las que el 43% siguen procediendo de la ARJ, reduciéndose a entre 7 y 19 las renovaciones anuales. En un año especialmente seco como fue el 94/95, las entradas registraron un mínimo histórico, 156 hm3/año y 7 renovaciones anuales, aunque las contribuciones de la ARJ se mantuvieron en un 45%.

En los últimos 4 años (06/07 – 09/10), coincidiendo con el período de calibración de la serie y la puesta en funcionamiento de la primera fase de modernización la ARJ, las entradas han oscilado entre 258-364 hm³/año, con entre 11 y 16 renovaciones anuales, aunque se observa que en este período los retornos de la ARJ se reducen en casi 41 hm³/año en promedio (reducción del 32%) pasando a representar el 28% de las entradas al lago (ver Tabla 17). La menor aportación de retornos de riego se ha suplido con una mayor aportación de entradas desde la EDAR de Pinedo, que pasa a representar el 13% del total.

Figura 32. *Evolución de volúmenes de entrada al lado de l'Albufera según origen*



Fuente: CHJ, 2012

Tabla 17. *Resumen de entradas al lago por tipo de aporte para diferentes períodos*

Período		Entradas Ciclo Natural	Entradas Sistema Turia	Entradas Sistema Júcar	Entradas EDAR Pinedo	Entradas otras EDAR	Entradas ARU	Entradas Totales
AÑO SECO 94/95		60.8	12.2	70.6	5.4	1.3	6.5	156.7
PROMEDIO 90/91–09/10		105.5	32.4	126.2	13.0	8.6	6.1	291.8
PROMEDIO 06/07–09/10		132.0	34.1	85.4	40.0	16.4	1.4	309.3
Δ (1)	**hm³/año**	**+26.5**	**+1.7**	**-40.8**	**+27.0**	**+7.8**	**-4.7**	**+17.5**
	%	**+25.1**	**+5.2**	**-32.3**	**+207.7**	**+90.7**	**-77.0**	**+6.0**

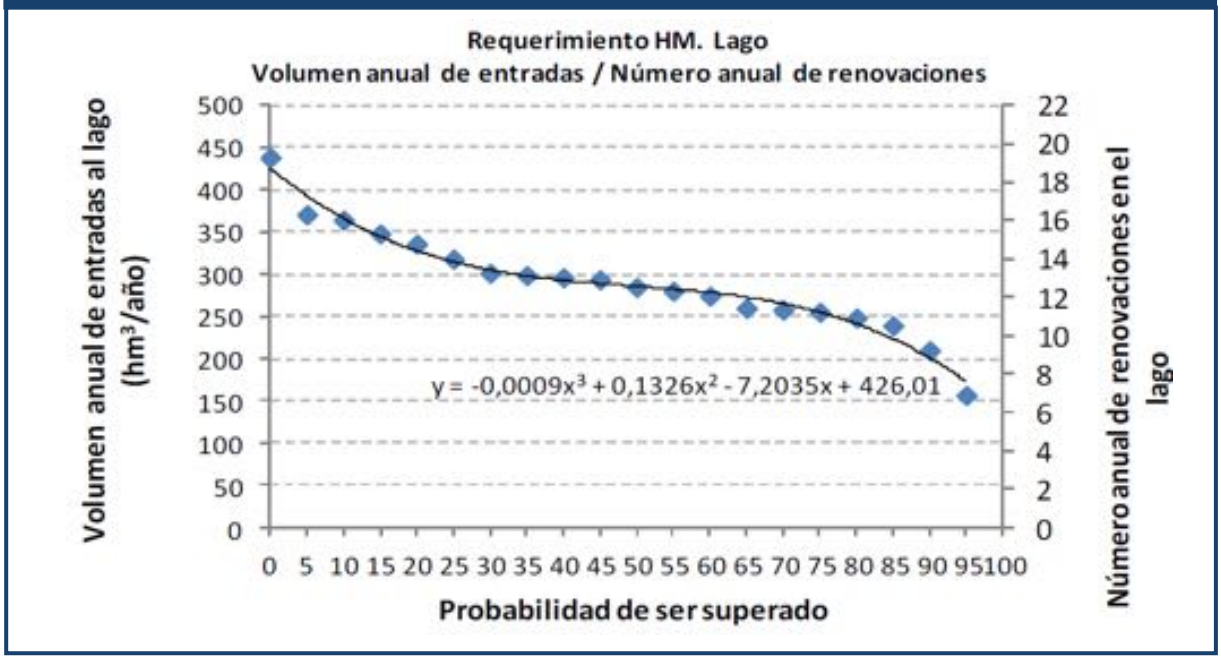
** Datos en hm³/año. (1) Diferencia entre el promedio en la serie 90/91-09/10 y 06/07-09/10 en hm³/año y en porcentaje respecto el promedio de la serie 90/91-09/10.*

Fuente: elaboración propia con datos de CHJ, 2012.

Por tanto, cabe concluir que las actuaciones en materia de modernización y mayor eficiencia en la gestión de los riegos tradicionales del Júcar, junto con otras actuaciones en materia de depuración y reutilización, están cambiando el panorama hídrico de L'Albufera y su entorno, por lo que se requiere continuar desarrollando y mejorando las herramientas de simulación para llevar a cabo un seguimiento de L'Albufera y poder cuantificar los efectos de dichas actuaciones en el Parque Natural de l'Albufera.

Asimismo, tras este análisis se establece un requerimiento hídrico de 210 hm3/año, lo que supone aproximadamente 9 renovaciones anuales, correspondiente con el percentil del 90% de la serie de aportaciones anuales al lago desde el año hidrológico 1980-81 (ver Figura 33). Para corregir los posibles impactos derivados de la modernización de los regadíos tradicionales del Júcar en las aportaciones hídricas al Parque, se establece un caudal ambiental de 30 hm^3/año procedentes de la asignación a la ARJ, que podrán utilizarse con destino al área del Parque Natural de l'Albufera a medida que se vaya realizando la modernización prevista de sus regadíos, sumado a los 29 hm^3/año como caudales ambientales de invierno procedentes de la asignación a la C.R. de Sueca y 4 hm^3/año procedentes de la asignación a la C.R. de Cullera (CHJ, 2015).

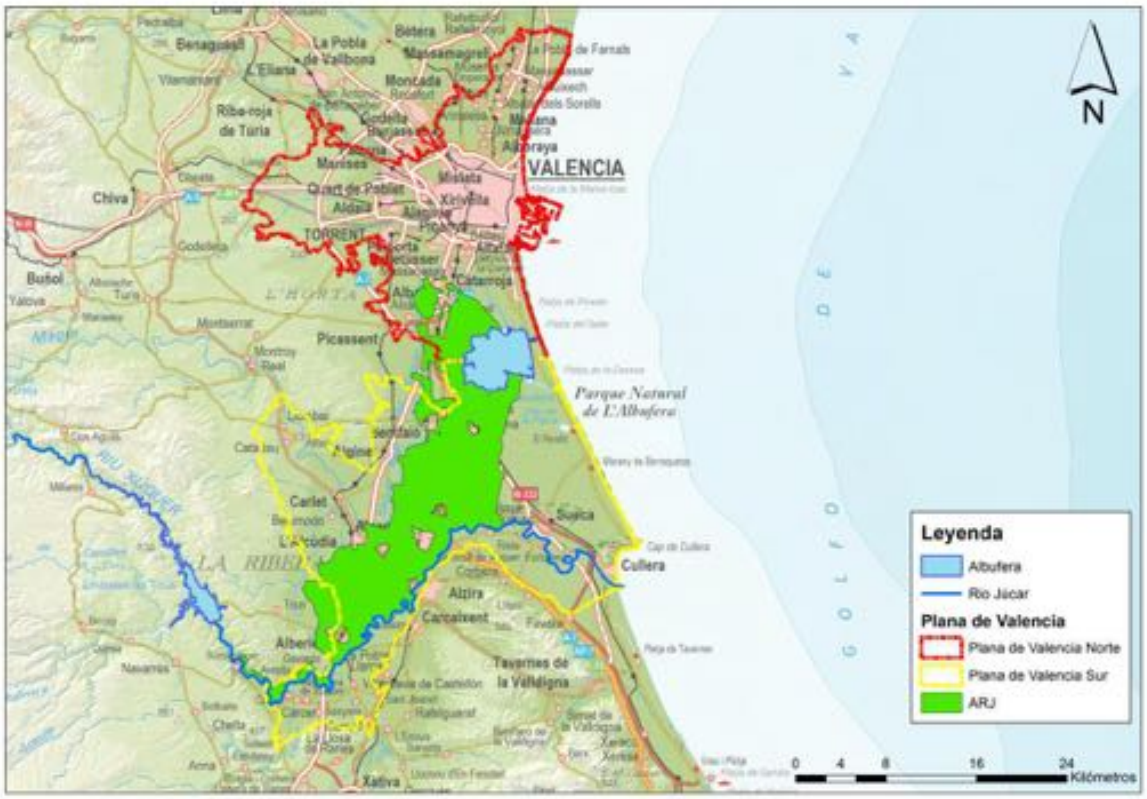
Figura 33. *Función de distribución de la serie de aportaciones al lago de l'Albufera*



Fuente: CHJ, 2012

Por otra parte, las reducciones en los retornos subterráneos podrían afectar a la hidrodinámica del acuífero que recibe los retornos de la ARJ, el acuífero de la Plana de Valencia, principalmente a la Plana Sur (ver Figura 34), y consecuentemente a sus aportaciones al tramo bajo del Júcar, al Parque Natural de l'Albufera pero también las salidas al mar.

Figura 34. *Delimitación del acuífero de la Plana de Valencia*



Fuente: Elaboración propia con datos de la Infraestructura de Datos Espaciales de España (www.idee.es)

En las siguientes tablas (Tabla 18 y 19) se resume el balance hídrico de ambas masas, de acuerdo el informe *Análisis de la evolución y estado de las masas de agua subterránea utilizadas en épocas de sequía en la cuenca del Júcar* realizado por el IGME para el estudio y seguimiento del estado de los acuíferos de los que se abastecen los pozos de sequía puestos en marcha de forma intensiva durante la sequía acontecida en el Júcar entre el 2006 y 2008. A partir de este balance se comprueba que la alimentación del acuífero se produce principalmente a través de la infiltración del agua de riego y de lluvia, especialmente en la zona Sur, aunque también recibe ciertos aportes laterales desde las masas circundantes. Por otra parte, las salidas del sistema se producen principalmente por bombeo de pozos, drenaje del río Júcar, alimentación al lago de La Albufera y salidas directas al mar Mediterráneo. En las Tablas 18 y 19 se muestra el balance de recursos en la Masa de Agua Subterránea (MAS) Plana de Valencia Norte y Plan de Valencia Sur respectivamente.

En ambos casos se puede comprobar que los retornos de riego son una importante fuente de recarga del acuífero, suponiendo el 33.3% y el 60% de las entradas en la zona Norte y Sur respectivamente. Asimismo, parte de estos recursos son captados y reutilizados mediante pozos de bombeo, o suponen un aporte de recursos hídricos a La Albufera y el Bajo Júcar.

Tabla 18. *Balance hídrico de la MAS Plana de Valencia Norte (80.141)*

ENTRADAS		
Origen	**Volumen (hm³/año)**	**% del total**
Infiltración del agua de lluvia	30	16.7 %
Retornos de riego	60	33.3 %
Entradas MAS Medio Palancia	5	2.8 %
Entradas MAS Liria-Casinos	25	13.9 %
Entradas MAS Buñol-Cheste	60	33.3 %
TOTAL ENTRADAS	**180**	**100.0 %**
SALIDAS		
Destino	**Volumen (hm³/año)**	**% del total**
Bombeos agrícolas	50-100	27.8 % - 55.6 %
Bombeos industriales	29	16.1 %
Bombeos urbanos	17	9.4 %
Salidas al mar y a La Albufera	34-84	18.9 % - 46.7 %
TOTAL SALIDAS	**180**	**100.0 %**

Fuente: Elaboración propia con datos de IGME, 2010

Tabla 19. *Balance hídrico de la MAS Plana de Valencia Sur (80.142)*

ENTRADAS		
Origen	**Volumen (hm³/año)**	**% del total**
Infiltración del agua de lluvia	60	24.0 %
Retornos de riego	150	60.0 %
Entradas MAS Sierra de las Agujas	20	8.0 %
Entradas MAS Sierra del Ave	20	8.0 %
TOTAL ENTRADAS	**250**	**100.0 %**
SALIDAS		
Destino	**Volumen (hm³/año)**	**% del total**
Bombeos	100	40.0 %
Drenaje al río Júcar y Verde	130	52.0 %
Drenaje a La Albufera	13	5.2 %
Salidas al mar	7	2.8 %
TOTAL SALIDAS	**250**	**100.0 %**

Fuente: Elaboración propia con datos de IGME, 2010

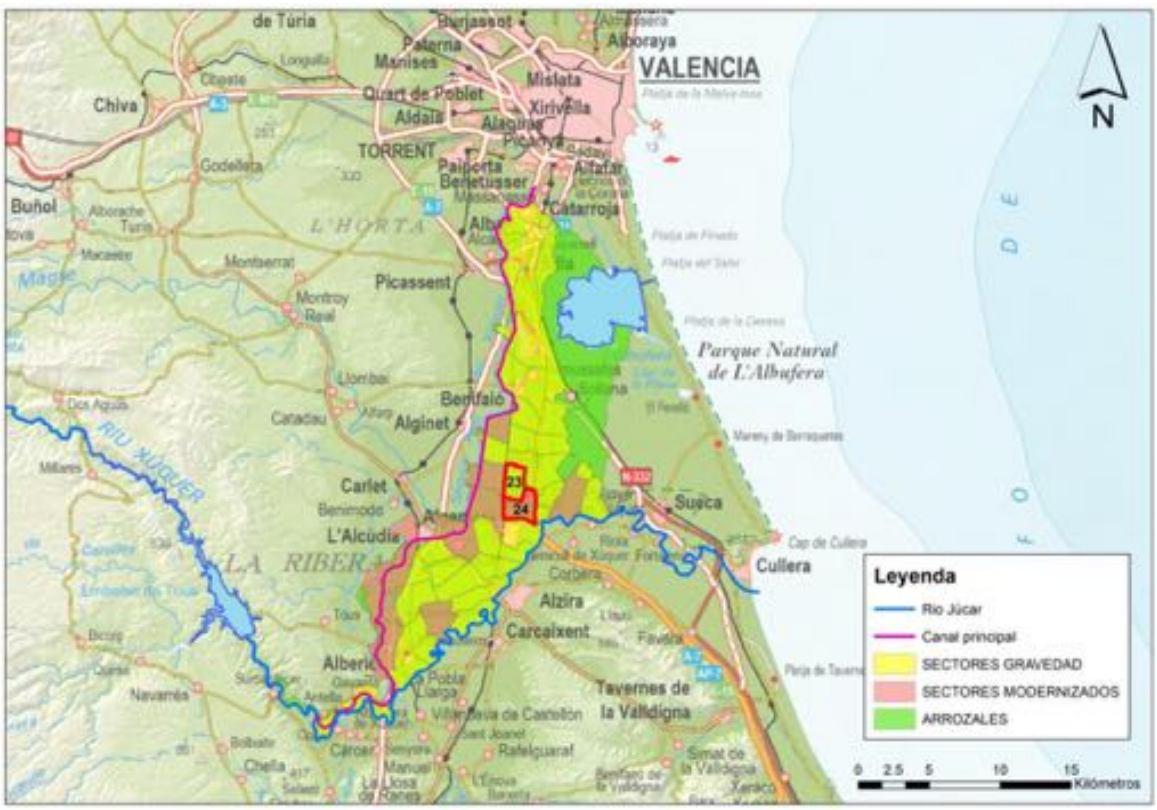
4.2. Selección de parcelas para el caso de estudio

4.2.1. Justificación

Para valorar los efectos de la modernización de regadíos a escala parcela en la ARJ, se va a llevar a cabo una valoración de los efectos de la transición a riego localizado en el balance hídrico diario en parcelas de cítricos adultos pertenecientes a dicha comunidad, ya que se trata del cultivo más representado en la ARJ. El período de análisis de este balance hídrico diario será el año 2016.

Para ello en primer lugar se seleccionaron dos sectores de la ARJ colindantes, con lo que se consigue homogeneizar las condiciones climáticas del análisis, de los cuales en uno de ellos el riego localizado se encuentra totalmente implantado y operativo, mientras que en el otro se continúa aplicando un riego tradicional por gravedad. En este caso, tras una reunión con técnicos de la ARJ, se deciden seleccionar como sector no modernizado el Sector 23 y como sector modernizado el Sector 24, ubicados ambos en el término municipal de Algemesí (Valencia). En la siguiente figura (Figura 35) se muestran un plano de la ARJ resaltando ambos sectores. De estos sectores se hizo una selección de un número limitado de parcelas a estudiar en detalle, concentrando esfuerzos y medios a utilizar. En estas parcelas se monitorizaron caudales y tiempos de riego durante varias jornadas de riego del año 2016 y se tomaron muestras de suelo, entre otros trabajos de campo.

Figura 35. *Sectores de la ARJ seleccionados para el caso de estudio*

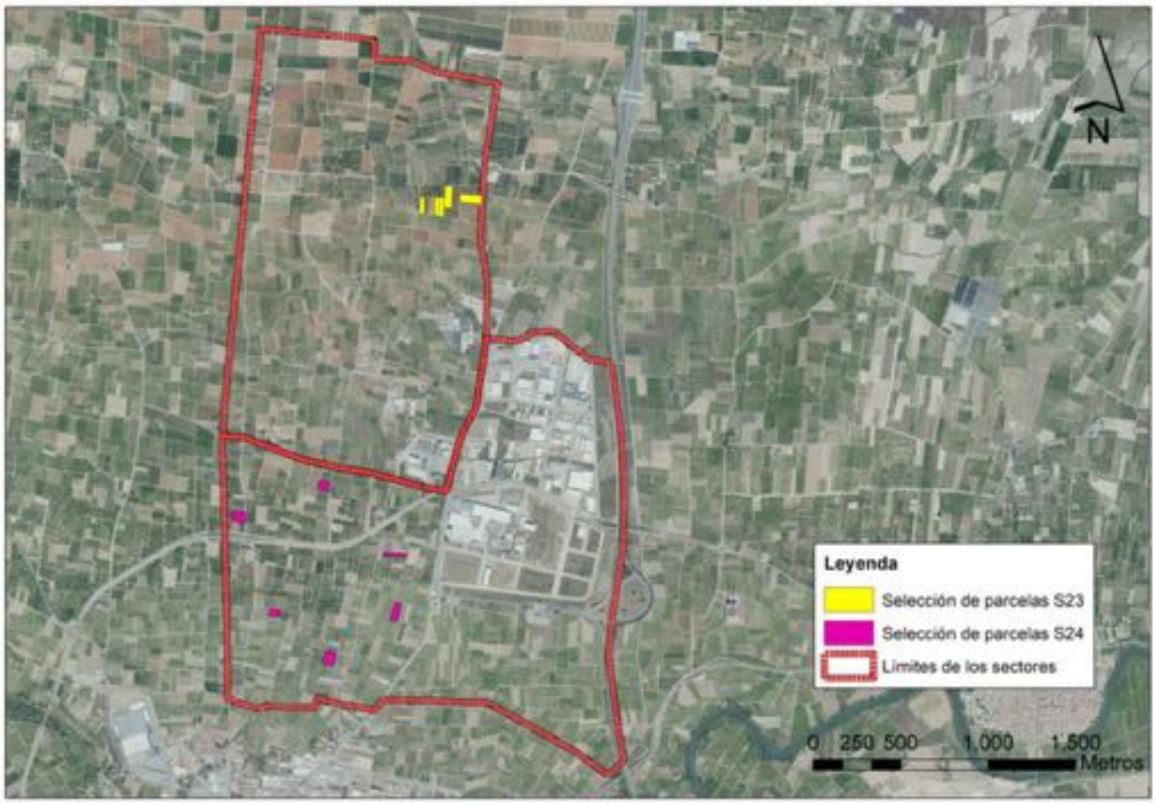


Fuente: Elaboración propia con datos de la Infraestructura de Datos Espaciales de España (www.idee.es)

En el sector no modernizado, en adelante S23, se hizo una selección de parcelas de forma que todas estuvieran abastecidas desde un mismo canal principal, donde se pudiera instalar un equipo registrador de caudales. Asimismo, para evitar la necesidad de tener que instalar puntos de medición adicionales, se seleccionaron parcelas en las que todo el volumen de agua que circula por la acequia acaba derivándose a la parcela durante el riego, de forma que el caudal registrado en el punto de medición equivale al caudal de riego de la parcela, descontando las pérdidas producidas en el transporte desde el punto de medición hasta la parcela. Con estos condicionantes, se seleccionaron 5 parcelas de cítricos adultos cuya ubicación puede consultarse en la Figura 36.

Después de esta selección, en el sector modernizado, en adelante S24, se llevó a cabo una selección de 6 parcelas de cítricos con características similares a las seleccionadas en S23 en cuanto a superficie de la parcela, marco de plantación, etc. En la siguiente figura (Figura 36) se representan las parcelas seleccionadas en ambos sectores.

Figura 36. *Parcelas seleccionadas como caso de estudio*



Fuente: Elaboración propia con datos del catastro.

4.2.2. Datos climáticos

Como parámetros climáticos que sirvan como inputs para la simulación del balance hídrico en las parcelas seleccionadas con el modelo agro-hidrológico implementado se requieren caracterizar los valores diarios de Precipitación $\boldsymbol{P}$ y evapotranspiración de referencia $\boldsymbol{ET_0}$, así como el coeficiente de máxima evaporación $\boldsymbol{K_e}$. Para este caso de estudio, se han utilizado los valores de $\boldsymbol{P}$ y $\boldsymbol{ET_0}$ registrados por la estación de Algemesí perteneciente al Sistema de Información Agroclimática para el Regadío (SIAR) del Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente (MAPAMA). En la Figura 37 se muestra la ficha característica de la estación, en la Figura 38 un mapa de su ubicación respecto las parcelas seleccionadas y en la Figura 39 el gráfico de $\boldsymbol{P}$ y $\boldsymbol{ET_0}$ acumuladas mensuales durante el año 2016. En cuanto a $\boldsymbol{K_e}$, en este caso se ha decidido adoptar un valor constante igual a 1.2.

Figura 37. *Ficha de la estación Algemesí del SIAR*

V14 Algemesí

Propiedad: MINISTERIO

Provincia: Valencia/València

Municipio: Algemesí

Paraje: Beuna

Cuenca: Júcar

Norte Sur Este Oeste

Coordenadas

UTM X: 721413

UTM Y: 4343930

Huso: 30

Altitud: 17

Estado: Activa

Fecha Instalación: 26/11/1999

Última Calibración: 23/07/2015

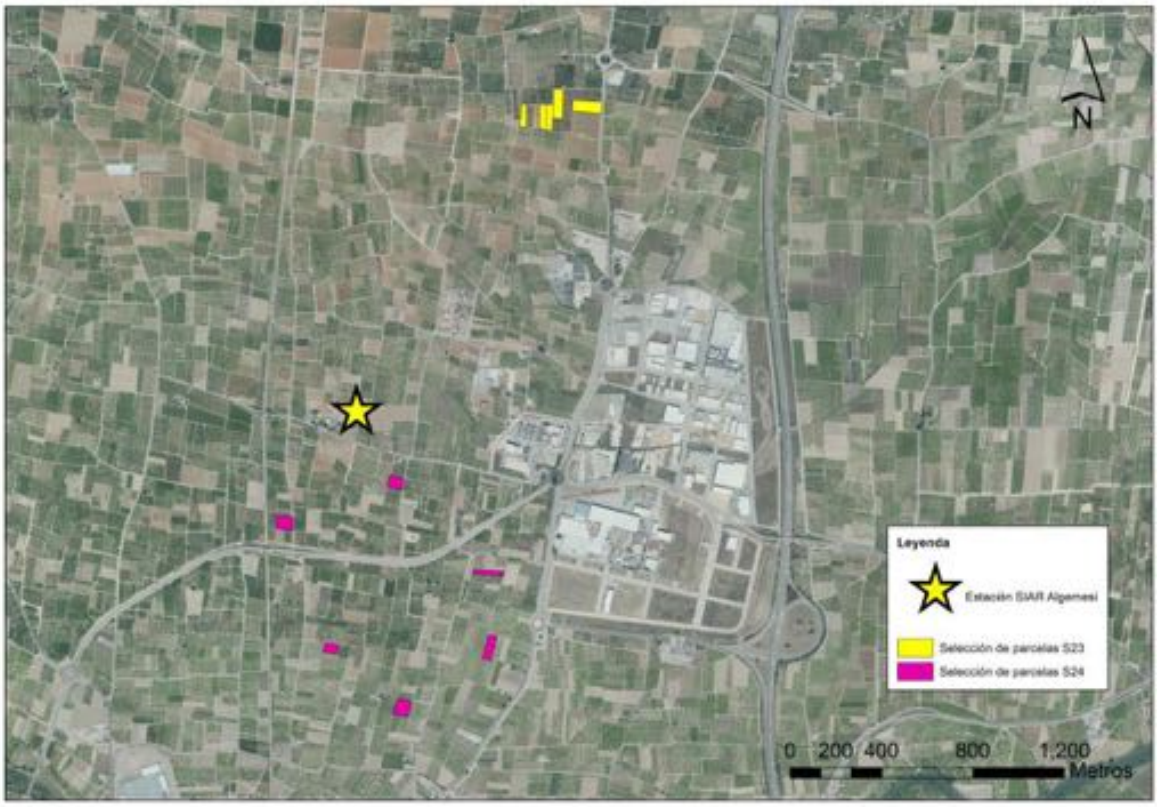
Fecha Último Dato: 22/05/2017

Instrumentos Instalados

Instrumento	Fabricante	Modelo	Características
Termohigrómetro	Rotronic	HC2-S3	Ver ficha instrumento
Anemoveleta	R.M. Young	05103	Ver ficha instrumento
Piranómetro	SKYE Instruments	SP1110	Ver ficha instrumento
Pluviómetro	Campbell Scientific	ARG100	Ver ficha instrumento
Sensor T° Suelo	No Instalado		
Datalogger	Campbell Scientific	CR10X	Ver ficha instrumento

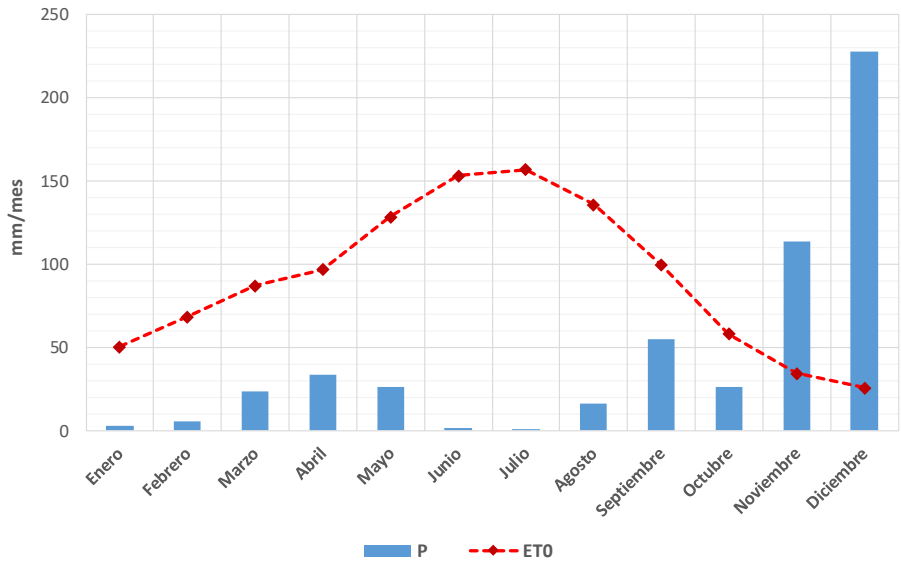
Fuente: www.siar.es

Figura 38. *Ubicación de la estación Algemesí del SIAR*



Fuente: Elaboración propia con datos del catastro y de www.siar.es.

Figura 39. *Gráfico mensual de P y ET_0 en Algemesí*



Fuente: Elaboración propia con datos de www.siar.es.

4.2.3. Caracterización del cultivo

Respecto a la profundidad radicular $\boldsymbol{Z_r}$, se ha decidido adoptar un valor de 70 cm para cítricos adultos con riego localizado tomando como referencia investigaciones del Instituto Valenciano de Investigaciones Agrarias (IVIA) (Intrigliolo & Bonet, 2014), mientras que para riego por gravedad se asume una profundidad de 100 cm tomando como referencia FAO 56 (Allen et al., 2006).

Se decide adoptar una discretización del suelo en 8 capas, y un valor de la profundidad rápidamente evaporable $\boldsymbol{Z_{e,surf}}$ de 4 cm tomando como referencia el manual de AQUACROP (Raes et al., 2012), y un valor de la profundidad máxima evaporable $\boldsymbol{Z_{e,surf}}$ de 10 cm para riego localizado y 15 cm para riego por gravedad tomando como referencia FAO 56.

Tomando de nuevo como referencia investigaciones del IVIA (Intrigliolo & Bonet, 2014), se adoptan las proporciones de densidad radicular en cada capa $\boldsymbol{B(i)}$ que se resumen en la siguiente tabla (Tabla 20). El parámetro $\boldsymbol{\alpha}$ que representa, en el caso del riego localizado, la proporción radicular concentrada en el bulbo húmedo, se obtendrá de acuerdo con los resultados de calibración del modelo en la parcela de control.

Tabla 20. *Distribución de la densidad radicular utilizada en el modelo*

Índice de capa	Profundidad de la capa (cm)		$B(i)$
	S23	S24	
1	4	4	0.00
2	15	10	0.11
3	29.17	20	0.33
4	43.34	30	0.33
5	57.51	40	0.095
6	71.68	50	0.095
7	85.85	60	0.02
8	100	70	0.02

Para la caracterización de la curva de estrés hídrico, se asume un valor de **4** para el factor de forma $\boldsymbol{f_s}$, valor utilizado por defecto en AQUACROP (Raes et al., 2012). En cuanto al parámetro $\boldsymbol{\rho_5}$, se adopta un valor de **0.5**, tomando como referencia los valores propuestos para cítricos en FAO 56 (Allen et al., 2006).

Al igual que para la curva de estrés hídrico del cultivo, se decide adoptar un factor de forma de la curva de reducción de la evaporación $\boldsymbol{f_K}$ de 4, valor utilizado por defecto en AQUACROP (Raes et al., 2012).

Uno de los parámetros clave para la simulación agro-hidrológica es la determinación de la cobertura vegetal $\boldsymbol{CC}$ de las parcelas. Para obtener este parámetro se recurre a técnicas de análisis de textura y clasificación supervisada (Soille, 2003) en base a la ortofoto de máxima actualidad (PNOA) del Instituto Geográfico Nacional (IGN), del año 2015. En el modelo se asume que este valor es constante durante toda la simulación. En la siguiente tabla (Tabla 21) se muestran los valores adoptados para cada una de las parcelas.

Tabla 21. *Resultados del análisis de coberturas vegetales.*

Sector	ID Parcela	CC (%)
23	2	52.99
23	5	60.47
23	6	61.25
23	22	46.44
23	42	57.68
23	**PROMEDIO**	**55.77**
24	1603	58.30
24	3001	57.00
24	4302	47.87
24	4905	67.23
24	5207	60.19
24	7601	52.65
24	**PROMEDIO**	**57.21**

El IVIA dispone de una calculadora online de necesidades de riego (riegos.ivia.es), basada en investigaciones de campo realizadas por esta entidad durante la última década. En el caso de naranjos, el procedimiento utilizado por IVIA utiliza una función empírica (Eq. 4.1) para el cálculo del coeficiente de cultivo único $\boldsymbol{K_c}$ en función de la cobertura vegetal $\boldsymbol{CC}$, utilizado para el cálculo de las necesidades evapotranspirativas de los cultivos sin distinguir entre evaporación y transpiración.

$$\begin{cases} K_c = -1.2893 \cdot CC^2 + 1.7826 \cdot CC + 0.0308 & si\ CC \leq 0.7 \\ K_c = 0.647 & si\ CC > 0.7 \end{cases} \qquad \text{(Eq. 4.1)}$$

Este coeficiente de cultivo se adapta mensualmente mediante la aplicación de un coeficiente corrector característico de cada mes, cuyos valores se resumen en la siguiente tabla (Tabla 22).

Tabla 22. *Coeficientes mensuales correctores del coeficiente de cultivo en naranjos*

Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
0.97	0.96	0.97	0.91	0.81	0.91	1	1.16	1.09	1.24	1.07	0.93

Fuente: riegos.ivia.es

Sin embargo, este procedimiento se basa en investigaciones realizadas en parcelas con riego localizado, por lo que pueden inducir a errores en riego por gravedad al cambiar las condiciones de evaporación. Asimismo, en el modelo implementado se simulan por separado la evaporación y la transpiración, utilizando en este caso un coeficiente de cultivo basal $\boldsymbol{K_{cb}}$ que permite calcular la transpiración potencial del cultivo.

Por tanto, tomando como base la función del IVIA (Eq. 4.1) se ha definido una ecuación similar, en este caso para calcular el valor de $\boldsymbol{K_{cb}}$ en función de la cobertura vegetal $\boldsymbol{CC}$ (Eq. 4.3). Para obtener esta función se ha definido una parcela de naranjos con un suelo estándar (suelo franco) y condiciones climáticas del año 2016, realizando simulaciones para diferentes valores de cobertura vegetal $\boldsymbol{CC}$ y aplicando en cada caso un riego de precisión que permite garantizar completamente las necesidades hídricas del cultivo, suponiendo un área regada expuesta a evaporación $\boldsymbol{f_{ew}}$ igual a la mitad de $\boldsymbol{CC}$. A partir de estas simulaciones y mediante un proceso iterativo hasta que converge el resultado, se obtiene finalmente un coeficiente de cultivo basal $\boldsymbol{K_{cb}}$ para cada valor de $\boldsymbol{CC}$ aplicando la fórmula 4.2.

$$K_{cb} = \frac{\sum_1^{366} K_c(t) \cdot ET_0(t) - \sum_1^{366} E(t)}{\sum_1^{366} ET_0(t)} \qquad \text{(Eq. 4.2)}$$

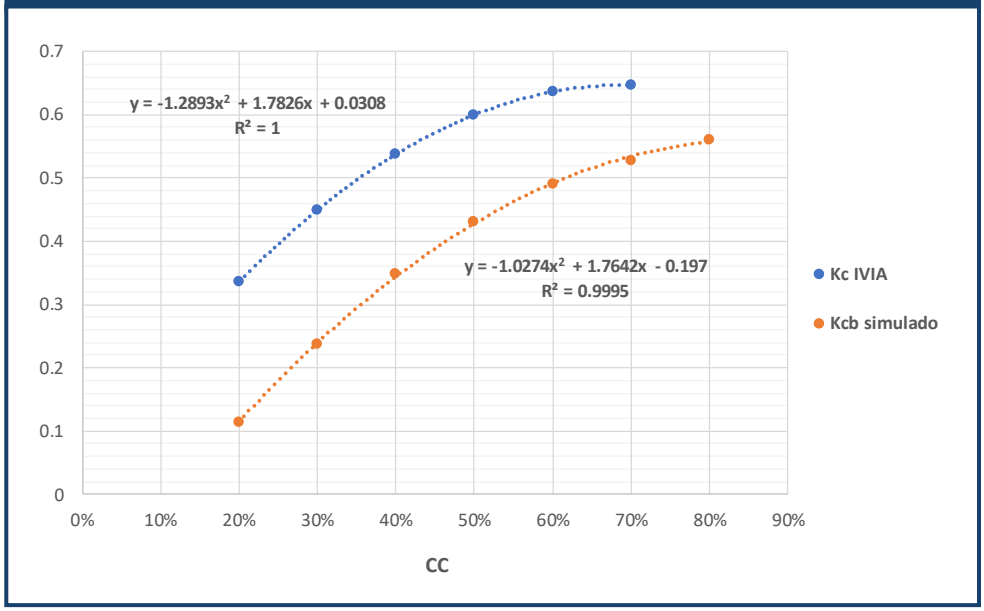
siendo:

- $\boldsymbol{K_{cb}}$: Coeficiente de cultivo basal resultante (para un coeficiente mensual de 1).
- $\boldsymbol{K_c(t)}$: Coeficiente único de cultivo obtenido por el procedimiento del IVIA.
- $\boldsymbol{ET_0(t)}$**:** Evapotranspiración de referencia en el día $\boldsymbol{t}$**.**
- $\boldsymbol{E(t)}$**:** Evaporación simulada en el día $\boldsymbol{t}$**.**

Con este procedimiento se ha ajustado una función parabólica que relaciona $\boldsymbol{K_{cb}}$ con $\boldsymbol{CC}$ representada en la Eq. 4.3. Asimismo, en la Figura 40 se representa gráficamente el resultado obtenido.

$$K_{cb} = -1.0274 \cdot CC^2 + 1.7642 \cdot CC - 0.197 \qquad si\ \ 0.2 \leq CC \leq 0.8 \qquad \text{(Eq. 4.3)}$$

Figura 40. *Valores de Kcb obtenidos en función de CC*



4.2.4. Caracterización del suelo

Para caracterizar los parámetros hidráulicos del suelo $\boldsymbol{K_{SAT}}$, $\boldsymbol{\theta_{WP}}$, $\boldsymbol{\theta_{FC}}$y $\boldsymbol{\theta_{SAT}}$ se llevó a cabo una campaña de muestreo de texturas de suelo en las parcelas seleccionadas. Para ello se extrajeron dos muestras de suelo en un punto representativo de cada parcela, a 20 cm y 40 cm, utilizando una barrena manual para suelos pedregosos (ver fotografía en Figura 41), y se enviaron las muestras a laboratorio. A partir del análisis de texturas, mediante el que se obtienen los porcentajes de arena (Sa), arcillas (C) y limos (Si) de las muestras de suelo, se utiliza el procedimiento del U.S. Department of Agriculture (Saxton & Rawls, 2006) para obtener los parámetros hidráulicos del suelo.

En la Tabla 23 se muestran los resultados obtenidos para cada una de las parcelas. Los resultados obtenidos para la muestra a 20 cm se utilizan como parámetros representativos de las capas 1-3 del modelo en las parcelas con riego por gravedad, y las capas 1-4 del modelo en riego localizado, mientras que las muestras a 40 cm se utilizan como parámetros representativos de las capas 4-8 en riego por gravedad y 5-8 en riego localizado.

Respecto a la distribución de humedades iniciales en el suelo $\boldsymbol{\theta_{0,w}}$ y $\boldsymbol{\theta_{0,nw}}$, a partir de los resultados de la simulación en una parcela estándar en el período diciembre de 2015 se estima que la humedad media a 31 de diciembre de 2015, suponiendo que no se aplicaba ningún riego durante ese mes, se situaba en torno al 80% de la capacidad de campo. De acuerdo con estos resultados, se decide adoptar una humedad inicial en todas las capas, tanto en la zona regada como en la no regada, igual al 80% de la capacidad de campo, excepto en la capa superficial (capa 1) donde se supone que el suelo está totalmente seco ($\boldsymbol{\theta_{air\ dry}}$).

Figura 41. *Fotografía tomada durante la recogida de muestras de suelo.*

Tabla 23. *Resultados del muestreo de suelos*

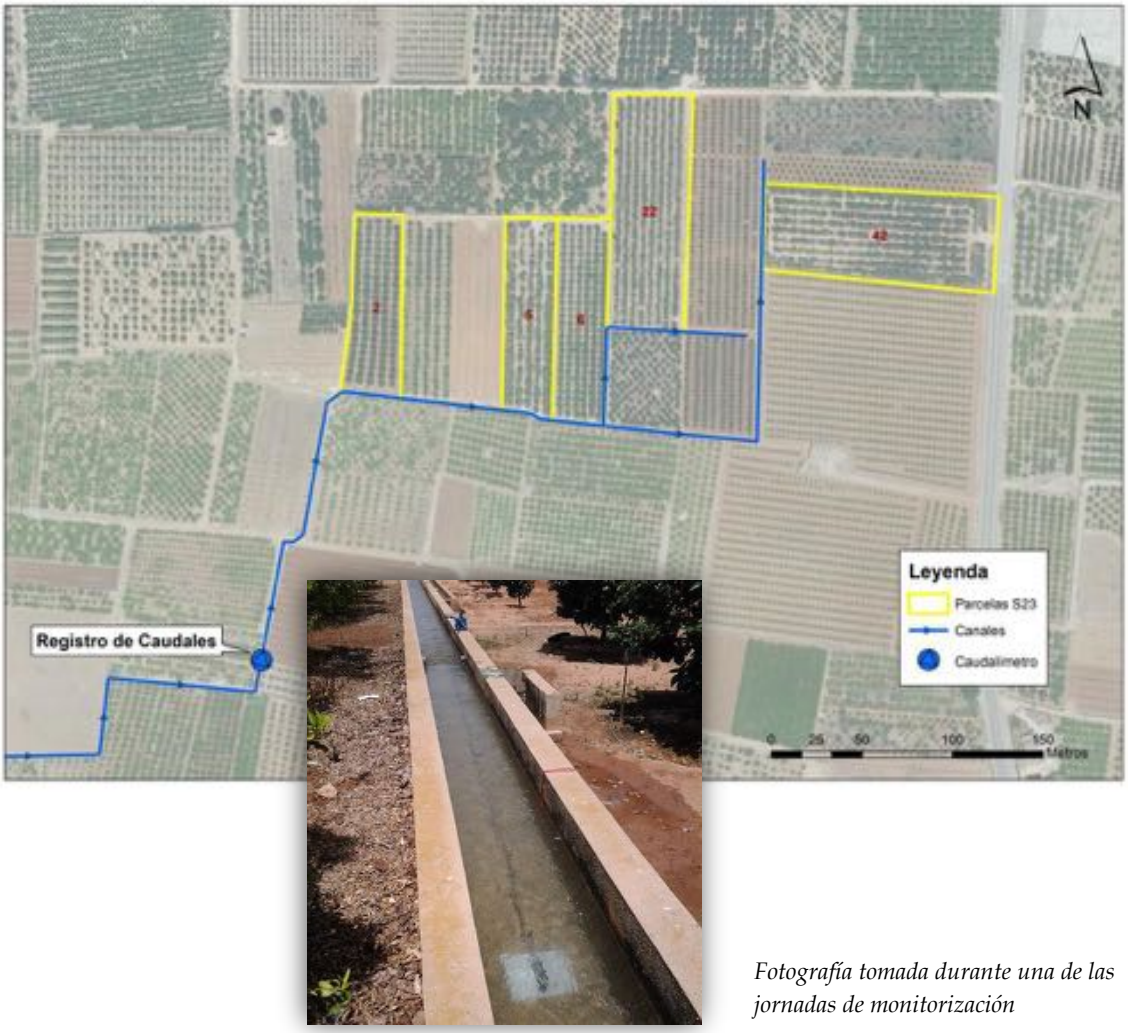
SECT	ID	PROF (cm)	% C	% Sa	% Si	Texture Class	θ_{FC}	θ_{WP}	θ_{SAT}	K_{SAT} (mm/h)
23	3	20	22.4	60.1	17.4	SaCL	25.1	14.9	43.7	15.63
23	3	40	25.0	50.1	25.0	SaCL	28.4	16.5	44.6	10.74
23	5-6	20	19.7	65.5	14.8	SaL	22.9	13.8	43.3	20.30
23	5-6	40	22.4	70.0	7.5	SaCL	23.3	14.9	42.6	16.91
23	22	20	30.0	47.5	22.5	SaCL	30.2	18.2	44.8	7.80
23	22	40	34.9	42.7	22.4	CL	34.3	22.0	45.5	3.57
23	42	20	15.0	75.1	10.0	SaL	18.4	10.9	43.5	36.93
23	42	40	29.8	55.3	14.9	SaCL	30.2	19.3	43.7	6.10
24	1603	20	29.9	40.3	29.9	CL	32.3	19.2	46.0	6.40
24	1603	40	24.8	50.3	24.8	SaCL	28.4	16.5	44.6	10.74
24	3001	20	22.4	70.1	7.5	SaCL	23.3	14.9	42.6	16.91
24	3001	40	24.8	60.3	14.9	SaCL	26.7	16.6	43.4	11.27
24	4302	20	29.8	25.4	44.8	CL	34.6	19.0	48.2	6.71
24	4302	40	24.8	40.4	34.8	L	30.1	16.4	45.9	10.21
24	4905	20	24.9	40.2	34.9	L	30.1	16.4	45.9	10.21
24	4905	40	24.7	50.6	24.7	SaCL	28.8	16.5	44.5	10.79
24	5207	20	30.0	25.0	45.0	CL	34.6	19.0	48.2	6.71
24	5207	40	29.8	25.5	44.7	CL	34.4	19.1	48.1	6.69
24	7601	20	29.8	40.4	29.8	CL	32.3	19.2	46.0	6.4
24	7601	40	29.0	35.4	34.8	CL	32.7	18.7	46.7	7.11
SUELO PROMEDIO			**26.2**	**48.5**	**25.3**	**SaCL**	**29.0**	**17.1**	**44.7**	**9.65**

En la gran parte de las parcelas seleccionadas existen caballones o muros de borde que impiden la producción de escorrentía superficial, por lo que se ha decidido introducir un parámetro $\boldsymbol{h_{cab}}$ igual a 15 cm. En cualquier caso, solo las intensas lluvias producidas a finales de noviembre y en diciembre de 2016 serían capaces de producir escorrentía superficial, por lo que este parámetro solo afectaría a la distinción entre pérdidas por percolación profunda o escorrentía superficial durante los episodios de lluvia intensa, lo cual no tiene relevancia para los objetivos del presente caso de estudio. Por el mismo motivo, se decide adoptar un valor del *curve number* a humedad media $\boldsymbol{CN_{AMC\ II}}$ constante para todas las parcelas igual a 65.

4.2.5. Caracterización del riego

Para la obtención de los volúmenes de riego en las parcelas regadas por gravedad se instaló un caudalímetro ultrasonidos de canal en el canal principal (Rollet de Flor) del que se abastecen las parcelas seleccionadas (ver Figura 42). Este caudalímetro se conectó a un *datalogger* para registrar los caudales circulantes por el canal con frecuencias de 1 minuto.

Figura 42. *Monitorización de caudales de riego en el S23*



Fotografía tomada durante una de las jornadas de monitorización

Este sistema se utilizó para registrar los caudales durante los riegos de los días 4 de julio, 21 de julio y 21 de septiembre de la campaña 2016. Conjuntamente se registraron los tiempos de riego de cada una de las parcelas, con lo que se puedo estimar los volúmenes de riego aplicados en cada una de las parcelas analizadas. En la Tabla 24 se resumen los resultados obtenidos. A partir de estos resultados medidos, se estableció una dotación promedio de riego en cada una de las parcelas, que de forma aproximada se supondrá constante para todos los riegos aplicados durante la campaña. Las fechas del resto de riegos, que en esta zona ascendieron a un total de 7 durante el año 2016, fueron facilitados por los gestores del riego en este sector. El sistema de riego es por inundación, por lo que el riego se reparte en toda la superficie de la parcela y por tanto la fracción regada $\boldsymbol{f_w}$ y la fracción regada evaporativa $\boldsymbol{f_{ew}}$ toman valores de 1.

Tabla 24. *Resultados de la monitorización de volúmenes de riego en S23*

ID Parcela	Día	Q medio (l/s)	Tiempo (min)	Dotación (l/m²)
2	04/07/2016	196.58	24	98.38
2	27/07/2016	174.79	22	80.19
2	21/09/2016	169.13	25	88.17
2	**Promedio**	**180.17**	**23.67**	**88.92**
5	04/07/2016	189.51	29	107.2
5	27/07/2016	187.76	30	109.87
5	21/09/2016	172.89	34	114.66
5	**Promedio**	**183.38**	**31**	**110.89**
6	04/07/2016	186.39	21	71.89
6	27/07/2016	189.03	31	107.63
6	21/09/2016	171.32	27	84.96
6	**Promedio**	**182.25**	**26.33**	**88.14**
22	04/07/2016	191.50	60	123.10
22	27/07/2016	190.97	59	120.72
22	21/09/2016	167.71	58	104.22
22	**Promedio**	**183.39**	**59**	**115.93**
42	04/07/2016	187.01	38	65.87
42	27/07/2016	183.26	27	42.47
42	21/09/2016	167.77	25	41.99
42	**Promedio**	**179.35**	**30**	**49.87**

En las parcelas del S24 la obtención de volúmenes de riego fue más sencilla, ya que los hidrantes modernizados tienen instalados contadores con telelectura, por lo que únicamente hubo que recopilar la información de la campaña 2016 registrada por estos contadores.

En cuanto a las fracciones humedecidas en el S24, la fracción media regada $\boldsymbol{f_w}$ se obtendrá a partir de los resultados de la validación en la parcela de control.

Para obtener la fracción media de superficie regada en la capa evaporativa $\boldsymbol{f_{ew}}$, parámetro clave para la estimación de las pérdidas por evaporación en riego localizado, se realizaron tres mediciones en campo del diámetro del bulbo húmedo en superficie para tres goteros representativos en cada una de las parcelas. Tomando como diámetro característico el promedio de las nueve mediciones, teniendo en cuenta que se disponen 8 goteros por árbol y estimando el número total de árboles de la parcela, se obtiene una aproximación del área humedecida en superficie, la cual se incrementa en un 10% para tener en cuenta la expansión del bulbo húmedo en profundidad. Según este procedimiento el parámetro $\boldsymbol{f_{ew}}$ se puede estimar siguiendo la Eq. 4.4. En la Tabla 25 se resumen los valores obtenidos para las parcelas seleccionadas del S24.

$$f_{ew} = 1.1 \cdot \frac{\pi \cdot \phi_w^2/4 \cdot N_{drip} \cdot N_{crop}}{S} \qquad \text{(Eq. 4.4)}$$

siendo:

- $\boldsymbol{f_{ew}}$: Fracción de superficie regada en la capa evaporativa.
- $\boldsymbol{\phi_w}$: Diámetro medio humedecido por un gotero (m)
- $\boldsymbol{N_{drip}}$: Número de goteros por árbol, en este caso 8.
- $\boldsymbol{N_{crop}}$: Número de árboles de la parcela.
- $\boldsymbol{S}$: Superficie de la parcela (m²).

Tabla 25. *Fracciones humedecidas por el riego en la capa evaporativa*

ID Parcela	ϕ_w (m)	N_{arb}	S (m²)	f_{ew}
1603	0.483	160	3,350	0.0771
3001	0.501	368	4,333	0.1474
4302	0.450	112	2,679	0.0585
4905	0.121	192	2,791	0.0731
5207	0.148	168	4,196	0.0522
7601	0.137	260	4,420	0.0710

4.2.6. Datos de producción agrícola

Finalmente se realizará una comparativa de las producciones de la campaña 2015 en una selección de un mayor número de parcelas, 162 del S23 y 464 del S24, distinguiendo entre 15 variedades diferentes de cítricos. Estos datos han sido facilitados por la cooperativa agrícola de Algemesí (COPAL).

4.3. Parcela de control para validación del modelo

La parcela de control utilizada para la validación del modelo agro-hidrológico en riego localizado forma parte de un grupo de parcelas en las cuales se han llevado a cabo durante los últimos años trabajos de monitorización con fines investigadores. Estas parcelas se encuentran ubicadas en la zona norte del municipio valenciano de Picassent, a una distancia de aproximadamente 18 kilómetros de la zona de estudio (ver Figura 43).

Concretamente, en la parcela seleccionada se instalaron dos sondas capacitivas para medición de humedad del suelo, una en el bulbo húmedo y otra en zona seca. Gracias a estas sondas, se disponen de datos de humedad en el suelo a las profundidades de 10 cm, 30 cm, 50 cm y 70 cm, con una frecuencia de 5 minutos, para los años 2015 y 2016. Estos datos, cedidos por el equipo investigador responsable del proyecto, serán utilizados para la validación del modelo agro-hidrológico en riego localizado siguiendo el procedimiento descrito en el apartado 3.2.6.

Figura 43. *Ubicación de la parcela de control*

Fuente: Elaboración propia con datos del catastro y de www.siar.es.

Para validar el modelo se decide finalmente realizar la calibración de 11 parámetros, el resto han sido obtenidos y medidos para este caso concreto, o se han asumido los mismos valores a que los utilizados para el caso de estudio, pudiendo consultarse en apartados anteriores (ver Tabla 26).

Tabla 26. *Parámetros conocidos utilizados en la validación del modelo agro-hidrológico*

Parámetro	Valor	Fuente
B	-	*Igual que en el caso de estudio*
CC (%)	*49.36*	*Medido de ortofoto PNOA*
$CN_{AMC\ II}$	*65*	*Igual que en el caso de estudio*
ET_0	-	*Estación **Picassent** de la red SIAR*
I	-	*Facilitado por los gestores*
K_{cb}	-	*Igual que en el caso de estudio*
K_e	*1.2*	*Igual que en el caso de estudio*
P	-	*Estación **Picassent** de la red SIAR*
Z_r (m)	*0.7*	*Igual que en el caso de estudio*
$Z_{e,surf}$ (m)	*0.04*	*Igual que en el caso de estudio*
$Z_{e,top}$ (m)	*0.1*	*Igual que en el caso de estudio*
f_K	*4*	*Igual que en el caso de estudio*
f_s	*4*	*Igual que en el caso de estudio*
h_{cab} (mm)	*150*	*Igual que en el caso de estudio*
p_5	*0.5*	*Igual que en el caso de estudio*
$\theta_{0,w}$ (m^3/m^3)	$\theta_{FC,w}$	-
$\theta_{0,nw}$ (m^3/m^3)	$\theta_{FC,nw}$	-

5. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1. Validación del modelo agro-hidrológico en riego localizado

En este apartado se muestran los resultados obtenidos en el proceso de calibración-validación del modelo en la parcela de control. Para validar el modelo se decide finalmente realizar la calibración de 11 parámetros: conductividad hidráulica K_{SAT}, humedad de saturación θ_{SAT}, capacidad de campo θ_{FC} y punto de marchitez θ_{WP} para superficie regada (subíndice **w**) y no regada (subíndice **nw**) y supuesto igual para todas las capas, proporción de volumen radicular en el bulbo húmedo α, fracción humedecida f_w y fracción humedecida evaporativa f_{ew}. En la Tabla 27 se muestran los valores máximo y mínimo del intervalo de búsqueda de los parámetros a calibrar, así como los valores optimizados obtenidos tras aplicar el algoritmo de calibración.

Se puede comprobar como el valor de α optimizado es aproximadamente igual a 1, lo que implica que en riego localizado prácticamente la totalidad del agua extraída por las raíces de la planta para la traspiración se extrae del bulbo húmedo, es decir, de la zona regada

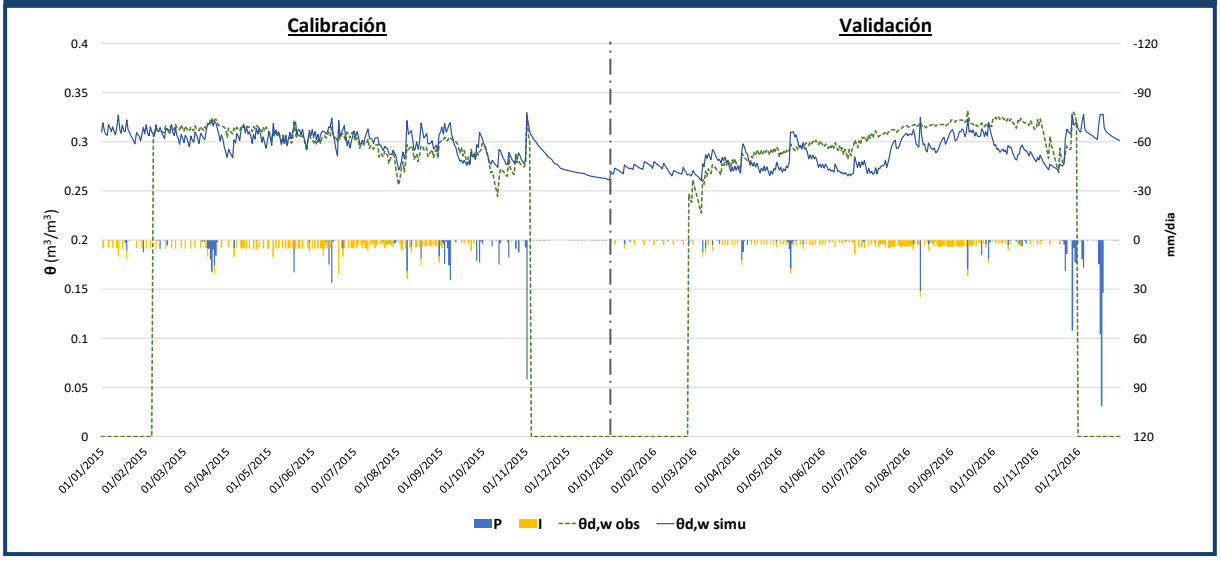
Tabla 27. *Intervalo de búsqueda y valor optimizado de los parámetros a calibrar.*

Parámetro	Valor mínimo	Valor máximo	Valor optimizado
$K_{SAT,w}$ (mm/d)	*20*	*1100*	***618.6047***
$K_{SAT,nw}$ (mm/d)	*20*	*1100*	***53.4884***
α	*0.5*	*1*	***0.9942***
f_{ew}	*0.05*	*1*	***0.1715***
f_w	*0.05*	*1*	***0.5250***
$\theta_{WP,w}$ (m^3/m^3)	*0.05*	*0.3*	***0.2545***
$\theta_{WP,nw}$ (m^3/m^3)	*0.05*	*0.3*	***0.2690***
$\theta_{FC,w}$ (m^3/m^3)	*0.2*	*0.4*	***0.3109***
$\theta_{FC,nw}$ (m^3/m^3)	*0.2*	*0.4*	***0.3566***
$\theta_{SAT,w}$ (m^3/m^3)	*0.3*	*0.5*	***0.4140***
$\theta_{SAT,nw}$ (m^3/m^3)	*0.3*	*0.5*	***0.4915***

En la siguiente gráfica (Figura 44) se muestra una comparación en la parcela de control entre la humedad diaria final observada en la sonda colocada en el bulbo húmedo y simulada con el modelo en la zona regada, complementados con los valores de precipitación y riego. Como se puede comprobar en el período de calibración (año 2015) la simulación se ajusta bastante bien a los valores observados, recogiendo adecuadamente las tendencias y los picos por efecto del riego y precipitación. En la fase validación (año 2016) se pierde algo de ajuste, principalmente en los picos durante las precipitaciones. Esta pérdida de calidad de la simulación podría deberse en parte a la sustitución de la sonda que tuvo lugar entre en

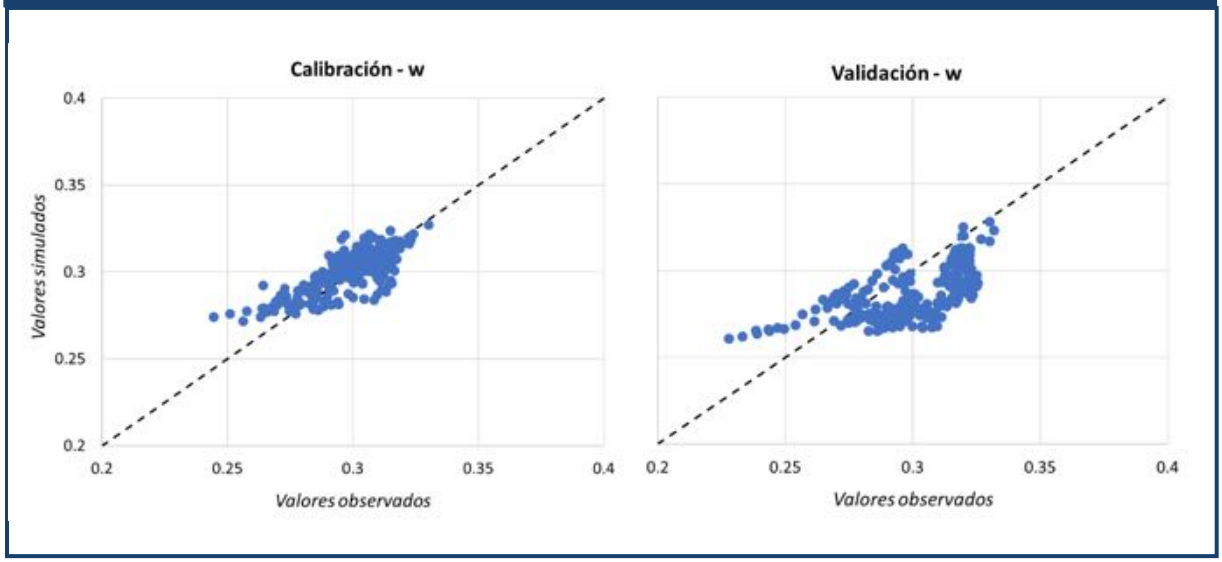
noviembre de 2015 y marzo de 2016, lo que pudo afectar a los valores de los parámetros calibrados.

Figura 44. *Comparación de humedades en el suelo medias observadas y simuladas en el bulbo húmedo*



En la Figura 45 se muestran sendos gráficos de dispersión entre valores observados y simulados para la fase de calibración (año 2015) y validación (año 2016). A partir de este gráfico se comprueba como el ajuste en la fase de calibración es bastante bueno, observándose que las mayores desviaciones se producen en el entorno a la humedad de capacidad de campo (0.31) y a humedades bajas, que es cuando comienza la fase de estrés hídrico del cultivo. En la fase de validación la desviación es mayor, observándose de nuevo que tanto en el entorno de la capacidad de campo como para humedades bajas el error tiende a incrementarse.

Figura 45. *Gráfico de dispersión entre valores observados y simulados de humedad final en el bulbo húmedo*



En la Tabla 28 se muestran los distintos indicadores de error, observando que el error es bastante bajo en ambas fases, con errores relativos por debajo del 6,8% en la fase de validación.

Tabla 28. *Indicadores estadísticos de error de ajuste del modelo en el bulbo húmedo*

FASE	RMSE	MBE	rRMSE
Calibración (2015)	0.00973	-0.00153	3.25%
Validación (2016)	0.02033	0.01322	6.77%

Análogamente, en las Figuras 46, 47 y Tabla 29 se muestran los resultados para la zona seca, incluyendo la comparación de las humedades diarias finales, los gráficos de dispersión y los indicadores de error respectivamente. En esta ocasión se observa generalmente un buen ajuste en los picos generados durante los días de lluvia intensa, pero se pierde algo de ajuste en el resto. A partir de julio de 2016 se observa un incremento de la humedad en el suelo sin producirse lluvias, lo que puede indicar que existe una cierta transferencia lateral de agua entre la zona regada y no regada no contemplada en el modelo. El error es de nuevo bastante bajo, con valores relativos del 5.7% en la fase de validación.

Figura 46. *Comparación de humedades en el suelo medias observadas y simuladas en la zona seca*

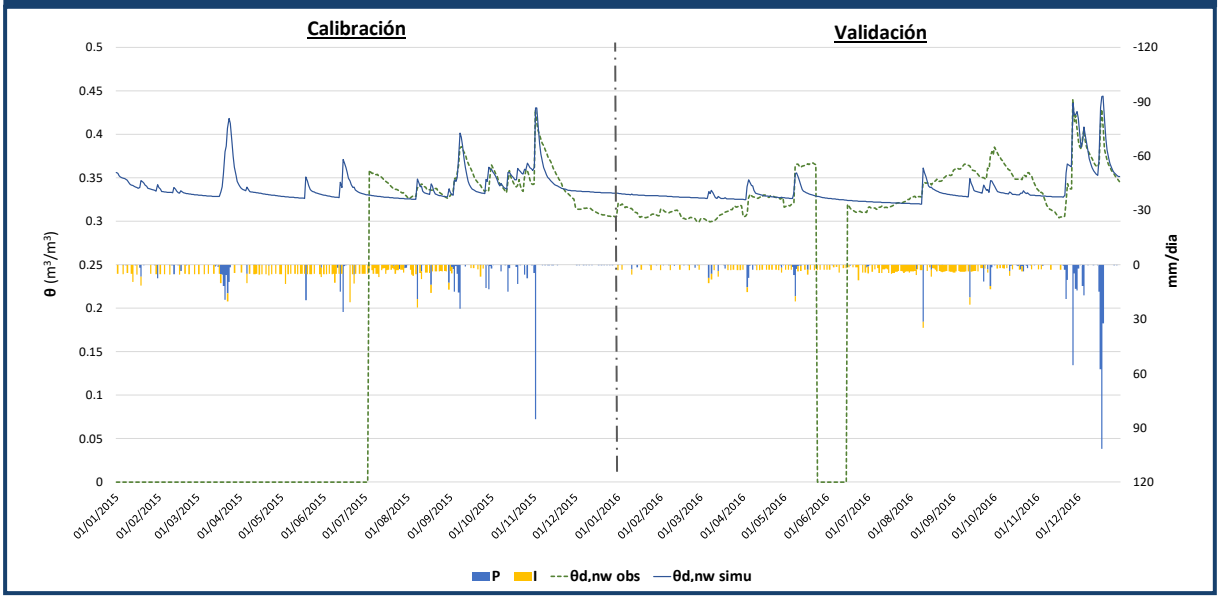
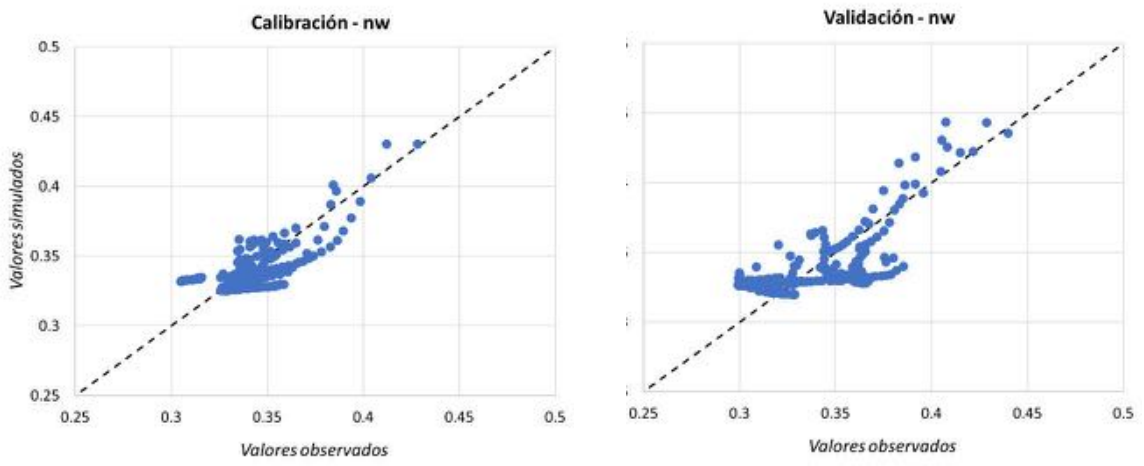


Tabla 29. *Indicadores estadísticos de error de ajuste del modelo en la zona seca*

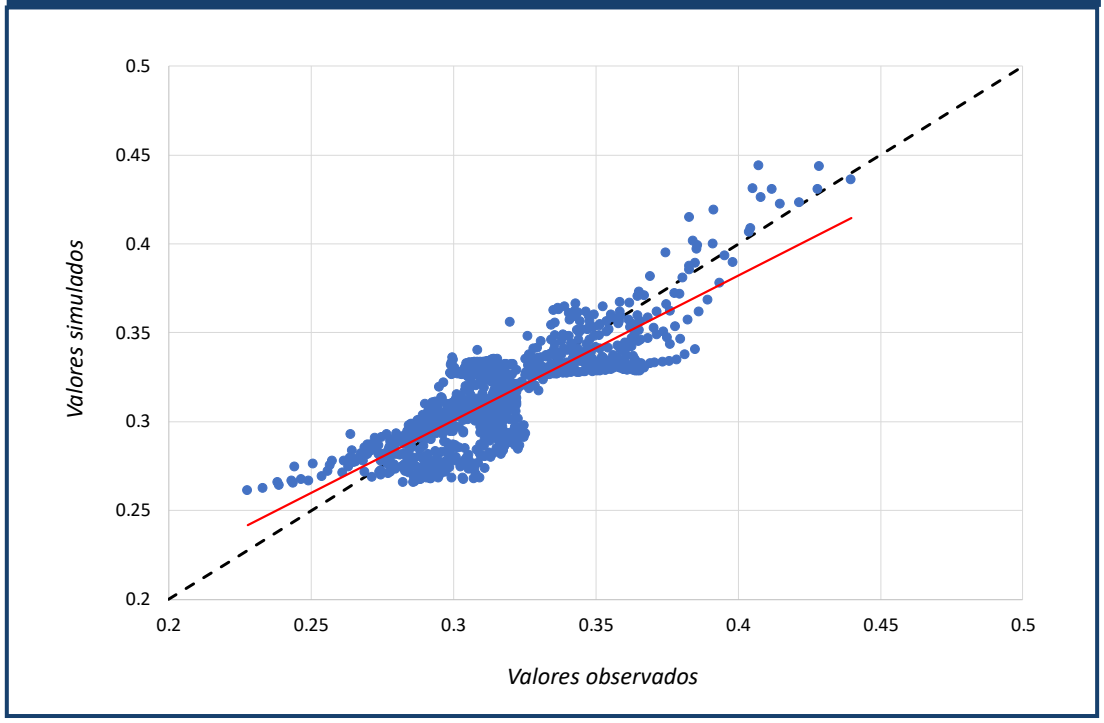
FASE	RMSE	MBE	rRMSE
Calibración (2015)	0.01505	0.00036	4.41%
Validación (2016)	0.01907	0.00174	5.71%

Figura 47. *Gráfico de dispersión entre valores observados y simulados de humedad final en la zona seca*



Finalmente se presenta un gráfico de dispersión comparando los valores diarios observados y simulados de toda la serie, tanto de la zona seca como de la zona húmeda (Figura 48). A pesar de existir una cierta dispersión, se observa que el ajuste entre valores simulados y observados es bastante bueno dado la complejidad del proceso simulado, por lo que se puede concluir que el modelo implementado refleja adecuadamente el comportamiento hidrológico de la parcela simulada, y puede ser de utilidad para simulaciones en parcelas con condiciones similares.

Figura 48. *Gráfico de dispersión entre valores observados y simulados de humedad final*



5.2. Simulación agro-hidrológica del caso de estudio

5.2.1. Parcelas no modernizadas – S23

Balance hídrico con datos de campo

Aplicando los inputs descritos en el apartado 4.2 en el modelo agro-hidrológico descrito en el apartado 3.2, se ha conseguido simular el balance hídrico diario de las parcelas con riego por gravedad (S23) para el año 2016. A partir de estos resultados, se obtiene un balance hídrico promedio de las parcelas del S23 mensual (Figura 49) y anual (Figura 50), incluyendo una tabla con estos valores (Tabla 30). En este balance se distinguen todos los componentes del balance hídrico: precipitación $\boldsymbol{P}$, riego aplicado $\boldsymbol{I}$, evaporación del suelo $\boldsymbol{E}$, transpiración del cultivo $\boldsymbol{T}$, percolación profunda $\boldsymbol{DP}$, escorrentía superficial $\boldsymbol{RO}$, cambio en la humedad almacenada en el suelo $\boldsymbol{\Delta S}$ y cambio en la humedad almacenada en superficie $\boldsymbol{\Delta H}$. En el eje positivo se representan los componentes que forman parte del volumen de entrada, incluyendo las reducciones en los volúmenes de almacenamiento, mientras que en el eje negativo los componentes que forman parte de los volúmenes de salida o incrementos en el almacenamiento. Asimismo, se incluye una valoración del coeficiente de reducción de la transpiración por estrés hídrico $\boldsymbol{K_s}$, que toma valores de 1 cuando no existe estrés hídrico, reduciéndose a medida que el cultivo sufre mayor estrés hídrico.

De acuerdo con el balance mensual (Figura 49 y Tabla 30), se puede comprobar como en el sistema tradicional el riego se concentra entre los meses de abril y septiembre. Otro aspecto a destacar es que se observa que gran parte del riego aplicado se pierde por evaporación o retorna por percolación profunda. Los retornos por escorrentía superficial son nulos como consecuencia de las condiciones de borde impuestas, aunque parte de los retornos por percolación pueden fluir superficialmente al ser recogidos por las redes de drenaje, lo cual no está contemplado en la modelación utilizada al quedar fuera de los objetivos de este estudio. Se puede observar también que los cambios en el almacenamiento de agua en el suelo son significativos. Respecto al estrés hídrico, se observa que los primeros meses del año el cultivo sufre un estrés hídrico importante, consecuencia de las escasas lluvias producidas durante estos meses en el período simulado. Una vez comienza la temporada de riego este estrés se reduce significativamente, aunque se observa que se mantiene a un nivel constante en torno al 85% de la transpiración potencial, lo que puede indicar que existe un techo de estrés alcanzable con el sistema de riego tradicional.

En el balance anual (Figura 50), además de los volúmenes en m^3/ha se muestra un gráfico circular con los porcentajes que supone cada componente, tanto en los volúmenes de entrada como de salida. De este gráfico cabría destacar que la dotación anual de riego promedio en las parcelas del S23 es de **6,352.5 m^3/ha**, lo que es muy similar a los 6,230.8 m^3/ha de demanda bruta en parcela estimados en el PHJ (4,050 m^3/ha de demanda neta entre la eficiencia de aplicación del riego 65%). En la Tabla 30 se puede comprobar que la transpiración real, que únicamente representa el 35% de todo el volumen anual de riego y lluvia, es sensiblemente inferior a la potencial, consecuencia del estrés hídrico que sufre el cultivo, obteniendo un coeficiente de reducción de la transpiración por estrés hídrico promedio cercano al 80%.

También cabría destacar que la evapotranspiración ***ET*** es muy inferior a la potencial ***ETP***, del orden de un 50% de la misma.

***Figura 49**. Balance hídrico mensual promedio de las parcelas del S23 en el año 2016*

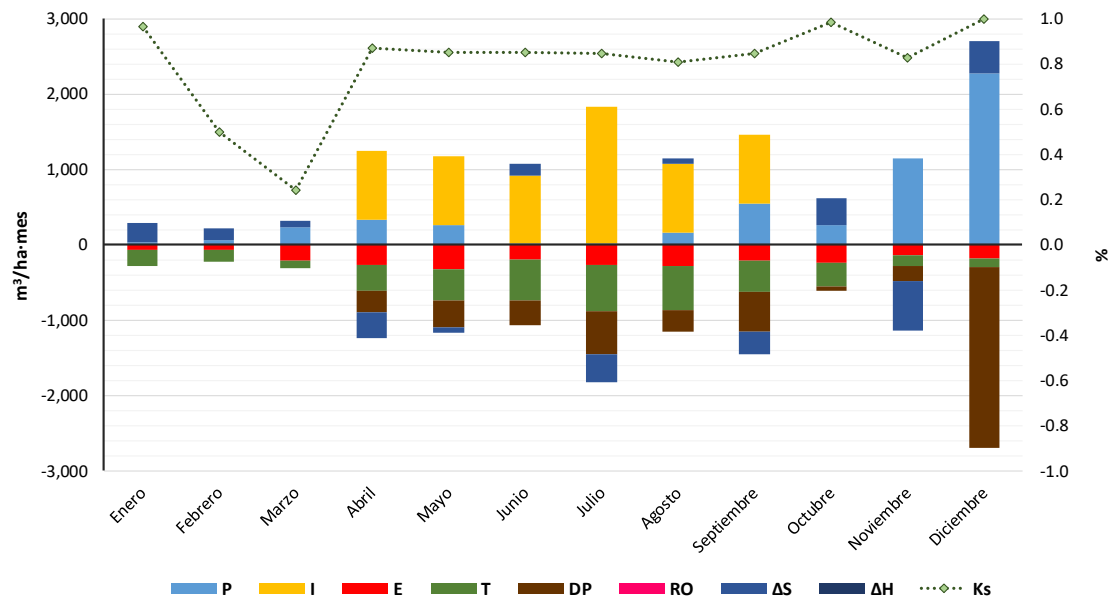


***Figura 50**. Balance hídrico promedio de las parcelas del S23 en el año 2016*

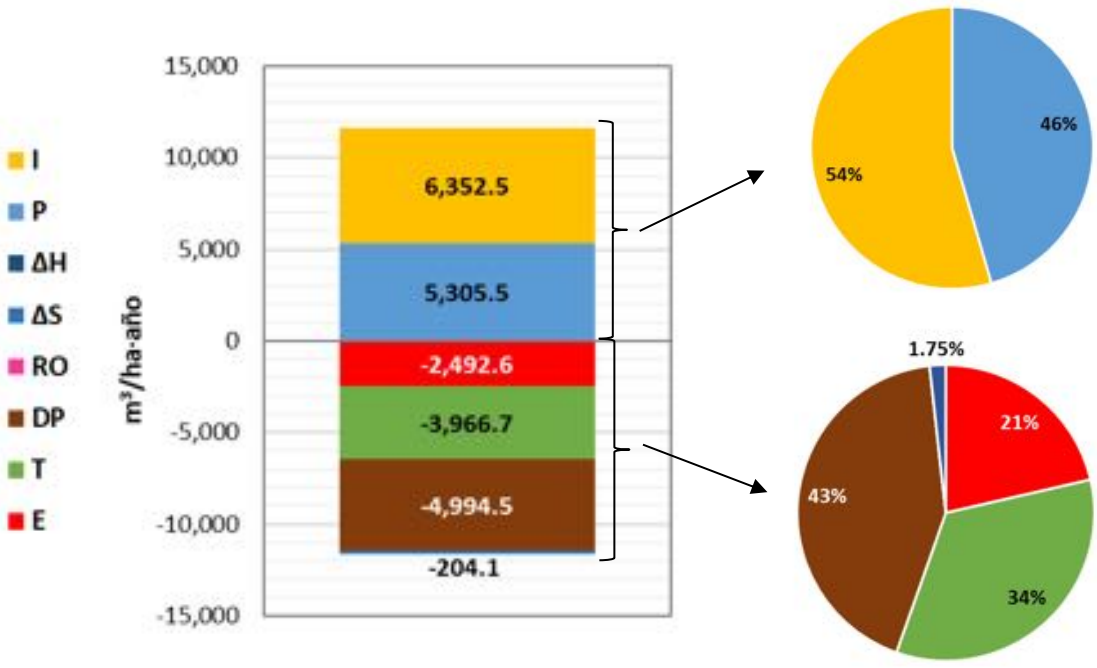


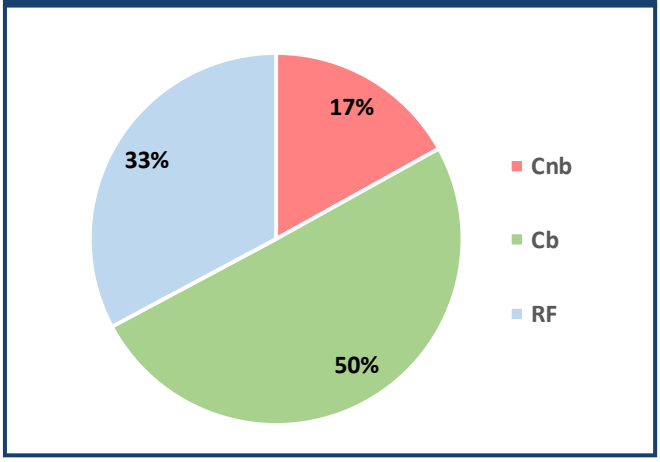
Tabla 30. *Balance hídrico mensual y anual de las parcelas del sector 23 en el período analizado (año 2016)*

Mes	P	I	E	T	Tpot	ET	DP	RO	ΔH	ΔS *	Ks
Enero	24.70	0.00	-71.79	-218.94	-227.00	-290.74	0.00	0.00	0.00	266.037	96.54%
Febrero	53.40	0.00	-73.06	-148.67	-303.76	-221.72	0.00	0.00	0.00	168.324	49.95%
Marzo	231.80	0.00	-220.04	-94.07	-392.44	-314.12	0.00	0.00	0.00	82.317	24.18%
Abril	336.40	907.50	-266.77	-353.41	-408.09	-620.19	-282.33	0.00	0.00	-341.392	86.75%
Mayo	260.60	907.50	-327.35	-408.24	-482.41	-735.59	-368.24	0.00	0.00	-64.281	85.13%
Junio	12.30	907.50	-193.41	-547.33	-646.56	-740.73	-327.28	0.00	0.00	148.215	85.11%
Julio	8.20	1,815.01	-270.94	-612.02	-727.82	-882.97	-572.96	0.00	0.00	-367.286	84.57%
Agosto	157.90	907.50	-287.50	-585.75	-731.89	-873.25	-276.67	0.00	0.00	84.519	80.63%
Septiembre	545.30	907.50	-210.77	-421.16	-502.62	-631.93	-518.21	0.00	0.00	-302.669	84.35%
Octubre	260.18	0.00	-234.82	-328.03	-333.47	-562.85	-46.20	0.00	0.00	348.861	98.44%
Noviembre	1,137.14	0.00	-144.80	-139.26	-169.88	-284.06	-204.70	0.00	0.00	-648.382	82.75%
Diciembre	2,277.58	0.00	-191.39	-109.83	-109.83	-301.22	-2,397.96	0.00	0.00	421.602	100.00%
Anual	**5,305.50**	**6,352.53**	**-2,492.65**	**-3,966.71**	**-5,035.78**	**-6,459.36**	**-4,994.53**	**0.00**	**0.00**	**-204.13**	**79.21%**
Ene-Oct	**1,890.78**	**6,352.53**	**-2,156.46**	**-3,717.62**	**-4,756.07**	**-5,874.08**	**-2,391.87**	**0.00**	**0.00**	**22.64**	**78.17%**

* *Valores negativos indican almacenamiento de agua en el suelo, valores positivos indican extracción de agua del suelo.*

Asimismo, se incluye un gráfico circular (Figura 51) donde se muestra la distribución porcentual de los indicadores de uso definidos en el apartado 3.4, consumo beneficioso $\boldsymbol{C_b}$, consuno no beneficioso $\boldsymbol{C_{nb}}$ y retornos $\boldsymbol{RF}$, utilizando los datos promedio de los meses de junio y julio, durante los cuales las precipitaciones producidas son despreciables y por tanto los resultados obtenidos se pueden suponer como característicos de la técnica de riego. En este caso se obtiene un consumo beneficioso del agua de riego aplicada, que en este caso coincide con la eficiencia de aplicación del riego, del **50%**, muy inferior a los 65% que se estiman en el PHJ. Aplicando estos porcentajes al riego anual resultaría que el volumen de riego realmente transpirado es de 3,176.3 m³/ha, siendo los restantes 790.4 m³/ha transpirados una aproximación de la precipitación efectiva (15% de la precipitación anual). Este valor es muy inferior a los 4,245.4 m³/ha de necesidades hídricas simuladas, y a los 4,050 m³/ha establecidos como dotación neta en el PHJ.

***Figura 51**. Indicadores de uso del agua de riego característicos del S23*



A continuación, en la Figura 52 se muestra una curva de evolución de la humedad final diaria en suelo $\boldsymbol{\theta_{d,w}}$ promediado en las parcelas del S23, junto con los valores diarios de riego y precipitación. En este caso el riego se aplica en toda la superficie, por lo que no hay distinción entre humedades en la zona regada y no regada. En ella se comprueba como los días en los que se riegan las parcelas, la humedad aumenta significativamente, llegando a superar la capacidad de campo del suelo, y generando por tanto drenajes fuera de la zona radicular. Tras el riego, la humedad comienza a descender como consecuencia de la evaporación de agua del suelo y de la extracción de agua desde las raíces para la transpiración, hasta que se vuelve a recuperar en el siguiente riego.

En la figura 53 se muestra una curva de evolución del coeficiente de reducción de la transpiración por estrés hídrico promedio de las parcelas del S23. Se puede comprobar como este coeficiente tiene una estrecha relación con la humedad media del suelo. Se observa que los primeros meses antes del inicio de la temporada de riego la humedad comienza a descender como consecuencia de la escasez de lluvia, generando un importante estrés hídrico. Al aplicar la dosis de riego, se elimina el estrés y el coeficiente de reducción de la transpiración

alcanza un valor de 1, reduciéndose paulatinamente hasta el siguiente riego, donde de nuevo se vuelve a recuperar. Estos procesos de estrés hídrico entre turnos de riego, característicos del sistema tradicional de aplicación por gravedad, son los que generan que se produzca un techo del 85% en el coeficiente de reducción de la transpiración durante la época estival (ver Figura 49 y Tabla 30).

***Figura 52**. Evolución diaria de la humedad del suelo promedio de las parcelas del S23*

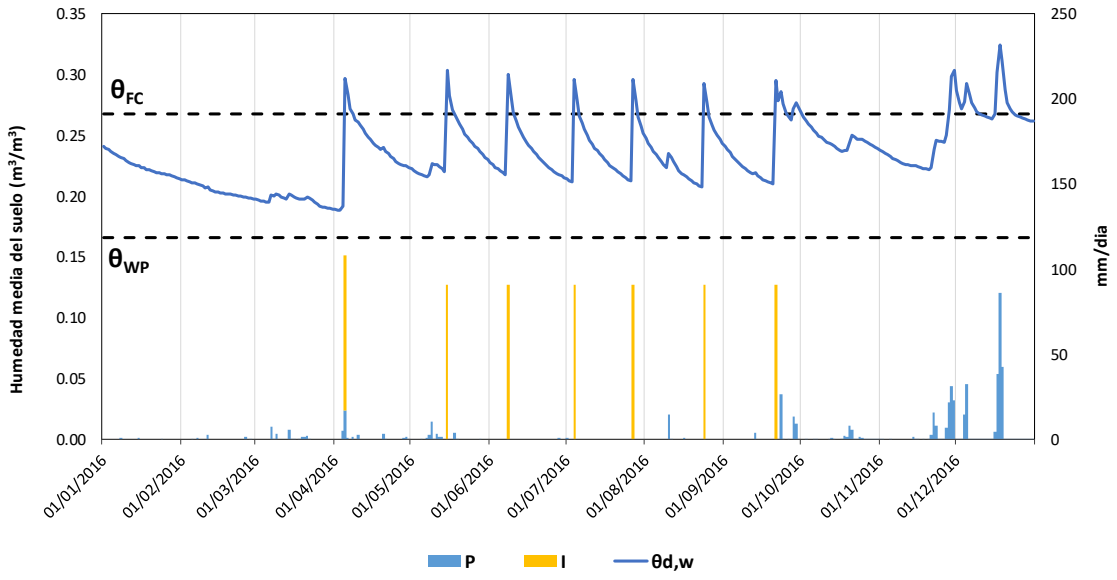
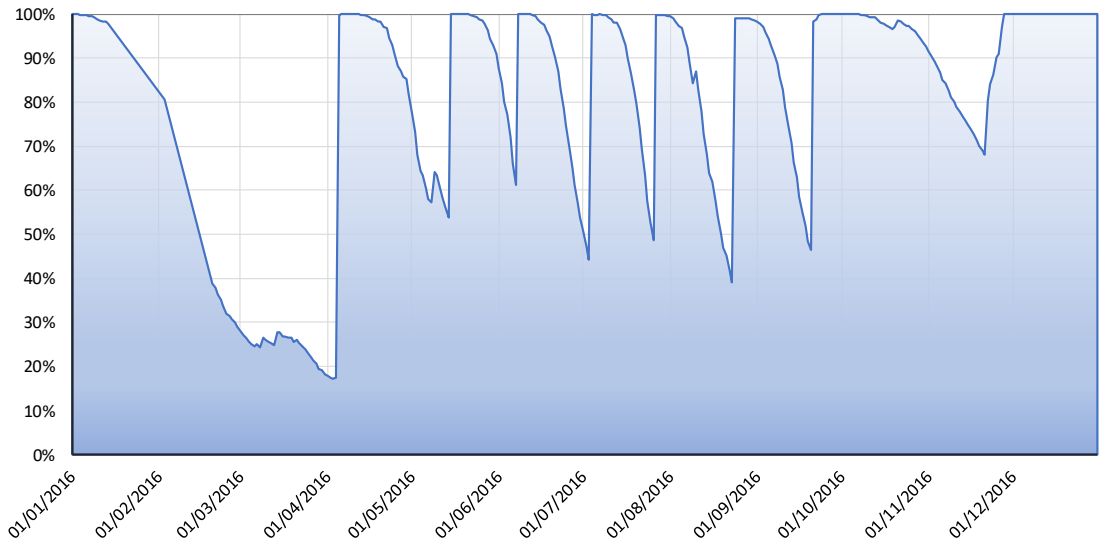


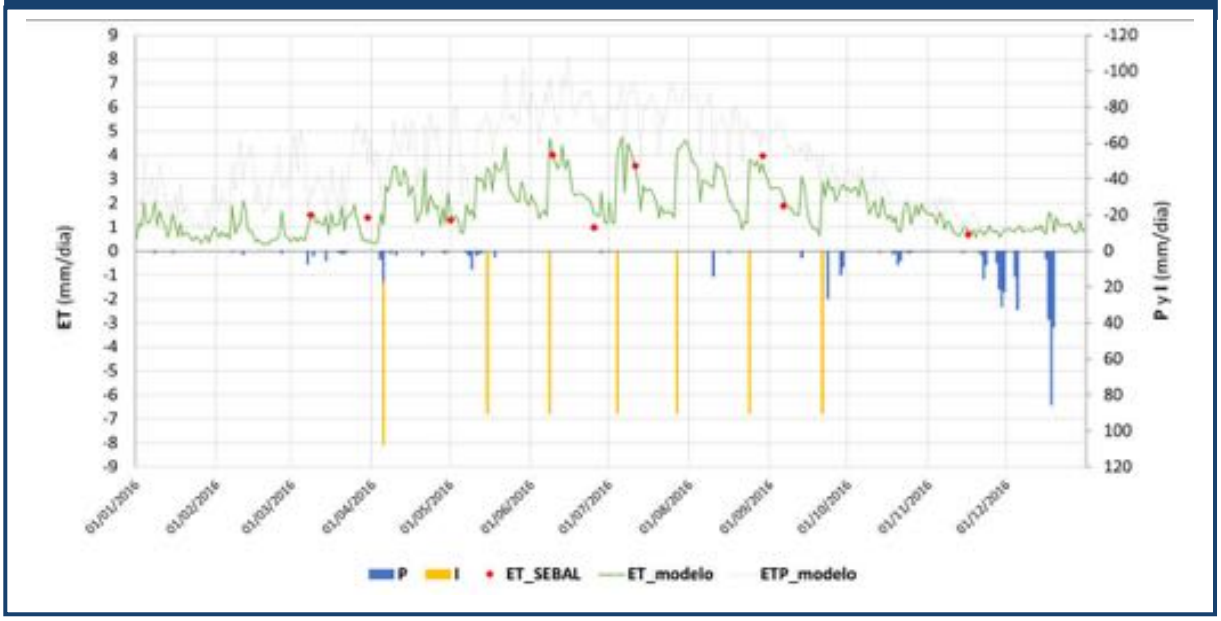
***Figura 53**. Evolución diaria del coeficiente de estrés hídrico promedio de las parcelas del S23*



Comparativa con resultados de teledetección

En la Figura 54 se muestra una curva de evolución de la evapotranspiración real simulada con el modelo agro-hidrológico implementado$\boldsymbol{ET_{modelo}}$, y los valores puntuales obtenidas por el método SEBAL, $\boldsymbol{ET_{SEBAL}}$ (apartado 3.3), promediado para las parcelas del S23. Se observa que los valores de $\boldsymbol{ET_{SEBAL}}$ se ajustan bastante bien a los simulados, reflejando correctamente los períodos de estrés entre riegos como se evidencia en los valores del 25/06 y el 06/09. La mayor diferencia se observa en el día 30/03, donde la $\boldsymbol{ET_{SEBAL}}$ da un valor bastante superior al $\boldsymbol{ET_{modelo}}$, probablemente debido a que el cultivo no se encuentra realmente tan estresado como simula el modelo.

***Figura 54**. Curva de evolución de ET diaria simulada con el modelo y comparación con datos de ET por método SEBAL promedio de las parcelas del S23*



A su vez, en la Figura 55 se muestra un gráfico de dispersión con los valores de evapotranspiración obtenidos por ambos métodos para las 5 parcelas simuladas del S23 en los días en los que se dispone de valores de $\boldsymbol{ET_{SEBAL}}$, mientras que en la Tabla 31 se resumen los principales estadísticos de las muestras y los resultados del test t de Student. En el gráfico de dispersión se observa por lo general un buen ajuste entre los valores del modelo y los obtenidos con el método SEBAL, con un coeficiente de correlación de Pearson superior a **0.9** y un coeficiente R^2 igual a **0.82**. En cuanto a los estadísticos de ajuste, se observa que los valores de las medias y de las desviaciones típicas de ambos métodos son muy similares, obteniendo un MBE muy cercano a 0, aunque el RMSE es algo mayor, de 0.56. En la prueba t de Student se obtiene un valor de 0.46, inferior a la t crítica en un intervalo de confianza del 95%, por lo que se puede asumir como cierta la hipótesis de que las medias de ambas muestras son estadísticamente iguales.

Figura 55. *Gráfico de dispersión entre valores observados y simulados de ET diaria promedio de las parcelas del S23*

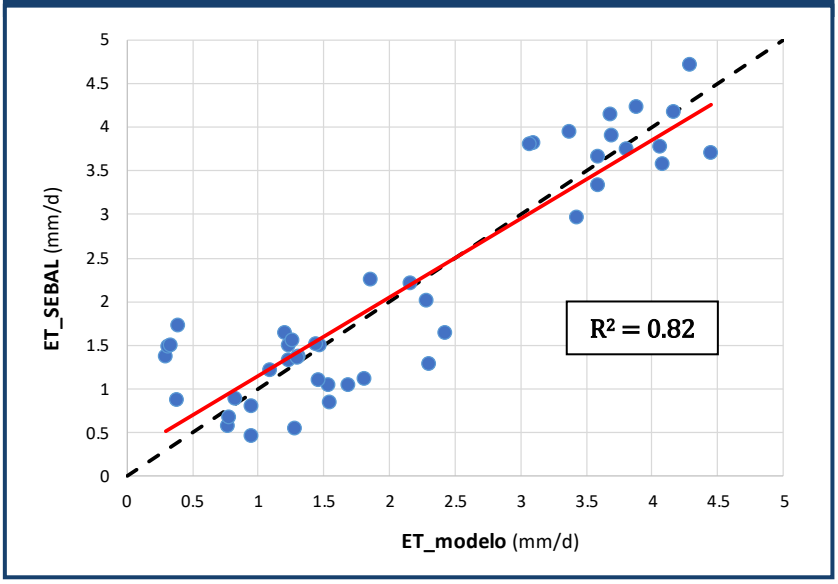


Tabla 31. *Estadísticos para comparación de ET simulada con el modelo y obtenida mediante SEBAL en el S23*

	ET_SEBAL	ET_modelo
Media	*2.13035185*	*2.09227183*
Varianza	*1.66974266*	*1.69984784*
Observaciones	*45*	*45*
MBE	***0.03808***	
RMSE	***0.5555468***	
Coef. Pearson	*0.90680125*	
R^2	***0.82228851***	
Estadístico t	***0.45574868***	
t crit	*2.01536757*	

A partir de estos resultados se puede concluir que ambos métodos ofrecen resultados coherentes entre sí, salvo pequeñas discrepancias, lo que otorga de una mayor credibilidad a los resultados obtenidos en la simulación del balance hídrico de las parcelas del S23.

5.2.2. Parcelas modernizadas – S24

Balance hídrico con datos de campo

Para la simulación de las parcelas del S24 abastecidas con riego localizado, a partir de los resultados del proceso de calibración-validación del modelo en la parcela de control, se decide adoptar un valor de **1** para el parámetro $\boldsymbol{\alpha}$ y un valor de **0.5** para el parámetro $\boldsymbol{f_w}$, parámetros que no habían podido definirse en la recopilación de datos de campo.

De acuerdo con el balance mensual (Figura 56 y Tabla 32), se puede comprobar que, a diferencia del riego tradicional, en el sistema modernizado el riego se extiende a todo el año. En este caso se observa que las pérdidas por evaporación son reducidas cuando no se producen lluvias, al igual que los retornos por percolación profunda que en este caso son prácticamente nulos salvo cuando se producen lluvias intensas o se producen riegos excesivos, como parce que ocurre en los meses de julio, agosto y septiembre. En cuanto al almacenamiento, se observa que con este sistema de riego apenas se producen cambios relevantes tras la aplicación del riego, consecuencia de aplicar dosis más reducidas de riego concentradas en una menor superficie. Respecto al estrés hídrico, se observa de nuevo que los primeros meses del año el cultivo sufre un cierto estrés, pero en este caso muy moderado. Con este sistema de riego, el coeficiente reductor de la transpiración por estrés hídrico alcanza valores cercanos a 1, no existiendo por tanto apenas estrés en tal caso, como se observa entre los meses de julio y diciembre.

Respecto al balance anual (Figura 57), en este caso la dotación anual de riego promedio en las parcelas del sector modernizado es de casi **4,982.4 m³/ha**, lo que es bastante superior a los 4,263.2 m³/ha de demanda bruta en parcela estimados en el PHJ (4,050 m³/ha de demanda neta entre la eficiencia de aplicación del riego 95%). Si comparamos con el S23, se observa que las pérdidas por evaporación son mucho menores, pasando a representar únicamente el 16%, aunque también hay una reducción importante en los retornos de riego.

En la Tabla 32 se puede comprobar que la transpiración real, que con este sistema pasa a representar el 46% de todo el volumen anual de riego y lluvia, está muy cercana a la potencial, por lo que el cultivo sufre un estrés hídrico muy reducido, con un promedio anual del 92%.

Figura 56. *Balance hídrico mensual promedio de las parcelas del S24 en el año 2016*

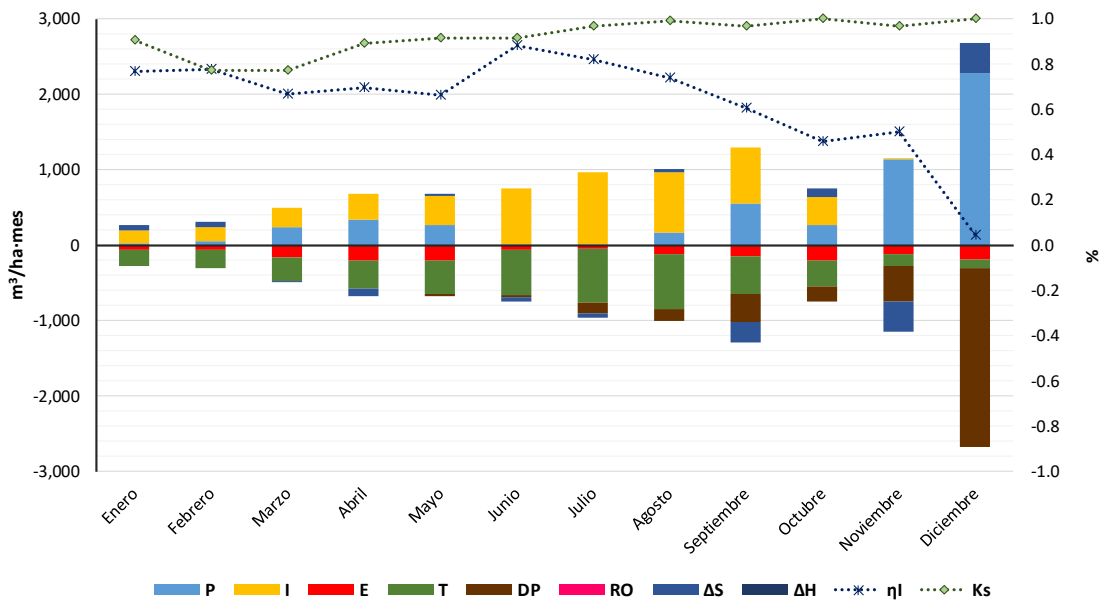


Figura 57*. Balance hídrico promedio de las parcelas del S24 en el año 2016*

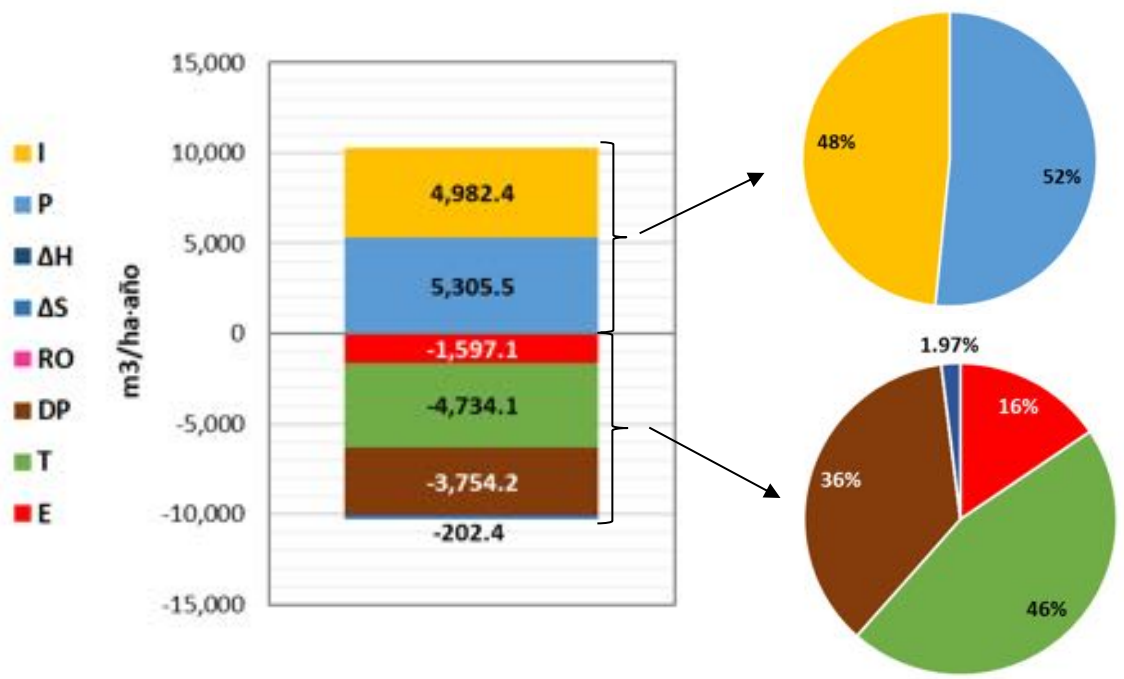


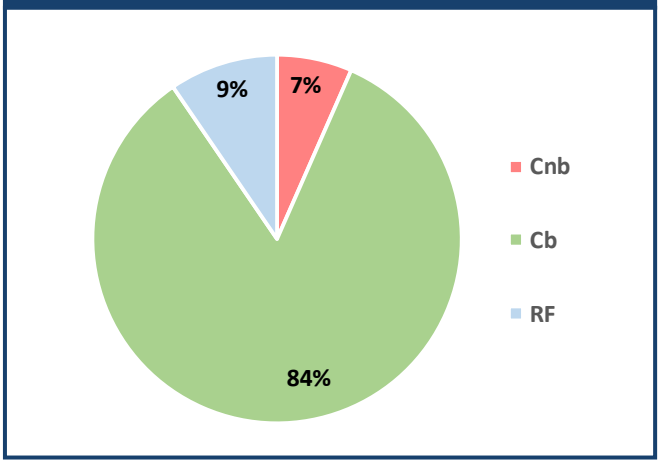
Tabla 32. *Balance hídrico mensual y anual de las parcelas del sector 24 en el período analizado (año 2016)*

Mes	P	I	E	T	Tpot	ET	ETP	DP	RO	ΔH	ΔS *	Ks
Enero	24.70	169.74	-62.83	-208.49	-230.93	-271.32	-604.92	0.00	0.00	0.00	76.89	90.53%
Febrero	53.40	188.88	-65.90	-236.89	-309.03	-302.79	-817.92	0.00	0.00	0.00	60.52	76.97%
Marzo	231.80	263.71	-167.01	-308.42	-399.24	-475.43	-1,045.80	0.00	0.00	0.00	-20.08	77.38%
Abril	336.40	346.50	-204.34	-368.60	-415.16	-572.94	-1,159.20	0.00	0.00	0.00	-109.96	88.88%
Mayo	260.60	388.11	-201.03	-447.39	-490.76	-648.43	-1,539.48	-29.61	0.00	0.00	29.34	91.30%
Junio	12.30	735.42	-59.44	-598.57	-657.76	-658.01	-1,836.60	-29.85	0.00	0.00	-59.86	91.31%
Julio	8.20	951.60	-52.93	-714.80	-740.43	-767.74	-1,881.36	-133.04	0.00	0.00	-59.02	96.62%
Agosto	157.90	802.32	-116.26	-738.51	-744.56	-854.77	-1,630.92	-156.79	0.00	0.00	51.33	99.19%
Septiembre	545.30	747.06	-149.68	-494.54	-511.33	-644.22	-1,191.96	-369.99	0.00	0.00	-278.16	96.57%
Octubre	259.44	372.74	-210.02	-339.25	-339.25	-549.27	-695.16	-202.98	0.00	0.00	120.07	100.00%
Noviembre	1,136.30	16.29	-115.73	-166.93	-172.82	-282.66	-410.40	-460.11	0.00	0.00	-409.82	96.66%
Diciembre	2,279.16	0.00	-191.97	-111.74	-111.74	-303.71	-305.28	-2,371.81	0.00	0.00	396.35	100.00%
Anual	**5,305.50**	**4,982.36**	**-1,597.15**	**-4,734.13**	**-5,123.00**	**-6,331.28**	**-13,119.00**	**-3,754.17**	**0.00**	**0.00**	**-202.40**	**92.51%**
Ene-Oct	**1,890.04**	**4,966.07**	**-1,289.45**	**-4,455.47**	**-4,838.44**	**-5,744.92**	**-12,403.32**	**-922.26**	**0.00**	**0.00**	**-188.94**	**92.08%**

* *Valores negativos indican almacenamiento de agua en el suelo, valores positivos indican extracción de agua del suelo.*

Tomando de nuevo como representativos los datos promedio de los meses de junio y julio, se obtiene que el consumo beneficioso del agua de riego aplicada o eficiencia de aplicación del riego es del **84%** (ver Figura 58), de nuevo muy inferior al 95% que se estima en el PHJ. Aplicando estos porcentajes al riego anual resultaría que el volumen de riego realmente transpirado es de 4,185.2 m³/ha, siendo los restantes 549.0 m³/ha transpirados una aproximación de la precipitación efectiva (10% de la precipitación anual), inferior al obtenida en el riego por gravedad probablemente por el menor tamaño de la zona radicular. Este valor es ligeramente inferior a los 4,574 m³/ha de necesidades hídricas simuladas, aunque en este caso es superior a los 4,050 m³/ha establecidos como dotación neta en el PHJ.

***Figura 58**. Indicadores de uso del agua de riego característicos en el S24*



A continuación, se muestra una curva de evolución de la humedad final diaria en el bulbo húmedo $\boldsymbol{\theta_{d,w}}$ (Figura 59) y en la zona seca $\boldsymbol{\theta_{d,nw}}$ (Figura 60), promediadas para las parcelas del S24. En este caso el riego se aplica de forma localizada, por lo que hay distinción entre humedades en la zona regada y no regada. En este caso se comprueba como en el bulbo húmedo (Figura 59) el riego provoca la aparición de picos muchos más reducidos que los producidos en riego por gravedad, consecuencia de la aplicación de dosis de riego más reducidas. Asimismo, se observa que en este caso la humedad se mantiene más o menos constante en un valor bajo en los primeros meses, incrementándose a partir del mes de julio, donde incluso se supera la capacidad de campo y por lo tanto se provocan pérdidas por drenaje profundo. En la simulación de humedades en la zona seca se comprueba cómo solamente se ve afectada cuando se producen lluvias intensas, reduciéndose por efectos de drenaje y evaporación, ya que al utilizar un valor de $\boldsymbol{\alpha}$ igual a 1, se considera que no existe extracción de agua para transpiración en la zona seca.

En la Figura 61 se muestra una curva de evolución del coeficiente de reducción de la transpiración por estrés hídrico promedio de las parcelas del S24. De nuevo se comprueba como este coeficiente tiene una estrecha relación con la humedad media del suelo. Se observa que los primeros meses se genera un cierto estrés hídrico muy leve, lo que podrían indicar una falta de riego. A partir de mediados de abril el estrés se reduce al 90%, situándose muy cercano

al 100% a partir de mediados de julio. Al comparar con el riego por gravedad se observa que con este sistema de riego, donde se aplican dosis continuadas en el tiempo y se mantiene la humedad del suelo en un nivel estable, no se producen esos episodios de estrés entre riegos, lo que permite que los niveles generales de estrés hídrico sean inferiores en el riego localizado, con un valor promedio anual del coeficiente reductor por estrés del 92.5%.

***Figura 59**. Evolución diaria de la humedad del suelo promedio de las parcelas del S24 en el bulbo húmedo*

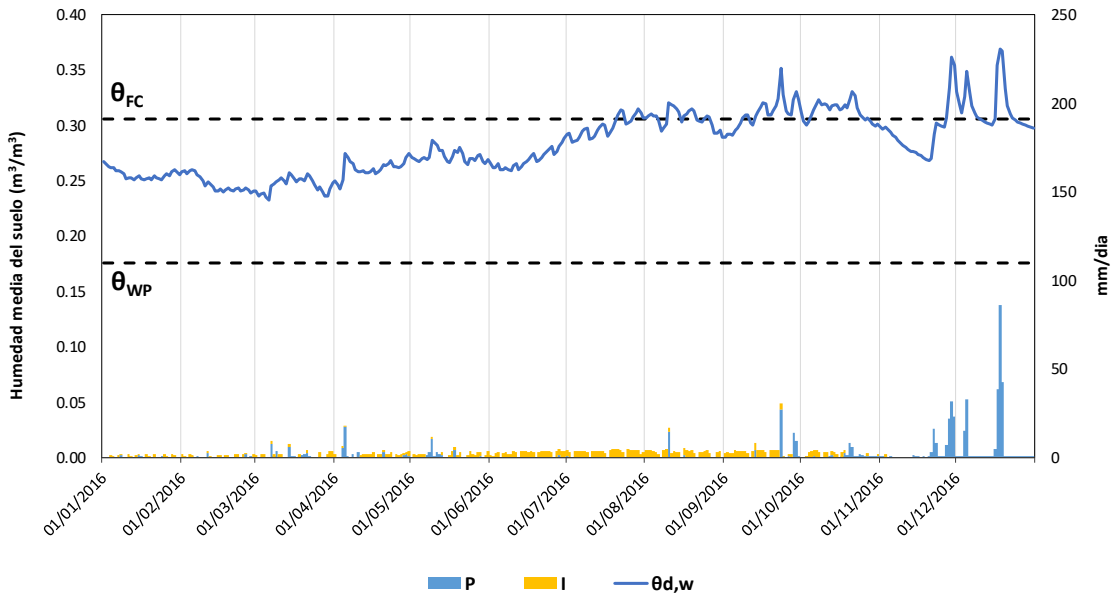


***Figura 60**. Evolución diaria de la humedad del suelo promedio de las parcelas del S24 en la zona seca*

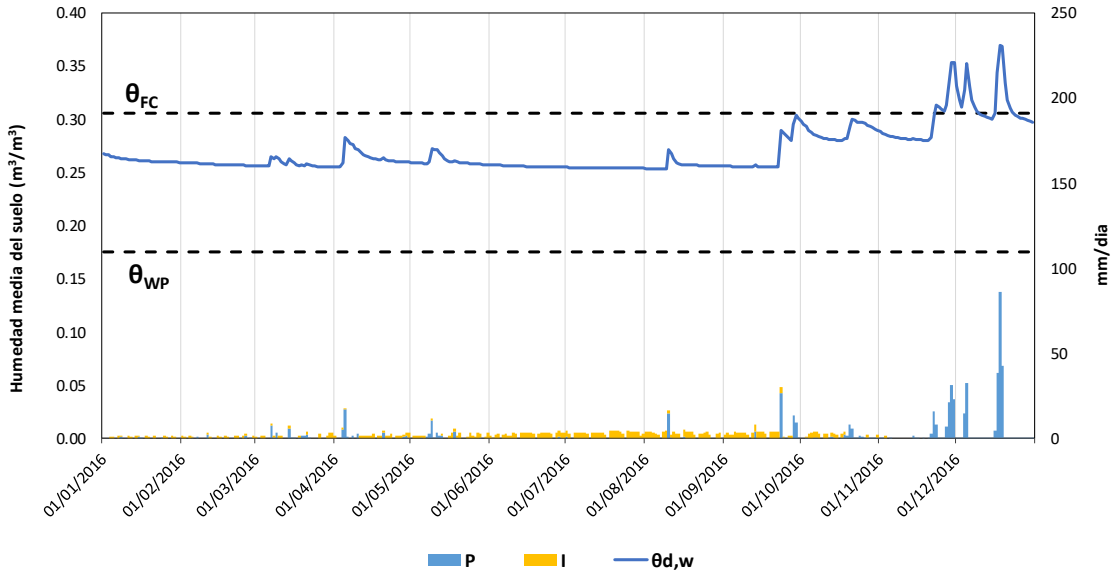
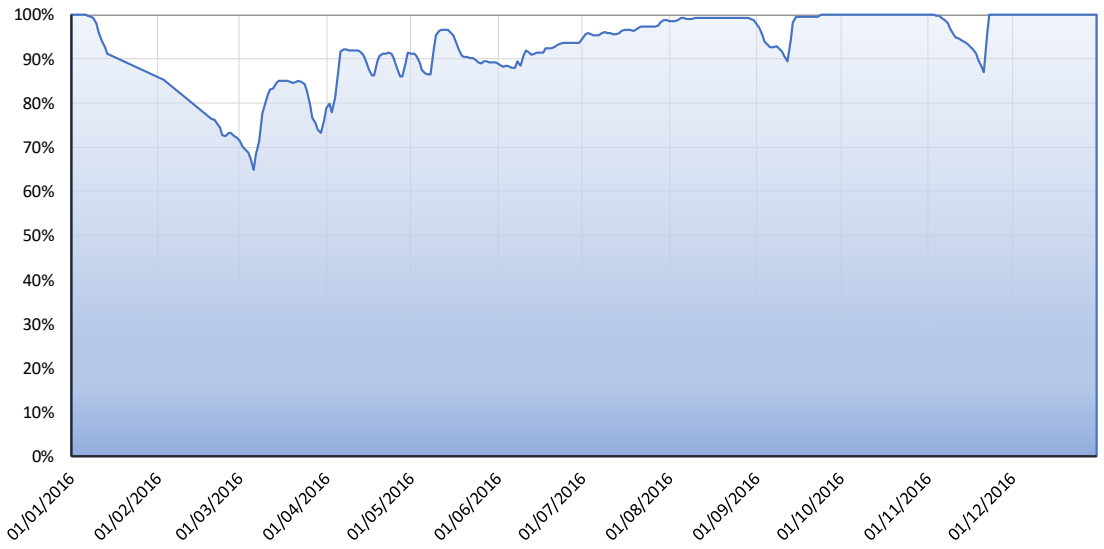


***Figura 61**. Evolución diaria del coeficiente de estrés hídrico promedio de las parcelas del S24*



Comparativa con resultados de teledetección

De forma análoga al caso anterior, en la Figura 62 se compara la curva simulada de $\boldsymbol{ET_{modelo}}$ con los valores puntuales de $\boldsymbol{ET_{SEBAL}}$. En este caso se observa un buen ajuste al principio de la serie, pero en los meses estivales se observa que la $\boldsymbol{ET_{SEBAL}}$ es claramente superior a los valores de $\boldsymbol{ET}$ simulados con el modelo.

***Figura 62**. Curva de evolución de ET diaria simulada con el modelo y comparación con datos de ET por método SEBAL promedio de las parcelas del S24*

En el gráfico de dispersión de la Figura 63 se observa un peor ajuste entre $\boldsymbol{ET_{modelo}}$ y $\boldsymbol{ET_{SEBAL}}$ que en el riego por gravedad, observándose una mayor dispersión de los datos y un desplazamiento hacia mayores valores del método SEBAL que los simulados, como se demuestra con un valor positivo del MBE de casi 0.5 mm/día. En este caso el coeficiente de correlación de Pearson es **0.66** y el coeficiente R^2 es de **0.44**. Además, se observa que tanto la media como la desviación típica son mayores en los resultados de SEBAL que en los simulados con el modelo agro-hidrológico. En este caso la prueba t de Student otorga un valor muy superior a la t crítica, y por lo tanto no se puede afirmar que las medias de ambas muestras sean estadísticamente iguales (ver Tabla 33).

Figura 63. *Gráfico de dispersión entre valores observados y simulados de ET diaria promedio de las parcelas del S23*

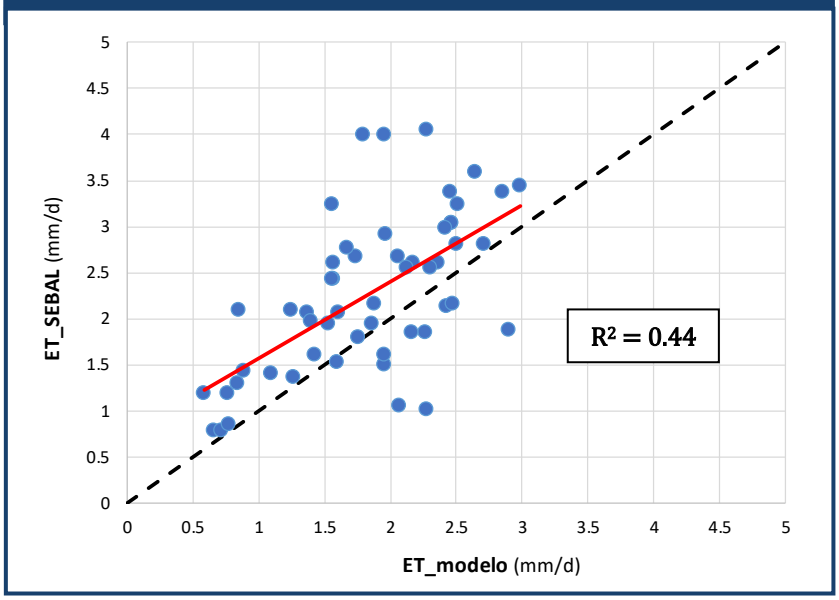


Tabla 33. *Estadísticos para comparación de ET simulada con el modelo y obtenida mediante SEBAL en el S24*

	ET_SEBAL	ET_modelo
Media	*2.35476625*	*1.83981589*
Varianza	*0.80237918*	*0.40328242*
Observaciones	*54*	*54*
MBE	***0.479***	
RMSE	***0.87141934***	
Coef. Pearson	*0.66087939*	
R^2	***0.43676156***	
Estadístico t	***5.61742484***	
t crit	*2.005746*	

Esta desviación puede ser debida a mayores pérdidas por evaporación que las simuladas, en cuyo caso el parámetro de área humedecida expuesta a evaporación $\boldsymbol{f_{ew}}$ podría ser superior al medido en campo. También se podría deber a un menor estrés hídrico de los cultivos, en cuyo caso habría que actuar sobre los parámetros de la curva de estrés, e incluso a los coeficientes mensuales correctores del coeficiente de cultivo basal $\boldsymbol{K_{cb}}$. Para resolver estas cuestiones se requerirá realizar estudios con un mayor volumen de datos de $\boldsymbol{ET_{SEBAL}}$, ampliando la serie temporal simulada o incluso recurriendo a otros métodos de obtención de imágenes termográficas con mayor resolución como pueden ser la obtención de imágenes con vuelos no tripulados.

5.3. Valoración de efectos hidrológicos de la modernización a escala parcela

Tras la simulación realizada, y sujeto a las incertidumbres debidas a las discrepancias observadas en la comparación entre los resultados simulados y los calculados mediante teledetección por el método SEBAL para riego localizado, en este apartado se lleva a cabo una valoración de los efectos de la implantación del riego localizado en los componentes del balance y en los indicadores de uso del agua de riego, mediante la comparación de los resultados promedio simulados en ambos sectores. En primer lugar, se muestra una valoración mensual de las diferencias observadas en los principales componentes del balance hídrico de ambos sectores (Tabla 34) y de las diferencias relativas respecto el sector 23 en el período enero-octubre y anuales (Tabla 35).

En la valoración mensual presentada en la Tabla 34, se comprueba que los meses invernales (octubre-marzo) se aplica un volumen mayor de riego en el sector modernizado, mientras que en los meses estivales (abril-septiembre) el volumen aplicado es sensiblemente inferior, resultando finalmente en una reducción promedio de 1,370 m^3/ha·año. Las pérdidas por evaporación son menores durante todo el año en el riego localizado, resultando un descenso en el volumen evaporado de 896 m^3/ha·año. Por su parte la transpiración es mayor en prácticamente todos los meses del año debido al menor estrés hídrico que sufren los cultivos, resultando en un aumento de 767 m^3/ha·año, mientras que el coeficiente reductor por estrés aumenta en 13.3 puntos. A priori, esto implicará un incremento en la producción de los cultivos del sector modernizado. En cuanto a la evapotranspiración, correspondiente a la suma de evaporación y transpiración, se observa que los primeros meses del año las parcelas con riego localizado evapotranspiran más que las parcelas regadas por gravedad, a consecuencia del mayor estrés hídrico que sufren estas últimas durante los primeros meses. Entre abril y julio, coincidiendo con el inicio del riego en el sector no modernizado, se observa que la ET es sensiblemente mayor en el riego por gravedad, mientras que a partir de agosto las diferencias son mínimas entre ambos sistemas. En la valoración anual se observa que la diferencia en la ET es mínima entre ambos sistemas, con una reducción de apenas 128 m^3/ha·año. Respecto a la percolación profunda, en el sistema tradicional los retornos por percolación son mucho mayores durante los meses de aplicación del riego (abril-septiembre), resultando en un descenso anual de estos de 1,240 m^3/ha·año. Se comprueba como la reducción en el volumen de riego aplicado es prácticamente equivalente a la reducción en la percolación profunda.

Tabla 34. *Diferencias mensuales entre S23 y S24 en los componentes del balance hídrico*

Mes	I	E	T	ET	DP	Ks
Enero	169.74	-8.96	-10.45	-19.42	0.00	-6.01%
Febrero	188.88	-7.16	88.22	81.07	0.00	27.02%
Marzo	263.71	-53.03	214.35	161.31	0.00	53.20%
Abril	-561.00	-62.43	15.19	-47.25	-282.33	2.13%
Mayo	-519.39	-126.32	39.15	-87.16	-338.63	6.17%
Junio	-172.08	-133.97	51.24	-82.72	-297.43	6.20%
Julio	-863.41	-218.01	102.78	-115.23	-439.92	12.05%
Agosto	-105.18	-171.24	152.76	-18.48	-119.88	18.56%
Septiembre	-160.44	-61.09	73.38	12.29	-148.22	12.22%
Octubre	372.74	-24.80	11.22	-13.58	156.78	1.56%
Noviembre	16.29	-29.07	27.67	-1.40	255.41	13.91%
Diciembre	0.00	0.58	1.91	2.49	-26.15	0.00%
Anual	**-1,370.17**	**-895.50**	**767.42**	**-128.08**	**-1,240.36**	**13.30%**

** Valores en m3/ha.*

Al valorar las diferencias relativas anuales respecto los valores en el riego tradicional (Tabla 35), se observa que en las parcelas modernizadas el riego se reduce en un 21.6%, con una reducción de la evaporación del 35.9%, pero con un incremento de la transpiración del 19.3%, resultando finalmente en una disminución de la ET del 2%. El volumen no consumido, que percola fuera de la zona radicular se reduce en un 24.8% en el período anual, mientras que el coeficiente reductor por estrés se incrementa en un 16.8%, por lo que el cultivo sufre menor estrés hídrico en riego localizado. Si se observa el período enero-octubre antes de la época de lluvias, se observan valores muy similares salvo en la evaporación, donde en este período la reducción es más acentuada, del 40.2%, y especialmente en la percolación profunda, donde la reducción observada en este período en el riego localizado asciende al 61.4% de la producida en un riego tradicional.

Tabla 35. *Diferencias relativas entre S23 y S24 en los componentes del balance hídrico.*

Período	I	E	T	ET	DP	Ks
Anual	-21.6%	-35.9%	19.3%	-2.0%	-24.8%	16.8%
Ene-Oct	-21.8%	-40.2%	19.8%	-2.2%	-61.4%	17.8%

** Diferencia relativa respecto los valores en el S23.*

A continuación, se muestra una gráfica (Figura 64) y una tabla (Tabla 36) con una comparación de los valores promedio de ET simulados ($\boldsymbol{ET_{modelo}}$) y calculados por teledetección por el método SEBAL ($\boldsymbol{ET_{SEBAL}}$), en los 9 días en los que se disponen de imágenes satélite adecuadas.

Al observar ambos resultados, se comprueba que los días 8-mar, 30-mar y 1-may en el riego localizado la ET es mayor que en el riego por gravedad al estar el cultivo menos estresado en riego localizado. El 9-jun, 11-jul y 29-ago coinciden con días donde el riego por gravedad fue aplicado recientemente, por lo que se observa una ET sensiblemente mayor en el riego por gravedad a consecuencia de una mayor evaporación. En el día 25-jun ya han pasado varios días desde el último turno de riego en el sistema tradicional, por lo que el cultivo está muy estresado en estas parcelas, reflejándose en un valor de la ET mucho más reducida en el sector con riego tradicional que en el sector modernizado. El 6-sep y 16-nov las diferencias son mínimas. Finalmente, respecto a los valores promedio representados con líneas discontinuas en la Figura 64, se observan discrepancias entre ambos métodos de obtención de la ET. Con el modelo agro-hidrológico se observa un valor medio de la $\boldsymbol{ET_{modelo}}$ menor en riego localizado, con una reducción del 12.6% en el valor promedio de estos 9 días de simulación, mucho mayor la reducción en el acumulado anual que era del 2%. Sin embargo, en los resultados de teledetección la $\boldsymbol{ET_{SEBAL}}$, el promedio de los días con datos es mayor en localizado que en el riego por gravedad, con un incremento 8.8%.

Por tanto, de este análisis cabría destacar que, aunque se observan tendencias similares en ambos métodos respecto a los días en los que el riego por gravedad evapotranspira más que el riego localizado y viceversa, existen discrepancias en su magnitud, debido a la alta variabilidad de esta variable. En cualquier caso, al igual que se ha observado en la serie acumulada simulada con el modelo, se puede concluir que las diferencias en cuanto al consumo por ET entre ambos sistemas es muy reducida.

Figura 64. *Comparación del consumo por ET entre S23 y S24 simulado con el modelo y obtenido con SEBAL*

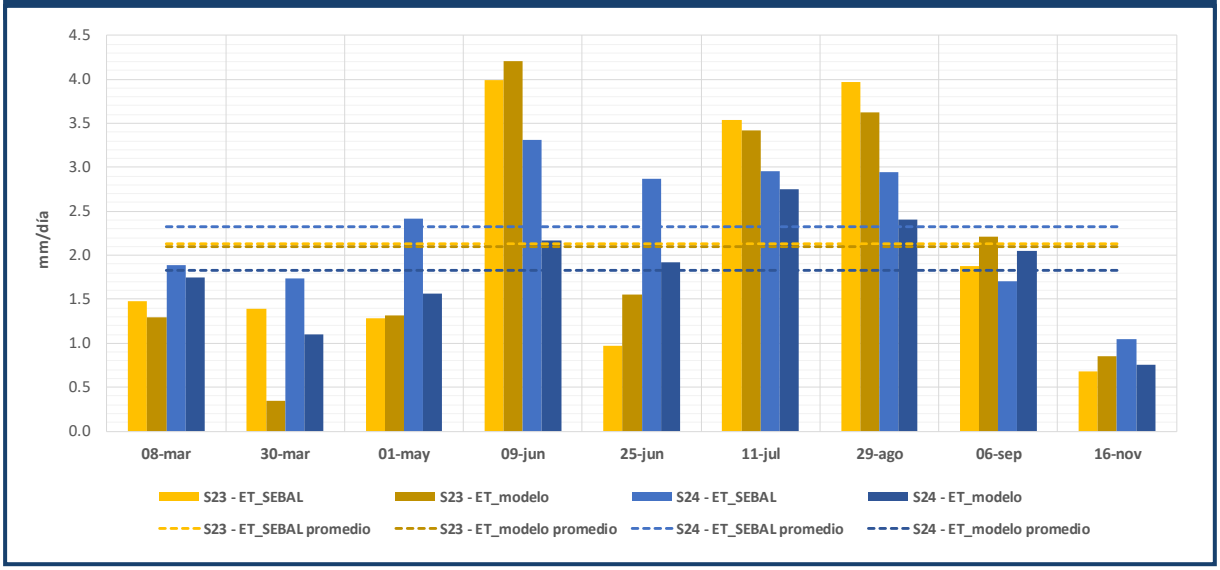


Tabla 36. *Comparación del consumo por ET entre S23 y S24 simulado con el modelo y obtenido con SEBAL*

Día	S23		S24		Δ (%) (1)	
	ET_SEBAL	ET_modelo	ET_SEBAL	ET_modelo	ET_SEBAL	ET_modelo
08-mar	1.480	1.298	1.886	1.752	27.5%	35.0%
30-mar	1.390	0.344	1.735	1.099	24.9%	219.6%
01-may	1.285	1.321	2.416	1.561	88.0%	18.2%
09-jun	3.987	4.210	3.308	2.167	-17.0%	-48.5%
25-jun	0.972	1.555	2.865	1.920	194.8%	23.5%
11-jul	3.540	3.414	2.958	2.745	-16.5%	-19.6%
29-ago	3.965	3.628	2.948	2.407	-25.7%	-33.7%
06-sep	1.876	2.207	1.704	2.048	-9.1%	-7.2%
16-nov	0.678	0.854	1.048	0.759	54.5%	-11.1%
media	**2.130**	**2.092**	**2.319**	**1.829**	**8.8%**	**-12.6%**

** Valores en mm/día. (1) Incremento relativo respecto el valor del S23.*

En la Tabla 37 se muestra una comparativa de los efectos de la implantación del riego localizado en los indicadores de uso definidos en el apartado 3.4. Entre estos indicadores se incluye el consumo beneficioso $\boldsymbol{C_b}$, consumo no beneficioso $\boldsymbol{C_{nb}}$ y retornos de riego $\boldsymbol{RF}$.

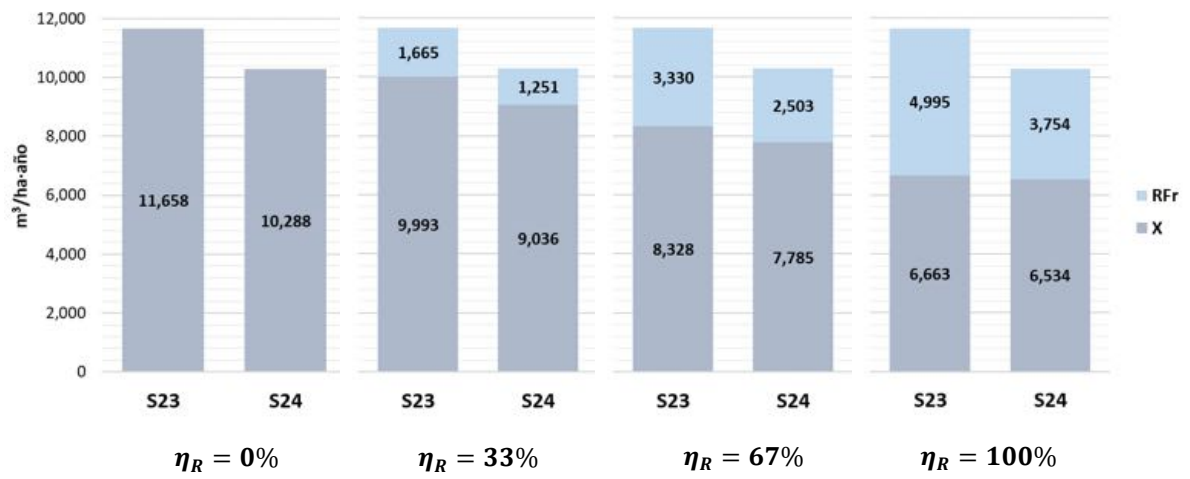
En la Tabla 37 se observa que el $\boldsymbol{C_b}$ es mayor en riego localizado, con un incremento de más del 18%, y el $\boldsymbol{C_{nb}}$ se reduce en casi un 36%, resultando un consumo total, suma de ambos, muy similar entre ambos sistemas de riego, con una reducción en riego localizado de apenas el 2%. Por otra parte, los retornos de riego se reducen en un 25%.

Tabla 37. *Comparativa de indicadores de uso anuales entre S23 y S24*

Indicador	C_b	C_{nb}	$C_b + C_{nb}$	RF
S23 (m^3/ha)	4,170.84	2,492.65	6,663.49	4,994.53
S24 (m^3/ha)	4,936.53	1,597.15	6,533.68	3,754.17
Δ (m^3/ha)	**765.69**	**-895.50**	**-129.81**	**-1,240.36**
Δ (%)	**18.36%**	**-35.93%**	**-1.95%**	**-24.83%**

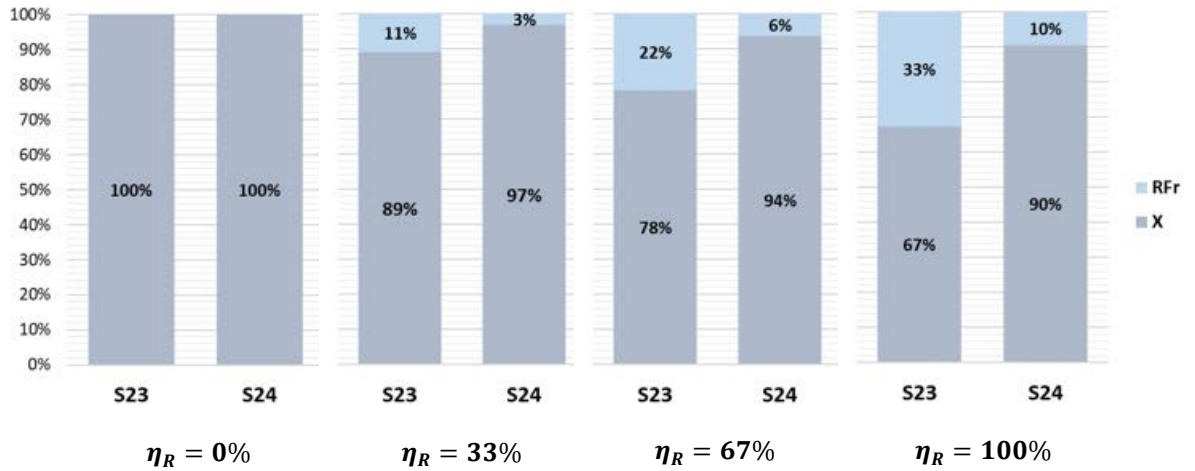
En la Figura 65 se muestran cuatro gráficas distinguiendo entre agotamiento de agua $\boldsymbol{X}$, que representa el volumen neto realmente extraído por la unidad agrícola, y retorno reutilizable $\boldsymbol{RF_R}$, para distintos valores del parámetro $\boldsymbol{\eta_R}$ (0%, 33%, 67% y 100%), que representa el grado de reutilización de los retornos $\boldsymbol{RF}$. Se observa que cuando no hay reutilización de retornos ($\eta_R = 0\%$), el sistema tradicional supone una mayor extracción neta de agua, con una reducción de 1,370 m³/ha·año equivalente a la reducción en el volumen de riego aplicado (ver Tabla 34). En cambio, a medida que η_R la diferencia en la extracción neta de agua entre ambos sistemas se estrecha a consecuencia de la reutilización de parte del volumen extraído, reduciéndose el incremento de extracción que supone el sistema tradicional respecto el riego localizado a 957 m³/ha·año cuando η_R es 33%, 543 m³/ha·año cuando es del 67% y apenas 130 m³/ha·año, que equivale a la reducción en la fracción consumida, cuando es del 100%.

***Figura 65**. Comparativa de la extracción neta de agua anual para distintos grados de reutilización de los retornos entre S23 y S24*



En la Figura 66, se muestra una comparativa de estos mismos indicadores, pero en este caso en valores relativos respecto el volumen de entrada, utilizando los valores promedio de los meses junio y julio donde no se producen precipitaciones, y por tanto se pueden considerar como valores representativos del sistema de riego. En este caso se observa que, partiendo de una situación donde ambos sistemas extraen del sistema de recursos el 100% del agua aplicada cuando no se produce reutilización de retornos, a medida que existe cierto grado de aprovechamiento de los retornos, esta fracción del agua aplicada que deja de estar disponible en el sistema es mayor en el riego localizado que en el riego por gravedad, incrementándose la diferencia a medida que este aprovechamiento de los retornos es mayor. En otras palabras, estos resultados vendrían a significar que, a igualdad de agua aplicada, el riego localizado extrae una fracción neta de agua del sistema mayor que el riego tradicional, aunque a cambio la fracción consumida de forma beneficiosa es mayor (ver Figuras 51 y 58), lo que a priori supondrá una mayor producción de los cultivos.

***Figura 66**. Comparativa de la extracción neta de agua porcentual característica del sistema de riego para distintos grados de reutilización de los retornos*



Respecto a los efectos de las actuaciones en parcela sobre el sistema de recursos hídricos, en la Figura 67 se muestra un gráfico con los valores de ahorro bruto $\boldsymbol{GWS}$, ahorro neto $\boldsymbol{NWS}$, reducción de aportes hídrico a masas receptoras $\boldsymbol{WIRE}$ y eficiencia en el ahorro de agua $\boldsymbol{WSE}$ para diferentes grados de reutilización de los retornos $\boldsymbol{\eta_R}$. Se puede observar que el ahorro neto coincide con el ahorro bruto únicamente cuando el $\boldsymbol{\eta_R}$ es del 0%, con un valor de 1,370 m³/ha·año. A medida que $\boldsymbol{\eta_R}$ aumenta, $\boldsymbol{NWS}$ va decreciendo, hasta un valor mínimo de 130 m³/ha·año equivalente al descenso en el consumo. En el caso de que se hubiera incrementado el consumo con el riego localizado, se podría llegar a situaciones en las que en lugar de producirse un ahorro se incrementara la extracción neta de agua para altos porcentajes de reutilización de los retornos. Este menor ahorro neto se genera como consecuencia de que parte del ahorro bruto generado es en realidad una reducción de los retornos que son reutilizados, es decir un incremento del $\boldsymbol{WIRE}$. Consecuentemente, y como es evidente, el parámetro $\boldsymbol{WSE}$ decrece a medida que aumenta el porcentaje de retornos reutilizados, con valores que van desde el 100% cuando $\boldsymbol{\eta_R}$ es del 0%, hasta valores del 9% cuando $\boldsymbol{\eta_R}$ es del 100%.

En la Figura 68 se muestran también los ahorros brutos y netos, pero en este caso en valores relativos respecto el volumen de riego aplicado en el S23. En este caso los $\boldsymbol{NWS}$ van desde un valor del 21.6% cuando $\boldsymbol{\eta_R}$ es del 0%, coincidiendo con los ahorros brutos, hasta valores del 2% cuando $\boldsymbol{\eta_R}$ es del 100%, coincidiendo con la reducción en el consumo de agua.

***Figura 67**. Indicadores de ahorro de agua en parcela en función del grado de reutilización de los retornos*

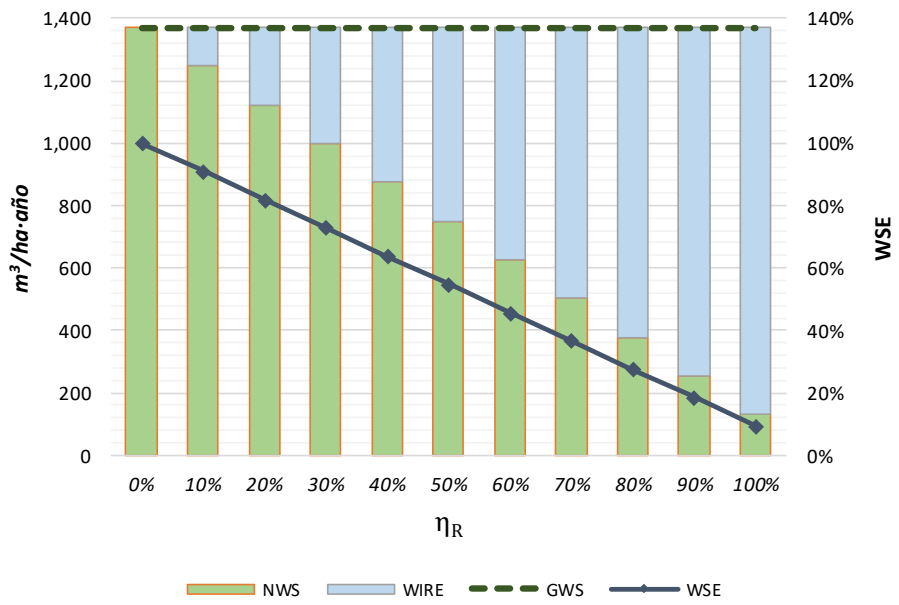
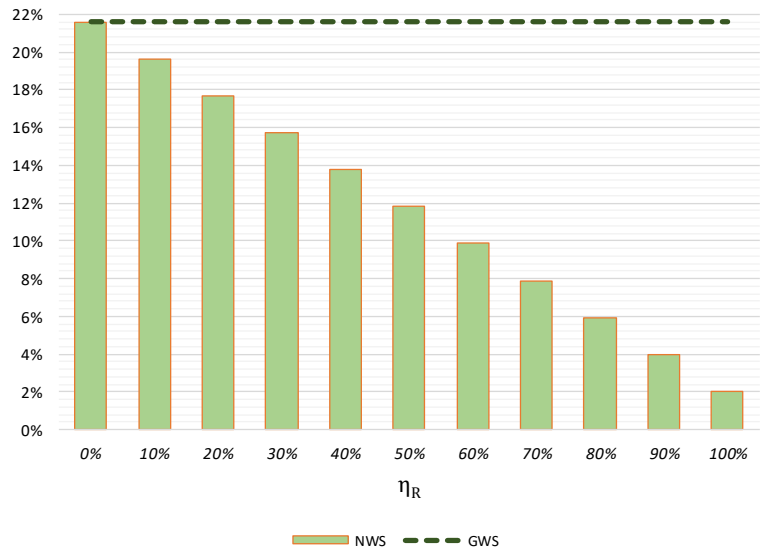


***Figura 68.** Ahorros relativos en parcela en función del grado de reutilización de los retornos*



5.4. Efectos de la modernización en la producción de cultivos

Tras la recopilación de datos de producción de la cooperativa de Algemesí COPAL que da servicio a ambos sectores, se ha llevado a cabo una comparación de los kg/ha de obtenidos en la campaña 2015 en una amplia muestra de parcelas perteneciente a ambos sectores (ver Tabla 38), con una superficie total 43.4 hectáreas pertenecientes al S23 repartidas en 162 parcelas, y 92 hectáreas pertenecientes al S23 repartidas en 464 parcelas. Esta comparación se lleva a cabo individualmente para distintas variedades de cítricos, representando la variación porcentual respecto la producción observada en el S23 (Δ kg/ha) y obteniendo un valor promedio de la muestra ponderando las variaciones porcentuales en función de la superficie de cada variedad. Se han seleccionado las 15 variedades de cítricos más representadas, de las cuales 9 son mandarinos y 6 naranjos. Como resultados se observa que en 6 de las 9 variedades de mandarino y en 4 de las 6 variedades de naranjo se observa un incremento de la producción, con un incremento promedio del 52.8% en mandarinos y 14.3% en naranjos, y un incremento promedio de toda la muestra del 26.6% en los kg/ha producidos con el riego localizado. Estos resultados son coherentes con el incremento de la transpiración (19.3%) y menor estrés hídrico de los cultivos de las parcelas del S24 obtenido en la simulación del balance hídrico.

Tabla 38. *Comparativa de producciones de cítricos en la campaña 2015 entre S23 y S24*

VARIEDAD	Tipo	SECTOR 23		SECTOR 24		Δ kg/ha
		ha	kg/ha	ha	kg/ha	
CLAUSELLINA	M	0.276	52,628	0.364	38,014	-27.77%
CLEMENULES	M	0.885	6,151	3.573	16,597	169.83%
CLEMENVILLA	M	1.642	27,746	3.856	22,705	-18.17%
HERNANDINA	M	0.672	14,860	1.240	21,624	45.52%
MARISOL	M	0.942	5,927	3.152	12,246	106.62%
NAVEL POWEL	N	1.616	17,099	0.998	8,579	-49.83%
NAVELINA	N	8.228	26,475	35.701	31,339	18.37%
NAVEL-LANE-LATE	N	16.026	19,408	13.778	22,964	18.32%
OKITSU	M	1.548	28,262	1.996	32,497	14.98%
OROGRANDE	M	1.524	19,834	5.460	19,404	-2.17%
ORTANIQUE	M	4.241	19,080	2.752	33,562	75.90%
SALUSTIANA	N	0.581	23,245	3.132	27,091	16.55%
SANGUINELLI	N	0.997	23,486	3.108	21,570	-8.16%
SATSUMA	M	1.981	20,357	7.207	32,681	60.54%
VALENCIA-LATE	N	2.236	25,651	5.644	27,847	8.56%
PROMEDIO MANDARINO	**M**	**13.712**	**-**	**29.599**	**-**	**52.82%**
PROMEDIO NARANJO	**N**	**29.682**	**-**	**62.360**	**-**	**14.32%**
PROMEDIO TOTAL	**-**	**43.395**	**-**	**91.959**	**-**	**26.64%**

Del mismo modo, en la siguiente tabla (Tabla 39) se muestra una comparación de los ingresos obtenidos en la muestra de parcelas de ambos sectores, mediante una estimación del precio de venta de los cultivos a partir de los precios agrarios publicados por la Conselleria de Agricultura, Medio Ambiente, Cambio Climático y Desarrollo Rural de la Generalitat Valenciana (www.agroambient.gva.es). En esta ocasión se observa por lo general un incremento en los ingresos obtenidos en las parcelas del sector modernizado, con un incremento promedio de 1,231 €/ha·año en mandarinos y 641 €/ha·año en naranjos, siendo el incremento promedio de los ingresos en la muestra analizada de 830 €/ha·año.

Tabla 39. *Comparativa de ingresos estimados en la campaña 2015 entre S23 y S24*

VARIEDAD	Tipo	SECTOR 23		SECTOR 24		Δ €/ha
		ha	€/ha	ha	€/ha	
CLAUSELLINA	M	0.276	11,446	0.364	8,268	-3,178 €
CLEMENULES	M	0.885	1,544	3.573	4,166	2,622 €
CLEMENVILLA	M	1.642	6,560	3.856	5,368	-1,192 €
HERNANDINA	M	0.672	4,737	1.240	6,893	2,156 €
MARISOL	M	0.942	1,245	3.152	2,572	1,327 €
NAVEL POWEL	N	1.616	4,759	0.998	2,388	-2,372 €
NAVELINA	N	8.228	4,633	35.701	5,484	851 €
NAVEL-LANE-LATE	N	16.026	4,367	13.778	5,167	800 €
OKITSU	M	1.548	6,147	1.996	7,068	921 €
OROGRANDE	M	1.524	4,879	5.460	4,773	-106 €
ORTANIQUE	M	4.241	3,101	2.752	5,454	2,353 €
SALUSTIANA	N	0.581	3,928	3.132	4,578	650 €
SANGUINELLI	N	0.997	8,925	3.108	8,197	-728 €
SATSUMA	M	1.981	3,902	7.207	6,264	2,362 €
VALENCIA-LATE	N	2.236	6,669	5.644	7,240	571 €
PROMEDIO MANDARINO	**M**	**13.712**	**-**	**29.599**	**-**	**1,231.48 €**
PROMEDIO NARANJO	**N**	**29.682**	**-**	**62.360**	**-**	**640.60 €**
PROMEDIO TOTAL	**-**	**43.395**	**-**	**91.959**	**-**	**829.67 €**

5.5. Extrapolación de efectos a escala entidad de riego

A partir de los resultados obtenidos en las parcelas seleccionadas, se ha llevado a cabo una extrapolación de los efectos de la implantación del riego localizado en toda la superficie de cítricos de la ARJ, comparando estas estimaciones con las que se extraen de la ficha de caracterización de la UDA C.R. Acequia Real del Júcar del PHJ 2015-2021 (ver Tabla 40).

Respecto a la superficie de cítricos, se observa un valor similar entre la obtenida a partir de las Hojas 1T (ver Tabla 16) y la estimada en el PHJ. Antes de implantar el riego localizado, la demanda bruta de los cítricos en parcela se sitúa en 70.76 hm^3/año, valor muy similar a los datos del PHJ, 70.73 hm^3/año. En cambio, se estima que tras implantar el riego localizado la demanda bruta en parcela se reducirá a 55.50 hm^3/año, valor algo superior a los 48.40 hm^3/año establecidos en el PHJ. Esto se debe principalmente a que la eficiencia característica de aplicación del riego simulada en las parcelas seleccionadas del S24 es del 84%, muy inferior al 95% que se supone en el PHJ basándose en valores estándar de la bibliografía. En el riego tradicional también se observa una cierta sobreestimación de la eficiencia de aplicación, del 65% frente al 50% simulado en el estudio de campo, que en este caso no tiene efectos sobre la demanda bruta en parcela ya que la transpiración real producida en el sector no modernizado es bastante inferior a la demanda neta que establece el PHJ, debido a un mayor estrés hídrico. No ocurre esto una vez implantado el riego localizado, donde el valor estimado del riego transpirado es muy similar a la demanda neta establecida en el PHJ. Consecuentemente, tanto antes como después de implantar del riego localizado se estiman pérdidas por evaporación y retornos de riego en la aplicación mayores que las estimadas en el PHJ.

Aplicando la eficiencia en el transporte y distribución propuesta en el PHJ se obtiene una demanda bruta de 120.59 hm^3/año antes de implantar el riego localizado, valor muy similar a los 120.54 hm^3/año que se estiman en el PHJ. Al implantar el riego localizado, se estima que esta demanda bruta pasará a 90.98 hm^3/año, con lo que se generará un ahorro bruto de 29.61 hm^3/año equivalente a una reducción del 24.55%. Este ahorro es bastante inferior al estimado en el PHJ, donde se obtiene que la demanda bruta tras implantar el riego localizado pasará a 79.34 hm^3/año, generando un ahorro de 41.20 hm^3/año, es decir, del 34.18%. Suponiendo una misma distribución de pérdidas por evaporación y retornos en el transporte y distribución del agua de riego, se llega a un total de 15.87 hm^3/año de pérdidas por evaporación y 69.34 hm^3/año de retornos de riego.

Para obtener una primera aproximación de los ahorros netos y de la reducción de aportes a masas dependientes que podría generar esta actuación de modernización, se lleva a cabo una estimación del % de reutilización de los retornos ($\boldsymbol{\eta_R}$). Suponiendo que se reutiliza un 100% de los retornos superficiales y un 45.2% de los retornos subterráneos (en el balance de la Tabla 19 los drenajes al río y las salidas al mar), y utilizando el mismo reparto entre retornos superficiales y subterráneos que se estima en el PHJ (53.5% superficiales y 46.5% subterráneos) se llega a un valor de $\boldsymbol{\eta_R}$ del 74.52%. Con este valor, se estima que el agua neta extraída antes de implantar el riego localizado en los cítricos de la ARJ es de 68.92 hm^3/año, reduciéndose a 62.61 hm^3/año al implantar el riego localizado. A partir de este resultado aproximado, se estima que el ahorro neto de implantar el riego localizado en la superficie de cítricos de la ARJ sería de 6.33 hm^3/año, lo que equivale a un ahorro del 5.25% de la demanda bruta antes de implantar el riego localizado. Este ahorro se correspondería con un 21.38% del ahorro bruto (WSE), mientras que representaría un 15.36% del ahorro bruto estimado en el PHJ. Esto es debido a que la actuación generaría una reducción de aportes valorado en 23.3 hm^3/año a las masas que reciben los retornos. Finalmente, en base a los estudios realizados se estima que con la implantación del riego localizado la producción de cítricos en la ARJ podría aumentar en más de 59 mil toneladas anuales, lo que a priori supondría un incremento de los ingresos de las explotaciones que alcanzaría un valor superior a los 9.24 millones de € anuales.

Tabla 40. *Extrapolación de efectos a escala ARJ y comparativa con PHJ 2015-2021*

Indicador	Antes de implantar riego localizado		Después de implantar riego localizado	
	Estimado	PHJ 2015-2021	Estimado	PHJ 2015-2021
Superficie cítricos (ha)	11,139	11,352	11,139	11,352
Demanda bruta cítricos en parcela (hm^3/año)	70.76	70.73	55.50	48.40
Eficiencia aplicación característica (%)	50.0%	65.0%	84.0%	95.0%
Transpiración en parcela (hm^3/año)	35.38	45.97	46.55	45.97
Pérdidas por evaporación en aplicación (hm^3/año)	12.03	7.07	3.65	2.42
Retornos en aplicación (hm^3/año)	23.35	17.69	5.29	0.00
Eficiencia tte y dist distribución (%)	-	58.68%	-	61.00%
Demanda bruta cítricos (hm^3/año)	120.59	120.54	90.98	79.34
Pérdidas por evaporación totales (hm^3/año)	15.87	10.91	6.36	4.89
Retornos totales (hm^3/año)	69.34	63.66	38.07	28.48
Ahorros brutos (hm^3/año)	**-**	**-**	**29.61**	**41.20**
Ahorros brutos (%)	**-**	**-**	**24.55%**	**34.18%**
% reutilización de retornos	74.52%	-	74.52%	-
Retornos no reutilizables (hm^3/año)	17.67	-	9.7	-
Retornos reutilizables (hm^3/año)	51.67	-	28.37	-
Agotamiento (hm^3/año)	68.92	-	62.61	-
Ahorros netos (hm^3/año)	**-**	**-**	**6.33**	**-**
Ahorros netos (%)	**-**	**-**	**5.25 %**	**-**
Reducción de aportaciones a masas receptoras (hm^3/año)	-	-	23.30	-
Eficiencia en el ahorro de agua (%)	-	-	21.38%	15.36%
Incremento de la producción de cítricos (tn/año)	-	-	**59,245**	-
Incremento de los ingresos (€/año)	-	-	**9,241,694**	-

6. CONCLUSIONES

6.1. Sobre las herramientas de simulación agro-hidrológica como apoyo a la gestión agrícola e hidrológica

Varias investigaciones recientes, tanto en el ámbito nacional como internacional, han evidenciado la existencia de ciertas incertidumbres acerca de los impactos socioeconómicos y ambientales de las políticas de modernización de regadíos, especialmente en relación con su efectividad para hacer frente a la escasez hídrica y reducir la presión sobre los recursos hídricos naturales. En gran parte, estas incertidumbres son debidas a una falta contabilidad efectiva del uso agrícola del agua y su relación con los demás usos y ecosistemas del sistema de explotación de recursos hídricos, lo que en algunos casos ha llevado a la aparición de impactos adversos imprevistos, a una toma de decisiones incorrecta o a una gestión menos eficiente del sistema.

Durante las últimas décadas, diferentes herramientas de simulación agro-hidrológica avanzada, como son los modelos agro-hidrológicos basados en procesos y la teledetección, están comenzado a ser utilizadas como herramientas de apoyo a la gestión agrícola e hidrológica, existiendo varios casos de estudio donde estas herramientas se han utilizado para la valoración de efectos de la modernización de regadíos.

En esta línea, en el presente trabajo se ha implementado un modelo agro-hidrológico basado en el modelo AQUACROP de la FAO, el cual ha sido validado en una parcela de cítricos con riego localizado. En este proceso de calibración-validación se ha podido comprobar que el modelo implementado es capaz de representar con errores inferiores al 7% la evolución diaria de la humedad en el suelo, tanto en el bulbo húmedo como en la zona seca de la parcela. Mediante el uso de esta herramienta se puede obtener un balance hídrico diario de superficies agrícolas, distinguiendo entre todos sus componentes principales, lo que permite llevar a cabo una contabilidad del uso agrícola del agua con un gran detalle. La principal problemática de estas herramientas radica en que requiere un gran número de parámetros de entrada, lo que dificulta su aplicación en superficies extensas con alta heterogeneidad espacial y temporal.

Por otra parte, se ha utilizado una metodología para estimación de evapotranspiración diaria de cultivos por teledetección, utilizando el algoritmo SEBAL. Se han comparado los resultados obtenidos mediante este procedimiento con los simulados haciendo uso del modelo agro-hidrológico implementado en parcelas regadas por gravedad y riego localizado. En el sistema de riego por gravedad, se ha observado un gran ajuste entre los resultados obtenidos por ambos métodos, reflejando correctamente los períodos de estrés del cultivo y las mayores evapotranspiraciones en los días posteriores a la aplicación del riego. En riego localizado, se observa en cambio una ligera desviación de los resultados obtenidos con ambos métodos, observándose valores algo más elevados con SEBAL que los simulados con el modelo. El uso de estas herramientas permite llevar a cabo un seguimiento del volumen realmente consumido por evapotranspiración con una gran resolución espacial, haciendo uso de imágenes satélite de dominio público. En cambio, su resolución temporal es limitada, ya que la obtención de resultados está sujeta a la disponibilidad de imágenes, que puede verse afectada por factores

externos como son la frecuencia de paso de los satélites sobre la zona de estudio y aspectos que afecten a la utilidad de las imágenes, como por ejemplo la presencia de nubes.

6.2. Sobre el caso de estudio analizado

Estas herramientas de simulación agro-hidrológica han sido aplicadas en la valoración de los efectos de la implantación del riego localizado en la ARJ a escala parcela, mediante una comparación del balance hídrico en el año 2016 en parcelas perteneciente al sector 23 donde se riega por gravedad, respecto parcelas del sector 24 donde está implantado el riego localizado. Asimismo, se añade una primera estimación de los efectos a escala ARJ extrapolando los resultados obtenidos en este caso de estudio.

De los efectos a escala parcela cabe destacar que la transición a riego localizado provoca una reducción del volumen de riego aplicado del 21.6%, generando un ahorro bruto de agua de 1,370 m^3/ha·año. Esta reducción se genera como consecuencia de una reducción prácticamente equivalente de los retornos de riego, con un descenso de 1,240 m^3/ha·año, lo que supone una reducción del 25% de los retornos anuales, o del 60% de los producidos en el período enero-octubre antes de las fuertes lluvias. Los cambios son reducidos respecto a la fracción total consumida, con un descenso de 130 m^3/ha·año que equivale a una reducción anual del 2%, aunque si hay un cambio importante en su distribución entre consumo beneficioso y no beneficioso. La transpiración anual o consumo beneficioso se incrementa en un 19% (767 m^3/ha·año) al implantar riego localizado, como consecuencia de reducir significativamente el estrés hídrico producido en el sistema de riego tradicional debido a la extensa separación entre aplicaciones de riego. Por otra parte, las pérdidas por evaporación o consumo no beneficioso se reducen en un 36% (896 m^3/ha·año), lo que permite compensar el incremento en la transpiración y reducir ligeramente el consumo total, aunque este valor es el que otorga más incertidumbre.

Asimismo, se valoran los efectos producidos por estas actuaciones en escala parcela sobre el sistema de recursos hídrico, para distintos valores del grado de reutilización de los retornos de riego. A pesar de que los ahorros brutos son de 1,370 m^3/ha·año (22%), los ahorros netos producidos se reducen a medida que este porcentaje de reutilización aumenta, desde un valor equivalente al ahorro bruto cuando la reutilización de retornos es del 0% hasta un valor de apenas 130 m^3/ha·año (2%) cuando la reutilización es del 100%, coincidiendo con la reducción en el consumo de agua.

A partir de un análisis de los valores promedio en los meses de junio y julio en los que apenas se produce precipitación, se ha obtenido los indicadores de uso característicos de ambos sistemas de riego. En las parcelas con riego por gravedad, la eficiencia de aplicación característica es del 50%, con unas pérdidas por evaporación del 17% y unos retornos de riego del 33%. En las parcelas con riego localizado, la eficiencia de aplicación característica es en este caso del 84%, con unas pérdidas por evaporación del 7% y unos retornos de riego del 9%. Esta mayor eficiencia en cambio supone que, a igualdad de agua aplicada, el riego localizado

supone una mayor extracción neta de agua del sistema que el riego por gravedad, cuya diferencia se incrementa a medida que la utilización de los retornos es mayor.

Además, se ha llevado a cabo una valoración sobre los efectos del riego localizado en la producción de diferentes variedades de cítricos, mediante la comparación de producciones de la campaña 2016 en una muestra de 626 parcelas pertenecientes a ambos sectores. En esta valoración se ha obtenido que en el sector modernizado los kg/ha obtenidos en la campaña 2015 fueron un 27% superiores en promedio que los obtenidos en el sector no modernizado, que en términos monetarios se traduce en un incremento de los ingresos estimado en 830 €/ha·año.

En cuanto a los efectos a escala ARJ, a partir un análisis de la evolución de superficies productivas por tipo de cultivo en base a los datos de las Hojas 1T procedentes del SIGPAC, se ha podido comprobar que no se ha producido incremento de la superficie productiva en la serie 2004-2012, ni tampoco cambios destacables en el mosaico característico de cultivos asociado a la modernización, ya que la fuerte expansión del caqui observada tiene su justificación en aspectos económicos. Por otra parte, a partir de la extrapolación de los resultados en parcela a toda la superficie de cítricos de la ARJ (11,140 ha), se ha estimado que la implantación del riego localizado en esta superficie producirá un ahorro bruto de 30 hm^3/año, algo inferiores a los 41 hm^3/año que se estiman en el PHJ 2015-2021. Los ahorros netos de la implantación del riego localizado en la superficie de la ARJ se estiman en algo menos de 7 hm^3/año, consecuencia de una reducción de 23 hm^3/año en los retornos de la ARJ que se estima que se reutilizan como aportes al lago de l'Albufera, el tramo bajo del Júcar, y como recarga del acuífero de la Plana de Valencia Sur. Finalmente, extrapolando los resultados de producción en la muestra analizada, se estima que la producción de cítricos en la ARJ se incrementará en 59 mil toneladas anuales con la implantación del riego localizado, lo que generará un incremento de los ingresos valorado en más de 9 millones de € anuales.

6.3. Limitaciones y líneas futuras

En cuanto a las limitaciones de la investigación realizada cabría destacar los siguientes aspectos:

- Se han observado diferencias relevantes entre los valores de evapotranspiración real diaria simulados con el modelo agro-hidrológico implementado y los obtenidos por teledetección con SEBAL, por lo que existe cierta incertidumbre acerca de los resultados de evaporación y transpiración obtenidos en el S24.
- Existe una falta de referencias contrastadas para ciertos parámetros del modelo agro-hidrológico y tipos de cultivo.
- El modelo agro-hidrológico implementado no incluye la simulación de tratamientos de parcela que pueden afectar al balance hídrico, como por ejemplo los acolchamientos que reducen las pérdidas por evaporación, o los drenajes de parcela que pueden afectar a la diferenciación entre retornos superficiales y subterráneos.

- El modelo agro-hidrológico implementado únicamente resuelve el balance hídrico, no incluye otros aspectos como la producción, fertilización, calidad de los drenajes, etc.

- En la simulación del riego localizado se asume un valor contante de la superficie regada y de la superficie regada en la capa evaporativa, aunque realmente estas superficies pueden verse afectadas por factores variables como el tiempo de riego o la humedad inicial en el suelo.

En la línea de los trabajos realizados en el presente estudio, y utilizándolos como base, se plantean las siguientes líneas futuras de investigación:

- Introducir nuevos módulos de cálculo en el modelo agro-hidrológico implementado, que permitan integrar aspectos como por ejemplo la producción de los cultivos, tratamientos de parcela, y calidad de los drenajes. Esto permitirá mejorar la robustez de los resultados obtenidos, mediante la calibración conjunta de diferentes outputs, y ampliar su rango de aplicación.

- Valorar la aplicación de otras herramientas de simulación agro-hidrológica, o integrar módulos de estas, como pueden ser Cropsyst, SWAT, o el algoritmo TSEB para teledetección.

- Ampliar el tamaño o resolución de la muestra analizada, temporal y espacialmente, para reducir la incertidumbre mejorando cuando sea necesario la modelación de los procesos simulados.

- Uso conjunto de herramientas de modelación agro-hidrológica y teledetección para aprovechar sinergias entre ambas metodologías, por una parte reduciendo la incertidumbre asociada a los parámetros de los modelos agro-hidrológicos y mejorando su extrapolación espacial, y por otra aumentando la resolución temporal de la teledetección complementando los períodos de falta de imágenes.

- Introducir procesos de calibración interna en las herramientas de simulación agro-hidrológica, que permitan reducir la cantidad de datos de entrada necesarios y facilitar su aplicación en casos de estudio a gran escala.

- Integrar resultados de la simulación agro-hidrológica en modelos agro-económicos e hidro-económicos para simulaciones a gran escala. Esto permitirá mejorar la valoración de los efectos globales de las políticas de modernización de regadíos a escala cuenca, en diferentes escenarios hidrológicos y socioeconómicos, escenarios de Cambio Global y Cambio Climático, a corto, medio y largo plazo.

7. BIBLIOGRAFÍA

Ahmad, M.-D., Masih, I., & Giordano, M. (2014). Constraints and opportunities for water savings and increasing productivity through Resource Conservation Technologies in Pakistan. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, *187*, 106–115. https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2013.07.003

Ahmadzadeh, H., Morid, S., Delavar, M., & Srinivasan, R. (2015). Using the SWAT model to assess the impacts of changing irrigation from surface to pressurized systems on water productivity and water saving in the Zarrineh Rud catchment. *Agricultural Water Management*, *175*, 15–28. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.10.026

Alarcón, J., Garrido, A., & Juana, L. (2016). Modernization of irrigation systems in Spain: review and analysis for decision making. *International Journal of Water Resources Development*, *32*(3), 442–458. https://doi.org/10.1080/07900627.2015.1123142

Alarcón, J. (2017). Costes y viabilidad económica de la modernización de regadíos en España. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 97-118. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Alcón, J., Soto-García, M., Martínez, V., Martín-Górriz, B. & de Miguel, M.D. (2017). Factores que explican el desempeño de las comunidades de regantes modernizadas. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 97-118. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Alcott, B. (2005). Jevons' paradox. *Ecological Economics*, *54*(1), 9–21. https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2005.03.020

Allen, R. G., Masahiro, T., & Trezza, R. (2007). Journal of Irrigation and Drainage Engineering Satellite-Based Energy Balance for Mapping Evapotranspiration with Internalized Calibration (METRIC) — Model. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, *133*(4), 380–394. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(2007)133

Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (2006). Evapotranspiración del cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. *Estudio FAO Riego y Drenaje 56*. Food and Agriculture Organization: Rome, Italy.

Allen, R. G., Willardson, L. S., Burt, C., & Clemmens, A. J. (2003). Water Conservation Questions and Definitions from a Hydrologic Perspective. *International Irrigation Show*, 159–170.

Arnold, J. G., Srinivasan, R., Muttiah, R. S., & Williams, J. R. (1998). Large area hydrologic modeling and assesment Part I: Model development. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, *34*(1), 73–89. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x

Balwinder-Singh, Eberbach, P. L., Humphreys, E., & Kukal, S. S. (2011). The effect of rice straw mulch on evapotranspiration, transpiration and soil evaporation of irrigated wheat in Punjab, India. *Agricultural Water Management*, *98*(12), 1847–1855. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2011.07.002

Barros, R., Isidoro, D., & Aragüés, R. (2011). Long-term water balances in La Violada Irrigation District (Spain): II . Analysis of irrigation performance. Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria de Aragón (CITA-DGA), Unidad de Suelos y Riegos: Zaragoza, España.

Bastiaanssen, W. G. M., Menenti, M., Feddes, R., & Holstag, A. (1998). A remote sensing Surface Energy Balance Algorithm for Land (SEBAL). *Journal of Hydrology*, *212–213*, 198–212.

Batchelor, C., Lovell, C., & Murata, M. (1996). Simple microirrigation techniques for improving irrigation efficiency on vegetable gardens. *Agricultural Water Management*, *32*(1), 37–48. https://doi.org/10.1016/S0378-3774(96)01257-7

Berbel, J., Gutiérrez-Martín, C., Rodríguez-Díaz, J. A., Camacho, E., & Montesinos, P. (2014). Literature Review on Rebound Effect of Water Saving Measures and Analysis of a Spanish Case Study. *Water Resources Management*, *29*(3), 663–678. https://doi.org/10.1007/s11269-014-0839-0

Berbel, J., & Mateos, L. (2014). Does investment in irrigation technology necessarily generate rebound effects ? A simulation analysis based on an agro-economic model. *Agricultural Systems*, *128*, 25–34. https://doi.org/10.1016/j.agsy.2014.04.002

Berbel, J., Gómez-Limón, J.A. & Gutiérrez-Martín, C. (2017). Modernización de regadíos y ahorro de agua. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 185-220. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Berbel, J. & Gutiérrez-Martín, C. (2017). Efectos de la modernización de regadíos en España. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Borrego-Marín, M.M. & Berbel, J. (2017). Impacto de la modernización de regadíos sobre el uso del agua y otras variables socioeconómicas en comunidades de regantes de Andalucía Occidental. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 345-354. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Burt, C. M., Clemmens, A. J., Strelkoff, T. S., Solomon, K. H., Bliesner, R. D., Hardy, L. A., Howell, T.A., Members, ASCE & Eisenhauer, D. E. (1997). Irrigation Performance Measures: Efficiency and Uniformity. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, *123*(6), 423–442. https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9437(1997)123:6(423)

Burt, C. M., Mutziger, a, Howes, D. J., & Solomon, K. H. (2002). Evaporation from irrigated agricultural land in California. Irrigation Training and Research Center, Report Nº 2: California, EEUU.

Cai, X. (2004). Irrigation technology choices under hydrologic uncertainty: A case study from Maipo River Basin, Chile. *Water Resources Research*, *40*(4), 1–10. https://doi.org/10.1029/2003WR002810

Cai, X., Rosegrant, M. W., & Ringler, C. (2003). Physical and economic efficiency of water use in the river basin: Implications for efficient water management. *Water Resources Research*, *39*(1). https://doi.org/10.1029/2001WR000748

Camacho-Poyato, E., Rodríguez-Díaz, J.A. & Montesinos, P. (2017). Ahorro de agua y consumo de energía en la modernización de regadíos. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 221-250. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Cardon, G. E., & Letey, J. (1992). Soil-Based Irrigation and Salinity Management Model: I. Plant Water Uptake Calculations. *Soil Science Society of America Journal*, *56*, 1881–1886. https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600060039x

Carrillo-Guerrero, Y., Glenn, E. P., & Hinojosa-Huerta, O. (2013). Water budget for agricultural and aquatic ecosystems in the delta of the Colorado River, Mexico: Implications for obtaining water for the environment. *Ecological Engineering*, *59*, 41–51. https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.04.047

Castillo, M., Borrego-Marín, M.M. & Berbel, J. (2017). Perspectiva del agricultor sobre el efecto de la modernización de regadíos en la distribución de cultivos. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 329-344. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). (2012). Modelo de seguimiento de l'Albufera de Valencia con AQUATOOLDMA. Construcción, calibración, resultado del balance hídrico y análisis de los requerimientos del régimen hidrológico. Edición 4. CHJ: Valencia, España.

Confederación Hidrográfica del Júcar (CHJ). (2015). Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfical del Júcar, ciclo de planificación hidrológica 2015-2021. CHJ: Valencia, España.

Contor, B. A., & Taylor, R. G. (2013). Why improving irrigation efficiency increases total volume of consumptive use. *Irrigation and Drainage*, *62*(3), 273–280. https://doi.org/10.1002/ird.1717

Corominas, J. & Cuevas-Navas, R. (2017). Análisis crítico de la modernización de regadíos. Pensando el futuro: ¿cómo será el nuevo paradigma?. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 273-308. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Dagnino, M., & Ward, F. A. (2012). Economics of Agricultural Water Conservation : Empirical Analysis and Policy Implications. *Water Resources Development, 28(4), 1–24.*

Del Campo, A. (2017). La modernización del regadío español desde el punto de vista social. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 119-148. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Dinar, A., Campbell, M. B., & Zilberman, D. (1992). Adoption of improved irrigation and drainage reduction technologies under limiting environmental conditions. *Environmental & Resource Economics*, *2*(4), 373–398. https://doi.org/10.1007/BF00304968

Dinar, A., & Zilberman, D. (1991). The economics of resource-conservation, pollution-reduction technology selection. *Resources and Energy*, *13*(4), 323–348. https://doi.org/10.1016/0165-0572(91)90002-K

Dirección general del agua (DGA). (2010). Estrategia nacional para la modernización sostenible de los regaddios H2015. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural, y Marino: Madrid, España.

Dumont, A., Mayor, B., & López-Gunn, E. (2013). Is the Rebound Effect or Jevons Paradox a Useful Concept for better Management of Water Resources? Insights from the Irrigation Modernisation Process in Spain. *Aquatic Procedia*, *1*, 64–76. https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2013.07.006

Embid-Irujo, A. (2017). El marco jurídico de la modernización de regadíos. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 25-60. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Esteban, E., Crespo, D. & Albiac, J. (2017). El agua subterránea en España: modernización, gestión de acuíferos y ecosismetas. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 161-184. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Estrela, T. (2017). La modernización de regadíos en la planificación hidrológica: el caso de la Demarcación Hidrográfica del Júcar. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 355-376. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Expósito, A. & Bebel, J. (2017). Evolución de la productividad del agua en el proceso de cierre de la cuenca del Guadalquivir. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 309-328. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Fernández-García, I., Rodríguez-Díaz, J.A., Camacho-Poyato, E., Montesinos, P., & Berbel, J. (2014). Effects of modernization and medium term perspectives on water and energy use in irrigation districts. *Agricultural Systems, 131*, 56–63.

García-Garizábal, I., & Causapé, J. (2010). Influence of irrigation water management on the quantity and quality of irrigation return flows. *Journal of Hydrology*, *385*(1–4), 36–43. https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.02.002

García-Mollá, M., Sanchis-Ibor, C., Ortega, M., & Avellà, L. (2013). Irrigation associations coping with drought: The case of four irrigation districts in Eastern Spain. *Drought in Arid and Semi-Arid Regions*. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6636-5

García-Mollá, M., Sanchis-Ibor, C. & Avellà, L. (2017). La modernización del regadíos en las entidades de riego valencianas. Efectos en el uso y costes del agua. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 377-398. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Gilmont, M. (2014). Decoupling dependence on natural water: Reflexivity in the regulation and allocation of water in Israel. *Water Policy*, *16*(1), 79–101. https://doi.org/10.2166/wp.2013.171

Gómez, C. M. & Gutiérrez, C. (2011). Enhancing Irrigation Efficiency but Increasing Water Use : The Jevons' Paradox. European Association of Agricultural Economists (EAAE) 2011 Congress Change and Uncertainity: Challenges for Agriculture, Food and Natural Resources: Zurich, Suiza.

Gómez, C.M. & Pérez, C.D. (2013). Myths and Maths of Water Efficieny: An Analytical Framework to Assess the Real Outcome of Water Saving Technologies in Irrigation. 87th Annual Conference of the Agricultural Economics Society: Warwick, United Kingdom.

Gómez-Limón, J.A. (2014). La agricultura de regadío en el contexto de la nueva PAC. *Reflexiones en torno a la PAC, 109-140.* Cajamar Caja Rural, Serie Economía 22: Almería, España.

Gómez-Limón, J.A. & Villanueva, A.J. (2017). La Política Agraria Común y la modernización de regadíos. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 61-96. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

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). *Regional Environmental Change*, *14*(1), 119–132.

Gutiérrez-Martín, C., & Gomez, C. M. (2011). Assessing irrigation efficiency improvements by using a preference revelation model. *Spanish Journal of Agricultural Research,* 9(4), 1009-1020. https://doi.org/10.5424/sjar/20110904-514-10

Heumesser, C., Fuss, S., Szolgayová, J., Strauss, F., & Schmid, E. (2012). Investment in Irrigation Systems under Precipitation Uncertainty. *Water Resources Management*, *26*(11), 3113–3137. https://doi.org/10.1007/s11269-012-0053-x

Hervás-Ferrer, A. (2013). Reflexiones sobre el proceso de planificación hidrológica en la demarcación del Júcar. XIII Seminario Nacional de Planificación Hidrológica: Fundación Botín.

Huffaker, R., & Whittlesey, N. (2000). The allocative efficiency and conservation potential of water laws encouraging investments in on-farm irrigation technology, *24*, 47–60.

Huffaker, R. (2008). Conservation potential of agricultural water conservation subsidies. *Water Resources Research*, *44*(7), 1–8. https://doi.org/10.1029/2007WR006183

Humphreys, E., Kukal, S. S., Christen, E. W., Hira, G. S., Balwinder-Singh, Sudhir-Yadav, & Sharma, R. K. (2010). *Halting the groundwater decline in north-west india-which crop technologies will be winners? Advances in Agronomy* (Vol. 109). Elsevier Ltd. https://doi.org/10.1016/B978-0-12-385040-9.00005-0

Instituto Geológico y Minero Español (IGME). (2010). Análisis de la evolución y del estado de las masas de agua subterránea utilizadas en épocas de sequía en la cuenca del Júcar. IGME: Madrid, España.

Intera. (2013). Remote-sensing-based comparison of water consumption by drip-irrigated versus flood-irrigated fields. Intera: Deming, New Mexico.

International Comission on Irrigation and Drainage (ICID). (2015). Sprinkler and micro irrigated area. *Agricultural Water Management for Sustainable Rural Development: Annual Report 2015-16*, 78-80.

International Panel on Climate Chante (IPCC). (2013). Cambio Climático 2013, Bases Físicas. Contribución del Grupo de Trabajo I al Quinto Informe de Evaluación del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. Resumen para responsables de políticas: Zurich, Suiza.

Intrigliolo, D. & Bonet, L. (2014). Instalaciones y manejo de la fertirrigación en cítricos y frutales. Jornadas de fertirrigación en cítricos y frutales: Paiporta, España.

Intrigliolo, D. & Alarcón, J.J. (2017). El riego de precisión. El nuevo desafío de los regadíos modernizados. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 251-272. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Isidoro, D., Quílez, D., & Aragüés, R. (2004). Water balance and irrigation performance analysis: La Violada irrigation district (Spain) as a case study. *Agricultural Water Management*, *64*(2), 123–142. https://doi.org/10.1016/S0378-3774(03)00196-3

Jiménez-Aguirre, M.T. & Isidoro, D. (2012). Efectos de la modernización de la Comunidad de Regante de Almudévar (Huesca) sobre el cultivo del maíz. Centro de Investigación y Teconología Agroalimentaria: Zaragoza, España.

Jimenez-Bello, M. A., Castel, J. R., Testi, L., & Intrigliolo, D. S. (2015). Assessment of a Remote Sensing Energy Balance Methodology (SEBAL) Using Different Interpolation Methods to Determine Evapotranspiration in a Citrus Orchard. *IEEE Journal of Selected Topics in*

Applied Earth Observations and Remote Sensing, *8*(4), 1465–1477. https://doi.org/10.1109/JSTARS.2015.2418817

Johnson, G. S., Sullivan, W. H., Cosgrove, D. M., & Schmidt, R. D. (1999). Recharge or the snake river plain aquifer: Transitioning from incidental to managed. *Journal of the American Water Resources Association*, *35*(1), 123–131. https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1999.tb05457.x

Keller, A. A., & Keller, J. (1995). 22 Effective Efficiency: A Water Use Efficiency Concept for Allocating Freshwater Resources. Center for Economic Policy Studies, Discussion Paper 22: Arlington, EEUU.

Kendy, E., Molde, D.J., Steenhuis, T.S., Liu, C. & Wang, J. (2003). Policies Drain the North China Plan: Agricultural Policy and Groundwater Depletion in Luancheng County, 1949-2000. *Research report 71*. International Water Management Institute: Colombo, Sri Lanka.

Kroes, J.G., van Dam, J.C., Bartholomeus, R.P., Groenendijk, P., Heinen, M., Hendriks, R.F.A., Mulder, H.M., Supit, I. & van Walsum, P.E.V. (2017). SWAP version 4, Theory description and user manual. Wageningen Environmental Research: Wageningen, Netherlands.

Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E. & Aragüés, R. (2009). Efectos de la modernización de regadíos sobre la cantidad y calidad de las aguas: la cuenca del Ebro como caso de estudio. Instituto Nacional de Investigación y Teconlogía Agraria y Alimentaria: Madrid, España.

Lecina, S., Isidoro, D., Playán, E., & Aragüés, R. (2010). Irrigation modernization and water conservation in Spain : The case of Riegos del Alto Aragón. *Agricultural Water Management*, *97*(10), 1663–1675. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2010.05.023

Loch, A., & Adamson, D. (2015). Drought and the rebound effect: a Murray-Darling Basin example. *Natural Hazards*, *79*(3), 1429–1449. https://doi.org/10.1007/s11069-015-1705-y

López-Gunn, E., Mayor, B., & Dumont, A. (2012). Implications of the modernization of irrigation. *Water, Agriculture and the Environment in Spain: Can We Square the Circle?*, 241–256.

Lopez-Gunn, E., Zorrilla, P., Prieto, F., & Llamas, M. R. (2012). Lost in translation? Water efficiency in Spanish agriculture. *Agricultural Water Management*, *108*, 83–95. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2012.01.005

Lotfi, A. (2012). Lake Uromiyeh: A Concise Baseline Report. Conservation of Iranian Wetlands Project: Irán.

Martin, T. C., Allen, R. G., Brazil, L. E., Burkhalter, J. P., & Polly, J. S. (2013). Evapotranspiration Estimates from Remote Sensing for Irrigation Water Management BT - Satellite-based Applications on Climate Change. In J. Qu, A. Powell, & M. V. K. Sivakumar (Eds.) (pp. 195–216). Dordrecht: Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-007-5872-8_13

Mateos, L. (2017). Hidrología del riego: los efectos de la modernización. *Efectos de la modernización de regadíos en España*, 149-160. Cajamar Caja Rural, Serie Economía 30: Almería, España.

Norman, J. M., Kustas, W. P., & Humes, K. S. (1995). Source approach for estimating soil and vegetation energy fluxes in observations of directional radiometric surface temperature. *Agricultural and Forest Meteorology*, *77*(3–4), 263–293. https://doi.org/10.1016/0168-1923(95)02265-Y

Ortega-Reig, M., Sanchis-Ibor, C., Palau-Salvador, G., & García-Mollá, M. (2017). Institutional and management implications of drip irrigation introduction in collective irrigation systems in Spain. *Agricultural Water Management*, *187*, 164–172. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2017.03.009

Patton, B. (2015). Eastern Snake Plain Managed Aquifer Recharge Program. Idaho Department of Water Resources: Idaho, EEUU.

Perry, C. (2007). Efficient Irrigation; Inefficient Communication; Flawed Recommendations. *Irrigations and Drainage*, 56, 367-378. https://doi.org/10.1002/ird.323

Perry, C., & Steduto, P. (2017). Does Improved Irrigation Technology Save Water? A review of the evidence. Discusion paper on irrigation and sustainable water resources management in the Near East and North Africa. Food and Agriculture Organization: Rome, Italy. https://doi.org/10.13140/RG.2.2.35540.81280

Peterson, J. M., & Ding, Y. (2005). Economic adjustments to groundwater depletion in the High Plains : Do water-saving irrigation systems save water ? *American Journal of Agricultural Economics, 87*(1), 147–159. https://doi.org/10.1111/j.0002-9092.2005.00708.x

Pfeiffer, L., & Lin, C. Y. C. (2014). Does efficient irrigation technology lead to reduced groundwater extraction? Empirical evidence. *Journal of Environmental Economics and Management*, *67*(2), 189–208. https://doi.org/10.1016/j.jeem.2013.12.002

Playán, E., Slatni, A., Castillo, R., & Faci, J. M. (2000). A case study for irrigation modernisation: II Scenario analysis. *Agricultural Water Management,* 42, 335-354.

Playán, E. & Mateos, L. (2006). Modernization and optimization of irrigation systems to increase water productivity. *Agricultural Water Managemente, 80* (2006), 100–116. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2005.07.007

Qureshi, M. E., Schwabe, K., Connor, J., & Kirby, M. (2010). Environmental water incentive policy and return flows. *Water Resources Research*, *46*(4), 1–12. https://doi.org/10.1029/2008WR007445

Raes, D., Steduto, P., Hsiao, T. C., & Fereres, E. (2009). Aquacrop-The FAO crop model to simulate yield response to water: II. main algorithms and software description. *Agronomy Journal*, *101*(3), 438–447. https://doi.org/10.2134/agronj2008.0140s

Raes, D., Steduto, P., Hsiao, T. C., & Fereres, E. (2012). Calculation Procedures. *Aquacrop Reference Manual Verion 4.0*. Food and Agriculture Organization: Rome, Italy.

Raes, D. (2015). Training module nº1. Introduction to AquaCrop. Food and Agriculture Organization: Rome, Italy.

Reinders, F. B. (2010). Standards and guidelines for Improved Efficiency of Irrigation Water Use from Dam Wall Release to Root Zone Application. Water Research Commission: Gezina, South Africa.

Rodríguez-Díaz, J.A, Pérez-Urrestarazu, L., Camacho-Poyato, E., & Montesinos, P. (2011). The paradox of irrigation scheme modernization : More efficient water use linked to higher energy demand. *Spanish Journal of Agricultural Research 2011 9(4), 1000-1008*. https://doi.org/10.5424/sjar/20110904-492-10

Rivera, A. (2011). Evaluación de la demanda agraria de agua en el ámbito territorial de la Confederación Hidrográfica del Júcar. Incertidumbres y consecuencias en la planificación hidrológica. Universitat Politècnica de València: Valencia, España.

Sanchis Ibor, C., García Mollá, M., & Avellà Reus, L. (2016). Las políticas de implantación del riego localizado. Efectos en las entidades de riego de la Comunidad Valenciana. *Bolentín de la Asociación de Geógrafos Españoles,* 72, 9-35. https://doi.org/10.21138/bage.2330

Sanchis Ibor, C., García Mollá, M., & Avellà Reus, L. (2017). Effects of drip irrigation promotion policies on water use and irrigation costs in Valencia, Spain. *Water Policy,* 19, 165-180.

Saxton, K., & Rawls, W. (2006). Soil Water Characteristic Estimates by Texture and Organic Matter for Hydrologic Solutions. *Soil Science Society of America Journal*, *70*, 1569–1578. https://doi.org/10.2136/sssaj2005.0117

Scheierling, S. M., Young, R. a., & Cardon, G. E. (2006). Public subsidies for water-conserving irrigation investments: Hydrologic, agronomic, and economic assessment. *Water Resources Research*, *42*(3), 1–11. https://doi.org/10.1029/2004WR003809

Schneekloth, J. P., Klocke, N. L., Davison, D. R., & Payero, J. O. (2006). Furrow Irrigation Managemente with Limited Water. *Applied Engineering in Agriculture*, 22(3), 391-398.

Scott, C. A., Vicuña, S., Blanco-Gutiérrez, I., Meza, F., & Varela-Ortega, C. (2014). Irrigation efficiency and water-policy implications for river basin resilience. *Hydrology and Earth System Sciences*, *18*(4), 1339–1348. https://doi.org/10.5194/hess-18-1339-2014

Seck, J.C., Medina, J. & Hernández, N. (2016). Introducción a los Algoritmos Genéticos con Matlab. Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo: Hidalgo, México.

Seckler, D. (1996). The New Era of Water Resources Management: From "Dry" to "Wet" Water Savings. IWMI Research Report I, International Irrigation Management Institute: Colombo, Sri Lanka.

Soille, P. (2003) Morphological Image Analysis - Principles and Applications, 2nd ed. Springer Verlag: Berlin, Germany.

Soto-García, M., Martínez-Alvarez, V., García-Bastida, P.A., Alcon, F. & Martin-Gorriz, B. (2013). Effect of water scarcity and modernisation on the performance of irrigation districts in south-eastern Spain. *Agricultural Water Management*, *124*, 11–19. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2013.03.019

Steduto, P., Hsiao, T. C., Raes, D., & Fereres, E. (2009). Aquacrop-the FAO crop model to simulate yield response to water: I. concepts and underlying principles. *Agronomy Journal*, *101*(3), 426–437. https://doi.org/10.2134/agronj2008.0139s

Stockle, C. O., Donatelli, M., & Nelson, R. (2003). CropSyst, a cropping systems simulation model. *European Journal of Agronomy*, *18*, 289–307. https://doi.org/Pii S1161-0301(02)00109-0

Strong, C. J. & Orr, M. C. (2016). Understanding the 1984 Swan Falls Settlement. *Idaho Law Review*, 223.

Tarjuelo, J. M., Rodriguez-diaz, J. A., Abadía, R., Camacho, E., Rocamora, C., & Moreno, M. A. (2015). Efficient water and energy use in irrigation modernization : Lessons from Spanish case studies. *Agricultural Water Management*, *162*, 67–77. https://doi.org/10.1016/j.agwat.2015.08.009

The Nature Conservancy. (2014). Upper Snake River Basin Water Stewardship Assessment. The Nature Conservancy: Virginia, EEUU.

Thorenson, B., Lal, D., & Clark, B. (2013). Drip irrigation impacts on evapotranspiration rates in California's San Joaquin valley. *Using 21st Century Technology to Better Manage Irrigation Water Supplies*, (April 2013), 155–169.

Tirado, D., Gómez, C.M. & Lozano, J. (2006). Efficiency improvements and water policy in the Balearic Islands : a general equilibrium approach. *Investigaciones económicas (3),* 441-463.

Törnqvist, R., & Jarsjö, J. (2012). Techniques : Basin-Scale Quantification in Semi-Arid Environments. *Water Resources Management,* 26, 949–962.

UN-Water (2015). The United Nations World Water Development Report 2015: Water for a Sustainable World. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization: Paris, France. https://doi.org/978-92-3-100071-3

UN-Water (2016). Informe de las Naciones Unidades sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo 2016: Agua y Empleo. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization: Paris, France

UN-Water (2017). The United Nations World Water Development Report 2017: Wastewater, the untapped resource. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization: Paris, France

Van Kirk, R. (2015). Conversion of irrigated agricultural land in eastern Idaho to non-agricultural uses: consequences for water management and hydrology. United States Department of Agriculture: Washington D.C., EEUU.

Vrugt, J., Hopmans, J., & Simunek, J. (2001). Calibration of a two-dimensional root water uptake model. *Soil Science Society of America Journal*, *65*(4), 1027–1037. https://doi.org/10.2136/sssaj2001.6541027x

Ward, F.A., & Pulido-Velazquez, M. (2008). Water conservation in irrigation can increase water use. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, *105*(47), 18215–18220. https://doi.org/10.1073/pnas.0805554105

Whittlesey, N. (2003). Improving irrigation efficiency through technology adoption: When will it Conserve water? *Water Resources Perspectives: Evaluation, Management and Policy,* 53–62. https://doi.org/10.1016/S0167-5648(03)80007-2

Wu, B., Jiang, L., Yan, N., Perry, C., & Zeng, H. (2014). Basin-wide evapotranspiration management: Concept and practical application in Hai Basin, China. *Agricultural Water Management*, *145*, 145–153.

World Economic Forum (WEF) (2016). The Global Risks Report 2016 11th Edition Insight Report. World Economic Forum: Ginebra, Suiza.

World Wildlife Fund (WWF) (2014). Estudio de los efectos ambientales y socioeconómicos de la modernización de regadíos en España. WWF España: Madrid, España.

World Wildlife Fund (WWF) (2015). Modernización de Regadíos, un mal negocio para la naturaleza y la sociedad. WWF España: Madrid, España.

Yan, N., Wu, B., Perry, C., & Zeng, H. (2015). Assessing potential water savings in agriculture on the Hai Basin plain, China. *Agricultural Water Management*, *154*, 11–19.

Zwart, S. J., & Bastiaanssen, W. G. M. (2008). Water Balance and Evaluation of Water Saving Investments in Tunisian Agriculture. Water Watch: Wageningen, Netherlands.