



UCAM

UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE MURCIA

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO
Programa de Doctorado en Urbanismo

Sostenibilidad de la agricultura de regadío en la cuenca del
río Segura mediante la gestión integrada de los recursos
hídricos. Aplicación del análisis coste-beneficio en el acuífero
del Boquerón en Hellín (Albacete)

Autor:

Carmen Rupérez Moreno

Directores:

Dr. D. Julio Pérez Sánchez
Dr. D. Javier Senent Aparicio

Murcia, mayo de 2017



UCAM

UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE MURCIA

ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO
Programa de Doctorado en Urbanismo

Sostenibilidad de la agricultura de regadío en la cuenca del
río Segura mediante la gestión integrada de los recursos
hídricos. Aplicación del análisis coste-beneficio en el acuífero
del Boquerón en Hellín (Albacete)

Autor:

Carmen Rupérez Moreno

Directores:

Dr. D. Julio Pérez Sánchez
Dr. D. Javier Senent Aparicio

Murcia, mayo de 2017



UCAM

UNIVERSIDAD CATÓLICA
DE MURCIA

AUTORIZACIÓN DE LO/S DIRECTOR/ES DE LA TESIS PARA SU PRESENTACIÓN

El Dr. D. Julio Pérez Sánchez y el Dr. D. Javier Senent Aparicio como Directores de la Tesis Doctoral titulada “Sostenibilidad de la agricultura de regadío en la cuenca del río Segura mediante la gestión integrada de los recursos hídricos. Aplicación del análisis coste-beneficio en el acuífero del Boquerón en Hellín (Albacete)” realizada por D.ª Carmen Rupérez Moreno en el Departamento de Ciencias Politécnicas, **autoriza su presentación a trámite** dado que reúne las condiciones necesarias para su defensa.

Lo que firmo, para dar cumplimiento al Real Decreto 99/2011, 1393/2007, 56/2005 y 778/98, en Murcia a 31 de mayo de 2017

Esta memoria se presenta en la modalidad de compendio de publicaciones.

Los artículos que constituyen la tesis son los siguientes:

- 1. Publication 1: Rupérez-Moreno, C., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., & del Pilar Flores-Asenjo, M. (2015).** The economic value of conjoint local management in water resources: Results from a contingent valuation in the Boquerón aquifer (Albacete, SE Spain). *Science of the Total Environment*, 532, 255–264. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.028>
- 2. Publication 2: Rupérez-Moreno, C., Senent-Aparicio, J., Martínez-Vicente, D., García-Aróstegui, J. L., Calvo-Rubio, F. C., & Pérez-Sánchez, J. (2017).** Sustainability of irrigated agriculture with overexploited aquifers: The case of Segura basin (SE, Spain). *Agricultural Water Management*, 182, 67–76. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.12.008>
- 3. Publication 3: Rupérez-Moreno, C., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., Flores-Asenjo, P., & Paz-Aparicio, C. (2017).** Cost-Benefit Analysis of the Managed Aquifer Recharge System for Irrigation under Climate Change Conditions in Southern Spain. *Water*, 9(5), 343. <https://doi.org/10.3390/w9050343>

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, me gustaría agradecer a mis directores de tesis los Dres. Julio Pérez Sánchez y Javier Senent Aparicio su vinculación a esta investigación. Gracias a sus ideas, propuestas, profesionalidad y énfasis en la recuperación y mejora de los recursos hídricos ha sido posible sacar adelante este trabajo. Gracias también por transmitirme parte de vuestro conocimiento y por vuestro apoyo y amistad.

A la Dra. Pilar Flores Asenjo por involucrarse en esta investigación. Gracias por aportarme tantos conocimientos sobre economía ambiental.

En especial, quisiera agradecer a Melchor Senent esas charlas sobre hidrología subterránea que tanto me han ayudado en la redacción de esta tesis.

A mi familia por aguantarme estos últimos años que han sido buenos y no tan buenos, pero que han servido para hacerme más fuerte y superar adversidades. A mis padres y suegros por cuidar de mis pequeños. A mis hermanos, por soportar mi mal humor. Y en especial a José y mis pequeños amores Paula y Lucas, por seguirme en esta aventura. Todos os merecéis este premio.

Y a mis amigos, por animarme a seguir este camino.

Finalmente, este trabajo no hubiera sido posible sin el soporte financiero del Instituto Euromediterráneo del Agua.

"La tierra provee lo suficiente para proveer las necesidades de cada hombre, pero no la avaricia de cada hombre".
Mahatma Gandhi (1869-1948).

ÍNDICE GENERAL

AUTORIZACIÓN DE LOS DIRECTORES	
COMPENDIO DE PUBLICACIONES	
AGRADECIMIENTOS	
ÍNDICE GENERAL	
SIGLAS Y ABREVIATURAS	15
ÍNDICE DE FIGURAS Y DE TABLAS	17
RESUMEN	19
ABSTRACT.....	23
I - INTRODUCCIÓN	29
1.1 CONTEXTO.....	29
1.2 GESTIÓN INTEGRADA Y GESTIÓN CONJUNTA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS.....	30
1.3 VALORACIÓN ECONÓMICA DEL AGUA Y DEL MEDIO AMBIENTE.....	32
1.4 CUMPLIMIENTO DE LOS OBJETIVOS DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA.....	36
1.5 JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN.....	37
II – OBJETIVOS.....	43
III – ANTECEDENTES Y ESTADO DEL ARTE	47
3.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	47
3.2 ESTUDIOS PREVIOS EN EL ACUÍFERO DEL BOQUERÓN	51
3.3 SISTEMA DE RECARGA GESTIONADA DE ACUÍFEROS: UNA SOLUCIÓN A LOS PROBLEMAS DE SEQUÍA Y SOBREEXPLOTACIÓN.....	53
3.4 ANÁLISIS DE COSTES Y BENEFICIOS EN SISTEMAS MAR.....	57
IV – METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN	63
4.1 ANÁLISIS DE GESTIÓN HÍDRICA EN CONDICIONES DE CAMBIO CLIMÁTICO	65

4.2 VALORACIÓN DE COSTES.....	67
4.2.1 Coste de extracción y uso agrícola	67
4.2.2 Coste de recarga artificial	72
4.3 VALORACIÓN DE BENEFICIOS.....	73
4.3.1 Beneficio privado.....	73
4.3.2 Beneficio socioambiental	74
4.4 INDICADORES DE RENTABILIDAD DEL ANÁLISIS COSTE- BENEFICIO.....	76
V – PUBLICACIÓN 1: THE ECONOMIC VALUE OF CONJOINT LOCAL MANAGEMENT IN WATER RESOURCES: RESULTS FROM A CONTINGENT VALUATION IN THE BOQUERÓN AQUIFER (ALBACETE, SE SPAIN).....	81
VI – PUBLICACIÓN 2: SUSTAINABILITY OF IRRIGATED AGRICULTURE WITH OVEREXPLOITED AQUIFERS: THE CASE OF SEGURA BASIN (SE, SPAIN)	113
VII – PUBLICACIÓN 3: COST-BENEFIT ANALYSIS OF THE MANAGED AQUIFER RECHARGE SYSTEM FOR IRRIGATION UNDER CLIMATE CHANGE CONDITIONS IN SOUTHERN SPAIN	145
VIII – SÍNTESIS DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN	173
8.1 RESULTADOS DE LOS ESCENARIOS DE GESTIÓN HÍDRICA ..	173
8.2 RESULTADOS DEL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO.....	174
8.3 DISCUSIÓN.....	180
IX – CONCLUSIONES	185
X – FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	191
XI – REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	195
APÉNDICE: CALIDAD DE LAS PUBLICACIONES	211

SIGLAS Y ABREVIATURAS

ACB	Análisis Coste-Beneficio
A.G.U.A	Actuaciones para la Gestión y la Utilización del Agua
ASR	Aquifer Storage and Recovery
ASTR	Aquifer Storage Transfer and Recovery
ARR	Aquifer Recharge and Recovery
CE	Método del Coste de Enfermedad
CR	Método del Coste de Reemplazo
CV	Método del Coste del Viaje
DAC	Disposición A ser Compensado
DAP	Disposición A Pagar
DINA-MAR	Depth Investigation of New Areas for Managed Aquifer Recharge
DMA	Directiva Marco del Agua
EE	Método de Experimentos de Elección
FP	Función de Producción
GCM	General Circulation model
GIRH	Gestión Integrada de los Recursos Hídricos
MAR	Managed Aquifer Recharge
MVC	Método de Valoración Contingente
PH	Precios Hedónicos
PM	Precios de Mercado
RCM	Regional Climate Model
RCP	Representative Concentration Pathway
RNF	Renta Neta de Factores
SIG	Sistema de Información Geográfica, GIS en inglés
SC1	Escenario 1 de gestión actual
SC2	Escenario 2 de gestión conjunta de aguas superficiales y aguas subterráneas
TIR	Tasa Interna de Rendimiento
UE	Unión Europea
VAN	Valor actual Neto
VET	Valor Económico total

ÍNDICE DE FIGURAS Y DE TABLAS

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Localización del acuífero del Boquerón, Fuente de Isso, embalses Talave y Camarillas, río Mundo y canal Hellín, así como de las zonas urbanas y agrícolas	48
Figura 2. Abastecimiento de agua para riego según las distintas unidades de demanda agraria (CHS, 1998).....	50
Figura 3. Evolución del precio de la energía	71
Figura 4. Mapa de iso-costes en Zona MAR del acuífero del Boquerón.....	73

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I.1. Elementos integrantes del VET de los recursos hídricos. Métodos de valoración económica propuestos	34
Tabla III.1. Unidades de demanda agraria (UDA) con representatividad en el municipio de Hellín	49
Tabla VIII.1. Coste de inversión del acuífero del Boquerón en los sub-escenarios de emisión RCP4.5 y RCP8.5	175
Tabla VIII.2. Flujos netos de caja privados del escenario de gestión actual SC1 con escenarios de emisiones RCP4.5 y RCP8.5.....	175
Tabla VIII.3. Flujos netos de caja privados y socioambientales del escenario de gestión conjunta SC2 con escenario de emisiones RCP4.5	176
Tabla VIII.4. Flujos netos de caja privados y socioambientales del escenario de gestión conjunta SC2 con escenario de emisiones RCP8.5	177

Tabla VIII.5. Valor actual neto del acuífero del Boquerón en los escenarios de gestión actual (SC1) y gestión conjunta (SC2) con emisiones RCP4.5 y RCP8.5 y demandas agrarias..... 179

Tabla VIII.6. Tasa interna de rendimiento del acuífero del Boquerón en los escenarios de gestión actual (SC1) y gestión conjunta (SC2) con emisiones RCP4.5 y RCP8.5 y demandas agrarias 179

RESUMEN

Los recursos hídricos constituyen un bien vital para el funcionamiento de cualquier economía. Sin embargo, se están agotando y degradando a un ritmo insostenible, debido principalmente al crecimiento y desarrollo socioeconómico. Este desarrollo ha provocado que el valor de los recursos ambientales a menudo haya sido pasado por alto en la toma de decisiones. Además, la escasez de agua y el cambio climático agravan la situación y los ecosistemas dependientes tanto de las aguas superficiales como subterráneas resultan amenazados. Para poder implementar políticas económicas y sociales más eficientes que impidan el deterioro y la extinción de los recursos ambientales es necesario establecer el valor económico total de los recursos hídricos que incluyan todos los costes y beneficios que resulten de la aplicación de una política, proyecto o iniciativa de inversión pública o privada.

La Directiva Marco del Agua (DMA) (Directiva 2000/60/EC), con el objetivo de conseguir el “buen estado ecológico” de todas las masas de agua, establece unos principios y herramientas económicas para la gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH) que deben ser cumplidos en los próximos ciclos de planificación y ejecución (2015-2021 y 2021-2027). Por tanto, el análisis económico resulta esencial para conseguir la sostenibilidad en los aspectos económico, social y ambiental.

En el sureste de España, el cambio climático, los frecuentes periodos de sequía, el crecimiento de la población y del sector agrícola han producido el desequilibrio entre la demanda de agua y los recursos disponibles. La agricultura es un factor clave para la economía en esta región. Sin embargo, se ha estado abasteciendo de aguas subterráneas para su uso en el regadío hasta el punto de sobreexplotar un gran número de acuíferos en la cuenca del río Segura provocando un “estrés hídrico” que tiende a ser insostenible, cuyas consecuencias afectan a la cantidad y calidad de las aguas subterráneas y al deterioro de los ecosistemas dependientes.

La DMA y la Directiva de aguas subterráneas (Directiva 2006/118/CE) exigen que la explotación de las aguas subterráneas se mantenga al mismo nivel de los recursos y que el problema de la sobreexplotación sea resuelto, pero en la actualidad, los objetivos no se han cumplido y resulta imposible alcanzar el equilibrio para el año 2027. Bajo estas circunstancias, se hace necesario plantear

posibles soluciones que ayuden a resolver el problema de la sobreexplotación de acuíferos y garanticen la supervivencia de uno de los principales motores económicos del sureste de España como es la agricultura. En aquellas regiones donde existe una interrelación entre las aguas subterráneas y superficiales se puede considerar el uso conjunto de las mismas y analizarlo como recurso único. Esta técnica tiene la ventaja de generar unas garantías de suministro de agua próximas al 100% a un coste relativamente bajo respecto a otras fuentes de abastecimiento tales como la desalación, reutilización o el uso exclusivo de aguas superficiales. Los sistemas de recarga gestionada de acuíferos (MAR, Managed Aquifer Recharge) ofrecen soluciones eficaces para proteger, conservar y asegurar la supervivencia de los acuíferos y sus ecosistemas asociados.

Esta tesis doctoral, formada por un compendio de tres publicaciones, tiene como objetivo principal analizar la viabilidad socioeconómica de un sistema MAR en el acuífero sobreexplotado del Boquerón en Hellín (Albacete) bajo escenarios futuros de cambio climático y posibles variaciones de demanda agraria para garantizar, por un lado, que el desarrollo del sector agrícola basado en aguas subterráneas a través de la recarga artificial sea factible en situaciones de sobreexplotación y, por otro, la recuperación ambiental del ecosistema asociado al acuífero y el bienestar social. Para evaluar la rentabilidad del sistema MAR, se ha realizado un análisis coste-beneficio (ACB) ya que incorpora criterios de rentabilidad social y sustentabilidad intergeneracional, que se valoran según el bienestar social.

En el primer artículo, se calculó el valor económico de la recuperación ambiental del acuífero sobreexplotado del Boquerón que se generaría con la aplicación de la técnica MAR. En este caso, se trata de una recarga artificial del tipo “almacenamiento subterráneo con recuperación” (ASR, Aquifer Storage and Recovery). Este acuífero funcionaría como “embalse regulador” del sistema hídrico de Hellín. El método de valoración contingente (MVC) aplicado en la valoración ambiental mostró un valor de no-uso, correspondiente a un beneficio socioambiental anual de 147.470 €, debido a la alta concienciación ambiental de los habitantes de Hellín.

En el segundo artículo se evaluó el coste total de explotación y uso agrícola de los principales acuíferos sobreexplotados de la cuenca del río Segura para el último plazo del ciclo de planificación hídrica fijado por la DMA, a través de un

modelo hidroeconómico. Los resultados mostraron que el precio que pagarían los agricultores por el agua de riego en el año 2027 sería de 0,53 €/m³. Este valor supondría el 10% de la producción final de cultivos agrícolas en la Región de Murcia.

Finalmente, el tercer artículo llevó a cabo el análisis coste-beneficio en el acuífero del Boquerón, planteando dos escenarios principales: un escenario de gestión actual (sin interrelación entre recursos superficiales y recursos subterráneos) y un segundo escenario de gestión conjunta (mediante recarga artificial a través de los excedentes del canal de Hellín). Además se plantearon varios sub-escenarios futuros de cambio climático (RCP4.5 y RCP8.5) y posibles variaciones de demanda agraria con respecto a la actual de 0%, -10% y +10%. Los resultados para el periodo de estudio 2020-2050 mostraron que los escenarios más rentables serían los de gestión conjunta cuya futura demanda de riego permaneciese en el nivel actual o quedara por debajo del 10% de la superficie actual de riego, ya que estos escenarios generaron una tasa interna de rendimiento entre el 53% y el 57%. Además, la regeneración del ecosistema se produciría entre 5 y 9 años.

Por tanto, la GIRH con sistemas MAR garantizará la sostenibilidad del regadío en el municipio de Hellín y logrará el equilibrio hídrico incluso en condiciones severas de cambio climático.

Palabras clave: Gestión integrada de los recursos hídricos, Directiva Marco del Agua, cambio climático, sobreexplotación de acuíferos, sistemas de recarga gestionada de acuíferos, valoración contingente, análisis coste-beneficio, sostenibilidad de la agricultura.

ABSTRACT

Water resources are a vital asset for the functioning of any economy. However, they are depleting and degrading at an unsustainable rate, mainly due to socio-economic growth and development. This development has caused the value of environmental resources has often been overlooked in decision-making. In addition, water scarcity and climate change aggravate the situation, and ecosystems dependent on both surface and groundwater are threatened. In order to implement more efficient economic and social policies that prevent the deterioration and extinction of environmental resources, it is necessary to establish the total economic value of water resources that includes all the costs and benefits resulting from the application of a public or private policy, a project or an investment initiative.

The Water Framework Directive (WFD) (Directive 2000/60/EC), with the aim of achieving "good ecological status" of all water bodies, establishes principles and economic tools for an integrated water resources management (IWRM). They must be fulfilled in the next planning and implementation cycles (2015-2021 and 2021-2027). Therefore, economic analysis is essential to achieve sustainability in the economic, social and environmental aspects.

In southern Spain, climate change, frequent drought periods, and the population and agricultural growth have produced an imbalance between water demand and available resources. Agriculture is a key factor for the economy in this region. However, irrigation has been supplied of groundwater to the point of overexploiting a large number of aquifers in the Segura river basin. This has caused a "water stress" that tends to be unsustainable and whose consequences affect the quantity and the quality of groundwater, as well as they affect the deterioration of the dependent ecosystems.

The WFD and the Groundwater Directive (Directive 2006/118/EC) require groundwater exploitation to be maintained at the same level of resources, so the problem of overexploitation is resolved. However, the objectives have been unfulfilled and it is impossible to reach equilibrium for the year 2027. In these circumstances, it is necessary to consider possible solutions that help solve the problem of aquifer overexploitation. This would ensure the survival of one of the main economic engines of southeast Spain, agriculture. In those regions where

there is an interrelation between groundwater and surface water, the conjoint use of both can be considered and analysed as a single resource. This technique has the advantage of providing 100% water supply guarantees at a relatively low cost compared to other sources of supply such as desalination, water reuse or exclusive use of surface water. Managed aquifer recharge (MAR) systems offer effective solutions to protect, preserve and ensure the survival of aquifers and their associated ecosystems.

The main objective of this doctoral thesis, which is formed by a compendium of three publications, is to analyse the socioeconomic viability of a MAR system in the overexploited Boquerón aquifer in Hellín (Albacete) under future scenarios of climate change and possible variations of agricultural demand. This analysis is aimed to guarantee, on the one hand, that the development of the agricultural sector based on groundwater through artificial recharge is feasible in situations of overexploitation and, on the other, the environmental recovery of the ecosystem associated with the aquifer and with the social welfare. To evaluate the profitability of the MAR system, a cost-benefit analysis (CBA) has been carried out, since it incorporates criteria of social profitability and intergenerational sustainability, which are valued according to social welfare.

In the first article, the economic value of the environmental recovery of the overexploited aquifer of the Boquerón that would be generated by the application of the MAR technique was calculated. In this case, it is an artificial recharge of the type "aquifer storage and recovery" (ASR). This aquifer would operate as a "regulating reservoir" of the Hellín water system. The contingent valuation method (MVC) applied in the environmental assessment showed a non-use value, corresponding to an annual socioenvironmental benefit of € 147,470, due to the high environmental awareness of the Hellín population.

The second article evaluated the total costs of extraction and agricultural use of the main overexploited aquifers of the Segura river basin for the last term of the water planning cycle set by the WFD through a hydroeconomic model. The results showed that the groundwater price paid by the farmers for the irrigation in 2027 would be 0.53 €/m³. This figure would involve 10% of the final agricultural crop production in the Region of Murcia.

Finally, in the third article, the cost-benefit analysis in the Boquerón aquifer was carried out, proposing two main scenarios: a current management scenario

(without interrelation between surface and groundwater resources) and the second scenario of conjoint management (with artificial recharge through the surplus from the Hellín canal). In addition, several future sub-scenarios of climate change (RCP4.5 and RCP8.5) and possible variations in agricultural demand of the 0%, -10% and +10% from the current, were proposed. The results for the period 2020–2050 showed that the most profitable scenarios would be those of conjoint management whose future irrigation demand would remain at the current level or would be below 10% of the current irrigation surface, since these scenarios generated an internal rate of return between 53% and 57%. In addition, regeneration of the ecosystem would occur between 5 and 9 years.

Therefore, IWRM with MAR systems will guarantee the sustainability of irrigation in the municipality of Hellín and will achieve water balance even under severe climate change conditions.

Keywords: Integrated water resources management, Water Framework Directive, climate change, aquifer overexploitation, managed aquifer recharge, contingent valuation, cost-benefit analysis, sustainability of agriculture.

I - INTRODUCCIÓN

I - INTRODUCCIÓN

1.1 CONTEXTO

El agua es un recurso vital imprescindible para la supervivencia de todo ser vivo, el medio ambiente y el desarrollo sostenible. La actividad humana, a consecuencia de fallos en la toma de decisiones, ha provocado de manera progresiva el deterioro en la calidad y cantidad de las aguas dañando los ecosistemas asociados. Además, la alteración en los patrones de precipitación debido al cambio climático y el aumento de la demanda de agua a medida que aumenta la población ejercen presión sobre los recursos hídricos en toda Europa, especialmente en los países semiáridos. Según la Comisión Europea (EC, 2010), esta situación podría agravarse a medida que el cambio climático se intensifica. Por tanto, considerar la gestión de los recursos hídricos como bien económico resulta clave para lograr un uso eficiente y equitativo y fomentar la conservación y protección de los recursos hídricos, tal y como expresa la Declaración de Dublín (U.N., 1992). Actualmente, la encargada de proteger, conservar y asegurar el “buen estado ecológico” de todas las masas de agua en los países de la Unión Europea es la DMA. Esta Directiva fue la primera en introducir un “enfoque ecosistémico” en la tarea de proteger los ecosistemas hídricos de manera equitativa en términos de calidad, cantidad, protección del medio ambiente y sostenibilidad, estableciendo unos principios y herramientas económicas para la gestión integrada de los recursos hídricos. El establecimiento de un análisis económico resulta crucial para conseguir un uso eficiente del agua y ayudar a los responsables de la toma de decisiones a aceptar o rechazar proyectos, políticas o iniciativas de inversión, más aún si conllevan consecuencias medioambientales a largo plazo.

El impacto sobre los recursos hídricos producidos por el cambio climático puede exacerbarse cuando se producen en regiones que presentan bajos niveles de recursos hídricos y periodos de sequías frecuentes que además sufren desequilibrios entre las demandas de agua y los recursos disponibles. Este es el caso de España, donde los recursos hídricos se verán gravemente afectados debido a los escenarios de cambio climático existentes (Estrella, Pérez-Martin, &

Vargas, 2012). El previsible crecimiento de la demanda agraria en un 33% en los próximos 40 años (Pérez-Sánchez & Senent-Aparicio, 2015) empeora la situación. En aquellas regiones donde existe una interrelación entre las aguas subterráneas y superficiales se puede considerar el uso conjunto de las mismas y analizarlo como un recurso único (Winter, Harvey, Franke, & Alley, 1998). El uso conjunto de las aguas superficiales y subterráneas presenta la ventaja de generar unas garantías de suministro de agua próximas al 100% a un coste relativamente bajo respecto al uso exclusivo de aguas superficiales.

1.2 GESTIÓN INTEGRADA Y GESTIÓN CONJUNTA DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

El concepto de GIRH surge de la necesidad de realizar una gestión sostenible del agua en tres aspectos fundamentales: ambiental, económico y social. Numerosas conferencias internacionales han abordado este tema, tales como la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Agua en Mar del Plata en 1977, la Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente en Dublín en 1992 o la Conferencia de Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo en Río de Janeiro en 1992. El desarrollo de la GIRH implica la necesidad de llevar a cabo estudios multidisciplinarios que consideren todos los aspectos relacionados con la gestión del agua con la finalidad de conseguir la sostenibilidad. La GIRH representa un excelente enfoque para el análisis, ya que incorpora las dimensiones técnicas, científicas, políticas, legislativas y organizativas que presenta un sistema hídrico y, por lo tanto, todos los aspectos involucrados en su gestión y funcionamiento. Existen muchas definiciones de GIRH, y cada una adopta un enfoque diferente, aunque el primer principio que se debe tener en cuenta es que la gestión debe ser "interdisciplinaria" (Molina et al., 2009). Según Heinz, Pulido-Velazquez, & Lund (2007), no basta con evaluar el impacto generado en un elemento en particular, sino más bien cualquier impacto que se produzca en cualquier aspecto: ambiental, socioeconómico, político, legal o de cualquier otro tipo. Además, en el análisis de la gestión integrada es necesario contar con la participación pública de las partes interesadas "stakeholders".

La DMA fomenta la participación activa de los "stakeholders" en la toma de decisiones medioambientales, siempre que sea posible. La participación de las

partes interesadas significa que la toma de decisiones en el futuro estará mejor fundada y consensuada, y que las implicaciones socioeconómicas serán tenidas en cuenta (Orr, Colvin, & King, 2007). El concepto de integración debe abarcar aspectos relacionados con el recurso y su medio. En este sentido “los planes de cuencas hidrográficas” son integradores naturales del caudal y de las consecuencias socioeconómicas y ambientales producidas por la actividad humana (Ames, Neilson, & Stevens, 2005). Por tanto, la mejor forma de realizar una gestión sostenible, equitativa y eficiente de los recursos hídricos a escala de cuenca debe ser a través de un enfoque integrado (Marino, 2001). Sin embargo, existen algunos autores que no están de acuerdo con este enfoque. Por ejemplo, Biswas (2004, 2008), no considera aceptable la integración a escala de cuenca de las administraciones por los diferentes intereses que existen entre los distintos usuarios del agua, lo que puede generar falta de transparencia y control en la gestión. Una solución a esta falta de efectividad sería la descentralización de la toma de decisiones de los proyectos, inversiones o iniciativas públicas hacia niveles inferiores de gobierno (Llamas & Martínez-Santos, 2006). Las administraciones locales podrían ser la respuesta para reducir el nivel de cuenca hacia una escala menor “escala local”. Considerar a las administraciones locales en la gestión integrada de los recursos hídricos produciría más beneficios de calidad a corto plazo que serían percibidos por la población de una manera más eficaz. Además, los usuarios quedarían implicados en la recuperación o mejora del uso o conservación de los recursos hídricos al estar directamente vinculados y beneficiados del rendimiento neto del uso del agua (Pérez-Sánchez, 2013).

La gestión local de los recursos hídricos es simplemente una medida complementaria para lograr las filosofías de eficacia, sostenibilidad y participación, supervisadas y fomentadas por los organismos internacionales con arreglo a los principios de la Declaración de Dublín. Además, debido a la falta de recursos socioeconómicos de las autoridades de cuenca para la gestión sostenible y conjunta de las aguas superficiales y subterráneas en las regiones semiáridas, especialmente en el sur de Europa, los acuíferos han sido explotados por los agricultores generando la sobreexplotación en muchos de ellos.

La gestión conjunta es el proceso de combinar la capacidad natural de los embalses subterráneos con la capacidad artificial de los embalses superficiales para

que conjuntamente puedan hacer frente a un determinado fin: satisfacer demandas para garantizar sostenibilidad social, económica y ambiental.

Aunque las ventajas de utilizar las aguas superficiales y subterráneas conjuntamente se conocen años atrás (Todd, 1959), la noción de gestión conjunta de estos recursos se ha adoptado mucho más recientemente. Bajo este paradigma, los recursos hídricos no sólo se utilizan sino también se gestionan como componentes de un sistema único. Esto generalmente conduce a una mayor flexibilidad y seguridad en el uso del agua, un suministro de agua más barato y un uso más eficiente de los recursos hídricos disponibles, los cuales contribuyen a un mayor beneficio total. Las características más interesantes de la gestión conjunta son: la técnica de recarga gestionada de acuíferos, el almacenamiento intencional de agua en acuíferos para su posterior recuperación y el beneficio ambiental (Van der Gun, 2012).

1.3 VALORACIÓN ECONÓMICA DEL AGUA Y DEL MEDIO AMBIENTE

La actividad económica es uno de los factores que más influye en el funcionamiento de los ecosistemas. Según la Declaración Ministerial de la Haya sobre la seguridad hídrica del agua en el siglo XXI, la gestión del agua debe reflejar el valor económico, social, ambiental y cultural en todos los usos, así como apostar por políticas de precios que sean capaces de reflejar los costes de provisión del recurso. El concepto valor generalmente es utilizado en el ámbito económico, sin embargo tiene un amplio significado en el ámbito social (Torregrosa-Martí, 2007).

En el ámbito de la gestión de los recursos hídricos, la DMA reconoce el papel socioeconómico del valor del agua para obtener unos beneficios que satisfagan las necesidades humanas y garanticen el bienestar social (Brouwer, 2008). Una parte de estos beneficios tienen valor de mercado, por ejemplo, si se mejora el nivel piezométrico de un acuífero, se obtiene una disminución en los costes de extracción de agua del mismo. La otra parte de estos beneficios no tiene valor en el mercado, se denomina valor de "no-uso", como por ejemplo la degradación del hábitat. Birol, Karousakis, & Koundouri (2006), considera que el valor económico total (VET) de los recursos hídricos debe incluir ambos valores. Los valores de uso se pueden descomponer en valor de uso directo, que refleja el beneficio del uso consuntivo del recurso (abastecimiento urbano o industrial, riego o recarga de

acuíferos) y no consuntivo (uso recreativo) y valor de uso indirecto, que beneficia a las personas de manera indirecta (disminución de contaminación, control de avenidas). Por otra parte, los valores de no-uso son considerados como aquellos beneficios que los individuos pueden obtener de los recursos ambientales por el mero hecho de existir, incluso sin necesidad de disfrutar de ellos personalmente. Se dividen en tres grupos: valor de existencia, valor de legado y valor altruista (fuentes y manantiales naturales, biota y belleza escénica). Existe también el llamado valor de opción que reconoce que los individuos pueden utilizar el uso de ese recurso en el futuro. Puede ser considerado como un valor de no-uso, e incluso tratado como independiente, pero en todo caso se trata de un valor de uso "futuro" (Azqueta-Oyarzun, 2002).

Los valores de los recursos hídricos no son fáciles de estimar, no solo porque muchos de los recursos hídricos son bienes públicos en la naturaleza y por tanto es difícil aplicarles un valor monetario, sino porque su valor es más complejo en comparación con los bienes privados. Esta complejidad se debe al hecho de que el valor de los recursos hídricos se compone tanto de valores de uso como valores de no-uso. La obtención del VET de los recursos hídricos es crucial para las decisiones de política y de gestión, ya que pueden orientar la asignación de recursos hacia la conservación de los recursos hídricos y la gestión sostenible y hacia otras actividades con valor social, que permita a la sociedad asignar sus escasos recursos económicos y ambientales de manera eficiente.

Según Birol et al. (2006), varios métodos económicos se han desarrollado para obtener el VET de los recursos ambientales. La Tabla I.1 enumera los principales métodos económicos que pueden ser utilizados para estimar el valor de los recursos hídricos.

De todos estos métodos, los únicos métodos de valoración económica que tienen en cuenta el valor de no-uso de un bien o servicio ambiental son los métodos de preferencias declaradas. Además estos métodos tienen una ventaja añadida y es que pueden ser considerados como una guía de apoyo para la participación pública en los planes de gestión de las demarcaciones hidrográficas de acuerdo a los requerimientos que la DMA expone en su artículo 14 (Brouwer, 2008). Los métodos de preferencias declaradas se clasifican en dos tipos: el MVC y el EE.

Tabla I.1. Elementos integrantes del VET de los recursos hídricos. Métodos de valoración económica propuestos

Componentes VET	Métodos de valoración económica ^a
Valores de uso directo	
El riego para la agricultura	FP, RNF, CR, PM
Suministro de agua doméstica e industrial	FP, RNF, CR, PM
Recursos energéticos (hidroeléctrica)	PM
Transporte y navegación	PM
Recreación / equipamiento	MPH, CV, MVC, EE
Flora y fauna silvestre	PM
Valores de uso indirecto	
La retención de nutrientes	CR, CE
Reducción de la contaminación	CR, CE
Control de crecidas e inundaciones	CR, PM
Protección contra tormentas	CR, FP
Apoyo ecosistema externo	CR, FP
Estabilización microclimática	FP
Reducción del calentamiento global	CR
Estabilización de la costa	CR
Control de la erosión del suelo	CR, FP
Valores de opción	
Posibles usos futuros (directos e indirectos)	MVC, EE
Información útil en el futuro	MVC, EE
Valores de no-uso	
Valor de existencia (cultura y patrimonio)	MVC, EE
Valor de legado (biodiversidad)	MVC, EE

^a Siglas que se refieren a la función de producción (FP), renta neta de factores (RNF), coste de reemplazo (CR), los precios de mercado (PM), el coste enfermedad (CE), el método del coste del viaje (CV), el método de precios hedónicos (PH), el método de valoración contingente (MVC), y el método de experimentos de elección (EE).

Fuente: Adaptado de Birol et al. (2006) y Azqueta-Oyarzun (2002)

El MVC se basa en la construcción de un mercado hipotético a través de encuestas (Carson, 1991; Carson, 2000) en la cual se le pregunta a la persona entrevistada por su máxima disposición a pagar (DAP máx.) o su mínima disposición para aceptar una compensación (DAC mín.) por un bien o servicio ambiental. En EE, de elección los encuestados son interrogados para que elijan entre bondades y atributos que tiene el bien, así expresan sus preferencias por el consumo del bien, lo que permite transformar esas respuestas en valores monetarios (Bateman et al., 2003; Hanley, Wright, & Alvarez-Farizo, 2006).

En relación a los ecosistemas acuáticos hoy día existen pocos trabajos realizados con el EE, siendo el más empleado el MVC, por ser más sencillo de implementar que el método de los experimentos de elección (Bateman et al., 2002; Brouwer et al., 2009).

El MVC lleva aplicándose desde los años ochenta para valorar los bienes de no mercado (Carson, 1991). Aunque MVC se puede aplicar a cualquier recurso natural, es importante su aplicación en los recursos hídricos debido a la escasez de agua que se está generando en estos últimos años y en particular a la explotación masiva de las aguas subterráneas. Birol et al. (2006) analizó las técnicas disponibles sobre valoración de bienes de los recursos hídricos. Respecto a la valoración económica ambiental de los ecosistemas hidrológicos existen muchos estudios: Spash (2000), Birol, Koundouri, & Kountouris (2008) y Ghosh & Mondal (2013), valoraron económicamente los atributos que mejoraban o disminuían el valor de los humedales; Carson & Mitchell (1993) y Oglethorpe & Miliadou (2000), investigaron los beneficios ambientales para mejorar el flujo y calidad de agua de los ríos y/o lagos. En relación a los acuíferos, Stenger & Willinger (1998), estudiaron el valor de la calidad del agua subterránea de uno de los acuíferos más grandes del Este de Europa, el acuífero Alsatian. En el contexto de la DMA, encontramos los trabajos de Martínez-Paz, Perni (2011), que estimaron el valor económico total del uso de las aguas subterráneas en el Acuífero de Gavilán, situado en la ciudad de Murcia, y Birol, Koundouri, & Kountouris (2010), el cual propuso implementar un plan de gestión de los recursos hídricos en Chipre, un país con escasez de agua. En concreto, este plan proponía la recarga artificial de un acuífero con agua residual tratada.

1.4 CUMPLIMIENTO DE LOS OBJETIVOS DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

La DMA es sin duda la pieza más importante de la legislación de la Unión Europea (UE) sobre el agua para las próximas décadas. Es una importante reforma reguladora de la gestión integrada de los recursos hídricos que consolida y moderniza la legislación anterior sobre el agua de la UE y, al mismo tiempo, amplía el concepto de gestión de cuencas hidrográficas en el territorio de la UE (Del Saz-Salazar, Hernandez-Sancho, & Sala-Garrido, 2009). La DMA se fundamenta en cuatro pilares básicos: realizar una acción coordinada para alcanzar el “buen estado ecológico” de todas las masas de agua de la UE, incluidas las aguas superficiales, las aguas de transición, las costeras y las aguas subterráneas; crear un sistema de gestión de las aguas basado en las demarcaciones hidrográficas naturales, con independencia de las fronteras regionales y nacionales, en las que se diseñen programas de medidas necesarios para conseguir los objetivos medioambientales; el tercer pilar consiste en hacer realidad la gestión integrada de los recursos hídricos, reuniendo en un único marco diferentes aspectos de los mismos y conseguir la sostenibilidad en el uso del agua. Y por último mejorar la política en el uso del agua mediante participación activa de las partes interesadas o “stakeholders” y consultas públicas.

La gestión sostenible de las aguas subterráneas en el futuro requiere que el agua subterránea se utilice de manera que pueda mantenerse en el tiempo sin tener consecuencias ambientales, económicas o socialmente inaceptables (Alley et al., 1999). La sostenibilidad de las aguas subterráneas es un proceso impulsado por valores de equidad intra e intergeneracional que equilibra el medio ambiente, la sociedad y la economía. Esto requiere que la gestión de las aguas subterráneas se produzca a través de un enfoque holístico donde el desarrollo socioeconómico y la protección de los recursos hídricos queden integrados (Kløvea et al., 2013). La Directiva de aguas subterráneas (Directiva 2006/118/CE) exige un equilibrio entre la extracción y la recarga, teniendo en cuenta la cantidad de agua subterránea que se necesita para garantizar que los ecosistemas acuáticos sean alimentados por las aguas subterráneas. También exige cambios en las prácticas agrícolas para proteger la contaminación y el deterioro.

Ante los requisitos de la DMA y la Directiva de aguas subterráneas, los países de la unión europea tenían el objetivo de lograr el “buen estado ecológico” para el año 2015. Si por razones de viabilidad técnica, costes desproporcionados o condiciones naturales, no todas las masas de agua subterránea pudieran alcanzar el “buen estado” en 2015, la DMA permitiría a los Estados miembros realizar otros dos ciclos de planificación y ejecución 2015-2021 y 2021-2027, para lograr el estatus requerido, aunque considera también la modificación de los objetivos en aquellos casos concretos en los que sea imposible cumplir el requisito para 2027 (Molina, García-Aróstegui, Bromley, & Benavente, 2011).

Actualmente, los objetivos de la DMA no se han cumplido en al año 2015 y existen muchos acuíferos sobreexplotados en España, especialmente en la zona del sureste, lo que genera un riesgo para la supervivencia de los ecosistemas y para el desarrollo económico, tales como la agricultura de regadío, principal usuario de las aguas subterráneas (De Stefano, Lopez-Gunn, & Martinez-Santos, 2014). La solución al problema de sobreexplotación de acuíferos en el sur de España debe requerir el esfuerzo por parte de las administraciones y también de los usuarios del agua.

1.5 JUSTIFICACIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

En el último siglo, el crecimiento de la población, los avances científicos y tecnológicos y el desarrollo socioeconómico han provocado el aumento de captación de aguas subterráneas en todo el mundo. La mayor parte de las aguas subterráneas extraídas han sido utilizadas para la agricultura de regadío. La llamada “revolución silenciosa” de las aguas subterráneas ha sido llevada a cabo por la iniciativa privada de millones de agricultores en la búsqueda de ventajas socioeconómicas del regadío con aguas subterráneas. Esto ha sido posible gracias a los recientes avances en la perforación y bombeo de pozos, que junto con el desarrollo de la hidrogeología, han aumentado la disponibilidad del agua subterránea. Los beneficios intrínsecos del riego de las aguas subterráneas en relación con los sistemas tradicionales de aguas superficiales, así como la pronta disponibilidad del recurso o la resiliencia de los acuíferos frente a la sequía, constituyen la razón principal del uso intensivo de las aguas subterráneas, sobre todo en aquellos países áridos y semiáridos de todo el mundo (Llamas & Martinez-

Santos, 2006). Como consecuencia del “boom” intensivo de los acuíferos se ha producido un cambio sin precedentes en el estado de las aguas subterráneas con repercusiones económicas y medioambientales (Van der Gun, 2012). Además, el pronóstico de cambio climático y la escasez de agua agravan la situación y amenazan la supervivencia de los ecosistemas subterráneos dependientes (Kløve et al., 2014).

A nivel internacional, España ocupa el decimocuarto lugar entre los países con mayor tasa de agotamiento de las aguas subterráneas y es el tercero en los países de la Unión Europea (Custodio et al., 2016). Cuenta con una agricultura de regadío bien desarrollada y un sector turístico importante cuya demanda de agua requiere una atención especial (Llamas, Custodio, De la Hera, & Fornés, 2015).

Según Custodio (2002), la extracción de agua subterránea en el sureste de España puede evaluarse en unos 700 hm³/año para una recarga estimada de 200 hm³/año. El aumento de la demanda de agua en la cuenca del río Segura excede los límites de los recursos naturales lo que provoca un déficit estructural que tiende a ser insostenible (Grindlay, Lizárraga, Rodríguez, & Molero, 2011). La cuenca del río Segura tiene importantes desarrollos urbanos y turísticos y posee unas 150.000 ha de tierras agrícolas regadas con agua subterránea. De hecho, más del 80% del consumo total de agua de la cuenca se utiliza para regadío, y el déficit supera los 400 hm³/año (CHS, 2013). La expansión de la agricultura de riego, el incremento del número de pozos ilegales y la falta de efectividad en el control de los derechos del uso del agua por parte de las Administraciones gestoras del agua han provocado la sobreexplotación en muchos acuíferos. Sin embargo el incremento en el precio del agua, las limitaciones en el uso por el agotamiento de las aguas subterráneas y el deterioro de la calidad de las aguas están frenando esta tendencia (Custodio et al., 2016; Martínez-Granados, Maestre-Valero, Calatrava, & Martínez-Alvarez, 2011). Como consecuencia se ha producido un elevado impacto socioeconómico y medioambiental tales como el deterioro de los ecosistemas dependientes de los acuíferos, la disminución de los niveles piezométricos y degradación en la calidad de las aguas que conlleva a la disminución del valor social (empleo/m³) y el incremento del valor económico (€/m³).

La toma de decisiones sobre la gestión de las aguas subterráneas requiere conocer el valor económico del agua en sus distintos usos. El precio que se paga por el agua subterránea en la agricultura representa una pequeña parte del coste

total de la explotación, sin embargo, tiene un peso económico importante en el margen neto del beneficio que puede ser controlado por el agricultor (Custodio et al., 2016). Cuando los recursos superficiales son escasos en el lugar de uso, o disponibles a precios elevados, se prefiere el agua subterránea. La DMA introduce el principio de recuperación de los costes totales del agua (costes financieros, ambientales y de recurso) y la necesidad de identificar qué combinación de medidas son más rentables en relación con el uso del agua. Por tanto, una estimación de los costes y beneficios económicos y sociales de las medidas adoptadas para lograr el “buen estado ecológico” de las masas de agua debe ser incorporado en la gestión integrada de los recursos hídricos, que contribuya en el diseño de políticas eficientes que integren los conceptos de sostenibilidad hídrica, socioeconómica y ambiental (Del Saz-Salazar et al., 2009). Además, ante la creciente presión sobre los recursos hídricos y aumento de la demanda agrícola se hace necesario modificar el uso independiente de los recursos hídricos considerando la gestión conjunta de aguas superficiales y aguas subterráneas. En aquellas regiones donde es posible interrelacionar las aguas superficiales con las aguas subterráneas, el agua debería analizarse como recurso único (Pérez-Sánchez & Senent-Aparicio, 2015; Winter, Harvey, Franke, & Alley, 1998). Los beneficios del uso conjunto de embalses subterráneos y de superficie podrían generar unas garantías de suministro cercanas al 100% a un coste relativamente bajo. La obtención de estas garantías solo con recursos superficiales sería muy costosa y no podría ser asumida, en términos ambientales, en la mayoría de los casos.

Esta investigación centra su trabajo en uno de los acuíferos sobreexplotados del municipio de Hellín que pertenece a la cuenca del río Segura: el acuífero del Boquerón. El 96% de la superficie de este municipio se asienta sobre acuíferos de gran capacidad con posibilidades de explotación. Esta característica refleja la importancia de los acuíferos y sus recursos asociados para la actividad económica y el desarrollo de la zona. De todos los recursos subterráneos existentes en el municipio, el acuífero del Boquerón es especialmente importante debido a que abastece gran parte de las áreas de riego y el centro de la ciudad. Por tanto es necesario recuperar y conservar el agua subterránea como medio para mejorar la actividad económica de la zona, restablecer el hábitat y, en definitiva, garantizar el bienestar social.

II - OBJETIVOS

II – OBJETIVOS

Esta investigación parte de la creciente preocupación por la disminución en los niveles y calidad de las aguas subterráneas, los efectos del cambio climático y la problemática para satisfacer las necesidades futuras de agua, sobre todo en aquellas regiones semiáridas con una agricultura bien desarrollada y con tendencia a sufrir fuertes periodos de sequía. Por tanto, resulta necesaria la aplicación de herramientas económicas en la evaluación de políticas, programas y proyectos de conservación y mejora del estado ecológico de las masas de agua. Así, las decisiones que se tomen a este respecto disfrutarán de una mayor aceptación cuanto más se ajusten a las preferencias de la sociedad, logrando así alcanzar una distribución eficaz y eficiente de los recursos hídricos. Si además se tienen en cuenta los efectos medioambientales el beneficio de las actuaciones resulta incrementado.

En relación a lo expuesto anteriormente se exponen dos objetivos generales:

1. Evaluar la rentabilidad socioeconómica de la aplicación de técnicas de recarga gestionada de acuíferos en la gestión integrada de los recursos hídricos mediante el análisis coste-beneficio.
2. Garantizar la supervivencia del sector agrícola en el municipio de Hellín, la recuperación del hábitat y el bienestar social en situaciones de sobreexplotación de acuíferos.

En la consecución de estos objetivos generales se establecen los siguientes objetivos específicos:

- Evaluar económicamente dos escenarios de gestión de los recursos hídricos: gestión actual con recarga natural y gestión conjunta con recursos subterráneos y superficiales mediante recarga artificial del acuífero del Boquerón funcionando como “embalse regulador” del sistema.
- Analizar el impacto socioeconómico de cada sistema de gestión, incorporando sub-escenarios futuros de cambio climático y demanda agraria.

- Obtener el coste total que interviene en la explotación del acuífero del Boquerón en ambos sistemas de gestión (actual y con recarga artificial) que incluye: costes de extracción, distribución y uso agrícola y coste de recarga artificial
- Evaluar los beneficios totales generados en la explotación del acuífero con y sin recarga artificial, teniendo en cuenta los beneficios privados que genera el sector agrícola del municipio y los beneficios socioambientales generados por la recarga artificial para la preservación del estado ecológico del acuífero y los ecosistemas dependientes.
- Comparar los costes y beneficios en ambos sistemas de gestión mediante los indicadores de rentabilidad que ofrece el análisis coste-beneficio.

El trabajo desarrollado en esta investigación aporta varias contribuciones originales. En primer lugar, se incorporan los efectos futuros de cambio climático en el análisis coste-beneficio de la gestión conjunta de los recursos hídricos de Hellín. En segundo lugar, se desarrolla un modelo hidroeconómico para obtener el coste de la sobreexplotación de acuíferos en la cuenca del río Segura. Los resultados que ofrece el modelo ayudarán en la toma de decisiones sobre la viabilidad de usar el agua subterránea para la agricultura de regadío en situaciones de sobreexplotación. Finalmente la gestión conjunta realizada a nivel local podría generar unos beneficios sociales y ambientales que serían percibidos por la población a corto plazo y de manera eficaz y duradera.

La estructura general de esta memoria de investigación se presenta en once capítulos y un apéndice. Tras la introducción y objetivos, en el capítulo III, se exponen los antecedentes y estado del arte, incluyendo la descripción del área de estudio, los estudios previos realizados en el acuífero del Boquerón, la técnica de recarga gestionada de acuíferos y el marco analítico del análisis coste-beneficio. El capítulo IV describe la metodología llevada a cabo para alcanzar los objetivos descritos. Los capítulos V, VI y VII presentan las tres publicaciones que conforman el compendio de publicaciones de esta tesis doctoral. Los capítulos VIII y IX presentan los resultados, discusión y conclusiones de la investigación. El capítulo X sugiere las futuras líneas de investigación y el capítulo XI recoge las referencias citadas a lo largo de este trabajo. Finalmente se presenta un apéndice que recoge toda la información relativa a la calidad de las tres publicaciones que conforman esta tesis.

III – ANTECEDENTES Y ESTADO DEL ARTE

III – ANTECEDENTES Y ESTADO DEL ARTE

3.1 DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El municipio de Hellín se encuentra ubicado en el sector suroccidental de la provincia de Albacete y tiene una extensión de 781,2 km² (Figura 1). Su población es de 31.262 habitantes con una densidad de 40,04 habitantes por km². Este municipio presenta una oscilación térmica anual moderada entre 26,3°C y 9,1°C. Las precipitaciones anuales son muy escasas, entre 312 y 331 mm y las mensuales a lo largo del año rondan los 30 mm de media, excepto en los meses de verano en los que hay más sequía, mostrando un comportamiento irregular con años más lluviosos, y otros mucho más secos. Ambos factores son determinantes en el desarrollo de la vegetación arbórea y de la producción agraria de la zona. El municipio de Hellín pertenece a la cuenca del río Segura y es cruzado por el río Mundo. En su cuenca existen 2 embalses importantes: Talave y Camarillas, que regulan de manera general la cuenca. Además existen varias ramblas y barrancos que drenan el municipio y que desembocan, la mayoría, en el río Mundo.

Prácticamente la totalidad del municipio de Hellín se asienta sobre varios acuíferos. De todos ellos, el acuífero del Boquerón es especialmente importante debido a que abastece muchas de las áreas de riego del municipio. Este acuífero, con una superficie de 83,9 km², se ubica administrativamente, casi en su totalidad (83,22%), en el municipio de Hellín. Desde el punto de vista hidrogeológico, el acuífero de Boquerón es un buen depósito de agua ya que se compone principalmente de dolomías de Chorro con un espesor medio de 300 m, y una porosidad entre 3% y 8%. El acuífero tiene una permeabilidad media de 1,15 m/h y una transmisibilidad variable de entre 30 y 500 m²/h. Asociado con esta formación, hay una serie de manantiales, incluyendo Fuente de Isso. Esta última se encuentra seca por la sobreexplotación del acuífero. De hecho, la evolución del nivel de agua en los piezómetros instalados en el acuífero de Boquerón muestra que desde finales de los años setenta ha habido un saldo negativo interanual, lo que ha provocado una caída media anual de 0,50 m desde entonces.

La caída de los niveles de agua se ha acelerado en la última década.

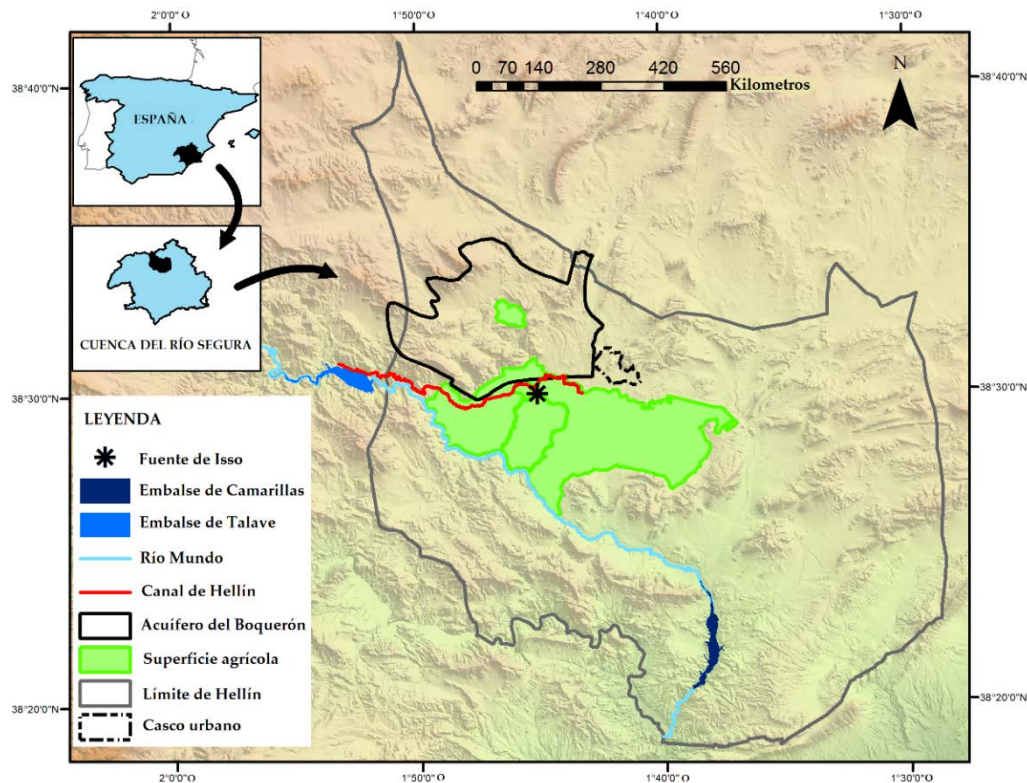


Figura 1. Localización del acuífero del Boquerón, Fuente de Isso, embalses Talave y Camarillas, río Mundo y canal Hellín, así como de las zonas urbanas y agrícolas.

Fuente: Elaboración propia

Debido al alto gradiente del acuífero hacia el sureste, el caudal en la Fuente de Isso fue de aproximadamente 100 l/s hasta la década de 1990, pero está seca desde el año 2002 (Pérez-Sánchez, 2013). En cuanto a la calidad del agua, los valores medios de concentración de nitrato y sulfato son actualmente de alrededor de 30 mg/l y 750 mg/l, respectivamente, lo que indica su buena condición química.

Según una investigación reciente realizada por IGME (2010) con respecto al equilibrio en este acuífero, el promedio de la recarga anual se calcula como el 10,66% de la precipitación sobre los afloramientos permeables; es decir, una precipitación media anual de 11,24 hm³/año daría una recarga promedio de 1,20 hm³/año. Actualmente, debido a la sobreexplotación, no hay transferencias hacia o desde otros acuíferos porque los niveles de agua han caído por debajo del nivel de las interconexiones. Sin embargo, las licencias de bombeo de este acuífero para el

riego de cultivos en esta zona (4.807 ha) han alcanzado los 8,75 hm³/año, produciendo un saldo negativo de 7,55 hm³/año, lo que demuestra la sobreexplotación del acuífero. Además, en 2013, se otorgó una nueva licencia de 2,25 hm³/año del acuífero del Boquerón a una tierra de cultivo que había abandonado durante 20 años (Pérez-Sánchez & Senent-Aparicio, 2015).

Por otro lado, el consumo urbano de agua en el municipio de Hellín alcanza los 3.125.172 m³, suministrados desde dos puntos de entrada del río Mundo (100 l/s desde el canal de Hellín y 65l l/s de la impulsión Hellín). En caso de déficit de recursos superficiales, se bombea agua desde el acuífero del Boquerón. Debido a la crisis financiera que ha asolado a España desde 2008, ha habido un aumento en la producción agrícola, lo que ha generado un aumento de la demanda de agua. El plan hidrológico de la cuenca del río Segura (CHS, 1998) estableció las diferentes unidades de demanda agraria, dependiendo de la procedencia del agua. Para el municipio de Hellín, son las que refleja la Tabla III.1. Como muestra la Figura 2, de toda la superficie de regadío, más de un 38% se abastecen con aguas procedentes del canal de Hellín. Este canal toma las aguas del río Mundo mediante un azud situado a 8 km aguas arriba del embalse de Talave. Tiene capacidad para transportar un caudal de 1 m³s⁻¹ y conduce las aguas hasta la cabecera de riego de Hellín pasando en su último tramo por el límite sur del acuífero del Boquerón. El resto del abastecimiento de superficies de regadío se reparte principalmente en aguas subterráneas con aproximadamente un 28% y manantiales con un 17%.

Tabla III.1. Unidades de demanda agraria (UDA) con representatividad en el municipio de Hellín.

UDA	Procedencia del agua
UDA 10	Canal de Hellín
UDA 7	Aguas subterráneas del área Hellín-Tobarra
UDA 12	Aguas superficiales Tobarra-Albatana-Agramón
UDA 9	Área de riego entre embalses de Talave y Camarillas
UDA 25	Regadío con acuíferos de El Molar y Sinclinal de Calasparra
UDA 22	Ampliaciones de riego en la Vega Alta. Decreto 25 de abril de 1953

Fuente: Elaboración propia.

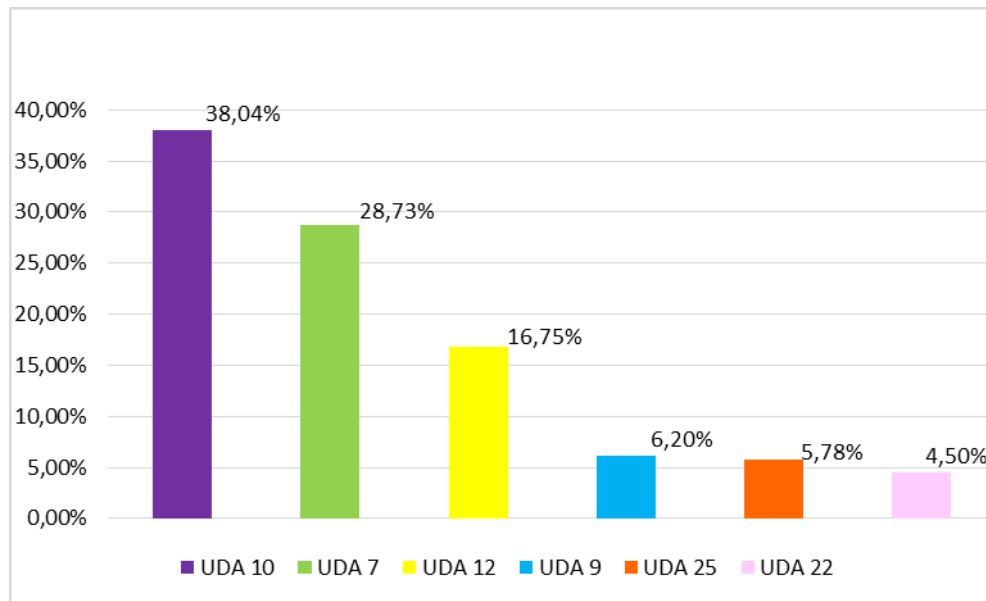


Figura 2. Abastecimiento de agua para riego según las distintas unidades de demanda agraria.

Fuente: Adaptado de CHS (1998).

Debido a la estacionalidad de la demanda a lo largo de los años, los excedentes del canal de Hellín entre los meses más húmedos de octubre a abril ($3,67 \text{ hm}^3/\text{año}$ promedio) no son utilizados o almacenados por el sistema municipal de agua y pierden el poder para regular los recursos adjudicados por la cuenca hidrográfica del río Segura. Del mismo modo, en verano (junio-septiembre) existe un alto déficit de las actividades de riego asociado con el canal ($8,66 \text{ hm}^3/\text{año}$) y son compensados con agua de diferentes acuíferos, especialmente el acuífero sobreexplotado del Boquerón. La solución propuesta por Pérez-Sánchez & Senent-Aparicio (2015), y anteriormente por Senent, Linares, Barba-Romero (1975), de realizar una recarga artificial en el acuífero del Boquerón a través de los excedentes de agua procedentes del canal de Hellín durante los meses más húmedos, aumentaría la disponibilidad de agua en la zona, utilizando este acuífero como "embalse regulador" del sistema de recursos hídricos del municipio.

3.2 ESTUDIOS PREVIOS EN EL ACUÍFERO DEL BOQUERÓN

El IGME llevó a cabo en el año 1980 un estudio de planificación de los recursos hídricos subterráneos en España. En dicho estudio se indicaba que en la masa de agua subterránea del Boquerón, la entrada de agua se realizaba mediante infiltración por agua de lluvia y la descarga se realizaba por explotación, evaporación o incluso a través de manantiales, principalmente por la Fuente de Iso. Los trabajos llevados a cabo por Senent, Linares, & Barba-Romero (1975) y Pérez-Sánchez (2013), analizaron las posibilidades de interrelacionar las aguas superficiales con las aguas subterráneas del acuífero del Boquerón para realizar la gestión conjunta y utilizar el mismo como “embalse regulador” del sistema de gestión de los recursos hídricos del municipio de Hellín mediante recarga artificial de los excedentes que transporta el canal de Hellín durante los meses más lluviosos de octubre a abril. El límite sur de este acuífero coincide con los principales cursos de agua superficiales, donde los excedentes de invierno alcanzan los 3,67 hm³/año, equivalente a casi el 50% del déficit veraniego. Actualmente no hay una gestión conjunta de los dos recursos, por lo que se diseñaron dos escenarios diferentes para analizar cómo se puede garantizar la demanda de agua y para vigilar la evolución del nivel freático y el almacenamiento de agua en el acuífero.

En vista de los problemas de abastecimiento que sufre el municipio de Hellín debido a la reducción de las garantías de abastecimiento agrícola en verano y a la sobreexplotación del acuífero del Boquerón para compensar los déficits estacionales y las consecuencias económicas y ecológicas asociadas a estas actividades, se llevó a cabo un estudio para analizar las consecuencias de mantener la actual gestión del agua a medio plazo y se compararon con la posibilidad de recargar artificialmente el acuífero del Boquerón con el excedente de agua en el canal de Hellín mediante la construcción de pozos de inyección, cuyos resultados favorables fueron evidenciados en los trabajos de Senent, Linares, & Barba-Romero (1975). Estos pozos de prueba son utilizados en la actualidad por las comunidades de regantes del municipio de Hellín, aunque se usan de manera esporádica y sin planificación.

En el estudio se definieron dos escenarios de actuación con un horizonte de 20 años para dar un plazo suficientemente amplio en el que se pudieran apreciar las repercusiones sobre las demandas y sobre el acuífero que resultarían de ambos

sistemas de gestión (actual y gestión conjunta). En el primer escenario se planteó qué ocurriría si continuase la gestión actual de la explotación del acuífero del Boquerón mediante recarga natural procedente de agua infiltrada por lluvia. Este acuífero abastece principalmente a los regadíos y también a la Hellín urbana cuando hay déficit de recursos superficiales (canal de Hellín y embalse de Talave). El segundo escenario planteado era similar al primero pero incorporando la alimentación artificial de agua al acuífero del Boquerón con los excedentes mensuales que aportaría el canal de Hellín en los meses más lluviosos. Se empleó un modelo que era capaz de representar los elementos que conformaban el sistema hídrico de estudio, junto con las relaciones existentes para simular los diferentes escenarios planteados. El modelo AQUATOOL (Andreu, Capilla, & Sanchís, 1996) desarrollado por la Universidad Politécnica de Valencia fue utilizado en este estudio ya que puede modelar de manera eficaz la gestión conjunta de los recursos hídricos. Este modelo permite la incorporación de acuíferos al subsistema de agua superficial como un “depósito” más de regulación que almacena agua durante épocas de excedentes y la suministra cuando existe déficit. AQUATOOL es un modelo de apoyo a la toma de decisiones y está avalado por su uso en la mayoría de las cuencas hidrográficas de España.

La definición de unos pocos elementos permitía adaptar el modelo a cualquier esquema de gestión. Los elementos considerados fueron: embalses, tuberías, demandas de agua, insumos de agua, elementos de retorno, bombeo y acuíferos. La simulación se efectuó a nivel mensual y reprodujo el flujo de agua a través del sistema. Para los subsistemas superficiales el flujo fue calculado por continuidad o balance, mientras que para los subsistemas subterráneos o acuíferos el flujo fue simulado mediante un modelo distribuido de flujo lineal. La simulación y gestión del sistema superficial se efectuó a un tiempo mediante el uso de un algoritmo de optimización de redes de flujo conservativo. Dicho algoritmo se encargaba de determinar el flujo en el sistema tratando de satisfacer al máximo los objetivos múltiples de minimización de déficits.

Los resultados del modelo incluían la evolución de todas las variables de interés a nivel mensual, a nivel anual, valores medios del período de simulación, así como garantías. El resultado del primer escenario (gestión actual) fue una rápida disminución del nivel piezométrico que provocaría la inutilización del acuífero en un plazo de 10 a 15 años debido a que los costes de bombeo por el

aumento en la profundidad de extracción no serían rentables. En ese plazo, la solución planteada por Pérez-Sánchez (2013) sería dejar de bombear en el acuífero del Boquerón durante 3 años para que la recarga natural del acuífero pudiera restablecer los niveles mínimos de rentabilidad en la extracción, funcionando con una alternancia de 1 año en extracción, 3 años en recarga sin extracción. En el segundo escenario (gestión conjunta), el descenso en los niveles piezométricos continuaría a corto-medio plazo pero se mantendrían con la recarga artificial lo cual garantizaría el suministro de agua para riego y abastecimiento. Por tanto, la explotación del acuífero se podría realizar, como mínimo, para los 20 años del período contemplado. Además, en este escenario de gestión conjunta mediante recarga artificial se produciría una disminución del déficit de las demandas, reduciéndose al 50% en caso de regadíos que se abastecen con aguas superficiales y eliminándose completamente el déficit en el caso de los regadíos que se abastecen exclusivamente del acuífero del Boquerón, ya que el recurso quedaría garantizado durante todo el año.

3.3 SISTEMA DE RECARGA GESTIONADA DE ACUÍFEROS: UNA SOLUCIÓN A LOS PROBLEMAS DE SEQUÍA Y SOBREEXPLORACIÓN

El término "sobreexplotación" es un tema muy discutido hoy en día. Se suele interpretar como aquella situación en la que la tasa de extracción de agua subterránea excede o se aproxima a la tasa de recarga natural de un acuífero. Pero la tasa y extensión de las áreas de recarga son a menudo muy inciertas y pueden ser modificadas por la actividad humana y el desarrollo del acuífero (Custodio, 2002; Llamas, 2004). El proyecto MASE "Minería del Agua Subterránea en España", considera que hay sobreexplotación como cuando los efectos de la extracción de aguas subterráneas son negativos y no son cuantificados, como la disminución continua del nivel del agua, el deterioro progresivo de la calidad del agua, el aumento del coste de extracción o daño ecológico, lo que lo convierte en un término muy subjetivo. Para decidir el "grado de sobreexplotación" de un acuífero es necesario comprender el comportamiento de un acuífero en el contexto de las políticas de gestión integrada. Sin embargo, este término se sigue utilizando en España y ha tenido repercusiones legales desde su incorporación a la Ley de Aguas de 1985 (Molina et al., 2009). Las principales consecuencias, directas e indirectas de

la sobreexplotación de los acuíferos son las siguientes (Custodio et al., 2016; Fernández-Escalante., 2016):

Consecuencias directas:

- Disminución del nivel freático
- Subsistencia del terreno
- Partición del acuífero
- Aumento del coste de explotación
- Afecciones al caudal de base de ríos
- Deterioro de la calidad del agua
- Abandono de pozos
- Modificación de la relación río-acuífero
- Cambios inducidos por el régimen del río y sus modificaciones
- Afección o secado de humedales y/o manantiales

Consecuencias indirectas:

- Problemas en redes de drenaje y rotura de infraestructuras
- Salinización de suelos
- Intrusión marina en acuíferos costeros
- Desertificación progresiva
- Modificaciones en las propiedades físicas de los acuíferos
- Afección por procesos de contaminación a gran distancia.
- Deterioro del hábitat

Los sistemas MAR son una herramienta de gestión hídrica económica que posee una gran efectividad en comparación con otras obras hidráulicas. Esta técnica, a menudo proporciona la forma más barata de suministro de agua, en comparación con otras alternativas como la desalación o la reutilización, sobre todo en aquellas regiones áridas y semiáridas, además de contar con una amplia dimensión medioambiental (Peter Dillon, 2005; Fernández-Escalante, 2008).

Dillon (2005), define el sistema de recarga gestionada de acuíferos como el "banco y tratamiento intencional del agua en los acuíferos". Los sistemas MAR se dividen en dos tipologías principalmente: (1) los sistemas de recarga artificial que

se utilizan para aumentar el volumen de agua almacenada en los acuíferos; (2) los sistemas que se utilizan para el tratamiento de aguas, especialmente las aguas residuales (Maliva, 2014). Los sistemas de recarga gestionada de acuíferos cuyo objetivo es el almacenamiento de agua incluyen el ASR que consiste en almacenar y librear grandes volúmenes de agua en los acuíferos, introduciendo los excedentes no consumidos por las demandas asociadas, así como suministrar el agua almacenada en caso de demanda punta o en caso de que existan fallos en el sistema. Otros métodos son la recarga de acuíferos mediante pozos y embalses de infiltración, y modificaciones de los canales del río para la recarga del acuífero. El ASR ha sido analizado por varios autores como Huisman y Olsthoorn (1983); Pyne (2005), y (Fisher, 2012). El beneficio de este tipo de sistemas es el incremento neto en el volumen de agua almacenada en el acuífero, lo que evita la necesidad de reemplazar o profundizar los pozos de explotación, evitar la subsidencia del terreno, la intrusión salina, además de garantizar la supervivencia de los ecosistemas dependientes, fluye, la evitación de hundimiento del suelo, y la prevención de la intrusión de agua salina. Este tipo de sistemas se suele utilizar en aquellas regiones que sufren escasez de agua y donde el exceso de agua disponible se puede utilizar para la recarga de los acuíferos. Los sistemas MAR cuyo objetivo es el tratamiento de las aguas suelen llamarse sistemas de recarga de acuíferos y recuperación (ARR, Aquifer Recharge and Recovery,) que incluyen el tratamiento de suelo-acuífero y el almacenamiento en acuífero, transferencia y recuperación (ASTR, Aquifer Storage Transfer and Recovery,). Este último se diferencia del tipo ASR en que en estos, la inyección y recuperación del agua se realiza a través de un solo sondeo, en cambio, en el sistema ASTR la inyección del agua se realiza a través de un sondeo y se recupera a través de otros distintos situados a una distancia variable que puede ser de kilómetros (Fernández-Escalante, 2010). La inyección de agua en un acuífero utilizando pozos y su recuperación con pozos de producción más separados es un medio para mejorar la calidad del agua almacenada proporcionando un tiempo de residencia y aprovechando la filtración y otros procesos de tratamiento proporcionados por el acuífero (Rinck-Pfeiffer, Pitman, & Dillon, 2005). La característica esencial que define al método ASTR es el uso intencional del flujo de agua a través de un acuífero como método de tratamiento.

En aquellas regiones semiáridas que además sufren variabilidad climática, los sistemas MAR pueden utilizados para aliviar los efectos de la escasez de agua

y el cambio climático ya que proporcionan el agua necesaria para satisfacer demandas. Los estudios llevados a cabo con estas técnicas indican que estos sistemas son una solución factible para combatir la sequía y la sobreexplotación de los acuíferos (Fernández-Escalante et al., 2016; Megdal & Dillon, 2015). El grado de implementación de los sistemas MAR en otros países como Australia, Estados Unidos ó Canadá e incluso en países de Europa, avalan la fiabilidad de esta técnica. En Europa se han realizado ensayos con esta técnica desde el año 1870 en Alemania y Holanda (Fernández-Escalante, 2008). Sin embargo, a pesar de existir una base sólida de conocimiento sobre la gestión de recarga de acuíferos, como muestran los trabajos de Peters (1998), Bouwer (2002), Dillon (2002), en España ha estado infrutilizada y apenas ha tenido consideración por parte de la administración hidráulica del país, la cual ha estado más centrada en el empleo de recursos hídricos superficiales (Fernández-Escalante, 2005). A este respecto, el proyecto DINA-MAR (Depth Investigation of New Areas for Managed Aquifer Recharge) financiado por el Gobierno de España, a través del Grupo Tragsa, fue creado para estudiar las zonas de España más favorables para aplicar las técnicas de recarga gestionada de acuíferos, llamadas "Zonas MAR". El programa desarrolló un proceso de cálculo apoyado por una fuerte componente SIG (sistema de información geográfica en español o GIS en inglés), para determinar mediante análisis vectorial aquellos acuíferos más susceptibles para aplicar las técnicas MAR. Más de 30 parámetros fueron tenidos en cuenta en el desarrollo de este programa, como por ejemplo, el riego con agua subterránea, la cercanía a los cauces fluviales, parámetros hidrológicos, climáticos y mapas hidrogeológicos y forestales, que incluían circunstancias socioeconómicas y componentes medioambientales (Fernández-Escalante, 2008).

DINA-MAR cuenta con un "visor cartográfico" disponible en internet a través de la página web http://sig3.tragsatec.es/visor_dina-mar/, que sintetiza las características físicas que conducen a la determinación de las zonas susceptibles para aplicar esta técnica. La aplicación web denominada "HidroGeoportal DINA-MAR" gestiona un importante volumen de información que ayuda en la política de toma de decisiones sobre el agua. DINA-MAR también cuenta un mapa de "isocostes" para estimar el coste medio de inversión y mantenimiento en una "Zona MAR", dependiendo del origen de la fuente del agua, ya sea fluvial o aguas

residuales (Fernández-Escalante, Calero-Gil, San Miguel-Fraile, & Sánchez-Serrano, 2014).

Según Maliva (2014), las inversiones en infraestructura, cualquiera que sea su finalidad, deben justificarse en términos de beneficios del proyecto, que igualen o excedan los costes de construcción y mantenimiento. El coste del proyecto debería ser también inferior al coste de los proyectos alternativos que proporcionan los mismos beneficios. En este sentido, el análisis coste-beneficio puede ser la herramienta necesaria para evaluar proyectos MAR, donde sus costes y beneficios pueden ser cuantificados en términos monetarios.

3.4 ANÁLISIS DE COSTES Y BENEFICIOS EN SISTEMAS MAR

Aunque los recursos de agua son vitales para el funcionamiento de cualquier economía, continúan agotándose y degradándose a un ritmo insostenible. Esto se debe principalmente a la naturaleza del desarrollo y crecimiento económico que se ha llevado a cabo hasta el momento en el que los recursos ambientales (como el agua) han sido sustituidos por otras formas de recursos económicos como el capital y la mano de obra para la producción de bienes y servicios que se consideran más productivos y de los cuales se obtiene una mayor rentabilidad (Swanson & Johnston, 1999). Esta tendencia se ha debido a que muchas veces el valor de los recursos ambientales no se ha tenido en cuenta en las decisiones del desarrollo económico. La eficiencia económica se produce en el punto donde se maximizan los beneficios sociales netos (es decir, beneficios menos costes) de una actividad económica, o de manera equivalente, cuando los beneficios marginales son iguales a los costes marginales. Para poner en práctica las políticas sociales y económicas más eficaces que impidan la degradación excesiva y el agotamiento de los recursos ambientales es necesario establecer su valor económico total, de esta forma, se podrá incorporar en los procesos de toma de decisiones públicas y privadas (Birol et al., 2006).

Las aguas subterráneas han sido uno de los principales motores de desarrollo económico en el sureste de España y todavía hoy contribuye a la economía actual (Tobarra, 2001) Parte de los beneficios proviene de la extracción de agua subterránea, como ocurre en otras zonas áridas y semiáridas del mundo. Décadas de uso intensivo de las aguas subterráneas han hecho que la economía local

dependa en gran medida del riego, pero algunos autores dudan de que haya beneficios reales cuando se tienen en cuenta las externalidades sociales, ambientales y negativas (Custodio et al., 2016). El uso de un recurso no renovable o muy lentamente renovable también tiene un coste de escasez. Los costes indirectos y otras externalidades negativas no se suelen incluir en la contabilidad. En realidad, estos costes han sido y están siendo pagados por la sociedad en general. Debido al lento comportamiento del agua subterránea, los costes serán pagados en gran medida por las generaciones futuras. Bajo estas circunstancias, el análisis económico resulta decisivo en la toma de decisiones, en la asignación de los recursos hídricos y también de los recursos financieros que son destinados a conservar y recuperar los ecosistemas hídricos.

Un marco ampliamente aceptado y utilizado a menudo para la toma de decisiones es el análisis coste-beneficio (ACB). El ACB es una herramienta de análisis basado en la teoría del bienestar, que se realiza mediante la agregación de los costes y beneficios totales de un proyecto, política o inversión sobre el espacio y el tiempo (Hanley & Spash, 1995). Estos, representan una mejora del bienestar sólo si los beneficios netos de los costes son positivos. Diferentes opciones de gestión producen diversos beneficios netos y la opción con mayores beneficios netos es la preferida u óptima. Además de considerar los flujos netos de efectivo privados (ingresos menos costes), el ACB toma en cuenta los costes y beneficios sociales. Según (Almansa & Martínez-Paz, 2011a), el ACB puede incorporar los criterios de rentabilidad social y sustentabilidad intergeneracional, que se valoran según el bienestar social. Según Birol et al. (2006) y Carson (1991) los bienes y servicios medioambientales tienen un valor no comercial. Por lo tanto, deben ser incluidos en los análisis de coste-beneficio. Para el ACB llamado "integral o dual" de proyectos y políticas que involucran bienes y servicios ambientales, se debe captar el VET, es decir, los beneficios económicos generados por los bienes y servicios ambientales deben ser cuantificados en unidades monetarias y sopesados contra los costes de conservación o provisión de dichos bienes y servicios. El contexto de "sostenibilidad" que se refiere a las cuestiones de equidad a largo plazo e intergeneracional requiere de un descuento apropiado de los costes y beneficios de la conservación o provisión de bienes y servicios ambientales. Estudios recientes en la literatura sobre el "descuento" han propuesto el uso de una tasas de descuento estimada econométricamente en el tiempo para evaluar mejor la sostenibilidad de

las políticas, proyectos o inversiones que proponen conservar o proporcionar los bienes y servicios ambientales (Birol et al., 2010).

Según (Maliva, 2014), los sistemas MAR pueden proporcionar una serie de beneficios a la gestión de los recursos hídricos, como el aumento del volumen de agua almacenada, la preservación o mejora de la calidad del agua y el coste (relativamente bajo) de almacenamiento. Además, los sistemas MAR tienden a ser económicamente viables (es decir, tienen un valor actual neto positivo) cuando el agua se aplica para en un uso de alto valor y cuando no hay otras alternativas más rentables disponibles, siempre que existan unas condiciones hidrogeológicas favorables. Si además se tiene en cuenta el valor de no-uso en la evaluación del beneficio medioambiental de un proyecto, política o inversión, la rentabilidad resulta incrementada.

El ACB se ideó antes de la Revolución Francesa y se desarrolló en las obras de Dupuit (Pearce, 1998; Persky, 2001). Aunque el ACB se originó en estudios de viabilidad económica de proyectos públicos de agua como riego, abastecimiento y control de inundaciones, el alcance de sus aplicaciones ha ido creciendo (Ward, 2012). En el campo de los recursos hídricos, Brouwer & Pearce (2005) ofrecen una visión general de los análisis coste-beneficio en Europa y América del Norte. Con respecto a los sistemas MAR, existen estudios previos que han ilustrado el uso del ACB para evaluar la viabilidad de esta técnica de recarga artificial (Arshad, Guillaume, & Ross, 2014; Escalante, 2014). Sin embargo, pocos autores han incluido el valor de no-uso para considerar el beneficio socioambiental, como (Todd, 1965) y (Maliva, 2014).

IV – METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

IV – METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

El marco metodológico de esta investigación ha sido desarrollado en tres etapas sucesivas y complementarias en el marco establecido por la DMA para la consecución de los objetivos de “buen estado ecológico” de las aguas subterráneas del acuífero del Boquerón mediante la aplicación del análisis económico en la gestión integrada de los recursos hídricos:

- 1) La primera etapa de esta investigación fue la realización de un ejercicio de valoración contingente para estimar el beneficio ambiental que resultaría de la gestión conjunta de aguas superficiales y aguas subterráneas mediante una recarga artificial en el acuífero del Boquerón con los excedentes de agua que transporta el canal de Hellín durante los meses más húmedos de octubre a abril. Con MVC se pretende analizar si los habitantes del municipio de Hellín estarían dispuestos a pagar por la recuperación ambiental de fuentes, manantiales y ecosistemas asociados al acuífero además de conseguir una mejora en la cantidad y calidad del agua de este recurso subterráneo.
- 2) En la segunda etapa se llevó a cabo un modelo hidroeconómico para obtener el cálculo del coste de extracción y uso agrícola del agua subterránea de los principales acuíferos sobreexplotados de la cuenca del río Segura para determinar la viabilidad de usar el agua subterránea en la agricultura de regadío en situaciones de sobreexplotación. Ya que el acuífero del Boquerón pertenece a esta cuenca, la metodología de este trabajo pudo aplicarse al estudio de esta investigación. Con este modelo se podría determinar si los resultados en el acuífero del Boquerón serían factibles para los agricultores del municipio de Hellín.
- 3) La última fase de esta investigación y que complementa las dos anteriores ha consistido en realizar un ACB para evaluar, en términos monetarios, la rentabilidad socioeconómica de la aplicación del sistema MAR en el acuífero sobreexplotado del Boquerón como objetivo principal de este trabajo de investigación. En el ACB se han analizado la influencia de las

principales variables afectadas (consumo de agua de la población y agua de riego) sobre los indicadores de rentabilidad: valor actual neto (VAN) y tasa interna de rendimiento (TIR). Para ello se han considerado dos escenarios futuros de cambio climático (más y menos optimista) y distintas hipótesis futuras de demanda agraria (0, -10%, y +10% con respecto a la demanda actual). Para llevar a cabo el diseño del ACB se han seguido los siguientes pasos (Martinez-Paz, Perni, & Martinez-Carrasco, 2013): a) identificar y evaluar en términos monetarios todos los costes y beneficios, b) establecer el horizonte temporal de la evaluación, c) determinar la tasa de descuento, d) seleccionar los indicadores de rentabilidad y e) analizar las variables más inciertas.

Este estudio incorpora criterios de rentabilidad social y equidad intergeneracional que son valorados de acuerdo al bienestar social. Por otro lado, las acciones emprendidas en la planificación y gestión integrada de los recursos hídricos tienen un impacto significativo en el medio ambiente (Grindlay, Zamorano, Rodríguez, Molero, & Urrea, 2011). Por tanto, la valoración ambiental en este tipo de actuaciones debería ser tenida en cuenta en el ACB.

Los costes que se consideraron en la sobreexplotación del acuífero del Boquerón fueron: costes de explotación y uso agrícola de las aguas subterráneas y coste de la recarga artificial.

Los beneficios generados por la explotación del acuífero y su posible recuperación tras la recarga artificial fueron divididos en dos categorías: por un lado el beneficio privado evaluado como ingresos de mercado menos costes y por otro lado, el beneficio socioambiental que generaría la preservación del estado ecológico del acuífero y los ecosistemas dependientes.

La importancia de este trabajo de investigación radica en saber si la GIRH, a través del sistema MAR, garantizará la supervivencia del sector agrícola del municipio de Hellín, la recuperación del hábitat y el bienestar social en el futuro.

4.1 ANÁLISIS DE GESTIÓN HÍDRICA EN CONDICIONES DE CAMBIO CLIMÁTICO

Los escenarios de gestión hídrica planteados en este estudio han sido analizados utilizando el modelo AQUATOOL (Andreu et al., 1996). Es un modelo muy útil de apoyo a la toma de decisiones. Es muy utilizado por las Confederaciones hidrográficas de España y en muchos estudios de investigación en regiones de toda España (Henché, Murillo, & Castaño, 2002; Murillo & Navarro, 2008). AQUATOOL es capaz de simular la gestión conjunta de los recursos hídricos, ya que permite la incorporación de acuíferos en el subsistema de aguas superficiales como otro "depósito" de regulación del sistema. Para su diseño se consideraron 2 escenarios diferentes de gestión hídrica: (escenario 1) gestión actual sin interrelación entre aguas superficiales y subterráneas, y (escenario 2) gestión conjunta que incluye el acuífero de Boquerón como un "gran depósito de regulación subterránea" a través de recarga artificial utilizando los excedentes del canal de Hellín, tal como se produce en el sistema mostrado en el trabajo de Pérez-Sánchez & Senent-Aparicio (2015).

Para este estudio, se utilizaron 30 años de datos de simulaciones históricas (1971-2000) como periodo de referencia. Los datos meteorológicos para este período se obtuvieron a partir de la malla de datos llamado SPAIN02 (Herrera, Fernández, & Gutiérrez, 2016). Con el fin de poder simular los escenarios futuros, se descargó de la iniciativa EURO-CORDEX (Jacob et al., 2014) la combinación del Modelo Global del Clima (GCM) EC-EARTH y el Modelo Climático Regional (RCM) HIRHAM5. EURO-CORDEX es la rama europea de la iniciativa internacional CORDEX, que es un programa patrocinado por el Programa Mundial de Investigaciones Climáticas para organizar un marco coordinado internacionalmente para producir mejores proyecciones regionales de cambio climático para todas las regiones del mundo. La combinación GCM-RCM, se utilizó para evaluar el cambio climático en el área de estudio para el período 2021-2050 bajo dos diferentes escenarios de emisiones de gases de efecto invernadero (RCP, Representative Concentration Pathways, en inglés) correspondientes a la estabilización del forzamiento radiactivo de $4,5 \text{ W/m}^2$ (RCP4.5) y $8,5 \text{ W/m}^2$ (RCP8.5) más y menos optimistas, respectivamente. Esta combinación ha sido recientemente aplicada de manera satisfactoria cerca de la zona de estudio (Senent-Aparicio,

Pérez-Sánchez, & Carrillo-García, 2017). Una técnica de corrección de sesgos basada en la distribución de la cartografía de precipitación y temperatura se aplicó para reducir los datos con el objetivo de aumentar la precisión de los resultados.

Por otro lado, los insumos de agua se han introducido como valores históricos mensuales para ambos escenarios de cambio climático. Las demandas se introducen como valores mensuales medios. Una vez que los elementos del sistema y las relaciones entre ellos se han configurado, el modelo se define como un problema de optimización que se puede expresar a través de una función de destino y un conjunto de limitaciones (Paredes-Arquiola & Andreu-Álvarez, 2010) y se resuelve mediante el algoritmo Out-of-Kilter (Ford & Fulkerson, 1962). La recarga de acuíferos se obtuvo con Visual Balan (Samper, Llorenç, Arés, & García, 1999) para ambos escenarios de emisión.

Este trabajo complementa los estudios realizados por Senent, Linares, & Barba-Romero (1975) y Pérez-Sánchez & Senent-Aparicio (2015) en el acuífero del Boquerón. Los escenarios de estos estudios han sido actualizados e incluyen los efectos del cambio climático. El trabajo de investigación contempla el estudio de 30 años (2021-2050) bajo dos escenarios comparativos de emisiones (RCP4.5 y RCP8.5) que podrían reflejar las consecuencias de incorporar el acuífero del Boquerón en el sistema de agua, según se describe: escenario 1 (SC1) es el sistema actual de gestión del agua sin gestión conjunta de las aguas superficiales y subterráneas; y escenario 2 (SC2) como sistema de gestión conjunta del agua.

El escenario SC1 tiene en cuenta el patrón de comportamiento actual. En este escenario no hay uso conjunto de la superficie y el agua subterránea. El exceso de agua suministrada por el canal de Hellín se devuelve al subsistema de superficie cuando no se consume. En el segundo escenario (SC2), la consideración de la oferta y la demanda es la misma que en el escenario SC1, con la excepción de que el acuífero del Boquerón, además de recibir agua de su fuente natural de abastecimiento a partir de la lluvia sobre los afloramientos permeables de esta formación, también recibirá agua a través recarga artificial del superávit mensual de los recursos hídricos superficiales del canal Hellín.

Según Iglesias (2009), los efectos del cambio climático en términos de incremento de demanda de riego en la cuenca del río Segura alcanzarán aproximadamente el 7%. Sin embargo, debido al futuro económico incierto, otros autores prefieren considerar un análisis de sensibilidad de la demanda de riego de

más y menos 10% de la demanda actual, ya que esto representa un escenario pesimista dominado por cambios físicos y un escenario optimista impulsado por ajustes de política (Pulido-Velazquez, Garrote, Andreu, Martin-Carrasco, & Iglesias, 2011). Se utiliza un código para resumir cada uno de los esquemas de agua evaluados de acuerdo con los dos escenarios. Éstos se diseñan de la siguiente manera: escenario SC1 o SC2 más el escenario de emisión más la variación en demandas. Por ejemplo, el escenario SC1-RCP4.5-0 representa la gestión actual con el escenario de emisiones RCP4.5 y ninguna variación en la demanda. El escenario SC2-RCP8.5 + 10 representa el uso conjunto de recursos hídricos según el escenario de emisiones RCP8.5 y una demanda que es + 10% mayor que en la actualidad. En total se han analizado 12 sub-escenarios ya que cada escenario SC1 y SC2 se divide en 2 sub-escenarios según el escenario de cambio climático RCP4.5 y RCP8.5. Estos a su vez, se dividen cada uno en 3 sub-escenarios de demanda agraria 0%, -10%, y +10%.

4.2 VALORACIÓN DE COSTES

4.2.1 Coste de extracción y uso agrícola

La valoración de los costes de extracción y uso agrícola que supone la sobreexplotación del acuífero del Boquerón, fue llevada a cabo a través de un modelo hidroeconómico aplicado en los principales acuíferos sobreexplotados de la cuenca del río Segura, a la cual dicho acuífero pertenece. Teniendo en cuenta que más del 80% del consumo total de agua en la cuenca del río Segura se utiliza para el riego (Martínez-Granados et al., 2011), el coste de la sobreexplotación será un factor clave para la supervivencia futura de la agricultura de riego en aquellas regiones pertenecientes a esta cuenca.

Los modelos hidroeconómicos que integran los conceptos de ingeniería, economía e hidrología a escala de cuenca son una herramienta útil para evaluar el impacto económico de la sobreexplotación de los acuíferos. El modelo obtuvo el coste de la sobreexplotación de los acuíferos de la cuenca del río Segura (0,53 €/m³) que es el precio que pagarían los agricultores por el uso del agua subterránea para el regadío.

Según Harou et al. (2009) los modelos económicos en el campo de agua cada vez más enfatizan el uso de los principios económicos para la toma de decisiones, la gestión integrada, las finanzas, la valoración de los beneficios y la evaluación de alternativas. Los modelos hidroeconómicos desarrollan estos aspectos para resolver una variedad de problemas relacionados con el agua. Está claro que el abastecimiento de agua es un factor clave para el desarrollo agrícola, y el uso del agua subterránea genera implicaciones directas e indirectas, así como importantes beneficios. Una evaluación interdisciplinaria sobre cómo los agricultores pueden hacer frente a situaciones de sequía o políticas de precios de agua es importante desde el punto de vista de la GIRH, ya que facilita una mejor y más eficaz acción de manera localizada (Maneta et al., 2009). Estos modelos pueden ayudar en el diseño de políticas de agua más efectivas, tomando en cuenta los conceptos de sostenibilidad hidrológica, económica y ambiental en el marco de la DMA, así como revelar oportunidades para mejorar la gestión del agua (Harou et al., 2009).

Los modelos hidroeconómicos llevan aplicándose desde los años 60 (Bear, Levin, & Buras, 1964) y desde entonces ha crecido en el alcance de sus aplicaciones (Booker, Howitt, Michelsen, & Young, 2012). En el campo de los recursos hídricos, muchos estudios han incluido aspectos hidrológicos, ecológicos, económicos y sociopolíticos mediante el uso de modelos hidroeconómicos. Por ejemplo, Bielsa & Duarte (2001) diseñaron un modelo hidroeconómico para la asignación de agua entre dos usuarios competidores: el riego y la energía hidráulica. Ward & Pulido-Velázquez (2008) desarrollaron un marco a escala de cuenca para identificar los impactos hidrológicos y económicos de los programas alternativos de fijación de precios del agua que podrían cumplir con las regulaciones ambientales para proteger la calidad del agua. Finalmente, Harou et al. (2009) realizó una revisión de técnicas para caracterizar el valor económico del uso del agua e incluyó los modelos matemáticos de manera integrada en 80 modelos hidroeconómicos.

El modelo hidroeconómico fue usado para calcular el coste de extracción y uso agrícola de los pozos activos que eran representativos de diferentes áreas, desagregando amortización y operación. Se consideraron los pozos específicos de cada acuífero sobreexplotado, así como la tendencia en la evolución de las características de los niveles piezométricos y de las características representativas de cada zona de riego asociada con los acuíferos estudiados. La investigación requirió la recolección de un gran número de parámetros técnicos y financieros que

debían ser considerados para evaluar los costes de explotación. De esta manera, se realizaron las siguientes tareas:

- Estudio económico para estimar los costes de inversión y funcionamiento de las instalaciones necesarias para el bombeo y el riego. Este estudio fue realizado a través de empresas de la Región de Murcia que pertenecen a áreas de trabajo tales como instalación de equipos de bombeo, realización de sondeos, tuberías de impulsión, ejecución de embalses o instalación de sistemas de riego.
- Estudio documental sobre las características hidrogeológicas de los diferentes acuíferos sobreexplotados. Se recopiló información sobre los pozos representativos de cada acuífero sobreexplotado para recopilar todos los datos necesarios para los cálculos.
- Valoración económica de cada pozo de los diferentes acuíferos sobreexplotados y de cada área de riego asociada a estos acuíferos.

Para determinar el coste por metro cúbico de agua extraída se asumieron ciertas hipótesis:

- Tomar los valores mínimos actuales de los costes que normalmente presentan una variabilidad notable.
- No considerar ciertos costes que sólo deben ser examinados de manera excepcional (línea eléctrica de alta tensión, cloración, etc.).
- No considerar el coste de proyecto y dirección de obra.
- No considerar el IVA. Todos los costes se estimaron antes de impuestos.
- No considerar la compra de tierras, ya que se asume que está disponible.
- Tener en cuenta únicamente los componentes del coste de riego que tienen relación directa con el agua utilizada.

La estimación del desarrollo futuro de los costes de extracción resulta complicado debido al aumento de los precios de la energía y los equipamientos, las tendencias piezométricas y los caudales de bombeo (Rocamora, Vera, & Abadía, 2012). En este estudio se ha llevado a cabo una evaluación económica global con participación de las partes interesadas “stakeholders”. Además, se han considerado los costes ambientales y de recursos sobre el valor económico total de los daños

ambientales como resultado de la sobreexplotación del acuífero del Boquerón. Se han estimado en términos monetarios mediante técnicas de preferencia declaradas para la valoración ambiental por el MVC como se muestra en la siguiente sección.

Para calcular el coste de extracción y uso agrícola del agua subterránea, se consideró que la llegada del agua desde el acuífero a los cultivos se dividiría en tres partes:

1. Coste a la salida del pozo: Este coste incluía todos los costes relacionados con los sondeos (es decir, los costes de sondeos o perforación de pozos, bombas de extracción de agua, impulsión, mantenimiento, etc.), así como todos los costes relacionados con la electricidad (por ejemplo, el coste de elevación del agua, que dependerá del precio actual del kilovatio-hora).
2. Coste a pie de parcela: Una vez calculado el coste del agua en el pozo, se puede obtener el coste a la entrada de parcela considerando simplemente tres variables esenciales: bomba de impulsión, longitud de tubería necesaria para transporte de agua a la parcela donde se va a utilizar y, si es necesario, el coste del estanque de almacenamiento.
3. Coste en la planta de riego: En este caso, se debe agregar el coste de distribución del agua extraída a las parcelas de riego. Este coste variará dependiendo del tipo de cultivo y del tamaño promedio de la explotación agraria en cada área de riego.

El coste total se dividió en dos costes parciales identificados con las principales unidades de obra que constituyen la captación y transporte de agua subterránea hasta su punto de uso: coste de extracción y coste de distribución y uso agrícola. Cada unidad representaba una inversión y unos costes anuales de explotación, constantes o variables (es decir, energía, conservación, reposiciones de material o empleados), durante su vida útil. Las unidades generadoras de inversión consideradas fueron: construcción de pozos, instalación elevadora, instalación de impulsión, embalses de riego y sistemas de riego localizados. Se consideró un tipo de interés estándar del 5% y los períodos de amortización asociados a la vida de las diferentes unidades (20 años para el pozo, los embalses y el riego, 10 años para la instalación electromecánica de bombeo y de transporte) para obtener las anualidades de amortización. Los costes de explotación incluyeron los costes de

mantenimiento (reparaciones y costes de personal), los costes de vigilancia y los costes de operación de la instalación y costes energéticos, que dependerán del caudal bombeado y del precio del kilovatio-hora (kWh).

El coste de extracción se calculó mediante la Ecuación (1):

$$CE=0.004 \times V \times h_m \times e + c_m \quad (1)$$

donde “V” representa el volumen anual de agua extraída (m³); “h_m” es la altura manométrica (m); “e” es el precio de la energía (€/kWh); y “c_m” es el coste de mantenimiento (€), que se correspondía con un porcentaje fijo de la inversión, el cual se supuso del 3%.

El precio de la energía se calculó en primer lugar a partir de facturas eléctricas de pozos representativos para la extracción y de consumos típicos de equipos de impulsión y sistemas de riego para el uso y distribución del agua, obteniendo valores medios. Sin embargo, debido a las consecutivas subidas tarifarias, sobre todo a partir de 2008 por el cambio tarifario para los regantes, el precio de la energía ha ido aumentando (Figura 3). Tomando como referencia la tarifa correspondiente al año 2008 (año en que se produce un cambio sustancial en el precio de la energía) que fue de 0,0754 €/kWh y considerando una variación del 20% en la misma, según las “Propuestas para mejorar la situación del regadío español en relación con el consumo energético” (FENACORE, 2008) que supone un valor de 0,016 €/kWh, los

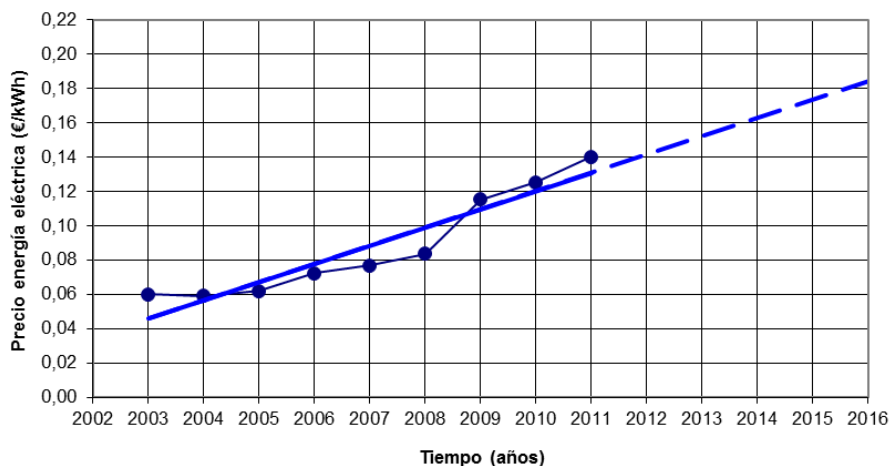


Figura 3. Evolución del precio de la energía.

Fuente: INE (2012)

costes de la energía en el futuro podrían estimarse como el efecto de este cambio, sumado a la tendencia evolutiva de los precios.

La ecuación resultante para la evolución del coste energético se calculó mediante la Ecuación (2):

$$e(t) = 0,0082 t - 16,367 + d \quad (2)$$

donde “e” representa el coste energético (€/kWh); “t” es el tiempo (año de cálculo) y “d” es el incremento por cambio tarifario: $d = 0$ si $t < 2008,5$; $d = 0,016$ si $t > 2008,5$

Los costes totales fueron calculados en 12 escenarios, seis escenarios de gestión actual (SC1) y seis escenarios de gestión conjunta (SC2), que resultan de los sub-escenarios de emisiones (RCP4.5, RCP8.5) y de las hipótesis de demanda agraria (0%, -10% y +10%).

4.2.2 Coste de recarga artificial

El sistema MAR llevado a cabo fue del tipo ASR. La recarga artificial considerada se realizaría mediante la construcción de pozos de infiltración cuyos resultados positivos fueron mostrados por las experiencias anteriores adquiridas en esta área (Senent, Linares, & Barba-Romero, 1975). Estos pozos de prueba siguen siendo utilizados por las comunidades de regantes, aunque esporádicamente y sin planificación (Pérez-Sánchez & Senent-Aparicio, 2015). En esta medida propuesta no se necesitaría tratamiento de aguas debido a la buena composición química en el agua del canal de Hellín (CHS, 2015).

A través de la aplicación “HidroGeoportal DINA-MAR” se observó que el acuífero del Boquerón se encontraba en una “Zona MAR”. Además, el mapa de “iso-costes” (Figura 4) sirvió para determinar el coste medio de inversión y mantenimiento, que para el caso de origen fluvial de agua y recarga artificial mediante pozo de infiltración resultó ser de 0,2 €/m³ y 0,1 €/m³, respectivamente (Fernández-Escalante et al., 2014). Una vez conocido el volumen de recarga artificial del acuífero en los distintos escenarios de demanda agraria 0%, -10% y +10%, se obtendría el coste de inversión y el coste de explotación y mantenimiento de la recarga artificial en el “año 0”. La explotación y el mantenimiento serían variables en los 30 años de

estudio, principalmente por el coste de la energía. Para calcular estos valores se aplicó la variación anual del coste de la energía obtenida a partir de la Ecuación (2).

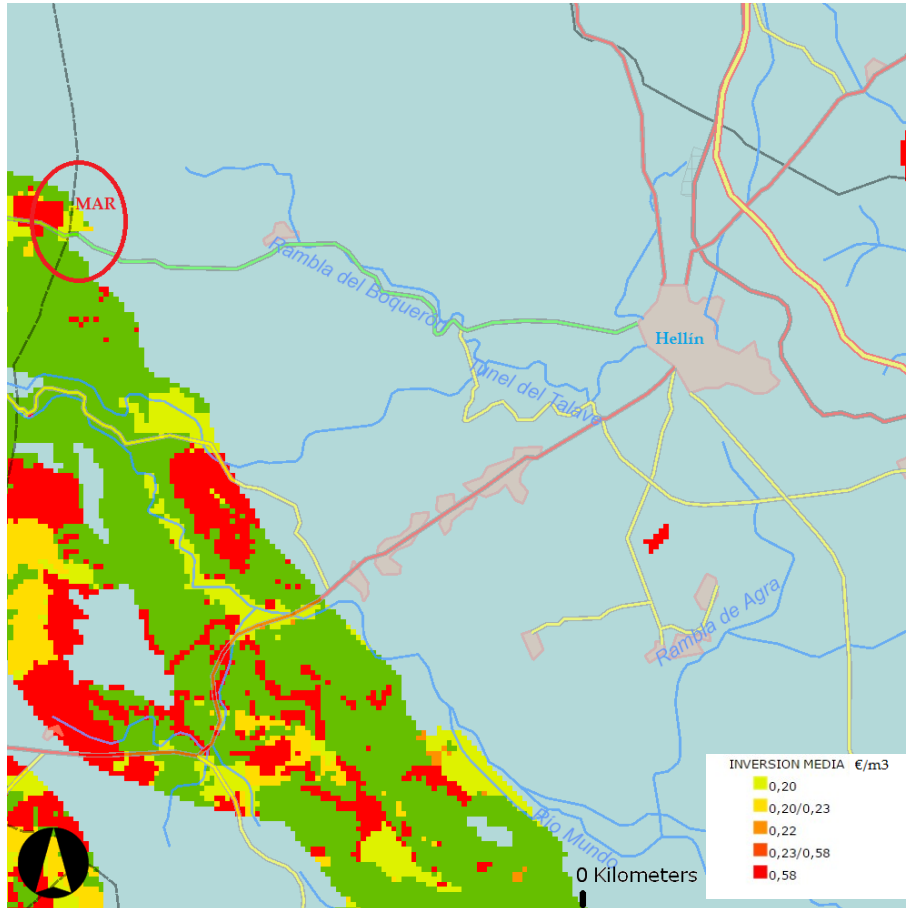


Figura 4. Mapa de iso-costes en Zona MAR del acuífero del Boquerón.

Fuente: HidroGeoportal DINA-MAR

4.3 VALORACIÓN DE BENEFICIOS

4.3.1 Beneficio privado

El beneficio privado, llamado también flujo neto de caja, fue valorado como la diferencia entre ingresos de mercado menos costes. Los resultados obtenidos en la estimación del coste de las aguas subterráneas en los acuíferos sobreexplotados de la cuenca del río Segura (que suponía un impacto económico de 180 M€ para la

agricultura) se compararon con la producción final agraria de cultivos de la Región de Murcia (1.800 M€), ya que tiene un sector agroalimentario bien desarrollado (representa el 21,4% del PIB regional) y por tanto, es un factor clave en la economía regional (UCAM-Santander, 2016). Por tanto, el coste del uso y extracción del agua subterránea supondría un 10% de la producción final agraria de la región.

Debido a que el riego también es el principal usuario de las aguas subterráneas en el municipio de Hellín, los beneficios generados por los ingresos del mercado se relacionaron con el valor económico de la producción agrícola de Castilla La Mancha que es la Comunidad Autónoma a la que pertenece. Según Córcoles, De Juan, Tarjuelo, & Ortega (2009), el valor de la producción agrícola en Castilla La Mancha fue de 1,67 €/m³. Considerando este valor para el año de referencia 2021, la producción en el período estudiado de 30 años se obtuvo multiplicando este valor por el consumo anual de agua utilizada para regadío.

4.3.2 Beneficio socioambiental

El beneficio socioambiental se asoció con la población del municipio de Hellín debido a que este sector es un factor determinante en la valoración económica de un activo ambiental (Carson, 2000). Se realizó a través del MVC, en el que se entrevistó a una muestra representativa de la población de Hellín y se preguntó sobre la máxima DAP para la mejora ambiental del acuífero Boquerón y la sostenibilidad de la agricultura en el municipio. En esta fase, los “stakeholders” participaron en la valoración económica de las medidas propuestas a través de encuestas. La población objetivo se definió considerando el número de hogares del municipio de Hellín con un promedio de 3,15 personas por hogar (INE, 2012).

La muestra del estudio estuvo formada por 9.924 hogares con un total de 240 encuestas obtenidas por muestreo aleatorio simple. Los elementos de simulación del mercado hipotético del MVC fueron la DAP y la forma de pago reflejada mediante un aumento en el precio de la factura del agua durante un año. Se preguntó a los encuestados si estarían dispuesto o no a pagar para mejorar el estado ecológico de las masas de agua del acuífero del Boquerón (formato binario dicotómico). Si la respuesta era afirmativa, el entrevistado debía declarar su máxima DAP para la implementación de las medidas propuestas, de manera que los beneficios obtenidos podrían ser cuantificados. Las variables implícitas en la

valoración contingente fueron renta, empleo y el compromiso medioambiental “green commitment”. La media de la DAP del mercado hipotético fue 18,89 €/año ($\pm 28,63$) y la mediana fue de 12 €/año, debido principalmente a la elevada concienciación medioambiental de los habitantes de Hellín. La media de la DAP multiplicado por la población objetivo proporcionó un beneficio de 187.464 €/año.

Con respecto a las variables, no todas determinarían la DAP en la dirección lógica esperada. Los hogares con ingresos más bajos estarían más dispuestos a pagar, aunque la efectividad del pago se vería reducida por sus ingresos disponibles. Esto significa que el 'sacrificio' de los hogares con menor ingreso sería mayor que aquellos con mayores ingresos. Por tanto, la variable “renta” tendría una relación inversa con la variable dependiente DAP que es debido principalmente a la reciente crisis económica en España y a la creciente preocupación por el medioambiente (Pagiaslis & Krontalis, 2014). Debido a que el MVC estima tanto el valor de uso como de no-uso de los bienes ambientales, el valor económico total (VET) pudo descomponerse en una muestra de individuos que realizarían un uso recreativo de la superficie sobre la que se asienta el acuífero y los que no lo realizarían, es decir, que no serían usuarios. El valor de uso (directo e indirecto) de la gestión conjunta de los recursos hídricos en el municipio de Hellín comprendería principalmente el agua potable y el consumo industrial, el riego agrícola, la recarga al acuífero de Boquerón y el uso recreativo del humedal de Fuente de Isso y otros humedales y manantiales de la zona. Mientras que el valor de no-uso correspondería al mantenimiento del ecosistema asociado con el acuífero, la belleza escénica de la zona y el valor del legado, ya que las generaciones futuras podrían disfrutar de este recurso ambiental. El beneficio socioambiental se identifica directamente con la DAP de los no-usuarios, lo que resultó en 14,86 €/año para una muestra (N) de 172 hogares. Para agregar este valor a toda la población de Hellín, se calculó la DAP de los no-usuarios multiplicando la media de los no-usuarios de la DAP por el número total de hogares. Finalmente, se estimó la proyección futura de los hogares incluidos en el ACB durante el período de análisis 2021-2050 utilizando un modelo autorregresivo siguiendo el procedimiento de Hildreth & Lu (1960), el cual se basa en las series históricas de esta variable (INE, 2012).

Se ha supuesto que el beneficio socioambiental es el mismo en cada escenario ya que es difícil saber cómo se desarrollará la percepción de las cuestiones ambientales en la población futura.

4.4 INDICADORES DE RENTABILIDAD DEL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO

Los costes y beneficios que resultan de una determinada inversión, deben compararse a lo largo de la vida útil de la misma. El Valor Actual Neto (VAN) y la Tasa Interna de Rendimiento (TIR) son los métodos más utilizados para evaluar la rentabilidad de la inversión. VAN agrega todos los costes y beneficios durante un periodo de tiempo medido usualmente en años a los que aplica una tasa de descuento y del cual, se deduce el coste inversión (Alcon, Martin-Ortega, Pedrero, Alarcón, & de Miguel, 2013). Sin embargo, cuando los beneficios ambientales son tenidos en cuenta, como es este caso de estudio a través de los valores de no-uso, se aplica además una tasa de descuento ambiental (Almansa & Martínez-Paz, 2011b), y por tanto se aplica un VAN diferenciado o dual. Por tanto, los beneficios privados futuros fueron descontados a una tasa de mercado “r”, y los beneficios socioambientales a una tasa ecológica o ambiental “r_a”. La tasa de descuento es el valor actual de un pago futuro. Desde el punto de vista de la sociedad, refleja si un beneficio actual es más valioso que el mismo beneficio obtenido en el futuro (Correa, 2009). La tasa de descuento ambiental proporciona los criterios de sostenibilidad y equidad intergeneracional requeridos en proyectos con consecuencias ambientales a largo plazo para las generaciones futuras (Almansa & Martínez-Paz, 2011a; Kula & Evans, 2011; Roumboutsos, 2010). Este es un desafío para los responsables de la toma de decisiones sobre el agua, quienes deberían determinar la conveniencia de este tipo de proyectos, teniendo en cuenta la importancia de la sostenibilidad intergeneracional (Almansa & Martínez-Paz, 2011a; Birol et al., 2010).

El VAN aplicado en este estudio fue el siguiente:

$$VAN = -D + \sum_{t=1}^t \frac{FNC_p}{(1+r)^t} + \sum_{t=1}^t \frac{FNC_a}{(1+r_a)^t} \quad (2)$$

donde “D” representa el depósito inicial de inversión, “FNCp” es el flujo neto de caja privado, “r” es la tasa de descuento de mercado, “t” es el tiempo, “FNC_a” es el flujo neto de caja socioambiental, y “r_a” es la tasa de descuento ambiental.

Siguiendo las recomendaciones de la Comisión Europea (CE, 2008), se ha considerado una tasa de descuento de mercado del 5,5% para este tipo de inversiones. En cuanto a la tasa de descuento ambiental, (Almansa & Martínez-Paz, 2011b) sugieren una tasa ambiental más baja del 3,5% para proyectos o inversiones de 0 a 30 años. Al considerar diferentes tipos de descuento, la pérdida de valor en el futuro será diferente en cada caso.

Finalmente, la TIR se calculó como la tasa de descuento que convierte el VAN a cero, es decir, el valor para el cual los costes de inversión serían iguales a los beneficios. El valor es un porcentaje que indica la rentabilidad asociada con los flujos netos de caja. Cuanto mayor sea la TIR, mayor será la rentabilidad del proyecto y más deseable será emprenderlo. Cuando hay diferentes tasas de descuento, el valor de TIR se obtiene manteniendo la tasa ambiental constante (Alcon et al., 2013).

V – PUBLICACIÓN 1

V – PUBLICACIÓN 1: THE ECONOMIC VALUE OF CONJOINT LOCAL MANAGEMENT IN WATER RESOURCES: RESULTS FROM A CONTINGENT VALUATION IN THE BOQUERÓN AQUIFER (ALBACETE, SE SPAIN)

Rupérez-Moreno, C., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., & del Pilar Flores-Asenjo, M. (2015). The economic value of conjoint local management in water resources: Results from a contingent valuation in the Boquerón aquifer (Albacete, SE Spain). *Science of The Total Environment*, 532, 255–264. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.028>



Contents lists available at ScienceDirect

Science of the Total Environment

journal homepage: www.elsevier.com/locate/scitotenv

The economic value of conjoint local management in water resources: Results from a contingent valuation in the Boquerón aquifer (Albacete, SE Spain)

Carmen Rupérez-Moreno*, Julio Pérez-Sánchez, Javier Senent-Aparicio, M^a del Pilar Flores-Asenjo

Universidad Católica San Antonio de Murcia, UCAM, Murcia, Spain

HIGHLIGHTS

- Conjoint use of water improves the environmental quality of aquifers.
- The local level study generated major social and environmental short-term benefits.
- Willingness to pay would mean a 'financial sacrifice'.
- The environmental benefits were due to the high green commitment.

ARTICLE INFO

Article history:

Received 4 March 2015

Received in revised form 7 May 2015

Accepted 7 May 2015

Available online xxxx

Editor: D. Barcelo

Keywords:

Water Framework Directive

Conjoint management

Water resources

Local level

Contingent valuation method

ABSTRACT

In the field of water resources management, the Water Framework Directive is the first directive to adopt an ecosystem approach, establishing principles and economic tools for an integrated management of water resources to protect, conserve and restore all water bodies. The incorporation of local authorities in this management involves quality benefits that are perceived by users in an effective and lasting way. The purpose of this paper is to present the economic value of the environmental recovery of the overexploited Boquerón aquifer in Hellín (Albacete, SE Spain) and all of its associated ecosystems. This aquifer operates as a regulating reservoir for the surface waters of the Hellín Canal. The contingent valuation method (CVM) applied in this environmental assessment of the aquifer showed that its non-use value was €147,470 per year, due to the high environmental awareness of the Hellín people, which is enough to ensure the survival of the ecosystems linked to the aquifer.

© 2015 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

Aquifers are valuable aquatic ecosystems that provide many essential services for public welfare. This is due in large part to the characteristics of the biota living in them. To eliminate or, at least, reduce the impact on aquatic ecosystems caused by man, many countries have established rules aimed at protecting and conserving these water bodies (Bouleau, 2008).

In the countries of the European Union, the directive responsible for protecting water resources – and ensuring their ecological quality – is the Water Framework Directive (Directive 2000/60/EC). Introduced in 2000, this was “the first

directive to take an integrated, ‘ecosystem-based approach’ to this task: protecting water ecosystems equally in terms of water quality, water quantity, and their role as habitats (EC, 2015).

The WFD establishes four pillars that must be implemented by the water sector over the next few years (EC, 2010): a coordinated action to achieve ‘good status’ for all EU waters, i.e., surface, transitional waters, coastal and groundwaters, by 2015; the establishment of a water-management system based on natural river basin districts, independent of regional and national administrative boundaries; and integrated water management and improvement in water use policy by encouraging the active involvement of stakeholders and consultation with the public.

Many countries around the world, such as India, Pakistan, Bangladesh, China, Spain and Mexico, make very intensive use of groundwater (Mukherji and Shah, 2005). According to FAO (2011), between 1961 and 2006, irrigated area worldwide grew at 1.6 percent per year. Current aquifer storage depletion in Spain is approximately 15 km³ (Llamas et al., 2015); in fact, the over-exploitation of groundwater in southeast Spain has shown exponential growth, with an annual increase of 15.3 percent (Martínez-Fernández and Esteve, 2005). Exploitation of the water resources in southeast Spain has proceeded without adequate control and has created great risk to both the quantity and quality of water and a significant loss of ecosystems (Grindlay et al., 2011).

Because of the importance of integrating the management of water resources, and taking into account that irrigation areas will continue increasing, with an annual growth between 0.2 and 0.5 percent on continents such as Africa, Asia and Europe (FAO, 2011), there is now a need to replace the independent use of water resources implemented until now with conjoint management. The interrelationship between surface water and groundwater allows us to analyse them as a single resource for meeting water demands (Winter et al., 1998). The conjoint use of surface and groundwater reservoirs has the advantage of being one of the measures potentially able (Murillo-Díaz et al., 2002) to guarantee supply of virtually 100% of future demand at a relatively low cost. Using only surface reservoirs to meet demand would generate such high costs as to be unprofitable in most cases.

A further advantage of the WFD approach is that, by involving local government in water planning, the scale of study is reduced from a basin level to river level or smaller (e.g., within-catchment aquifers). Thus, better success is assured because the local population quickly perceives the short-term benefits. In this way, users are involved in recovering or improving the use and conservation of water resources because they are directly involved in the benefits of the net water yield (Pérez-Sánchez, 2013). In this sense, aquifers may be the appropriate structure for conjoint local management that would ensure environmental sustainability (Garduño et al., 2006).

The WFD also recognizes the economic role of water resources in meeting human needs and ensuring public welfare (Brouwer, 2008). Some of these benefits have market value. For instance, if the groundwater level in an aquifer is raised, the costs of abstraction fall. Other benefits – usually related to natural resources, particularly water resources – have non-market values, which correspond to ‘non-use values’ (e.g., habitat recovery). Birol et al. (2006) argued that the total economic value (TEV) of water resources should include both types of benefits. These water-use values can be decomposed into direct use values, reflecting the benefit of consumptive resource use (e.g., domestic and industrial water supply, irrigation, groundwater recharge) and non-consumptive use (e.g., recreational use) and the indirect use value that benefits people indirectly (e.g., pollution abatement). The non-use values are considered those benefits that individuals can obtain from the environmental resources by their mere existence, even without the need to enjoy them personally. The latter are further divided into three groups, namely existence value, bequest value and altruistic value (e.g., springs, biota, and scenic beauty). There is also the so-called option value, which recognizes that individuals can use that resource in the future. It can be considered a non-use value, and even treated as independent, but in any case this is a ‘future use’ value.

The stated preference methods take into account the non-use values of environmental assets. One of these is the contingent valuation method (CVM), commonly used in the economic valuation of water resources (Birol et al., 2006). For instance, according to Birol et al., CVM is useful for assessing indirect use values such as improved water quality and the non-use value of water associated with biodiversity. The CVM is based on constructing a hypothetical market

through surveys in which the respondent is asked their maximum willingness to pay (WTP) or minimum willingness to accept compensation (WTC) for a particular environmental asset.

The contingent valuation method has been applied to place a value on non-market goods since the 1980s (Carson, 1991). Its application to the field of water resources is important because of the growing water shortages suffered in recent years and, in particular, because of the massive exploitation of groundwater. Birol et al. (2006) analysed the available techniques for evaluating the environmental assets provided by water resources. There are many studies regarding the economic valuation of environmental attributes, such as aquatic ecosystems: Spash (2000); Birol et al. (2008); Ghosh and Mondal (2013) defined economic values of attributes that enhanced or diminished the value of wetlands. Carson and Mitchell (1993); Oglethorpe and Miliadou (2000) investigated the benefits of improving the flow and water quality of rivers and lakes. Stenger and Willinger (1998) studied the value of groundwater quality in one of the largest aquifers in eastern Europe: the Alsatian aquifer. In the context of the WFD, Martínez-Paz and Perni (2011) estimated the total economic value of groundwater use in the Gavilán aquifer, located beneath the city of Murcia (Spain). In Cyprus, a country that suffers significant water shortages, Birol et al. (2010) proposed artificial recharge of an aquifer with treated wastewater as a means of water resources management.

In Spain, artificial recharge experience is growing, in spite of the need for a specific, unified and systematic regulation about artificial aquifer recharge (Sastre-Beceiro, 2009). Currently, the implementation of artificial recharge techniques is difficult because Spanish regulations consider artificial recharge to be a spill, and water quality requirements are more restrictive than in other countries (Fernández-Escalante et al., 2014).

The study presented in this article aims to provide an economic valuation of the benefits that would result from the conjoint local management of an aquatic ecosystem, namely the Boquerón aquifer in the municipality of Hellín (Albacete). It applies the CVM within the framework established by the WFD. The results of this exercise could be used as a guide in the planning and integrated management of water resources. Moreover, the fact of including an economic analysis of environmental heritage features in projects of this type can be a means to justify

investment of public money – which is particularly relevant in the difficult economic situation that Spain is currently facing. Furthermore, it can serve as a means to allow public participation (Mitchell and Carson, 1989).

2. Study area

The municipality of Hellín lies in the southwest of Albacete province, covering an area of 781.2 km² (Figure 1). Its population is 31,262 inhabitants, with a density of 40.04 inhabitants per km². The climate here includes a moderate annual thermal oscillation between 26.3°C and 9.1°C. According to data facilitated by the Segura River Basin Authority, annual rainfall is very low, at approximately 350 mm, with a monthly average of approximately 30 mm, though there is drought in the summer months; annual rainfall is irregular, with some years wetter (up to 600 mm) and others much drier (less than 100 mm). Both factors are crucial to the development of tree cover in the area and to its agricultural production. Hellín lies in the Segura river basin and is traversed by the Mundo River. There are two important reservoirs in the catchment: Talave and Camarillas, which are generally used to regulate water resources in the basin. Additionally, there are also several ravines and gullies (seasonal watercourses) that drain the municipality, of which the majority flow into the Mundo river. Practically the entire town of Hellín sits over several aquifers, a fact that highlights the importance of recovering and conserving water as a means to improve economic activity in the area, restore wildlife habitats and, ultimately, achieve the best possible quality of life. Practically the entire town of Hellín sits over several aquifers, a fact that highlights the importance of recovering and conserving water as a means to improve economic activity in the area, restore wildlife habitats and, ultimately, achieve the best possible quality of life. Of these existing underground resources, the so-called Boquerón aquifer is especially important due to the fact that it supplies many of the town's irrigated areas and the town centre. This aquifer, with an area of 83.9 km², is located administratively, almost entirely (83.22%), in the municipality of Hellín. From the hydrogeological point of view, the Boquerón aquifer is a good reservoir due to the fact that it consists mainly of spring dolomites with an average thickness of 300 m,

giving it a high primary porosity (3-8%) and fracturing that are significant most of the time.

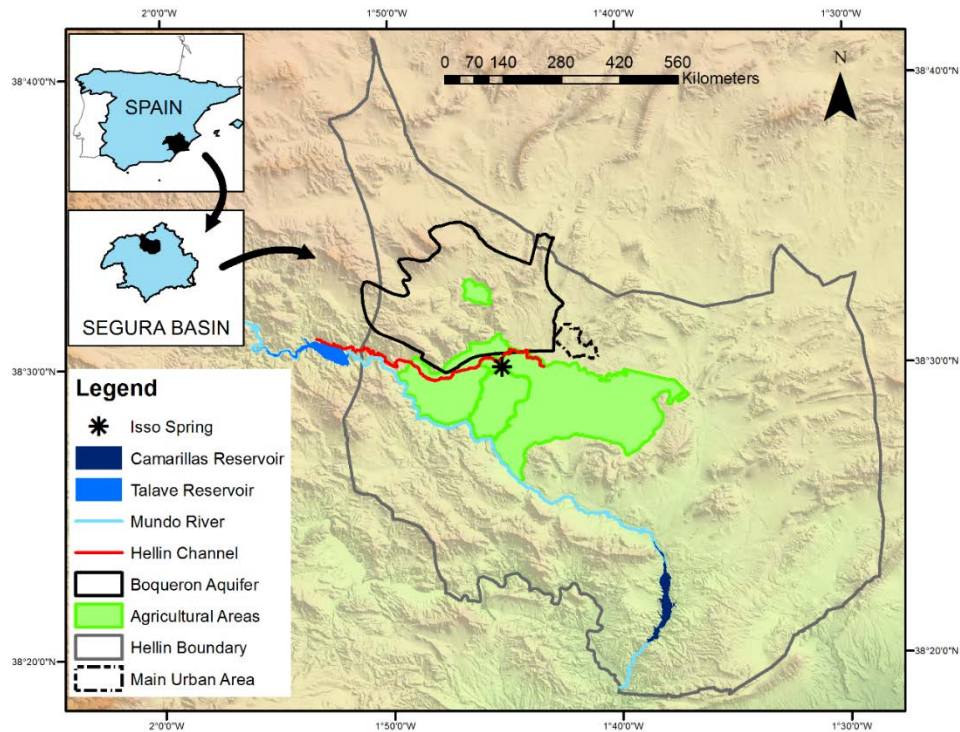


Fig. 1. Location of Boquerón aquifer, Isso spring, reservoirs, Mundo River and Hellín channel, and urban and agricultural areas.

Furthermore, following recent studies on it (IGME, 2010), it has been given an average permeability of 1.15 m/h and a variable transmissibility of between 30 and 500 m²/h. Only 20% of this confinement is captive, located at its eastern end. Furthermore, associated with this formation, there is a series of springs, including Fuente de Isso. They are currently dried up from overexploitation. In fact, the evolution of the water level in piezometers installed in the Boquerón aquifer show that there has been a negative year-on-year balance since the end of the 1970s, which has led to an annual average drop of 0.50 m since then. The drop in water levels has accelerated over the last decade. Due to the high gradient of the aquifer towards the southeast, the flow in the Isso Spring was approximately 100 l/s on average until the 1990s, but it has been dry since 2002. The drying-up process in the

wetlands associated with this source has caused an area of 2 ha with an excessive development of bulrushes and the submerged macrophyte vegetation has almost disappeared. Similarly, there were arthropod communities of great interest, especially beetles of the Carabidae family. Furthermore, the most abundant birdlife related to the wetland included species such as the common pochard (*Aythya ferina*), the coot (*Foulica atra*) and mallards (*Anas platyrhynchos*). On the other hand, the most characteristic plant species were the charophyte meadows, especially *Chara aspera* Deth.ex Willd and *Chara major* Vaillant (Cirujano et al., 1988).

With regard to the quality of the water, the mean nitrate and sulphate concentration values are currently around 30 mg/l and 750mg/l, respectively, indicating their good chemical condition.

According to recent research carried out by IGME (2010) regarding the balance in this aquifer, the average annual recharge is calculated as 10.66% of the rainfall over the permeable outcrops; i.e., a mean annual rainfall of 11.24 hm³/year would give an average recharge of 1.20 hm³/year. Currently, due to overexploitation, there are no transfers to/from other aquifers because the water levels have fallen below the level of the interconnections. However, the pumping licences from this aquifer for crop irrigation in this area (4807 ha) have reached 8.75 hm³/year, leading to a negative balance of 7.55 hm³/year, which demonstrates the overexploitation of this water body. Furthermore, in 2013, a new licence of 2.25 hm³/year from the El Boquerón aquifer was granted to a cropland that had lain abandoned for 20 years.

Urban water consumption in Hellín reaches the 3,125,172 m³, supplied from two inlet points on the River Mundo (100 l/s from the Hellín canal and 65 l/s from the so-called Hellín impulsion). If there is a deficit in surface resources, water is pumped from the Boquerón aquifer. With regard to the resources for satisfying agricultural demand in the municipality of Hellín, the river basin authority demarcation to which the area belongs (Hydrographic Confederation of the River Segura) estimates that 25% comes from surface resources from the Mundo river (22 hm³/year), which crosses the municipality in the west, and especially the so-called Hellín canal, which accounts for 38.04% of all of the municipality's water supply. The remaining 75% (66 hm³/year) comes from different aquifers under the surface

of the municipal district of Hellín, of which the Boquerón provides an average of 15 hm³/year.

Due to the financial crisis that has gripped Spain since 2008, there has been an increase in agricultural production, which has implied an increased water demand. Nearly 40% of the irrigated area is supplied with water from the Hellín canal, which takes water from the Mundo River via a weir located 8 km upstream of the Talave reservoir. This channel carries a flow of up to 1 m³ s⁻¹ to the irrigation header in Hellín, flowing over the southern edge of the Boquerón aquifer in its final reach. The remaining irrigation supply comes from wells (approximately 28%) and springs (17%).

The current CVM study builds on a study by Pérez-Sánchez (2013) based on earlier work by Senent et al. (1975), which looked at possibilities for linking surface water and groundwater resources. That study concluded that, due to the large extent of the Boquerón aquifer and its overexploitation since the 1970s (which has led to the disappearance of natural springs in the area like Fuente de Isso), the nearby Hellín canal was the most suitable option for conjoint management. Additionally, this study concluded that the Boquerón aquifer could be used as a 'regulating reservoir' to manage the water resources of the Hellín municipality. In this respect, artificial recharge of surplus water carried along the Hellín canal during the wettest months of October to April would be sufficient. The 2013 study analysed and compared two scenarios: the first scenario assumed that the present pattern of management of the Boquerón aquifer was continued, assuming only direct recharge from rainfall. The aquifer is used mainly to supply irrigation water and urban water supply to the population of Hellín, when there is a deficit of surface resources (from the Hellín canal and Talave reservoir) to meet demand. The second proposed scenario was similar to the first but also included an artificial recharge into the Boquerón aquifer supplied from the Hellín canal, comprising the monthly surpluses during the wettest months. The result of the first scenario was a rapid decline in piezometric levels that would lead to the abandonment of the aquifer within 10-15 years, as increased pumping costs of extracting water from depth ceased to be cost-effective. Under the second scenario, the decline in groundwater levels would continue in the short to medium term but would be maintained with artificial recharge. This scenario would ensure the supply of water

for irrigation and urban water needs, besides a general recovery of natural piezometric levels. To achieve a balance between recharges and withdrawals, it is necessary to reduce the monthly allocation of farms by around 80% on scenario 1 and 10% on scenario 2. This indicates the unviability of compliance with the WFD for current management in the aquifer under study as it would require the elimination of many of the existing crops that pump water from the Boquerón to balance the aquifer. On the other hand, Fuente de Isso would reappear in a period of 5-10 years under joint management as described below, enabling the recovery and development of ecosystems associated with this natural outlet of water from the aquifer.

The present study is a further investigation of the second scenario, using the CVM model of total benefits, i.e., welfare, economic and environmental benefits.

3. Material and methods

3.1. Contingent valuation design

The phases in the design of a contingent valuation method are as follows (Riera, 1994):

- (1) Determine concisely, in monetary terms, what is to be assessed
- (2) Define the target population
- (3) Establish the components of a hypothetical market
- (4) Design the questionnaire
- (5) Analyse the data
- (6) Interpret the results.

The economic assessment presented in this article aims to estimate the total benefit that would result from the second proposed scenario; in other words, to obtain the environmental economic value of restoring the ecological status of the Boquerón aquifer using artificial recharge. Using CVM and applying conjoint management of the surface water and groundwater, the maximum WTP was estimated for the inhabitants of the town of Hellín (local scale) as a function of the proposed measures for the environmental improvement of the Boquerón aquifer. This WTP depends on certain psychological and psychographic variables.

From the total population of 31,262 inhabitants of Hellín municipality (INE, 2012), the target population for our study was defined by considering the number of households. According to the INE (2012), there were an average of 3.15 people per household, resulting in a population residing in 9,924 households. A simple random sampling was performed on the population, which considered the most representative socioeconomic variables. A previous pilot survey was performed, asking 15 people about their general environmental attitude or attitude toward "green commitment." In particular, people were asked about their willingness to pay for the likelihood of success or failure of the event (aquifer recovery).

The study sample comprises 9,924 households with a total of 240 surveys conducted by simple random sampling. This implies a margin of error of 6.3% for a confidence level of 95%. The elements of the simulation of a hypothetical market of the contingent valuation exercise were the WTP and the form of payment, which, for the case study, would be expressed as the increase in the water bill over one year.

The questionnaire was carefully designed to avoid potential bias as described by Mitchell and Carson (1989), namely starting point bias, information bias, bias vehicle payment, interviewer bias, hypothetical bias and strategic bias. The questions relating to environmental economic valuation used a mixed format structure. The questionnaire was divided into five parts to elicit all of the desired information (Carson et al., 2001). In the first and second parts of the questionnaire, respondents were informed about the scenario to be assessed. Part three contained questions relating to contingent valuation, in which respondents were asked if they would or would not pay to improve the ecological status of the water bodies of the Boquerón aquifer (dichotomous binary format). If the answer was yes, the respondent should declare their maximum WTP for the implementation of the proposed measures (open-ended format) and, in this way, the total benefits derived could be quantified. Finally, the fourth and fifth parts were used to determine the profile of the respondents, looking for those variables that best explain the WTP (Perni et al., 2011): questions about the respondent's ecological and environmental awareness (their "green commitment") and socioeconomic and psychographic questions (e.g., age, gender, educational level, employment situation, income, place of residence, emotional and verbal commitment to the environment, their links to

the aquifer, etc.). Several studies explain the interrelationship between sociodemographic variables and WTP. For instance, income or employment status is used in the study by Abdullah and Jeanty (2011); Abdullah and Mariel (2010) found significance in both cases, signifying a strong reliance of WTP on a respondent's ability to pay, measured by his income level or his employment status. Additionally, household income has been found to have a positive relationship with both environmental knowledge and environmental behaviour (Jones et al., 1999).

Greater knowledge of the environment can increase uptake of actions to reduce a person's impact on the environment (Grob, 1995). Laroche et al. (2002), in their studies about environmental knowledge, attitudes, and behaviours of Canadian consumers, observed that there were two strong associations between two attitudes (importance and inconvenience of being environmentally friendly) and two intention behaviour variables (WTP more for green products and recycling). Demographic factors which affect behaviours directly have also been found to act indirectly on behaviours in certain situations, presenting hierarchical effects. Thus, their influence may still be important even where there is no direct effect. For example, education has been positively linked to climate change knowledge (Jones et al., 1999) and self-reported knowledge (McCright and Dunlap, 2011), which may in turn affect behaviour.

The surveys were conducted during the months of February to May 2014, using traditional media (personal interviews and telephone calls), email and social networks (like Facebook and Twitter).

Statistical analysis of the WTP addressed the most representative variables that explained the WTP: income, employment situation, emotional environmental commitment and level of education. Because a mixed question format was used in the case study, two models were used for WTP: the binary logistic regression model "Logit" for questions with dichotomous responses; and the regression model "Tobit" (with zero-censored variables) for open response questions (WTP max). Both models have been applied in previous CVM studies for dichotomous and zero-censored variables (Balana et al., 2013; Loomis, 2000; Soto Montes de Oca and Bateman, 2006).

The Logit model is a statistical model in which the relationship between a qualitative, dependent, dichotomous (WTP yes or no) variable and other explanatory independent variables is determined to be either categorical or quantitative (Menard, 2002). The aims of the Logit analysis are to calculate the probability of occurrence of an event – in our case study, to obtain the probability that an individual was or was not willing to pay – and to determine which variables have greater influence on raising or lowering the probability of occurrence of that event (age, gender, income, employment situation, link to aquifer, etc.). The Logit regression model is shown in Equation (1).

$$P(Y = 1) = \frac{1}{1 + \exp(-(b_0 + \beta_1 X_1 + \beta_2 X_2 + \dots + \beta_i X_i))} \quad (1)$$

where $P(Y = 1)$ stands for the probability that 'Y' takes the value 1 (i.e., the presence of the studied characteristic) in the presence of the independent variables ' X_i ' = X_1, X_2, \dots, X_i as part of the model; ' b_0 ' stands for the constant model, ' β_i ' are the coefficients of the independent variables, and ' i ' represents respondents from $i = 1, 2, \dots, 240$.

In contrast, the Tobit model predicts the maximum WTP of a subject based on other explanatory variables (Amemiya, 1984). The ordinary least squares (OLS) method was not used in determining the WTP max because the relationship between the dependent variable and the explanatory variables was not linear and because there was a high proportion of zero replies, so this method would generate inconsistent method bias (Greene, 1997). The Tobit regression model is generally expressed according to Equation (2) (Kim and Cho, 2002):

$$WTP_i^{\text{Tobit}} = X_i' \beta + e_i, e_i \sim N(0, \sigma^2) \quad (2)$$

where ' WTP_i^{Tobit} ' is an unobserved continuous dependent variable and is the stated WTP for individual respondent $i=1, 2, \dots, 240$, ' X_i ' is a vector of explanatory variables, ' β ' is a vector of fitted coefficients and ' e ' is an independently distributed error term assumed to be normal, with a zero mean and constant variance ' σ^2 '.

The observed variable 'WTP' takes the form of Equation (3):

$$WTP = \begin{cases} X_i' \beta + e_i & \text{if } WTP_i^{\text{Tobit}} > 0 \\ 0 & \text{if } WTP_i^{\text{Tobit}} \leq 0 \end{cases} \quad (3)$$

The maximum-likelihood estimator of β for the regression model is obtained as a solution to the first order condition for maximization, and it represents the marginal effect in Equation (4) that produces each independent variable ' X_i ' on the average value of ' WTP_i^{Tobit} '.

$$\frac{\partial E[WTP_i^{\text{Tobit}} | X]}{\partial X_i} = \beta \quad (4)$$

The presentation and interpretation of the results of both models was carried out using the program IBM SPSS Statistics v21.0.0.0.

4. Results

4.1. Estimating WTP

The analysis of responses on the dichotomous willingness to pay variable (WTP Yes or No) allows the generation of the hypothetical market proposed in the survey. Of the responding households, 55% (133 households) reported willingness to pay to improve the ecological status of the water bodies of the Boquerón aquifer, and the rest (107 households) were divided between two groups of negation (Carson, 2000). One of these groups is the 'true zero' (39 households), consisting of respondents who would refuse to pay because, for example, they cannot afford an extra payment or would prefer to spend the money on other things. The other group of negation corresponds to 'protest zero' (68 households) and corresponds to those individuals who argue, for example, that they already pay enough taxes or that the proposed improvements should be funded by public money. These protest responses might be reversed if the question were put in a different way - i.e., the respondents choose not to reveal their real opinion, but their response might take a positive value if the payment were posed using a different approach. Usually, the latter group does not participate in the construction of the hypothetical

market (Mitchell and Carson, 1989). As a result, in our case, the hypothetical market comprises 172 households: the 133 households that responded positively to WTP and the 39 that responded with 'true zero.'

The mean WTP of the hypothetical market was €18.89 (\pm 28.627) per year with a median value of €12 per year. This value was close to the mean and indicated an asymmetric distribution that is considered acceptable for this type of environmental asset (Carson, 2000). The results of the descriptive analysis of the WTP for the CVM are shown in Table 1.

Table 1. Results of the descriptive analysis of willingness to pay for the contingent valuation methods. Mean WTP (euros per year for a sample N=172).

	Minimum	Maximum	Mean	Median	Std. deviation	Confidence interval (95%)
WTP max (euros per year)	0	200	18.89	12.00	28.627	15.02–23.28

4.2. Modelling WTP

The different categorical and quantitative survey variables that could influence the dichotomous variable WTP and the amount thereof were: WTP (1 = Yes, 0 = No), WTP max, reasons for WTP 'yes,' reasons for WTP 'no,' emotional commitment to the environment (ECE), stated or verbal commitment to the environment (VCE), age, gender, household size, level of education, monthly household income, employment situation, link to the aquifer and place of residence (town centre, peripheral or rural).

The Logit model was used to characterize the 172 households that formed the hypothetical market in order to analyse the sociodemographic variables and motivation or willingness to pay. First, a hierarchical cluster analysis was performed to determine the number of clusters to be used in order to ensure that observations belonging to each cluster were very similar amongst themselves and different from the other clusters (Singh et al., 2004). According to the dendrogram (Figure 2), the best option was to use 4 clusters. The K-means analysis classified the respondents according to their willingness to pay and by certain sociodemographic

variables (Tables 2-3). Only those variables that produced a significant result according to an analysis of variance (ANOVA) were considered, namely reasons for WTP 'yes,' household income, emotional commitment to the environment (ECE) and level of education.

The profile of each group would be characterized as follows (Figure 3):

- Cluster 1, 'environmentally aware but with no possibilities': formed by households with low or very low income, high emotional or verbal commitment to the environment and low level of education. The only reason for their unwillingness to pay would be their low income.
- Cluster 2, 'environmentally aware and with possibilities': would be formed by households that were eco-conscious, high-income, highly educated and with a medium-high willingness to pay, but whose WTP would be reduced if their income fell.
- Cluster 3 'environmentally unaware and without possibilities': Respondents score low for all variables, corresponding to a low WTP that is not determined by low income, but by a low green commitment: low or very low income, low green commitment, medium-low level of education, and very low WTP.
- Cluster 4 'environmentally aware with few possibilities': there is a moderate environmental commitment with low-medium level income, a high level of educational and average WTP. Despite limited available income, their high level of education leads them to make an effort financially. They differ from group 1 in their level of education and the ability to fund green payments, due to their higher income.

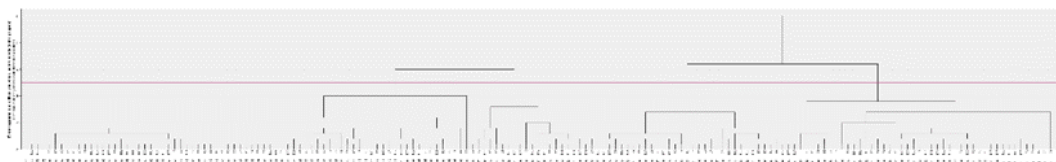


Fig. 2. Dendrogram using average association (between groups).

Table 2. Results of the cluster according to the dendrogram. Classification of respondents according to the willingness to pay dependent variable (Yes/No) and sociodemographic variables.

Cluster					Valid	Missing
Cluster number	1	2	3	4		
Respondents	39	19	54	60	172	0
Typified variables 'Z'						
ZReason for WTP 'yes'	1.015	-0.899	0.412	-0.747		
ZIncome	-0.481	1.931	-0.639	0.276		
ZECE	0.808	0.555	-0.819	0.035		
ZEducational level	-0.108	0.748	-0.634	0.404		

Table 3. Analysis of variance (ANOVA). Variables that produced a significant result on the willingness to pay dependent variable (Yes/No).

Typified variables 'Z'	Cluster		Error		F	Sig
	Mean Square	df	Mean Square	df		
ZReason for WTP 'yes'	32.765	3	0.433	168	75.708	0.00
ZIncome	35.531	3	0.383	168	92.679	0.00
ZECE	22.554	3	0.615	168	36.666	0.00
ZEducational level	14.209	3	0.764	168	18.596	0.00

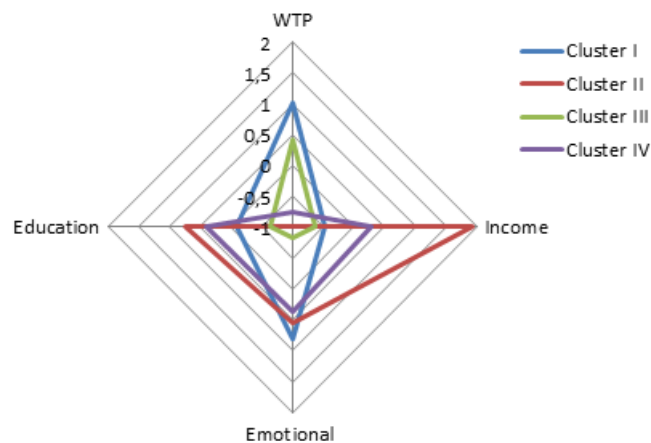


Fig. 3. Characteristics of the profiles from different groups of clusters according to WTP and the variables with significant results: reasons for WTP 'yes,' household income, emotional commitment to the environment (ECE) and level of education.

As a result, it was found that the ‘income’ variable most determines the willingness to pay, though not in the direction that logic might predict (Figures 4-6). Households with lower incomes would generally be more willing to pay, although the effectiveness of the payment would be reduced by their available income. In other words, the ‘sacrifice’ of those with lower income would be higher than those with higher incomes. This would result, according to preliminary observations, in an inverse relationship.

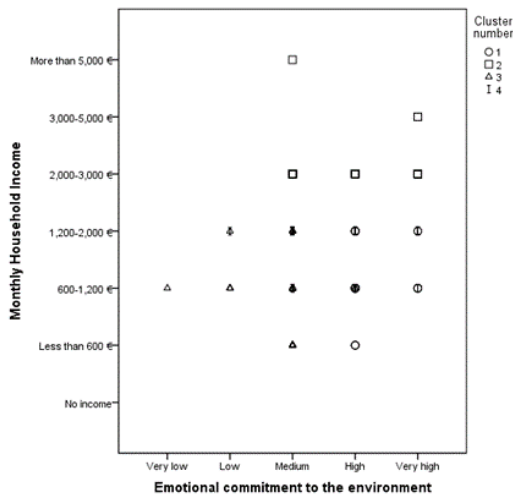


Fig. 4. Relationships between the monthly household income and emotional commitment to the environment variables.

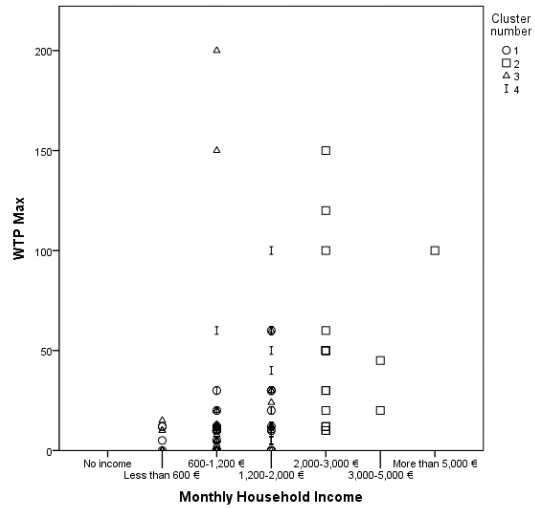


Fig. 5. Relationships between the willingness to pay max and monthly household income variables

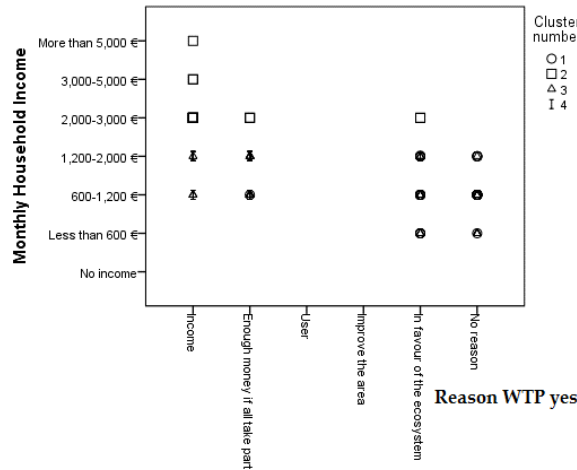


Fig. 5. Relationships between the willingness to pay max and monthly household income variables

On the other hand, the relationship between the zero-censored dependent variable (WTP max) and the other quantitative and categorical variables was obtained using the Tobit model for the four clusters. Due to the linear nature of this regression model, it was concluded that the most representative ecological variables were verbal commitment to the environment (VCE) and the employment situation because an additional point in these variables would be a significant increase in the amount of willingness to pay:

- In Cluster 1, a person with a higher level of education would pay about €11 more than someone with a lower level (this occurs only in this group of individuals), while an improved employment situation would increase their WTP by €5.60.
- In Cluster 2, an increase of one point in the verbal environmental commitment would generate an increase of €10.40 and an improved employment situation would increase the WTP by €14.14 (Table 4).
- In Cluster 3, an increase of one point in the verbal environmental commitment would produce an additional €15.74, while an improved employment situation would increase the WTP by €6.74. In contrast, in Cluster 4 (Table 5), an increase of one point in the verbal environmental commitment would cause an increase of €7.86 in WTP.

Table 4. Relationship of the zero-censored dependent variable willingness to pay max with the quantitative and categorical variables that produced a more significant value using the Tobit model on clusters 1 and 2, respectively.

Cluster 1. 39 respondents				
Typified variables 'Z'	Coefficient	Std. Error	z-Statistics	Prob.
(Intercept)	3.231	3.512	0.920	0.358
ZEducational level	11.112	3.743	2.969	0.003
ZEmployment situation	5.607	3.005	1.866	0.062
Log (scale)	2.847	0.172	16.565	0.000

Table 4. (Next)

Cluster 1. 39 respondents				
Typified variables 'Z'	Coefficient	Std. Error	z-Statistics	Prob.
Log likelihood: -96.679 df: 4				
Wald statistic: 9.773 df: 2				
Cluster 2. 19 respondents				
(Intercept)	42.044		9.049	4.646 0.000
ZVCE	10.395		7.188	1.446 0.148
ZEmployment situation	14.142		7.899	1.790 0.073
Log (scale)	3.520	0.196	17.985	0.000
Log likelihood: -78.640 df: 4				
Wald statistic: 4.897 df: 2				

Table 5. Relationship of the zero-censored dependent variable willingness to pay max with the quantitative and categorical variables that produced a more significant value using the Tobit model on clusters 3 and 4, respectively.

Cluster 3. 54 respondents				
Typified variables 'Z'	Coefficient	Std. Error	z-Statistics	Prob.
(Intercept)	23.024	7.894	2.917	0.004
ZVCE	15.740	8.503	1.851	0.064
ZIncome	8.896	6.491	1.370	0.171
ZEmployment situation	6.739	5.188	1.299	0.194
Log (scale)	3.274	0.134	24.377	0.000
Log likelihood: -166.726 df: 5				
Wald statistic: 12.322 df: 3				
Cluster 4. 60 respondents				
(Intercept)	16.473	2.630	6.264	0.000
ZVCE	7.860	2.229	3.526	0.000
ZEmployment situation	4.306	3.446	1.249	0.212
Log (scale)	2.833	0.093	30.559	0.000
Log likelihood: -252.733 df: 4				
Wald statistic: 13.068 df: 2				

4.3. Total benefits

After determining the WTP for the Boquerón aquifer, the total economic value (TEV) that will be generated by managing its surface waters and

groundwater conjointly in order to recover its ecological status was estimated. Thus, the mean WTP multiplied by the target population provides a benefit of €187,464 per year. Moreover, because the CVM estimates both the use and non-use values of the environmental assets, the TEV can be decomposed into the sample of individuals who are users of the area above the aquifer and those who are not. The use value (direct and indirect) of conjoint water resources management in the municipality of Hellín would mainly comprise drinking water and industrial consumption, agricultural irrigation, recharge to the aquifer of Boquerón and recreational use of the Fuente de Isso wetland and the other wetlands and springs in the area. Meanwhile, the non-use value would correspond to the support of the ecosystem associated with the aquifer, the scenic beauty of the area, and the bequest value, whereby future generations could enjoy this environmental resource. Table 6 shows the use and non-use values defined by willingness to pay for them.

Table 6. Willingness to pay of inhabitants of Hellín who are users of the area above the Boquerón aquifer and inhabitants who are not.

		N	%	Mean	Std. Deviation
	WTP users	33	19.18	35.88	47.31
WTP	WTP non-users	139	80.82	14.86	20.27
	Total	172	100	18.89	28.63

The use value was obtained by multiplying the mean increase in willingness to pay (Δ WTP) of users (€21.02 per year) by the user population (19.18%), which resulted in a value of €40,010 per year. Additionally, the non-use value was estimated by multiplying the mean non-user WTP (€14.86 per year) by the total target population (9,924 households), given that these non-use values can be enjoyed by the entire population by their mere existence (existence value) and because they possess a legacy value for the future. The non-use value was €147,470 per year. This non-use value was much higher than the use value, and this feature justifies the application of CVM as a method of economic valuation of environmental assets, as it includes the non-use values. The total benefits obtained reflect the approval of society with regard to making such improvements.

5. Discussion

From the results of the Logit and Tobit models – the probability of a positive WTP and the size of the green payment considered acceptable – it may be concluded that actions to improve the ecological status of the Boquerón aquifer by means of conjoint management at the local level would be acceptable to the inhabitants of Hellín. This is due to sociodemographic effects summarized by the income, employment situation and green commitment variables. It is hoped that these variables will have a significant influence on the willingness to pay for an environmental service or product (Abdullah and Jeanty, 2011; Zografakis et al., 2010). However, in this study, according to the results, not all variables increase willingness to pay. The income variable has an inverse relationship to the WTP dependent variable because of the current economic crisis in Spain and increased environmental concern (Pagiaslis and Krontalis, 2014). This leads to wanting to participate in environmental improvement projects even if it means economic sacrifice for families with low incomes.

The results of the economic valuation of the non-use values of the environmental recovery of the Boquerón aquifer shows the importance of considering this method when assessing environmental assets of water resources (Birol et al., 2006). According to Birol et al., the CVM has the advantage of measuring the value of anything without need for observable behaviour (data) and non-use values. Additionally, the CVM technique is not difficult to understand. The disadvantage of this method is the different biases (Mitchell and Carson, 1989). CVM is an expensive method due to the need for thorough survey development and pre-testing. In this study, the recommendations of Carson (2000) have been taken into account in the survey design to minimize potential biases that may arise.

On the other hand, the presence of zero responses is a relatively common observation in CV surveys. The proportion of zero responses can range from 24% to 60% (Bowker et al., 2003; Halstead et al., 1992).

Finally, the role of local water manager, collector of the above benefits, would focus on sustainable development directed towards the good ecological status of the water with the implementation of outreach measures designed to rationalize water use, the modernization of certain irrigation systems (Lopez-Gunn et al.,

2012), an increase in the efficiency of obsolete facilities, the renewal of leaking pipelines, as well as the investment in and maintenance of the infrastructure required for the artificial recharge of the Boquerón aquifer.

6. Conclusions

The recent trend, encapsulated by the Water Framework Directive, is to establish a framework that integrates the efficient, equitable and sustainable management of water resources and that involves input from professional, political and user communities to achieve a healthy ecological status for water bodies. Additionally, any project aimed at achieving objectives proposed in this directive should include an economic analysis that evaluates the total costs (environmental and of the resource itself) of the proposed improvement measures. The environmental assets and services generated by aquatic ecosystems such as aquifers directly influence people's quality of life.

In this investigation, the economic valuation of environmental assets derived from the Boquerón aquifer was obtained using the contingent valuation method because this method takes into account both use values and non-use values. The results showed that the conjoint management of surface water and groundwater of the aquifer, together with its incorporation as a regulating reservoir to Hellín's water management system, would generate an equivalent environmental income of €187,464 per year because a high percentage of households (55%) would be willing to pay an average of €18.89 per year due to the high green commitment that exists in the municipality. This implies that many of the respondents would be willing to pay a 'financial sacrifice' in order for these environmental improvements to be realized, even though their income level is low (many are unemployed due to the current economic crisis).

Thus, it can be concluded that the consideration of the conjoint management of the water resources at a local scale can produce great benefits in small towns. There is a greater interest from citizens about environmental problems related to their own territory. In this case study, this is reflected in an increased WTP to reduce overexploitation of the Boquerón aquifer and to recover, maintain and protect the Fuente de Isso as well as other springs and natural sources linked to this extensive aquifer. The total benefit indicated from the non-use values was 78% of

the total. This shows how important it can be to do a cost-benefit analysis (CBA) to assist in the decision of whether or not to improve the quantity and quality of water bodies of the Boquerón aquifer. Taking into account that agricultural water demands are increasing in many countries around the world, the methodology presented here can be replicated in those countries.

Acknowledgements

We are grateful to respondents the municipality of Hellín for participating in surveys of environmental economic valuation.

Appendix A. Supplementary material

Supplementary data to this article can be found online at <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.05.028>.

References

- Abdullah, S., Jeanty, P.W., 2011. Willingness to pay for renewable energy: evidence from a contingent valuation survey in Kenya. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 15, 2974–2983. doi:10.1016/j.rser.2011.03.016
- Abdullah, S., Mariel, P., 2010. Choice experiment study on the willingness to pay to improve electricity services. *Energy Policy.* 38, 4570–4581. doi:10.1016/j.enpol.2010.04.012
- Amemiya, T., 1984. Tobit models: a survey. *J. Econom.* 24, 3–61. doi:10.1016/0304-4076(84)90074-5
- Balana, B.B., Catacutan, D., Mäkelä, M., 2013. Assessing the willingness to pay for reliable domestic water supply via catchment management: results from a contingent valuation survey in Nairobi City, Kenya. *J. Environ. Plan. Manag.* 56, 1511–1531. doi:10.1080/09640568.2012.732934
- Birol, E., Karousakis, K., Koundouri, P., 2006. Using economic valuation techniques to inform water resources management: a survey and critical appraisal of available techniques and an application. *Sci. Total Environ.* 365, 105–22. doi:10.1016/j.scitotenv.2006.02.032

- Birol, E., Koundouri, P., Kountouris, Y., 2008. Integrating wetland management into sustainable water resources allocation: the case of Akrotiri Wetland in Cyprus. *J. Environ. Plan. Manag.* 51, 37–53. doi:10.1080/09640560701712259
- Birol, E., Koundouri, P., Kountouris, Y., 2010. Assessing the economic viability of alternative water resources in water-scarce regions: combining economic valuation, cost-benefit analysis and discounting. *Ecol. Econ.* 69, 839–847. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.10.008
- Bouleau, G., 2008. The WFD dreams: between ecology and economics. *Water Environ. J.* 22, 235–240. doi:10.1111/j.1747-6593.2008.00122.x
- Bowker, J., Newman, D., Warren, R., Henderson, D., 2003. Estimating the economic value of lethal versus nonlethal deer control in suburban communities. *Soc. Nat. Resour.* 16, 143–158. doi:10.1080/08941920390174256
- Brouwer, R., 2008. The potential role of stated preference methods in the Water Framework Directive to assess disproportionate costs. *J. Environ. Plan. Manag.* 51, 597–614. doi:10.1080/09640560802207860
- Carson, R.T., 1991. Constructed markets. In: Braden, J.B., Kolstad, C.D. (Eds.), *Measuring the demand for environmental quality*. North-Holland/Elsevier, Amsterdam.
- Carson, R.T., 2000. Contingent valuation: a user's guide. *Environ. Sci. Technol.* 34, 1413–1418. doi:10.1021/es990728j
- Carson, R.T., Flores, N.E., Meade, N.F., 2001. Contingent valuation: controversies and evidence. *Environ. Resour. Econ.* 19, 173–210. doi:10.1023/A:1011128332243
- Carson, R.T., Mitchell, R.C., 1993. The value of clean water: the public's willingness to pay for boatable, fishable, and swimmable quality water. *Water Resour. Res.* 29, 2445–2454. doi:10.1029/93WR00495
- Cirujano, S., Montes, C., García, L., 1988. Los humedales de la provincia de Albacete: una panorámica general. *Al-Basit Rev. Estud. Albacetenses.* 24, 77–95.
- European Commission (EC), 2010. *Water is Life: how the Water Framework Directive helps to protect the resources of Europe*. Luxembourg: Publications Office of the European Union. doi:10.2779/22224. [Online]

- <http://ec.europa.eu/environment/life/publications/lifepublications/lifefocus/documents/waterlife.pdf>. [Last accessed: 9/21/2013].
- European Commission (EC), 2015. 4th European Water Conference. [Online] http://ec.europa.eu/environment/water/2015conference/index_en.htm. [Last accessed: 4/23/2015].
- Fernández-Escalante, E., Calero-Gil, R., San Miguel-Fraile, M., Sánchez-Serrano, F., 2014. Economic assessment of opportunities for managed aquifer recharge techniques in Spain using an advanced Geographic Information System (GIS). *Water*. 6, 2021–2040. doi:10.3390/w6072021
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2011. The State of the World's Land and Water Resources for Food and Agriculture (SOLAW). Managing systems at risk. FAO. Rome and Earthscan, London. [Online] <http://www.fao.org/docrep/017/i1688e/i1688e00.htm>. [Last accessed: 4/13/15].
- Garduño, H., Foster, S., Nanni, M., Kemper, K., Tuinhof, A., Koundouri, P., 2006. Groundwater dimensions of national water resource and river basin planning: promoting an integrated strategy. World Bank, Washington D.C., USA. [Online] http://siteresources.worldbank.org/EXTWAT/Resources/4602122-1210186362590/GWM_Briefing_10.pdf. [Last accessed: 3/20/14].
- Ghosh, P.K., Mondal, M.S., 2013. Economic valuation of the non-use attributes of a south-western coastal wetland in Bangladesh. *J. Environ. Plan. Manag.* 56, 1403–1418. doi:10.1080/09640568.2012.724667
- Greene, W.H., 1997. *Econometric analysis*, 3th ed. Macmillan, New York.
- Grindlay, A.L., Lizárraga, C., Rodríguez, M.I., Molero, E., 2011. Irrigation and territory in the southeast of Spain: evolution and future perspectives within new hydrological planning. *WIT Trans Ecol Env.* 150, 623–638.
- Grob, A., 1995. A structural model of environmental attitudes and behaviour. *J. Environ. Psychol.* 15, 209–220. doi:10.1016/0272-4944(95)90004-7
- Halstead, J., Luloff, A., Stevens, T., 1992. Protest bidders in contingent valuation. *Northeast. J. Agric. Resour. Econ.* 21, 160–169.
- Instituto Geológico y Minero de España (IGME), 2010. Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. Actividad 3: seguimiento y asistencia técnica en el proceso de planificación hidrológica. Trabajos de apoyo en la

- definición de la transferencia subterránea de la MASUB Boquerón con otras masas definidas en la demarcación hidrográfica del Júcar. [Online] http://info.igme.es/SIDIMAGENES/153000/808/153808_0000001.PDF. [Last accessed: 4/15/15].
- Instituto Nacional de Estadística (INE), 2012. Censo de población y vivienda. [Online] <http://www.ine.es/jaxiT3/Datos.htm?t=2855>. [Last accessed: 09/21/14].
- Jones, R.E., Fly, J.M., Cordell, H.K., 1999. How green is my valley? Tracking rural and urban environmentalism in the southern Appalachian ecoregion1. *Rural Sociol.* 64, 482–499. doi:10.1111/j.1549-0831.1999.tb00363.x
- Kim, H.J., Cho, Y.S., 2002. Estimating willingness to pay for reduced copper contamination in southwestern Minnesota. *J. Agric. Resour. Econ.* 27, 450–463.
- Laroche, M., Tomiuk, M.-A., Bergeron, J., Barbaro-Forleo, G., 2002. Cultural differences in environmental knowledge, attitudes, and behaviours of canadian consumers. *Can. J. Adm. Sci. / Rev. Can. des Sci. l'Administration.* 19, 267–282. doi:10.1111/j.1936-4490.2002.tb00272.x
- Llamas, M.R., Custodio, E., de la Hera, A., Fornés, J.M., 2015. Groundwater in Spain: increasing role, evolution, present and future. *Environ. Earth Sci.* 73, 2567–2578. doi:10.1007/s12665-014-4004-0
- Loomis, J.B., 2000. Environmental valuation techniques in water resource decision making. *J. Water Resour. Plan. Manag.* 126, 339–344. doi:10.1061/(ASCE)0733-9496(2000)126:6(339)
- Lopez-Gunn, E., Zorrilla, P., Prieto, F., Llamas, M.R., 2012. Lost in translation? Water efficiency in Spanish agriculture. *Agric. Water Manag.* 108, 83–95. doi:10.1016/j.agwat.2012.01.005
- Martínez-Fernández, J., Esteve, M.A., 2005. A critical view of the desertification debate in southeastern Spain. *L. Degrad. Dev.* 16, 529–539. doi:10.1002/ldr.707
- Martínez-Paz, J. M., Perni, A., 2011. Environmental cost of groundwater: a contingent valuation approach. *Int. J. Environ. Res.* 5, 603–612.
- McCright, A.M., Dunlap, R.E., 2011. The politicization of climate change and polarization in the American public's views of global warming, 2001–2010. *Sociol. Q.* 52, 155–194. doi:10.1111/j.1533-8525.2011.01198.x

- Menard, S., 2002. Applied logistic regression analysis. Series: quantitative applications in the social sciences, 2th ed. Sage, London.
- Mitchell, R.C., Carson, R.T., 1989. Using surveys to value public goods: the contingent valuation method. Resources for the Future, Washington DC.
- Mukherji, A., Shah, T., 2005. Groundwater socio-ecology and governance: a review of institutions and policies in selected countries. *Hydrogeol. J.* 13, 328–345. doi:10.1007/s10040-005-0434-9
- Murillo-Díaz, J.M., Castaño-Castaño, S., Henche-Pena, M., 2002. Optimización del uso de los recursos hídricos del sector Sierra de Baza (Granada, Cuenca del Guadalquivir, España) mediante el empleo de un modelo matemático de simulación conjunta. *Boletín Geológico y Minero.* 113, 185-198. [Online] <http://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=263805&info=resumen&idioma=SPA>. [Last accessed: 4/20/15].
- Oglethorpe, D.R., Miliadou, D., 2000. Economic valuation of the non-use attributes of a wetland: a case-study for Lake Kerkini. *J. Environ. Plan. Manag.* 43, 755–767. doi:10.1080/09640560020001665
- Pagiaslis, A., Krontalis, A.K., 2014. Green consumption behavior antecedents: environmental concern, knowledge, and beliefs. *Psychol. Mark.* 31, 335–348. doi:10.1002/mar.20698
- Pérez-Sánchez, J., 2013. Gestión conjunta de recursos hídricos a escala local. Aplicación del modelo Simges al caso de Hellín (Albacete) (PhD thesis). Facultad de biología. Universidad de Murcia.
- Perni, A., Martínez-Carrasco, F., Matínez-Paz, J.M., 2011. Economic valuation of coastal lagoon environmental restoration: Mar Menor (SE Spain). *Ciencias Mar.* 37, 175–190. doi:10.7773/cm.v37i2.1889
- Riera, P., 1994. Manual de valoración contingente. Instituto de Estudios Fiscales, Madrid.
- Sastre-Beceiro, M., 2009. Aspectos jurídicos de la recarga artificial de acuíferos: regulación actual y retos. *Boletín Geológico y Minero.* 120, 279-288. [Online] http://www.igme.es/boletin/2009/120_2_2009/279-288.pdf. [Last accessed: 4/15/15].
- Senent, M., Linares, L., Barba-Romero, J., 1975. El sistema hidrogeológico del Boquerón (Albacete): contribución a su estudio con un bombeo de ensayo de

- larga duración. *Boletín Geológico y Minero*. 86, 277-296. [Online] http://doc.igme.es/BoletinGeoPDF/boletin_86_fasciculo_3.pdf. [Last accessed: 10/10/2013]
- Singh, K.P., Malik, A., Mohan, D., Sinha, S., 2004. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)-a case study. *Water Res.* 38, 3980–92. doi:10.1016/j.watres.2004.06.011
- Soto Montes de Oca, G., Bateman, I.J., 2006. Scope sensitivity in households' willingness to pay for maintained and improved water supplies in a developing world urban area: investigating the influence of baseline supply quality and income distribution upon stated preferences in Mexico City. *Water Resour. Res.* 42, 1–15. doi:10.1029/2005WR003981
- Spash, C.L., 2000. Ecosystems, contingent valuation and ethics: the case of wetland re-creation. *Ecol. Econ.* 34, 195–215. doi:10.1016/S0921-8009(00)00158-0
- Stenger, A., Willinger, M., 1998. Preservation value for groundwater quality in a large aquifer: a contingent-valuation study of the Alsatian aquifer. *J. Environ. Manage.* 53, 177–193. doi:10.1006/jema.1998.0197
- Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L., Alley, W.M., 1998. Ground water and surface water: a single resource. U.S. Geological Survey Circular 1139. [Online] <http://pubs.usgs.gov/circ/circ1139/pdf/circ1139.pdf>. [Last accessed: 4/5/14].
- Zografakis, N., Sifaki, E., Pagalou, M., Nikitaki, G., Psarakis, V., Tsagarakis, K.P., 2010. Assessment of public acceptance and willingness to pay for renewable energy sources in Crete. *Renew. Sustain. Energy Rev.* 14, 1088–1095. doi:10.1016/j.rser.2009.11.009

VI – PUBLICACIÓN 2

**VI – PUBLICACIÓN 2: SUSTAINABILITY OF IRRIGATED
AGRICULTURE WITH OVEREXPLOITED AQUIFERS: THE CASE OF
SEGURA BASIN (SE, SPAIN)**

Rupérez-Moreno, C., Senent-Aparicio, J., Martínez-Vicente, D., García-Aróstegui, J. L., Calvo-Rubio, F. C., & Pérez-Sánchez, J. (2017). Sustainability of irrigated agriculture with overexploited aquifers: The case of Segura basin (SE, Spain). *Agricultural Water Management*, 182, 67–76. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2016.12.008>



Contents lists available at ScienceDirect

Agricultural Water Management

journal homepage: www.elsevier.com/locate/agwat

Sustainability of irrigated agriculture with overexploited aquifers: The case of Segura basin (SE, Spain)



Carmen Rupérez-Moreno^{a,*}, Javier Senent-Aparicio^a, David Martínez-Vicente^{b,c}, José Luis García-Aróstegui^{c,d}, Francisco Cabezas Calvo-Rubio^{b,e}, Julio Pérez-Sánchez^a

^a Department of Polytechnic Sciences, Escuela Universitaria Politécnica, UCAM Universidad Católica San Antonio de Murcia, Campus de los Jerónimos, 135, 30107 Murcia, Spain

^b Euro-Mediterranean Water Institute (IEA) Foundation, University of Murcia, Complejo Campus de Espinardo, Ctra. N301, 30100 Espinardo (Murcia), Spain

^c Institute for Water and Environment (INUAMA), University of Murcia, Complejo Campus de Espinardo, Ctra. N301, 30100 Espinardo, Murcia, Spain

^d Geological Survey of Spain (IGME), Avda. Miguel de Cervantes, 45–5ªA, 30009 Murcia, Spain

^e Ecology and Hydrology Department, University of Murcia, Complejo Campus de Espinardo, Ctra. N301, 30100 Espinardo, Murcia, Spain

ARTICLE INFO

Article history:

Received 28 June 2016

Received in revised form 8 December 2016

Accepted 9 December 2016

Keywords:

Overexploitation of aquifers
Water Framework Directive
Irrigation
Sustainability
Alternative water sources

ABSTRACT

The structural water deficit suffered by the Segura basin in southern Spain trend toward unsustainability. The imbalance between the resources and the demand has been caused by the expansion of irrigated areas, the emergence of illegal new irrigated lands and pumping wells, the increase in energy cost and the bad management of water use rights by the public water administration. In addition, climate change and frequent drought in this semi-arid region aggravate the situation. As a consequence, many aquifers are overexploited. The region of Murcia has well-developed agri-food sector, which is a key factor in the regional economy. This sector accounts for 21.4% of the regional GDP, and Murcia also has an important tourism sector, so the overexploitation of the aquifers would concern production, exportation and agricultural development as well as the decline in the water level, environmental damage and water quality impairment. On the other hand, the fulfilment of the “good ecological status” objectives set by the Water Framework Directive, with a deadline of 2027, will be a difficult task for water managers. This study proposed a hydroeconomic model to obtain the cost of the overexploited aquifers in the Segura basin in order to decide on the feasibility of using groundwater for agriculture in situations of overexploitation. The results showed that the price paid by farmers for irrigation water in the year 2027 would be 0.53 €/m³ (i.e., annual spending of 180M€), which will involve 10% of the final agricultural crop production in the Region of Murcia. Alternative water sources are proposed to increase water supply security for farmers and to ensure the socio-economic and environmental sustainability of the basin. Finally, the methodology proposed would help to manage water use in other European Mediterranean basins under similar climatic, hydrological and agricultural conditions.

© 2016 Elsevier B.V. All rights reserved.

1. Introduction

During the twentieth century, population growth, scientific and technological advances and socio-economic development have often triggered an increase of groundwater abstraction around the world. Most of the abstracted groundwater has been used in irrigated agriculture (Van der Gun, 2012). The “boom” of the intensive use of groundwater for irrigation started in Italy, Mexico, Spain and the United States, and then spread to other areas such as China, India, Libya and some parts of Brazil (Molina et al., 2009; Shah et al., 2007). Spain is one of the semi-arid countries in Europe that has well-developed irrigated agriculture

and an important tourist sector whose water demand requires special attention (Llamas et al., 2015). In fact, the groundwater abstraction in southeastern Spain can be evaluated at about 700 hm³/year for an estimated recharge of 200 hm³/year (Custodio, 2002).

The present study focusses particularly on the Segura basin when the total water demand has increased, exceeding the limits of natural resources and resulting in a structural water deficit with an trend toward unsustainability (Grindlay et al., 2011a). In this arid and drought-prone region the extraction of groundwater has economically favoured the two most important sectors: the agri-food sector and the coastal tourism sector. However, this trend might reduce with time because of the increase in water cost, the constraints of groundwater storage depletion and occasional water quality impairment (Custodio et al., 2016). In fact, the depletion of aquifers is linked to expansion of agriculture, the recent increase in number of illegal wells and the lack of effective control of use rights on the part of water authorities. Together these factors have resulted in the significant overexploitation of many aquifers. As a consequence, a high environmental and socio-economic impact has been produced such as the loss of associated ecosystems, the drawdown of the water level, the deterioration of water quality, the decrease of the social value (employment/m³) and the increase of the economic value (€/m³).

The cost of groundwater for irrigation represents a significant part of the market value of crops and is a key element for water planning in the Segura basin. According to Custodio et al. (2016), the cost of groundwater abstraction for irrigation is about 0.5 €/m³, but this value will keep increasing due to the growing cost of energy required for pumping. However, the willingness to pay for irrigation water by farmers could range between 0.4 €/m³ and 0.9 €/m³ in times of drought (Custodio, 2015). On the other hand, it is difficult to assess public water transactions and trade with private water in all economic and social aspects. All of this results in a complex situation in the management of groundwater for irrigation and the fulfilment of the objective fixed by the Water Framework Directive (WFD; Directive 2000/60/EC). The WFD objective was to achieve a “good ecological status” for all water bodies by establishing principles and economic tools for the integrated management of water resources by 2015 (EC, 2010). The WFD also recommends the

recovery of the total costs of water (i.e., financial, environmental and resource costs). If the “good status” could not be achieved for reasons of technical feasibility, high costs or natural conditions, the WFD would extend the deadline for member states to 2027 (Molina et al., 2011).

Additionally, the groundwater Directive (Directive 2006/118/EC) calls for a balance between abstraction and recharge, taking into account the amount of groundwater outflow that is necessary to ensure aquatic ecosystems are fed by groundwater. It also demands changes in agricultural practices in order to protect against pollution and deterioration.

To date, the objectives set by the WFD have not been fulfilled, and most of the aquifers in the Segura basin are overexploited. Besides, the farmers are concerned about the consequences for their farmland that could arise from the application of the total costs referred to by the WFD. This situation generates significant risks, such as a decline in productivity and the loss of employment for farmers. Therefore, the use of the other water sources might alleviate the overexploitation of aquifers and allow them to recover.

The aim of this paper is twofold: firstly, to obtain the cost of the extraction and use of groundwater for irrigation in the Segura basin and to determine whether the results will be feasible for farmers in a situation of overexploitation; and secondly, to explore the consequences of end-to-end water management for the objectives posed by the WFD for the coming years and to provide possible solutions to help, on the one hand, to alleviate or prevent socio-economic conflicts, and on the other, to develop water pricing policies for integrated water resource management.

The novelty of this study lies in its development of economic tools to obtain the cost of overexploiting an aquifer and relating that cost to the different costs associated with agriculture. This economic value will be decisive for the future survival of irrigated agriculture through the use of groundwater. Taking into account that more than 80% of total water consumption in the Segura basin is used for irrigation (Martínez-Granados et al., 2011), the cost of overexploitation will be a key factor in the final agricultural production.

To assess and achieve these objectives, hydroeconomic models integrating engineering, economics and hydrology on a basin scale could be a useful tool for

assessing the economic impact of groundwater overexploitation. This model obtain an economic value which indicates that agriculture will not be feasible given the overexploitation of aquifers. These models would contribute to the design of more effective water policies by taking into account the concepts of hydrological, economic and environmental sustainability in the frame of the WFD, as well as by revealing opportunities for improved water management (Harou et al., 2009). In addition, this model could be applied in those regions with analogous climatic, hydrological and agricultural features.

1.1. Hydroeconomic models in overexploited aquifer systems

The term “overexploitation” is a much-discussed issue, and it is usually interpreted as a situation in which the rate of extraction of groundwater exceeds or is close to an aquifer’s natural recharge rate. But the rate and extent of recharge areas are often very uncertain and may be changed by human activities and aquifer developments (Custodio, 2002; Llamas, 2004). The MASE project—Minería del Agua Subterránea en España. Groundwater Mining in Spain—considers that there is overexploitation as when the effects of groundwater extraction are negative and not quantified, which makes it a very subjective term. To decide the “degree of overexploitation” of an aquifer, it would be necessary to understand the behaviour of a given aquifer in the context of integrated management policies. It would also be necessary to take into account both social and environmental aspects. Nevertheless, this term is used in Spain and has had legal repercussions since it was first incorporated into the Water Act of 1985 (Molina et al., 2009).

According to Harou et al., (2009) economic models in the water field increasingly emphasise the use of economic principles for decision-making, integrated management, finances, the valuation of benefits and the evaluation of alternatives. The hydroeconomic models develop these aspects to solve a variety of water-related problems. It is clear that water supply is a key factor for agricultural development, and the use of groundwater has direct and indirect implications as well as important benefits. An interdisciplinary evaluation of how farmers can face drought situations or water pricing policies is important from the point of view of integrated management because it facilitates better, more effective localised actions (Maneta et al., 2009).

Hydroeconomic models have been applied since the 1960s (Bear et al., 1964) and since then have grown in scope of applications (Booker et al., 2012). In the field of water resources, many studies have included hydrological, ecological, economic, and socio-political aspects through the use of hydroeconomic models. For instance, Bielsa and Duarte (2001) designed a hydroeconomic model for the allocation of water between two competing users: irrigation and hydropower. Ward and Pulido-Velázquez (2008) developed a basin scale framework to identify hydrological and economic impacts of alternative water pricing programs that could comply with environmental regulations for protecting water quality. Finally, Harou et al., (2009) carried out a review of techniques to characterise the economic value of water use and included them in mathematical models in an integrated manner on 80 hydro-economic modelling.

2. Study area

The Segura basin is characterised as one of the most water-stressed areas in Europe (Soto-García et al., 2013). Located in the western Mediterranean, it covers an estimated surface area of 19,025 km², which is distributed into four autonomous communities: the Region of Murcia (59%), the Region of Valencia (7%), Castilla la Mancha (25%) and Andalusia (9%). The topography is irregular and complex, alternating from highland mountain areas in the northwest to flood plains in the coastal areas. Most of the water resources come from the headwater basin through the Segura River, which is the main river of the basin, whereas the right river bank tributaries are rivers with a scarce but permanent water flow. The left bank of the river is dominated by watercourses without permanent contributions and torrential character (CHS, 2013). The features that determine the climate of the basin are a great climate contrast, frequent droughts, torrential rains, recurrent floods, high temperatures and heavy frosts (Romero et al., 1992). According to data compiled by the Segura River Basin Authority (CHS), the average annual precipitation is 385 mm and is characterised by rainfall patterns with large variations in time and space. The average temperature ranges from 10°C to 18°C.

A significant part of the water resources of the basin come from numerous aquifers, especially carbonate-rock aquifers. The groundwater within these aquifers is easily removed due to its high hydraulic transmissivity. However, this

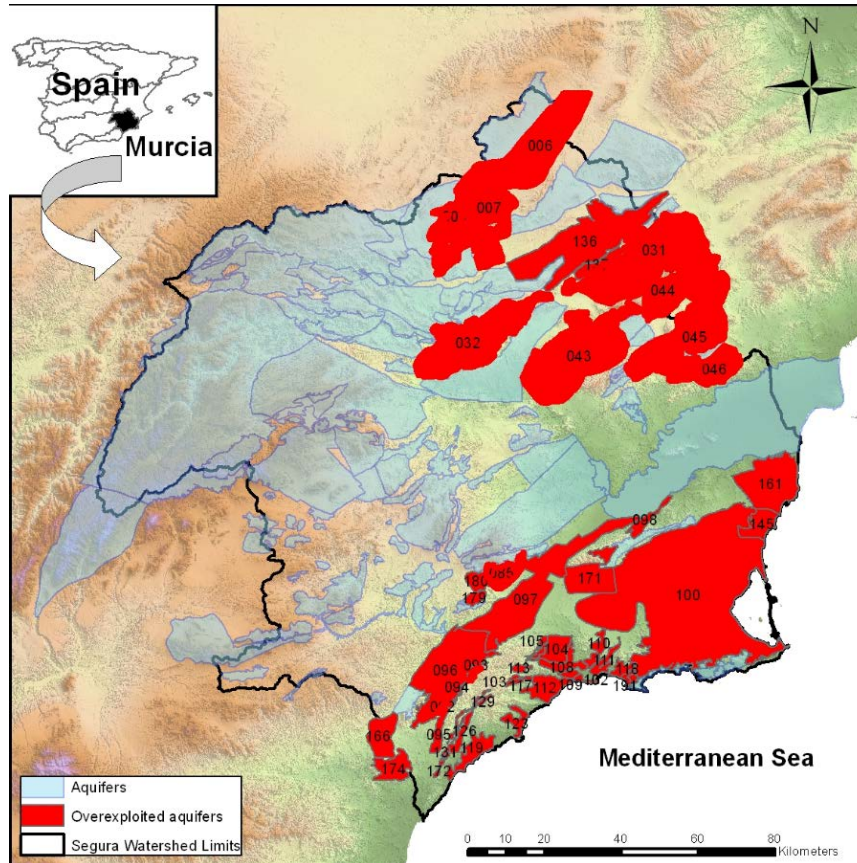


Fig. 1. Location of Segura basin and overexploited aquifers.

favours the rapid depletion of reserves (i.e., about 0.5 km³/year) (Custodio et al., 2016).

On the other hand, the main land uses in the Segura basin are crops (52%) and forestry (45%). The agricultural area of the basin is around 680,000 ha, and it is distributed approximately equally between rain-fed land (50%) and irrigated areas (50%) (Calatrava and Martínez-Granados, 2012). In the region of Murcia, the agri-food sector plays an important role in the growth of the regional economy. It constitutes 21.4% of the regional GDP (i.e., around M€5,215). It is divided into three sectors: the primary sector (4.8%), the agro-industry sector (5.1%) and auxiliary sectors (i.e., inputs and services, transportation and trade; 11.5%). The contribution to wage employment is 28.4%, with 123,200 employees. In addition, the Region of Murcia is the second largest exporter of fruits and vegetables in Spain, using only

3.7% of the water that is allocated to irrigation in the region (UCAM, 2016). Therefore, water resources are needed in sufficient quantity to ensure the socio-economic development of the region.

The problem of overexploitation began in the 1960s, and the origin lies in the development of irrigated agriculture and in the advances in well drilling and pumping technologies in the middle of the 20th century, both of which contributed to the spread of intensive groundwater irrigation in the area (Grindlay et al., 2011b). Overexploitation is increased in periods of drought, when the availability of other resources (e.g., resources from Tagus-Segura basin) considerably decreases. Under such conditions, the extraction of groundwater resources increases through pumping. In recent years the number of illegal wells has increased, so many of the water extracted from aquifers have no legal support. This also contributes to the water authority's lack of control of water use (Gómez-Gómez and Pérez-Blanco, 2012). The main issues derived from the overdrafting of groundwater can be found in Highland aquifers, Ascoy-Sopalmo, Valle del Guadalentín and aquifers from southwestern Albacete (Fig. 1 and Table 1).

Table 1. Code of overexploited aquifers in the Segura basin

CODE	AQUIFER	CODE	AQUIFER	CODE	AQUIFER
002	Boquerón	102	Cabezo de los pájaros	125	Puerto del carril
					Rambla de los
003	Búhos	103	Collado de egea	126	arejos
					Rambla de los
004	Tobarra-Tedera-Pinilla	104	Ermita del saladillo	127	bolos
005	Umbría	105	Gañuelas	128	San isidro
006	Sinclinal de la higuera	106	La crisoleja	129	Tébar
007	Conejeros-Albatana	107	La majada	131	Vértice palomas
031	Jumilla-Villena	108	La majada-Leyva	136	Cingla-cuchillo
032	El molar	109	Las moreras	137	La anchura
043	Ascoy-Sopalmo	110	Lo alto-La pinilla	145	Cabo roig
044	Serral-Salinas	111	Los morales-Lorente	149	Lacera
045	Quíbas	112	Los vaqueros	161	Terciario de
					Torre vieja
046	Sierra de crevillente	113	Morata-cubos	166	Cubeta detrítica
					del saltador
085	Santa-Yéchar	114	Rambla de agua dulce	171	Carrascoy

Table 1. (Next)

CODE	AQUIFER	CODE	AQUIFER	CODE	AQUIFER
090	Cabezo del pozo	115	Rincones	172	Sierra de los pinos
092	Escarihuela	116	Saltador	173	Pilar de jaravia
093	Las zorras	117	Ugejar	174	Almagro
094	Losilla	118	Vértice horno	179	Manilla
095	Cubeta de pulpi	119	Águilas-Cala reona	180	Aledo (Llano de cabras)
096	Alto Guadalentín	120	Atalaya-Tejedo	190	Bocaoria
097	Bajo Guadalentín	121	Cabezo de la horma	191	La azohía
098	Cresta del gallo	122	Casa de las lomas	236	Triásico de las victorias
100	Campo de Cartagena	123	Cope-Cala blanca		
101	Águila	124	Mojón		

The total demand for the Segura basin is approximately 1,800 hm³/year. More than 86% corresponds to agricultural demand (Senent-Aparicio et al., 2016). The resources of the basin, however, are around 1,398 hm³/year, so the deficit in the basin exceeds 400 hm³/year (CHS, 2013). In this paper, two types of aquifers have been taken into consideration: those that have a declaration of overexploitation and those with high abstraction rates in relation to resources. Total overexploitation of the different aquifers that were considered in this study was 207 hm³/year in 2015 (Table 2). One of the most extreme cases is that of Ascoy-Sopalmo, whose available resources by contributions to the aquifer, is 1.6 hm³/year, but pumping outflow exceeds 48 hm³/year, which is more than 25 times the available resources (CHS, 2015). Due to scarce water resources in the basin, which result from climate conditions and the increase in the pumping wells, some aquifers would need between 100 to 1000 years to fully recover the initial groundwater level drawdown, even if pumping stopped completely (Sahuquillo, 2016).

Table 2. Balance of overexploited aquifers in 2015. (CHS, 2015)

Name of aquifer overexploited	Total Resources (hm ³ /year)	Total Extractions (hm ³ /year)	Balance (hm ³ /year)
Sinclinal de la Higuera	3.1	8.60	-5.50
Jumilla-Villena	6	15.90	-9.90

Table 2. (Next)

Name of aquifer overexploited	Total Resources (hm ³ /year)	Total Extractions (hm ³ /year)	Balance (hm ³ /year)
El Molar	11.05	12.10	-1.05
Ascoy-Sopalmo	1.6	48.70	-47.10
Serral-Salinas	2.3	9.20	-6.90
Cingla-Cuchillo	8.55	19.70	-11.15
Quibas	1.24	0.40	0.84
Sierra de Crevillente	0.8	0.00	0.80
Alto Guadalentín	12.8	34.10	-21.30
Bajo Guadalentín	11	49.10	-38.10
Triásico de los Victorias	3.3	7.50	-4.20
Gañuelas	0.12	0.45	-0.33
La Majada-Leyva	0.17	2.25	-2.08
Las Moreras	0.3	2.23	-1.93
Lo Alto-La Pinilla	0.4	0.35	0.05
Los Molares-Lorente	0.29	4.86	-4.57
Los Vaqueros	1.38	4.80	-3.42
Tobarra-Tedera-Pinilla	12.1	23.80	-11.70
Santa Yéchar	1.5	4.90	-3.40
Lácerca	1.7	0.00	1.70
Llano de las Cabras	2.38	5.10	-2.72
Boquerón	6.2	7.20	-1.00
Buhos	8.7	10.10	-1.40
Umbría	4.3	3.70	0.60
Other aquifers	25.9	59.40	-33.50
TOTAL	127.18	334.44	-207.26

3. Methodology

The economic assessment presented in this study aims to calculate the costs of extraction and the agricultural use of groundwater from the main overexploited aquifers of the Segura basin. A hydroeconomic model was used to calculate the total costs of active wells representative of different areas, disaggregating amortisation and operation. Specific wells at each overexploited aquifer, as well as trends in the evolution of piezometric levels' characteristics and representative features of each irrigation zone associated with the aquifers that were studied, have been considered.

The research required the collection of a large group of technical and financial parameters that must be considered to evaluate groundwater exploitation costs. With that aim in mind, the following tasks were performed:

- (1) Economic inquiry concerning the valuation of investment and the operating costs of the installations necessary for pumping and irrigation.
- (2) Documentary study on the hydrogeological characteristics of the different overexploited aquifers. Information was compiled on the representative wells of each overexploited aquifer, which provided all of the data necessary for the calculations to be made.
- (3) Application of the economic cost calculation to each well from the different overexploited aquifers and to each irrigation area associated with these aquifers.

With the exception of some simplified hypotheses, and given the high variability of the available data, the following efforts were made to determine the cost per cubic meter of extracted water, trying to obtain results that are objectively representative of the real situation:

- Taking current minimum values of costs that usually present remarkable variability.
- Not considering some costs that must only be examined exceptionally (HV electric line, chlorination, etc.).
- Not considering project management cost, even though it could reach 20% of the cost of the well and the water pump.
- Not considering VAT. All costs were estimated before taxes.
- Not considering land purchase, since it is quite changeable depending on the place.
- Not considering either environmental costs (externalities associated with overexploitation) or resource costs (interpretable as opportunity cost).

Estimating the future development of extraction costs is difficult, due to rising energy and equipment prices, piezometric trends and pumping flow rates (Rocamora et al., 2012).

In order to calculate water costs in this model, irrigation was considered to be the preferred use, and the cost of water delivery from aquifer to crop was divided into three parts:

- (1) Cost at well outlet: This expense includes all costs related to drilling (i.e., well drilling or boring costs, water extraction pumps and water boosters, maintenance, etc.) as well as all costs related to electricity (i.e., necessary electric lines, electric transformers and the cost of water elevation, which will depend on the current price per kilowatt hour, etc.).
- (2) Cost at farm inlet: Once the cost of water at the well outlet has been calculated, the cost at the farm inlet can be obtained simply by considering three essential variables: farm elevation relative to the pump, the length of the pipe necessary to transport water to the plot where it will be used and, if necessary, the cost of the irrigation pond.
- (3) Cost at irrigation plant: In this case, whatever it costs for the irrigation system to distribute the extracted water along the crop should be added. This cost will vary, depending on the kind of crop and the average size of the farm in each irrigation area.

The application of the hydroeconomic model to obtain the costs of groundwater exploitation costs was performed by splitting the total cost into a series of partial costs that were identified as the main work units constituting groundwater intake and transport to each the point of use. Each unit entails an investment, annual cost, constants and variables (e.g., energy, maintenance, replacements, etc.) during its useful life. Capitalisation of all of these capital costs at a certain interest rate and for a period equal to the useful life of the unit yields amortisation annuity, which, when divided by the annual volume of exploitation, gives the unitary amortisation cost of the unit. The addition of all units supplies the total cost of amortisation, supposing there are no capitalised interests, which is reasonable given the kind of structure examined. On the other hand, variable costs that are associated with well maintenance and operation, booster equipment and located irrigation system (already shown as annuity) were calculated.

The cost of groundwater per cubic meter is calculated using Eq. (1):

$$C = \frac{CC + OC}{V} \quad (1)$$

where 'CC' stands for the investment costs of amortisation or capital costs, 'OC' stands for the operating costs and 'V' is the volume of extracted water in the same period of time.

3.1. Capital costs

Capital costs tally with the repercussion capital devolution plus interest has on m³ (fixed charges). The data provided by the sector allowed us to compile current data and to prepare equations using graphics and tables that relate each unit that makes up cost to the main variables on which each unit depends. The investment costs necessary for pumping and using groundwater were grouped into five investment units:

- (1) Well construction
- (2) Booster pump installation
- (3) Water booster installation
- (4) Irrigation ponds
- (5) Localised irrigation systems

The average unit cost amortisation was obtained using an interest rate of 5% and amortisation periods of the different components: construction of wells, dams and irrigation systems (20 years); electromechanical pump installation and transportation (10 years).

3.2. Well construction

This part includes the costs that were required to execute previous studies, the construction of a well by percussion drilling, casing, calibration and other costs for preparing the well to be exploited. Investment was calculated by applying unitary costs to the depth of the work, as shown in Eq. (2):

$$I_{\text{well}} = 130000 \times \text{depth}^{0.1667} \quad (2)$$

where ' I_{well} ' stands for the investment costs for well construction, and 'depth' stands for the depth of the work.

3.2.1. Booster pump installation

This concept included all of the elements necessary for boosting water to the surface: a 1 km, 20 kV aerial line; a 20,000/1000 V prefabricated transformer substation; a painted metal pipe DIN 2448 and flange brackets; a submerged centrifugal pump; a 1000 V direct start; and unipolar cables according to UNE 21166. The total capital cost ($I_{\text{boosterpump}}$) of these elements was estimated based on two parameters, flow (q) and manometric height (h_m), as shown in Eq. (3):

$$I_{\text{booster pump}} = 72590 + 129 \times h_m + 3.07 \times h_m \times q \quad (3)$$

3.2.2. Water booster installation

This part includes the piping coming from the well outlet, where a surge tank was placed up to the tank, and irrigation dam or pipe union with water transport networks. The capital cost of this unit was calculated as shown in Eq. (4):

$$I_{\text{waterbooster}} = 432.06 \times q \times 18235 \quad (4)$$

where ' $I_{\text{waterbooster}}$ ' stands for the investment cost of installing the water booster and ' q ' is the instant flow.

3.2.3. Irrigation ponds and localised irrigation systems

PVC/PE-covered ponds with small dams and storage capacity ranging from 2,000 to 100,000 m³ were studied. Auto-compensated constructed dams were examined with earth transportation to a maximum distance of 10 km in ripable terrains. The cost of the ponds was calculated for each aquifer depending on the

irrigation areas associated with each one and the kind of crops grown there (e.g., woody crops, fruit and vegetable crops) according to Eq. (5):

$$\begin{aligned}
 & \left. \begin{aligned}
 I_{\text{pondwc}} &= (-1.0228 \cdot \ln(\text{vwc}) + 13.79) \cdot \text{vwc} \\
 \text{vwc} &= \text{surf} \cdot \text{vMaxwc}
 \end{aligned} \right\} \\
 & \left. \begin{aligned}
 I_{\text{pondfvc}} &= (-1.0228 \cdot \ln(\text{vfvc}) + 13.79) \cdot \text{vfvc} \\
 \text{vfvc} &= \text{surf} \cdot \text{vMaxfvc}
 \end{aligned} \right\}
 \end{aligned}
 \quad I_{\text{pond}} = \text{pwc} \cdot I_{\text{pondwc}} + \text{pfvc} \cdot I_{\text{pondfvc}} \quad (5)$$

where 'I_{pond}' stands for the investment costs of the irrigation pond for woody crops (I_{pondwc}) and fruit and vegetable crops (I_{pondfvc}), 'v' is the volume of the ponds of the AUD (Agricultural Unit Demand) for the woody and fruit and vegetable crops (vwc and vfvc, respectively), 'surf' is the size of each irrigation farm, 'vMax' is the volume of water that is stored during the month of peak demand for woody crops (vMaxwc) and fruit and vegetable crops (vMaxfvc), and 'pwc' and 'pfvc' are the percentage of water used for the irrigation of (respectively) woody and fruit and vegetable crops in each zone.

The capital costs of the located irrigation installation for woody and fruit and vegetable crops were also calculated according to Eq. (6). For woody crops, the cost per unit of irrigation installation depends on the size of the farm as well as the density of plant growth. Three farm sizes were established: less than 15 ha, between 15 and 30 ha and more than 30 ha. This shows, to some extent, the economy of scale in this kind of installation.

$$\begin{aligned}
 & \left. \begin{aligned}
 I_{\text{iiwc}<15} &= (1.1257 \cdot \text{denswc} + 2505.3) \cdot \text{surf} \\
 I_{\text{iiwc}15-30} &= (0.976 \cdot \text{denswc} + 2182) \cdot \text{surf} \\
 I_{\text{iiwc}>30} &= (0.8477 \cdot \text{denswc} + 1932.6) \cdot \text{surf}
 \end{aligned} \right\} \\
 & I_{\text{ii}} = \text{pwc} \cdot I_{\text{iiwc}} + \text{pfvc} \cdot I_{\text{iifvc}} \quad (6)
 \end{aligned}$$

$$I_{\text{iifvc}} = 5581.4 \cdot \text{surf}^{0.8754}$$

where 'I_i' stands for the investment costs of the irrigation installation for woody (I_{iwc}) and fruit and vegetable crops (I_{ifvc}), and 'dens_{wc}' is the average density of woody crops in each irrigation zone.

3.3. Operation costs

For each of the different stages that were considered, operating costs combined with the energy costs for pumping water and the maintenance costs for the installed equipment were calculated as a fixed percentage (3%) of the investment. The energy costs were calculated to extract water up to the well outlet by starting with the consumption that was made and deducting the kWh price from the electric bills from representative wells, with electricity charges type R1/DH4/MF4, and all correctly equipped from a technical energetic point of view. The energy costs for using groundwater for irrigation were calculated in a similar way, starting from the typical consumption of water booster equipment and irrigation systems. The operation costs (OC) were calculated using Eq. (7):

$$OC = 0.076 + 0.0082(t - t_{ref}) + d + 0.03I_i \quad (7)$$

where 't' stands for the year and 'd' is the price increase due to changes in the electricity rate.

4. Results

All of the costs related to the Segura basin's overexploited aquifers are shown in Table 3. In this table, the total cost of extracting groundwater from these aquifers was calculated by multiplying the total extractions in the reference year, 2015, by the extraction and farming unit costs. As a result of this calculation process, and as shown in Table 4, the average cost of extracting groundwater from the overexploited aquifers in the Segura basin was calculated at 0.21 €/m³, and the average unit cost of the use of such water for irrigation in the areas associated with those aquifers was 0.25 €/m³. Thus, the final total cost to farmers for irrigation water was about 0.46 €/m³.

Taking into account the fact that the volume of water extracted from overexploited aquifers was evaluated at about 334 hm³ in the year 2015, the cost of

extracting that water would increase by M€70, and the total distribution and use cost in irrigation would increase by M€84, which means a final annual cost of M€154. In order to estimate the order of magnitude that these values represent, it can be noted that the total volume of extracted groundwater in the Segura Basin might exceed 700 hm³/year (i.e., the volume of groundwater extracted from overexploited aquifers would represent about 48% of the aquifer's total volume) (Custodio, 2015).

Table 3. Total costs of extraction and farming of groundwater in overexploited aquifers in the Segura Basin (Reference year 2015)

Aquifer name	Total Extract. (hm ³ /year)	Unit cost of groundwater use for farming (€/m ³)			Annual cost of groundwater use for farming (M€/year)		
		Extract.	Distribution and farming	Total cost	Extract.	Distribution and farming	Total cost
Sinclinal de la Higuera	8.6	0.16	0.31	0.47	1.38	2.67	4.04
Jumilla-Villena	15.9	0.17	0.32	0.49	2.70	5.09	7.79
El Molar	12.1	0.19	0.14	0.33	2.30	1.69	3.99
Ascoy-Sopalmo	48.7	0.19	0.14	0.33	9.25	6.82	16.07
Serral-Salinas	9.2	0.24	0.65	0.89	2.21	5.98	8.19
Cingla-Cuchillo	19.7	0.16	0.31	0.47	3.15	6.11	9.26
Quibas	0.4	0.24	0.65	0.89	0.10	0.26	0.36
Sierra de Crevillente	0	0.24	0.65	0.89	0.00	0.00	0.00
Alto Guadalentín	34.1	0.19	0.23	0.42	6.48	7.84	14.32
Bajo Guadalentín	49.1	0.21	0.23	0.44	10.31	11.29	21.60
Triásico de los Victorias	7.5	0.33	0.16	0.49	2.48	1.20	3.68
Gañuelas	0.45	0.33	0.16	0.49	0.15	0.07	0.22
La Majada-Leyva	2.25	0.33	0.16	0.49	0.74	0.36	1.10
Las Moreras	2.23	0.33	0.16	0.49	0.74	0.36	1.09
Lo Alto-La Pinilla	0.35	0.33	0.16	0.49	0.12	0.06	0.17
Los Molares-Lorente	4.86	0.33	0.16	0.49	1.60	0.78	2.38
Los Vaqueros	4.8	0.33	0.16	0.49	1.58	0.77	2.35
Tobarra-Tedera-Pinilla	23.8	0.16	0.31	0.47	3.81	7.38	11.19
Santa Yéchar	4.9	0.32	0.25	0.57	1.57	1.23	2.79
Lácerca	0	0.17	0.32	0.49	0.00	0.00	0.00
Llano de las Cabras	5.1	0.33	0.24	0.57	1.68	1.22	2.91
Boquerón	7.2	0.16	0.31	0.47	1.15	2.23	3.38
Buhos	10.1	0.16	0.31	0.47	1.62	3.13	4.75
Umbría	3.7	0.16	0.31	0.47	0.59	1.15	1.74
Other aquifers	59.4	0.24	0.28	0.52	14.26	16.63	30.89

Table 4. Average and annual costs of extraction and farming of groundwaters in overexploited aquifers in the Segura Basin in year 2015

Total extractions in overexploited aquifers (hm ³ /year)	Weighted average unit cost (€/m ³)			Total Annual Costs (M€/year)		
	Extraction	Distribution and farming	Total Unit Cost	Extraction	Distribution and farming	Total Unit Cost
334.44	0.21	0.25	0.46	69.96	84.31	154.27

Additionally, in this study, the same model was used to estimate the variation in costs in the year 2027 (Table 5). However, in this case, the following hypothetical calculations were made:

- (1) The piezometric levels in wells were recalculated in order to be considered constants of the trends observed in recent years.
- (2) The increase in the cost of electric energy was studied.
- (3) A constant total volume of extractions was considered for all of the overexploited aquifers, keeping a final annual value of 334 hm³/year.

The average unit cost of extractions would rise from the current rate of 0.21 €/m³ to 0.27 €/m³ by the year 2027. In the case of the average unit cost of using this water for irrigation, it would rise from 0.25 to 0.26 €/m³. Therefore, assuming the previous hypotheses, the final amount paid by farmers for irrigation water in the year 2027 would be 0.53 €/m³ (Table 6).

Finally, if the volume of groundwater extracted from the overexploited aquifers of the Segura basin in 2015 is maintained (334 hm³), we can conclude that the cost of extracting groundwater would increase to M€90 by the year 2027, and the total cost for the distribution and use of irrigation would rise to M€88, which means respective increases of 30% and 4%. Thus, the final price for the use of this water in irrigation would rise to M€180 per year, a 16% increase from the year of reference. Compared with the agricultural production of the region of Murcia, the final cost will mean the 10% of the agricultural crop production of the region.

Table 5. Total costs of extraction and farming of groundwater in overexploited aquifers in the Segura Basin. (Horizon 2027)

Aquifer name	Total Extract. (hm ³ /year)	Unit cost of groundwater use for farming (€/m ³)			Annual cost of groundwater use (M€/year)		
		Extract.	Distribution and farming	Total Cost	Extract.	Distribution and farming	Total Cost
Sinclinal de la Higuera	8.6	0.23	0.32	0.55	1.98	2.75	4.73
Jumilla-Villena	15.9	0.23	0.33	0.56	3.66	5.25	8.90
El Molar	12.1	0.28	0.15	0.43	3.39	1.82	5.20
Ascoy-Sopalmo	48.7	0.28	0.15	0.43	13.64	7.31	20.94
Serral-Salinas	9.2	0.34	0.66	1	3.13	6.07	9.20
Cingla-Cuchillo	19.7	0.23	0.32	0.55	4.53	6.30	10.84
Quibas	0.4	0.34	0.66	1	0.14	0.26	0.40
Sierra de Crevillente	0	0.34	0.66	1	0.00	0.00	0.00
Alto Guadalentín	34.1	0.24	0.24	0.48	8.18	8.18	16.37
Bajo Guadalentín	49.1	0.24	0.24	0.48	11.78	11.78	23.57
Triásico de los Victorias	7.5	0.38	0.17	0.55	2.85	1.28	4.13
Gañuelas	0.45	0.38	0.17	0.55	0.17	0.08	0.25
La Majada-Leyva	2.25	0.38	0.17	0.55	0.86	0.38	1.24
Las Moreras	2.23	0.38	0.17	0.55	0.85	0.38	1.23
Lo Alto-La Pinilla	0.35	0.38	0.17	0.55	0.13	0.06	0.19
Los Molares-Lorente	4.86	0.38	0.17	0.55	1.85	0.83	2.67
Los Vaqueros	4.8	0.38	0.17	0.55	1.82	0.82	2.64
Tobarra-Tedera-Pinilla	23.8	0.23	0.32	0.55	5.47	7.62	13.09
Santa Yéchar	4.90	0.41	0.27	0.68	2.01	1.32	3.33
Lácerca	0	0.23	0.33	0.56	0.00	0.00	0.00
Llano de las Cabras	5.10	0.38	0.26	0.64	1.94	1.33	3.26
Boquerón	7.20	0.23	0.32	0.55	1.66	2.30	3.96
Buhos	10.1	0.23	0.32	0.55	2.32	3.23	5.56
Umbría	3.70	0.23	0.32	0.55	0.85	1.18	2.04
Other aquifers	59.4	0.30	0.29	0.59	17.82	17.23	35.05

Table 6. Average and annual costs of extraction and farming use of groundwater in overexploited aquifers in the Segura Basin (Horizon 2027)

Total extractions in overexploited aquifers (hm ³ /year)	Weighted average unit costs (€/m ³)			Total annual costs (M€/year)		
	Extraction	Distribution and farming use	Total unit cost	Extraction	Distribution and farming use	Total annual cost
334.44	0.27	0.26	0.53	91.02	87.75	178.77

5. Discussion

The results show that the drawdown of the water level, the consequent increase in manometric height, and the increase in electric energy cause an increase in the final costs that were obtained. On the other hand, the groundwater price paid by the farmers for the irrigation would be 0.53 €/m³. This price exceeds the average maximum cost that can be supported in agriculture, such as in desalination, which is about 0.50 €/m³ (Rodríguez Estrella, 2014). As a result, exploitation of aquifers may be stopped because it would not be economically viable.

The future forecast for groundwater exploitation should be taken into account until the horizon year 2027 when the environmental objectives for the good ecological status of the WFD and the effects of climate change—which should be approximately 10% and 13% of the baseline natural inputs in the basin—must be achieved (Estrella et al., 2012). Figure 2 shows the time evolution of the overexploitation of aquifers in the Segura basin. Considering the rate of pumping in 2015, emptying the reserves for the horizon year of 2027 would involve 18,000 hm³. The hypothesis to stabilise the drawdown levels to accomplish the water balance in 2027, considering also the climate change effects, would mean the elimination of the exploitation of 207 million m³/year in 12 years, which—in addition to being technically infeasible—would be a high and disproportionate economic cost.

The European WFD requires the exploitation of groundwater to be maintained at the same level of resources, so the problem of overexploitation is resolved. Time is running out, 2015 has passed, the objectives set by the Directive have not been attained, and it will be almost impossible to reach equilibrium by 2027. Under such conditions, aid must be proposed to resolve the problem of overexploitation of aquifers in the Segura basin and to increase one of the main economic engines of the region of Murcia, which agriculture is.

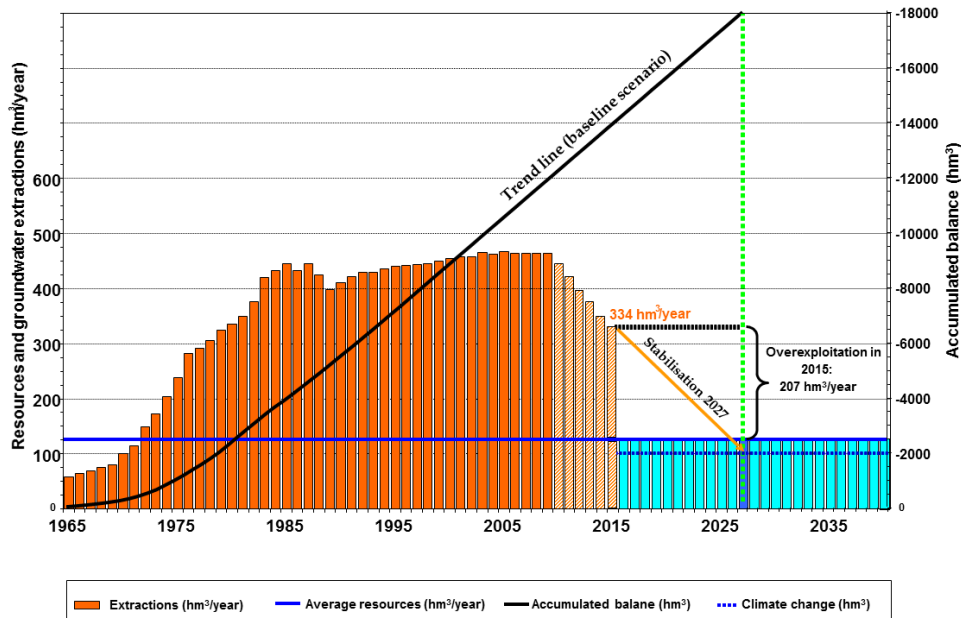


Fig. 2. Forecasts of trends overexploitation of aquifers in the Segura basin.

The way forward to sustainable management of groundwater to achieve a decrease in the overexploitation of the Segura basin will involve several solutions. A possible first step might be to decrease direct and indirect water subsidies (e.g., subsidies for the cost of energy); in this way, the overall cost—including externalities and opportunity costs—would be assumed by the water users (Llamas et al., 2015). Nevertheless, the economic weight of subsidies in groundwater is small relative to other water sources such as imported or desalinated water (Custodio, 2015). Another solution to alleviate the deficit in the Segura basin would be actions for the management and use of water by a national water policy entitled the 2004 A.G.U.A. Program (i.e., “Actuaciones para la Gestión y la Utilización del Agua”), which was mainly aimed at building seawater desalination plants along the Spanish Mediterranean coast (Martínez-Alvarez et al., 2016). Nevertheless, desalinated seawater resources generate a high economic impact. In fact, the water demand in the area is so high that, although the use of treated water in exchange for reducing the overexploitation was fully subsidised, the aquifer overdraft would

not be completely removed (Martínez-Granados and Calatrava, 2014). In addition, the use of desalinated seawater resources cannot be assumed to be an effective alternative to reduce the overexploitation of aquifers because the cost for users of resources from desalination is much higher than the groundwater resources (Lapuente, 2012). As a result of the application, the advanced technology, especially in the reverse osmosis process, and the cost of desalinated seawater has fallen below €0.50/m³ (Ghaffour et al., 2013), yet it is still high for farmers.

On the other hand, the wastewater reuse in agriculture would improve the water resources management. More than 80 wastewater treatment plants are used in the region of Murcia, and the lands irrigated with treated wastewater total approximately 1,600 ha (Pedrero et al., 2010). However, according to Toze (2006), there are concerns about the impact of the quality of the recycled water, both on the crop itself and on the end users of the crops. In addition, the problems with the use of these crops would include nutrient and sodium concentrations, heavy metals, and the presence of contaminants such as human and animal pathogens, pharmaceuticals, and endocrine disruptors.

Sustainable management alternatives for aquifers also arise by employing different utilities (Sánchez-Guzmán et al., 2006). Thus, aquifers could be used for temporary or permanent storage spaces and underground storage recovery (Aquifer Storage and Recovery, ASR), or they may also raise the artificial recharge of aquifers and/or conjoint use of groundwater and surface water (Pérez-Sánchez and Senent-Aparicio, 2015), which also might produce great economic benefits (e.g., an increase in the willingness to pay to reduce overexploitation) and social and environmental benefits (i.e., habitat recovery) (Rupérez-Moreno et al., 2015).

According to Rodríguez Estrella (2014), other actions that could be taken to alleviate the overexploitation of aquifers in semi-arid areas would consist of provisionally exploiting a part of the reserves of an unexploited aquifer; spatially redistributing the extractions to avoid the drawdown cones by the boreholes; modernising the irrigation system; and transitioning to other crops that demand less water.

Finally, because of the structural water deficit that the Segura basin experiences, the fulfilment of standards in order to remedy the overexploitation of aquifers without resources from other basins—as well as Tagus-Segura water

transfer—may become a serious issue. In this sense, the resources of the Ebro transfer could be used to irrigate lands which use water from overexploited aquifers to enable its recovery (Rodríguez-Estrella, 2012).

The implementation of these actions does not completely eliminate the deficit in the basin due to the steady decline in contributions in recent decades and increased environmental demands.

6. Conclusion

The Segura basin is a complex hydraulic system, unsustainable as a whole in it's the current scale. Overexploitation is supplying essential resources for the subsistence of various uses in the short to medium terms, and agriculture currently plays an important role in the economy of the basin. Given the significant phenomenon, both here and in other parts of Spain, there is a need to adopt measures to correct the effects of aquifer overexploitation, which would seek to halt exploitation or substitute, in whole or in part, water flows with alternative resources at available costs. This would avoid the economic collapse of the most seriously affected regions and desertification and environmental degradation.

The results of the present study, which aimed to obtain the cost of irrigation groundwater, showed that the final price that farmers will pay for their crops in 2027 is expected to be 0.53 €/m³, which would mean an approximate annual spending of 180M€ (i.e., 10% of the final agricultural crop production in the region of Murcia). This figure gives an idea of the remarkable economic volume related to service water abstractions, transportation, and the use of groundwater. The willingness to pay for farmers to seek new alternatives and the profitability of the crops are key elements that will lead them to accept or reject any amendments to rights granted. On the other hand, the analysis of the temporal evolution of the overexploitation of aquifers showed that environmental requirements set by the WFD away from reality.

Finally, in order to solve the problem of aquifer overexploitation, future actions will achieve greater success if the socioeconomic and environmental aspects, on the basis of current knowledge, properly improve. Therefore, it is necessary to promote studies and research to assess the cost/benefit of certain actions by trying to maximise the environmental benefits, as provided in the WFD,

and by giving extra significance to those areas of priority action. The high uncertainty related to the availability of water underground, depletion, and legal constraints generate a lack of confidence in investment and affect the socio-economic and environmental development as well. This study has provided some figures and elements for discussion. A solution to the issue must include cross and complementary policies to increase the supply in order to eliminate the deficit, reduce unproductive demands, encourage conservation, and design a future consensual framework that will provide social tranquillity, economic certainty, and environmental sustainability.

Acknowledgement

The authors wish to thank the Euro-Mediterranean Water Institute (IEA) for its professional and thoughtful help. In addition, the authors acknowledge Papercheck Proofreading & Editing Services.

References

- Bear, J., Levin, O., Buras, N., 1964. Optimal utilization of aquifers as elements of water-resource systems. *Hydraul. Lab. PN.* 4.
- Bielsa, J., Duarte, R., 2001. An economic model for water allocation in north eastern Spain. *Int. J. Water Resour. Dev.* 173, 397–408.
- Booker, J.F., Howitt, R.E., Michelsen, A.M., Young, R.A., 2012. Economics and the modeling of water resources and policies. *Nat. Resour. Model.* 25, 168–218. doi:10.1111/j.1939-7445.2011.00105.x
- Calatrava, J., Martínez-Granados, D., 2012. The use value of water in the irrigated agriculture of the Segura basin and in the irrigated areas of the Tajo-Segura transfer (SE Spain). *Agric. and Resour. Eco.* 1, 5–32. doi:10.7201/earn.2012.01.01
- CHS, 2013. Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura, Memoria. Confederación Hidrográfica del Segura, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. ([Online] https://www.chsegura.es/export/descargas/planificaciony dma/planificacion/docsdescarga/Memoria-PHCS-2009_2015.pdf). [Last accessed: 12/8/2015].).

- CHS, 2015. Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura, Memoria. Confederación Hidrográfica del Segura, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente.
([Online] <https://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/planificacion15-21/> [Last accessed: 01/26/2016].).
- Custodio, E., 2002. Aquifer overexploitation: what does it mean? *Hydrogeol. J.* 10, 254–277. doi:10.1007/s10040-002-0188-6
- Custodio, E., 2015. Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: Minería del agua subterránea en España. *AQUALOGY-CETaqua*, Barcelona 730 p.
([Online] <http://h2ogeo.upc.edu/es/proyectos-empresa-ghs#d%C3%A9cada-2010>. [Last accessed: 10/8/2015].).
- Custodio, E., Andreu-Rodes, J.M., Aragón, R., Estrela, T., Ferrer, J., García-Aróstegui, J.L., Manzano, M., Rodríguez-Hernández, L., Sahuquillo, A., Del Villar, A., 2016. Groundwater intensive use and mining in south-eastern peninsular Spain: Hydrogeological, economic and social aspects. *Sci. Total Environ.* 559, 302–316. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.02.107
- Estrella, T., Pérez-Martin, M.A., Vargas, E., 2012. Impacts of climate change on water resources in Spain. *Hydrol. Sci. J.* 57, 1154–1167. doi:10.1080/02626667.2012.702213
- European Commission (EC), 2010. Water is Life: How the Water Framework Directive Helps to Protect the Resources of Europe. Publications Office of the European Union, Luxembourg <http://dx.doi.org/10.2779/22224> ([Online] <http://ec.europa.eu/environment/life/publications/lifepublications/lifefocus/documents/waterlife.pdf>. [Last accessed: 9/18/2015].).
- Ghaffour, N., Missimer, T.M., Amy, G.L., 2013. Technical review and evaluation of the economics of water desalination: Current and future challenges for better water supply sustainability. *Desalination* 309, 197–207. doi:10.1016/j.desal.2012.10.015
- Gómez-Gómez, C.M., Pérez-Blanco, C.D., 2012. Do drought management plans reduce drought risk? A risk assessment model for a Mediterranean river basin. *Ecol. Econ.* 76, 42–48. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.01.008

- Grindlay, A.L., Lizárraga, C., Rodríguez, M.I., Molero, E., 2011a. Irrigation and territory in the southeast of Spain: evolution and future perspectives within new hydrological planning. *WIT Trans Ecol Env.* 150, 623–638.
- Grindlay, A.L., Zamorano, M., Rodríguez, M.I., Molero, E., Urrea, M.A., 2011b. Implementation of the European Water Framework Directive: Integration of hydrological and regional planning at the Segura River Basin, southeast Spain. *Land use policy* 28, 242–256. doi:10.1016/j.landusepol.2010.06.005
- Harou, J.J., Pulido-Velazquez, M., Rosenberg, D.E., Medellín-Azuara, J., Lund, J.R., Howitt, R.E., 2009. Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. *J. Hydrol.* 375, 627–643. doi:10.1016/j.jhydrol.2009.06.037
- Lapuente, E., 2012. Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin. *Desalination* 300, 40–45. doi:10.1016/j.desal.2012.06.002
- Llamas, M.R., Custodio, E., de la Hera, A., Fornés, J.M., 2015. Groundwater in Spain: increasing role, evolution, present and future. *Environ. Earth Sci.* 73, 2567–2578. doi:10.1007/s12665-014-4004-0
- Llamas, R., 2004. Water and Ethics. Use of groundwater. [WWW Document]. UNESCO WATER ETHICS Ser. ([Online]http://www.hydrology.nl/images/docs/iah/Use_groundwater_ethics_136322e.pdf [Last accessed 10.19.16]).
- Maneta, M.P., Torres, M.O., Wallender, W.W., Vosti, S., Howitt, R., Rodrigues, L., Bassoi, L.H., Panday, S., 2009. A spatially distributed hydroeconomic model to assess the effects of drought on land use, farm profits, and agricultural employment. *Water Resour. Res.* 45, n/a-n/a. doi:10.1029/2008WR007534
- Martínez-Alvarez, V., Martín-Gorriz, B., Soto-García, M., 2016. Seawater desalination for crop irrigation — A review of current experiences and revealed key issues. *Desalination* 381, 58–70. doi:10.1016/j.desal.2015.11.032
- Martínez-Granados, D., Maestre-Valero, J.F., Calatrava, J., Martínez-Alvarez, V., 2011. The Economic Impact of Water Evaporation Losses from Water Reservoirs in the Segura Basin, SE Spain. *Water Resour. Manag.* 25, 3153–3175. doi:10.1007/s11269-011-9850-x
- Martínez-Granados, D., Calatrava, J., 2014. The role of desalinisation to address aquifer overdraft in SE Spain. *J. Environ. Manage.* 144, 247–57. doi:10.1016/j.jenvman.2014.06.003

- Molina, J.L., García Aróstegui, J.L., Benavente, J., Varela, C., de la Hera, A., López Geta, J.A., 2009. Aquifers Overexploitation in SE Spain: A Proposal for the Integrated Analysis of Water Management. *Water Resour. Manag.* 23, 2737–2760. doi:10.1007/s11269-009-9406-5
- Molina, J.-L., García-Aróstegui, J.L., Bromley, J., Benavente, J., 2011. Integrated Assessment of the European WFD. Implementation in Extremely Overexploited Aquifers Through Participatory Modelling. *Water Resour. Manag.* 25, 3343–3370. doi:10.1007/s11269-011-9859-1
- Pedrero, F., Kalavrouziotis, I., Alarcón, J.J., Koukoulakis, P., Asano, T., 2010. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture—Review of some practices in Spain and Greece. *Agric. Water Manag.* 97, 1233–1241. doi:10.1016/j.agwat.2010.03.003
- Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., 2015. Integrated water resources management on a local scale: a challenge for the user community—a case study in Southern Spain. *Environ. Earth Sci.* 74, 6097–6109. doi:10.1007/s12665-015-4633-y
- Rocamora, C., Vera, J., Abadía, R., 2012. Strategy for Efficient Energy Management to solve energy problems in modernized irrigation: analysis of the Spanish case. *Irrig. Sci.* 31, 1139–1158. doi:10.1007/s00271-012-0394-5
- Rodríguez Estrella, T., 2014. The problems of overexploitation of aquifers in semi-arid areas: characteristics and proposals for mitigation. *Boletín geológico y Min.* 125, 91-109.
- Rodríguez-Estrella, T., 2012. The problems of overexploitation of aquifers in semi-arid areas: the Murcia Region and the Segura Basin (South-east Spain) case. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* 9, 5729–5756. doi:10.5194/hessd-9-5729-2012
- Romero, M.A., Cabezas, F., López, F., 1992. Erosion and fluvial sedimentation in the river Segura basin (Spain). *J. Soil Sci. Hydrol. Geomorphol.* 19, 379–392.
- Rupérez-Moreno, C., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., del Pilar Flores-Asenjo, M., 2015. The economic value of conjoint local management in water resources: Results from a contingent valuation in the Boquerón aquifer (Albacete, SE Spain). *Sci. Total Environ.* 532, 255–264. doi:10.1016/j.scitotenv.2015.05.028

- Shah, T., 2007. The groundwater economy of South Asia: an assessment of size, significance and socio-ecological impacts. M. Giordano and K. G. Villholth (Eds.), *The Agricultural Groundwater Revolution: Opportunities and Threats to Development*. Wallingford, UK, CABI, pp. 7–36.
- Sahuquillo, A., 2016. La explotación intensa de los acuíferos en la cuenca baja del Segura y en la cuenca del Vinalopó. *Ing. del agua* 20, 13. doi:10.4995/ia.2016.4023
- Sánchez-Guzmán, J., López-Geta, J.A., Ramos-González, G., 2006. Usos alternativos de los acuíferos. las aguas subterráneas en los países mediterráneos. Instituto Geol. y miren de España. Serie: Hidrogeología y Aguas Subterráneas, 17, 523-528.
- Senent-Aparicio, J., Pérez-Sánchez, J., Bielsa-Artero, A.M., 2016. Evaluación de la sostenibilidad de cuencas mediterráneas semiáridas. Caso de estudio: cuenca del Segura, España. *Assessment of Sustainability in Semiarid Mediterranean Basins: Case Study of the Segura Basin, Spain*. *Tecnol. y ciencias del Agua* 7, 67–84.
- Soto-García, M., Martínez-Alvarez, V., García-Bastida, P.A., Alcon, F., Martín-Gorrioz, B., 2013. Effect of water scarcity and modernisation on the performance of irrigation districts in south-eastern Spain. *Agric. Water Manag.* 124, 11–19. doi:10.1016/j.agwat.2013.03.019
- Toze, S., 2006. Reuse of effluent water—benefits and risks. *Agric. Water Manag.* 80, 147–159. doi:10.1016/j.agwat.2005.07.010
- UCAM, 2016. Aproximación al dimensionamiento del sistema agroalimentario de la Región de Murcia. Universidad Católica San Antonio de Murcia. Cátedra UCAM-Santander. ([Online]http://www.ucam.edu/sites/default/files/news/informeagroalimentario_ucam_santander.pdf. [Last accessed: 10/25/2016]).
- Van der Gun, J., 2012. Groundwater and Global Change: Trends, Opportunities and Challenges. International Groundwater Resources Assessment Centre (IGRAC). Centre of the UNESCO in the Netherlands. ([Online] <https://www.un-igrac.org/resource/groundwater-and-global-change-trends-opportunities-and-challenges>. [Last accessed 10/23/16]).

Ward, F.A., Pulido-Velázquez, M., 2008. Efficiency, equity, and sustainability in a water quantity–quality optimization model in the Rio Grande basin. *Ecol. Econ.* 66, 23–37. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.08.018

VII – PUBLICACIÓN 3

**VII – PUBLICACIÓN 3: COST-BENEFIT ANALYSIS OF THE
MANAGED AQUIFER RECHARGE SYSTEM FOR IRRIGATION
UNDER CLIMATE CHANGE CONDITIONS IN SOUTHERN SPAIN**

Rupérez-Moreno, C., Pérez-Sánchez, J., Senent-Aparicio, J., Flores-Asenjo, P., & Paz-Aparicio, C. (2017). Cost-Benefit Analysis of the Managed Aquifer Recharge System for Irrigation under Climate Change Conditions in Southern Spain. *Water*, 9(5), 343. <https://doi.org/10.3390/w9050343>



Article

Cost-Benefit Analysis of the Managed Aquifer Recharge System for Irrigation under Climate Change Conditions in Southern Spain

Carmen Rupérez-Moreno ^{1,*}, Julio Pérez-Sánchez ¹, Javier Senent-Aparicio ¹, Pilar Flores-Asenjo ² and Carmen Paz-Aparicio ³

¹ Department of Polytechnic Sciences, Escuela Universitaria Politécnica, UCAM Universidad Católica San Antonio de Murcia, Campus de los Jerónimos, 135, Murcia 30107, Spain; jperez058@ucam.edu (J.P.-S.); jsenent@ucam.edu (J.S.-A.)

² Department of Social, Legal and Business Sciences, Escuela Universitaria Politécnica, UCAM Universidad Católica San Antonio de Murcia, Campus de los Jerónimos, 135, Murcia 30107, Spain; pflores@ucam.edu

³ Business Management, Universidad Carlos III de Madrid, Madrid 28903, Spain; carmen.paz@uc3m.es

* Correspondence: carmen.ruperez@gmail.com; Tel.: +34-968-278-818

Academic Editors: Julio Berbel, Carlos Gutiérrez-Martín and Julia Martín-Ortega

Received: 24 March 2017; Accepted: 9 May 2017; Published: 12 May 2017

Abstract: Droughts and climate change in regions with profitable irrigated agriculture will impact groundwater resources with associated direct and indirect impacts. In the integrated water resource management (IWRM), managed aquifer recharge (MAR) offers efficient solutions to protect, conserve, and ensure survival of aquifers and associated ecosystems, as the Water Framework Directive requires. The purpose of this paper is to analyse the socio-economic feasibility of the MAR system in the overexploited Boquerón aquifer in Hellín (Albacete, Spain) under climate change and varying irrigation demand conditions. To assess, in monetary terms, the profitability of the MAR system, a cost-benefit analysis (CBA) has been carried out. The results for the period 2020–2050 showed that the most favourable situations would be scenarios involving artificial recharge, in which future irrigation demand remains at the present level or falls below 10% of the current irrigation surface, as these scenarios generated an internal rate of return of between 53% and 57%. Additionally, the regeneration of the habitat will take between 5 and 9 years. Thus, the IWRM with artificial recharge will guarantee the sustainability of irrigation of the agricultural lands of Hellín and will achieve water balance even in severe climate change conditions.

Keywords: aquifer overexploitation; managed aquifer recharge; climate change; decision support system; cost-benefit analysis; irrigation

1. Introduction

There is growing concern about the depletion of groundwater levels, lack of water quality, the effects of climate change and the need to meet future water requirements, especially in drought-prone semi-arid regions. This is the case for

Southern Spain where the scarcity generates problems in water allocation, mainly for irrigation, and endangers the environmental services that ensure social welfare [1]. Moreover, institutional and governance requirements in the integrated management of water resources (IWRM) aggravate this situation [2]. The Water Framework Directive (WFD; Directive 2000/60/EC) and the Groundwater Directive (Directive 2006/118/EC) advocate achieving “good ecological status” for water resources, achieving a balance between abstraction and recharge that will ensure the survival of aquatic ecosystems and setting deadlines in their planning cycles until 2027 [3]. To face these problems, different practices of conjoint use of surface water and groundwater are used in Spain, including an artificial recharge system [4]. Dillon [5] defines the Management of Aquifer Recharge (MAR) system as the “intentional banking and treatment of water in aquifers”. MAR systems are used to relieve the effects of drought and climate change and provide water to meet demands. Several studies have been carried out with MAR systems, which indicate that these systems are a feasible solution to combat drought and overexploitation of aquifers [5–10]; other studies carried out by Arshad et al. [11] and Maliva [12] have assessed the financial feasibility of MAR and have taken into account the total benefits of MAR. In fact, Maliva [12] showed that MAR systems can be evaluated by direct and indirect measures of willingness to pay. To assess, in monetary terms, the feasibility of MAR, cost-benefit analysis (CBA) is performed, as this is the most common economic tool used by decision makers to accept or reject projects, policies or investment initiatives. CBA has the capacity to improve economic efficiency in projects involving the distribution of water resources and the need to account for environmental effects [13]. According to Maliva [12], MAR systems can provide a series of benefits to water resource management, such as increased volume of stored water, preservation or improvement of water quality, and the relatively low cost for the storage [9]. In addition, MAR Schemes tend to be economically feasible (i.e. they have positive net present value) when the water is applied for high-value use and when no other more cost-effective alternatives are available, provided that there are favourable hydrogeological conditions. If the value of non-use is also taken into account in the assessment of the environmental benefit of the project, policy or investment, the profitability is increased. According to Brouwer [14], the WFD establishes the economic principles and tools to meet human needs and

ensure social welfare. One of the benefits obtained from recovering or improving the use and conservation of water resources involves the non-use value (e.g., support of ecosystems, scenic beauty, and bequest value). This non-use value is usually calculated by stated preference methods such as the contingent valuation method [15,16].

This work complements previous studies carried out on the Boquerón aquifer (Albacete, SE Spain) and the advisability of performing artificial recharge of an overexploited aquifer by Senent et al. [17] and Pérez-Sánchez and Senent-Aparicio [18]. These authors analysed the possibilities of linking surface water with the groundwater of the aquifer due to its proximity to the Hellín canal, which supplies the irrigated area of the municipality with 40% of the total water of the canal. The study concluded that the Boquerón aquifer could be used as a regulating reservoir for the water system of the municipality. In this respect, artificial recharge derived from the surplus water carried along the Hellín canal during the rainy months would be sufficient. For this, two scenarios have been proposed in the course of 20 years of study. A first scenario represented the current situation of direct natural recharge by precipitation, and a second scenario involved artificial recharge (i.e., MAR using wells, including aquifer storage and recovery (ASR)). The results carried out by Pérez-Sánchez and Senent-Aparicio [18] found fast depletion of the piezometric levels in the natural recharge scenario, which would lead to the abandonment of the aquifer in 10-15 years, as use of the aquifer would not be economically feasible due to the costs of pumping and the price of energy. However, in the artificial recharge scenario, lower levels would be maintained, guaranteeing the supply of water for irrigation and environmental sustainability. In fact, some springs linked to the aquifer, such as Fuente de Isso (currently dry), would reappear in 5-10 years.

The aim of this study is to use CBA to evaluate the socio-economic profitability of the environmental recovery of the Boquerón aquifer through artificial recharge, taking into account the possible future effects of climate change. This analysis will also consider the influence of the main variables affected (i.e., population and irrigation water consumption) over the profitability indicators, net present value (NPV) and internal rate of return (IRR), under different future scenarios of agricultural demand. The importance of this work lies in knowing

whether the IWRM, through the MAR system, will guarantee the survival of the agricultural sector of the municipality of Hellín, the recovery of habitat and social welfare in the future. The novelty in this study is the incorporation of the effects of climate change on IWRM in the CBA.

This work will be divided into several sections. The next section will explain briefly the study area. The third section will be divided into two parts: the first part will describe the methodology for modelling the joint management of the aquifer using the decision support system AQUATOOL and the proposal scenarios; cost benefit analysis and costs and benefits included in the CBA will be described in the second part. In the fourth section, the results of both scenarios will be shown. Finally, the results and conclusion will be discussed.

2. Study area

The municipality of Hellín is located in Castilla La Mancha in southern Spain and covers an area of about 781.2 km² (Fig. 1). Its population is 31,262 inhabitants. The average temperature varies between 9.1°C and 26.3°C. This region lies in a semiarid environment with scarce rainfall (400 mm yearly average). A more accurate description can be seen in Rupérez-Moreno et al. [19]. These factors are crucial to agricultural development in the region, which has grown due to the recent economic crisis in Spain. In fact, more than 20% of the workforce is currently employed in the agricultural sector [18]. This has led to an increase in the water demand in this municipality.

Regarding the resources in the Hellín municipality for meeting agricultural demand, 48.74% come from surface resources from the River Mundo, which crosses the municipality in the west, especially the Hellín canal, which accounts for 38.04% of the entire municipality's water supply. The remaining 51.26% comes from different aquifers under the surface of the Hellín municipal district, since 96% of the Hellín municipality sits over aquifers of great capacity and with possibilities for exploitation. However, due to the seasonal nature of demand throughout the years, the surpluses in the Hellín canal between the wettest months from October to April (3.67 hm³/year average) are not used or stored by the municipal water system, and it loses the power to regulate the resources awarded by the river basin authority to which it belongs. Similarly, in summer (June–September), there is a

high deficit in the irrigation activities ($8.66 \text{ hm}^3/\text{year}$ average) associated with the canal, and they are compensated by water from different aquifers, especially the overexploited Boquerón aquifer [18]. From a hydrogeological point of view, the Boquerón aquifer is an important water storage method because it consists of dolomitic fractured bedrock coming from the Chorro age with an average thickness of 300 m, porosity between 3% and 8% and permeability around 1.15 m/h according to IGME [20]. The aquifer is only confined in its eastern borders, coinciding with the location of the Hellín canal. The artificial recharge of the Boquerón aquifer throughout the surplus water carried along the Hellín canal during the wettest months would increase the water availability in the area by using this aquifer as a “regulating reservoir” of the water resources system of the area.

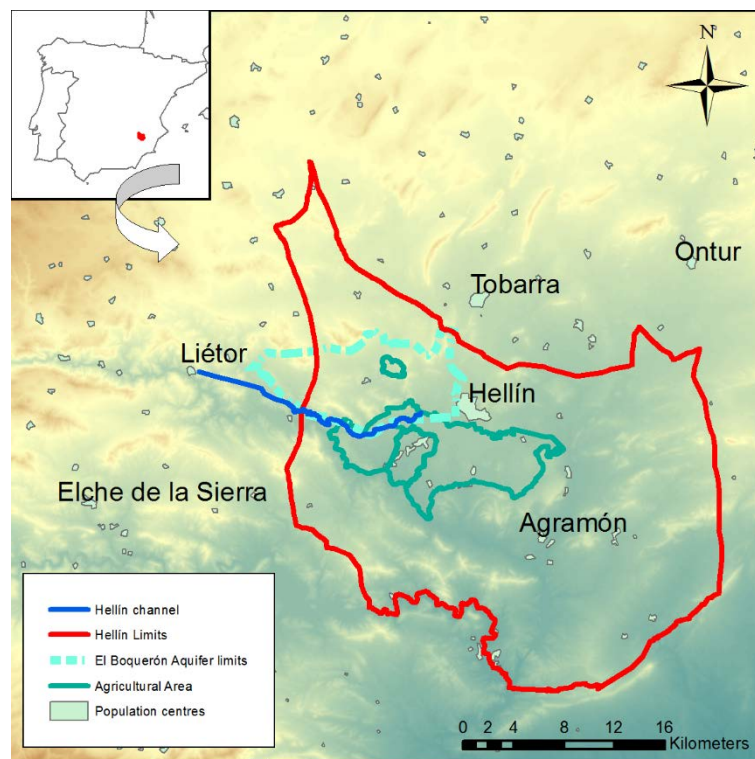


Fig. 1. Location of Boquerón aquifer in the Hellín municipality and agricultural area.

3. Materials and Methods

3.1. Decision Support System

The water management scenarios have been analysed using the AQUATOOL model [21]. AQUATOOL is a very useful decision support model that is used by Spain's river basin authorities and in many research studies in regions throughout Spain [22,23]. It is capable of simulating the joint management of water resources, as it enables the incorporation of aquifers into the surface water subsystem as another regulation 'deposit'. Two different management water scenarios have been designed: (scenario 1) current management with no interrelation between surface and underground water (business as usual); and (scenario 2) joint management that includes the aquifer of Boquerón as a 'large underground regulation deposit' through recharges using the Hellín canal surplus, as produced in the system [18]. This will make it possible to compare each of the proposed scenarios.

For this study, 30 years of data from historical simulation runs (1971–2000) were used as the baseline period. Meteorological data for this period were obtained from the gridded data set called SPAIN02 [24]. In order to simulate future scenarios, the combination of the Global Climate Model (GCM) EC-EARTH and the Regional Climate Model (RCM) HIRHAM5 was downloaded from the EURO-CORDEX initiative [25] and was used to evaluate climate change in the study area for the period 2021–2050 under two different representative concentration pathway (RCP) emission scenarios (RCP4.5 and RCP8.5). This GCM-RCM combination has been recently and satisfactorily applied near the study area [26]. A bias correction technique based on distribution mapping of precipitation and temperature was applied to the downscaled data in order to increase the accuracy of the results.

On the other hand, the water inputs have been introduced as historic monthly values for both climate change scenarios. The demands are introduced as average monthly values. Once the elements of the system and the relationships between them have been configured [18], the model is defined as an optimization problem that can be expressed across a target function and a set of limitations [27] and is solved using the Out-of-Kilter algorithm [28]. Aquifer recharge was obtained with Visual Balan [29] for both emission scenarios.

3.1.1. Water Management Scenarios under Climate Change Conditions

This work complements the studies carried out by Senent et al. [17], Pérez-Sánchez and Senent-Aparicio [18], and Rupérez-Moreno et al. [19] in the Boquerón

aquifer. The scenarios found in these studies have been updated and include the effects of climate change.

The project has considered the 30-year study (2021-2050) under two comparative emission scenarios (RCP4.5 and RCP8.5) that could reflect the consequences of incorporating the aquifer of Boquerón into the water system, as described: scenario 1 (SC1) is the current water management (business as usual) system with no joint management of surface water and groundwater; and scenario 2 (SC2) is the joint water management system.

The system to be simulated in SC1 takes into account the current behaviour pattern. In this scenario there is no conjoint use of the surface and underground water. The surplus water supplied by the Hellín canal is returned to the surface sub-system when it is not consumed. In the second scenario (SC2), the consideration of supply and demand is the same as in scenario 1, except that the aquifer of El Boquerón—besides receiving its natural source of supply from rainfall over the permeable outcrops of this formation—will be artificially recharged by the monthly surplus from the surface water resources of the Hellín canal (mainly from November to March).

According to Iglesias [30], the effects of climate change in terms of (increased) demands in the basin will reach approximately 7%. However, due to the uncertain economic future, other authors prefer to consider a sensitivity analysis of plus and minus 10% irrigation demand, as this represents a pessimistic scenario dominated by physical changes, and an optimistic scenario driven by policy adjustments [31]. A code is used to summarise each of the water schemes evaluated according to the two scenarios. These are devised as follows: Scenario 1 or 2 plus the emission scenario plus the variation in demands. For instance, scenario SC1-RCP4.5-0 represents the current management with emission scenario RCP4.5 and no variation in demand. Scenario SC2-RCP8.5+10 represents conjoint use of water resources according to emission scenario RCP8.5 and a demand that is +10% greater than at present.

3.2. The Analytical Framework for Cost-Benefit Analysis

The cost-benefit analysis (CBA) is a decision-making tool for obtaining the economic and/or social profitability of a public investment, policy or initiative by

means of a comparison among costs and benefits resulting from proposed measures [32–34]. In addition to considering the net private cash flows (revenues minus expenses), the CBA takes into account the social costs and benefits.

According to Almansa and Martínez-Paz [35] the CBA can incorporate the criteria of social profitability and intergenerational sustainability, which are valued according to social welfare. Furthermore, the actions undertaken in the planning and integrated management of water resources have a significant impact on the environment [2]. According to Carson [15] and Birol et al. [16] the environmental goods and services have a non-market value. Hence they should be included in cost-benefit analyses. In this study, a contingent valuation method has been used to obtain the non-market values, because it is the most common economic tool used to assess non-use values [16,19].

CBA was devised before the French Revolution and was developed in the works of Dupuit [36,37]. Even though CBA originated in economic feasibility studies of public water projects such as irrigation, water supply and flood control, the scope of its applications has grown [33]. In the field of water resources, Brouwer [38] gives an overview of CBA throughout Europe and North America. Regarding the MAR system, previous studies have illustrated the use of CBA to evaluate the feasibility of this type of system [9,11]. However, few have included non-use value in the attainment of socio-environmental benefits, such as in Todd [39] and Maliva [12].

The phases in the design of a cost-benefits analysis are as follows [40]:

1. Identify and assess, in monetary terms, all costs and benefits of the action
2. Establish the horizon year of the assessment
3. Fix the discount rate
4. Make selection profitability indicators
5. Analyse the most uncertain variables

3.2.1. Cost Analysis

The calculation of the costs involved in the exploitation of the Boquerón aquifer has been carried out using the methodology of the work done by Rupérez-Moreno et al. [41], which collected the costs of extraction, distribution and farming

of the main overexploited aquifers in the Segura basin, to which the aquifer belongs. Specific wells in each overexploited aquifers, trends in evolution of water table and features of each irrigation zone associated with these aquifers were considered. Moreover, technical and financial parameters were collected to evaluate groundwater exploitation costs, such as economic inquiry regarding the investment and operating costs of installations for pumping and irrigation (e.g. piping and drilling, construction and installation work of pumping equipment, irrigation pond construction, and irrigation system installation), analysis of the hydrogeological characteristics of the different overexploited aquifers, and economic valuation of each associated representative well and irrigation area. In this work, the cost per cubic meter of extracted water was estimated, accepting some hypotheses: adopting current minimum values of costs; not considering certain costs that should only be considered on an exceptional basis (e.g. electric power line, chlorination); not including the cost of project and construction management; not considering VAT; not including land purchase, because it is assumed already available; taking into account only those components of the irrigation cost in direct relation to the water used. However, in this study an overall economic evaluation with stakeholder participation has been carried out. Moreover, the environmental and resource costs have been considered regarding the total economic value of the environmental damage as a result of the Boquerón aquifer overexploitation. They have been estimated in monetary terms by stated preference techniques for environmental valuation by the contingent valuation method as shown in [19].

The total cost was divided into a series of partial costs identified with the main work units that constitute the catchment and transportation of groundwater to its point of use (i.e., extraction and distribution). Each unit represented an investment and the annual expenses, constant or variable (i.e., energy, conservation, replacement, employees), during its lifespan. The generating units of investment considered were: well construction, booster pump installation, water booster installation, irrigation ponds and localised irrigation systems.

A standard interest rate of 5% and the amortization periods associated with the life of the different units (i.e., 20 years for the well, reservoirs and irrigation; 10 years for the electromechanical installation of pumping and transport installation)

were considered to obtain the amortization annuities. The operating costs included the maintenance costs, which included repairs and personnel costs; the monitoring and operating costs of the installation; and the energy costs, which depended on the pumped flow rate and the kWh price.

The exploitation cost was calculated as follows:

$$CE = 0.004 \times V \times h_m \times e + c_m \quad (1)$$

where 'V' stands for the annual volume of extracted water (m³); 'h_m' is the pump head (m); 'e' is the energy price (€/kWh), which will vary from time to time; and 'c_m' is the maintenance cost (€), which is 3% of the total investment.

Regarding artificial recharge, the DINA-MAR (Depth Investigation of New Areas for Managed Aquifer Recharge) project was carried out with the goal of determining the most suitable areas for MAR activity "MAR Zones" in Spain. This project has cartography available at the DINA-MAR "Visor cartográfico" website [42] that synthesizes the physical characteristics that lead to its determination. The web application called "HidroGeoportal DINA-MAR" manages an important volume of information that helps in water decision-making policies or investments. This project also has a map of "iso-costs" to estimate the average investment and maintenance cost in a MAR Zone, depending on the origin of the water sources, either of fluvial in origin or sewage waters [9]. Since the Boquerón aquifer is located in an MAR Zone and the recharge comes from the Hellín canal, the map of iso-costs was used to estimate the investment cost and the maintenance cost: €0.2/m³ and €0.01/m³, respectively. The artificial recharge considered would be carried out by building infiltration wells whose positive results were shown by the previous experiences gained in this area [17]. These test wells are still used by the irrigation communities, albeit sporadically and void of planning [18]. No water treatment will be necessary due to the average nitrate concentration (30 mg/l) and sulphate concentration (750 mg/l) in the Hellín canal water used [43]."

All these costs were calculated in twelve scenarios, six for the current management scenario (SC1) and six for the artificial recharge scenario (SC2), depending on the emission scenarios (RCP4.5, RCP8.5) and the agricultural demands (i.e. 0, -10%, +10%).

As can be seen in Table 1, the investment costs in SC1 will only appear when the future irrigation demand increases by 10%. In the 0% and -10% sub-scenarios, all infrastructures are assumed to be made and amortized, as the Boquerón aquifer has been exploited for many years for irrigation [17–19]. In the joint management proposal (SC2), the cost of investment for the 0% and -10% sub-scenarios would be equivalent to artificial recharge, and for the +10% scenario, investment in the construction of new wells, pumping facilities, reservoirs and irrigation systems, etc., which would be needed to meet this demand, would be added.

Table 1. Investment costs of the Boquerón aquifer under emission scenarios RCP4.5 and RCP8.5

Emission scenarios RCP4.5 and RCP8.5				
Irrigation demands		0	-10%	+10%
SC1	Investment (€)	0	0	13,592,559
SC2	Investment (€)	1,195,320	1,331,085	14,668,011

3.2.2. Benefit Analysis

The benefits generated by the exploitation of the El Boquerón aquifer were divided into two categories: the private benefits evaluated as market revenues minus costs, and the socio-environmental benefits generated by the preservation of the ecological status of the aquifer and the groundwater-dependent ecosystems.

The benefits created by the market revenues relate to the economic value of agricultural production in Castilla La Mancha, as irrigation represents the main user of groundwater in the region [18]. Furthermore, the socio-environmental benefits were associated with the population of the municipality of Hellín because this is a determining factor in the economic valuation of an environmental asset [44]. The market revenues generated by the exploitation and use of the groundwater of the El Boquerón aquifer correspond to the 10% final agricultural crop production of Castilla La Mancha [41]. According to Córcoles et al. [45], the value of agricultural production in Castilla La Mancha was 1.67 €/m³. Considering this value for the reference year 2021, production in the 30-year studied period was obtained by multiplying this value by the annual consumption of water used for irrigation.

The socio-environmental benefit was carried out through a contingent valuation exercise in which a representative sample of the population of Hellín was interviewed and asked about the maximum willingness to pay (WTP) for the environmental improvement of the Boquerón aquifer and the sustainability of agriculture in the municipality [19]. In this work, carried out by Rupérez- Moreno et al [19], the stakeholders participated in the economic valuation of the proposed measures through surveys (public consultation). The target population was defined by considering the number of households of Hellín municipality with an average of 3.15 people per household [46]. The study sample comprises 9,924 households with a total of 240 surveys conducted by simple random sampling. The elements of the simulation of a hypothetical market of the contingent valuation exercise were the WTP and the form of payment: an increase in the water bill over one year. Respondents were asked if they would or would not pay to improve the ecological status of the water bodies of the Boquerón aquifer (dichotomous binary format). If the answer was yes, the respondent should declare their maximum WTP for the implementation of the proposed measures so the benefits derived could be quantified. The implied variables in the contingent valuation were income, employment and green commitment. The mean WTP of the hypothetical market was €18.89 (± 28.627) per year with a median value of €12 per year. The mean WTP multiplied by the target population provides a benefit of €187,464 per year. Moreover, because the CVM estimates both the use and non-use values of the environmental assets, the total economic value (TEV) can be decomposed into the sample of individuals who are users of the area above the aquifer and those who are not. The use value (direct and indirect) of conjoint water resources management in the municipality of Hellín would mainly comprise drinking water and industrial consumption, agricultural irrigation, recharge to the aquifer of Boquerón and recreational use of the Fuente de Isso wetland and the other wetlands and springs in the area. Meanwhile, the non-use value would correspond to the support of the ecosystem associated with the aquifer, the scenic beauty of the area, and the bequest value, whereby future generations could enjoy this environmental resource. The socio-environmental benefit was directly identified by reference to the WTP of non-users, which resulted in €14.86 per year for a sample of 172 households. To aggregate this value for the whole of the Hellín population, the

WTP of non-users was calculated by multiplying the mean WTP non-users by the total household. Finally, the future projection of the households included in the CBA during the analysis period 2021-2050 was estimated using an autoregressive model following the procedure in Hildreth and Lu [47], which is based on the historical series of this variable [46]. It is assumed that the socio-environmental benefit is the same in each scenario because it is difficult to know how the perception of the environmental issues will develop in the future population.

3.2.3. Profitability Indicators

The most commonly used profitability indicators in water resources management are the net present value (NPV) and the internal rate of return (IRR). The NPV considers both the initial investment in the project and the costs and benefits generated during the life of the project. Taking into account the non-use values in the CBA, a differentiated NPV has been used in this study. Hence, future private benefits have been discounted at a market rate, and the socio-environmental benefits at an ecological rate. The discount rate is the present value of a future payment. From the point of view of a society, it reflects whether a present benefit is more valuable than the same benefit obtained in the future [48]. The ecological discount rate provides the criteria of sustainability and intergenerational equity required in projects with long-run environmental consequences on future generations. That is a challenge for water decision-makers who should determine the desirability of this type of project, taking into account the importance of intergenerational sustainability [49,50].

The NPV applied in this study is as follows:

$$NPV = -k + \sum_{t=1}^t \frac{NCF_p}{(1+r)^t} + \sum_{t=1}^t \frac{NCF_e}{(1+r_e)^t} \quad (2)$$

where 'K' stands for initial investment cost, 'NCF_p' is the private net cash flow, 'r' is the market discount rate, 't' is the time, 'NCF_e' is the socio-environmental net cash flow, and 'r_e' is the ecological discount rate.

In accordance with European Commission recommendations [51], a 5.5% market discount rate has been considered for this type of investment. Regarding the environmental discount rate, Almansa and Martínez-Paz [50] suggests a lower environmental rate of 3.5% for projects or investments from 0 to 30 years. When

considering different discount rates, the loss of value in the future will be different in each case.

Finally, the IRR is the discount rate that converts the NPV to zero, that is, the value for which investment costs are equal to benefits. The value is a percentage that indicates the profitability associated with the net cash flows. The higher the IRR is, the greater the profitability the project will have and the more desirable it will be to undertake it. When there are different discount rates, the IRR value is obtained by keeping the environmental rate constant.

4. Results

4.1. Results from AQUATOOL

Evolution in the natural recharge of the Boquerón aquifer depends on the emission scenario, as can be seen in Figures 2a, 2b, and 2c. Despite the high peaks of natural recharge in the RCP8.5 emission scenario, the cumulative recharge in the studied period was 20% lower than in the RCP4.5 emission scenario, with an average recharge of 0.98 hm³/year in RCP4.5 compared to an average of 0.80 hm³/year in RCP8.5. However, the artificial recharge in the joint management (SC2) system was higher than in the natural one, regardless of the demand hypothesis, which is, on average, 5.7, 6.3 and 5.12 hm³/year for non-variation in demand, representing an increase of 10% and a decrease of 10%, respectively.

Concerning the demand deficits for crop irrigation, both scenarios ('business as usual' and joint management) showed that a 10% reduction in the size of the croplands would also reduce the deficit in the demands by, on average, 30% for all croplands depending on a groundwater supply in both emission scenarios. Furthermore, the joint management reduction in demand and, consequently, the rising water tables in Boquerón would lead to the absence of a deficit in the last 20 years of the studied period in the RCP4.5 emission scenario and in the last 18 years in the RCP8.5 emission scenario. Even with an increase of 10% in demand, there would be no deficit in the last 15 years of the studied period provided that the surpluses from the Hellín canal were used to recharge the Boquerón aquifer.

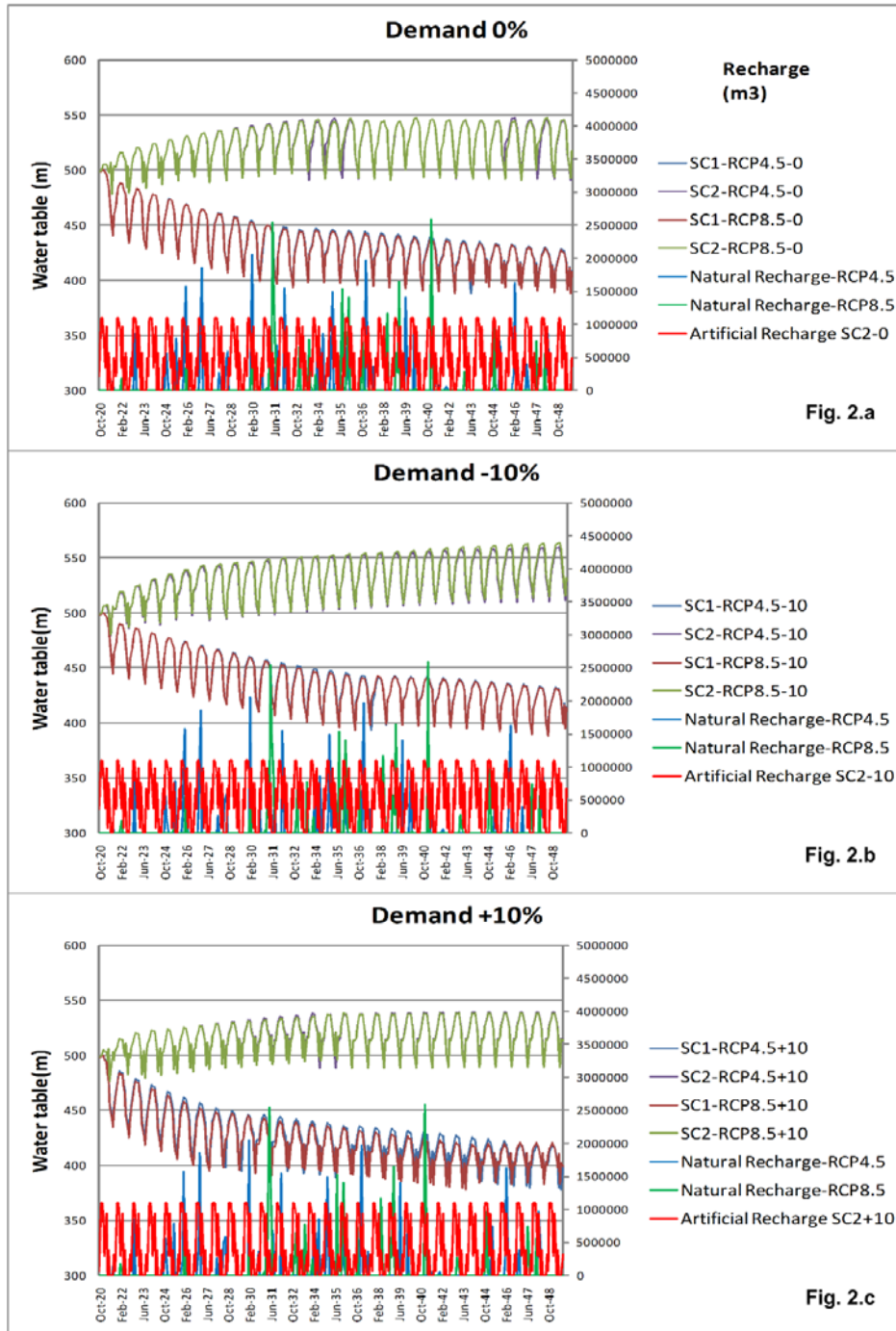


Figure 2. Evolution in water table and aquifer recharge: (a) without variation in irrigation demand; (b) with a fall in irrigation demand of 10%; (c) with an increase in irrigation demand of 10%.

However, with regards to the croplands, which strongly depend on surface water resources, there would be only a 2% reduction in the deficit compared to the current management scenario.

Regarding the trend in the water table in the southern part of the area (Fig. 2), where most of the pumped abstractions are made, it can be seen that there are big differences between the current water management system and the joint management system for all demand and emission scenarios. SC1 (business as usual) showed rapid decreases in water tables, falling from a current level of 498 meters above sea level to 398 MAMSL on average in both scenarios SC1-RCP4.5+10 and SC1-RCP8.5+10 (Fig. 2c), and to 414 MAMSL in scenarios SC1-RCP4.5-10 and SC1-RCP8.5-10 (Fig. 2b), with a slightly higher decrease (less than 1 m) in emission scenario RCP8.5 than in emission scenario RCP4.5. If there was no variation in demand (Fig 2a), the water tables would vary between the above values.

The joint management (SC2) system, whereby the Boquerón aquifer is incorporated into the system as a regulation reservoir, showed an increase in the water table for all the demand hypotheses, although the rate of increase and the water levels at the end of the studied period were hugely influenced by them (Fig. 2). If the irrigation demand remains constant or decreases, the water table would increase at around 1 m/year, and an increase of 10% in crop irrigation demand would occur, rising by 0.50 m/year. The recovery of the levels would also enable the reappearance of springs (now dry) and the regeneration of the associated ecosystems within 6-9 years in SC2-RCP4.5 or RCP8.5-0, 11-15 years in SC2-RCP4.5 or RCP8.5+10, and 5-7 years in SC2-RCP4.5 or RCP8.5-10.

4.2. Results from CBA analysis

The profitability indicators, NPV and IRR, in the current management scenarios (SC1), joint management (SC2) and their respective sub-scenarios, taking into account emission scenarios RCP4.5 and RCP8.5 and future irrigation demands of 0%, -10% and +10%, are shown in Tables 2-5.

Table 2. Net present value for the Boquerón aquifer in emission scenario RCP4.5 with irrigation demands.

		NPV Emission scenarios RCP4.5		
Irrigation demand		0%	-10%	+10%
SC1	NPV (€)	22,422,403	21,457,499	-1,935,893
SC2	NPV (€)	30,456,618	29,687,600	17,284,521

Table 3. Net present value for the Boquerón aquifer in emission scenario RCP8.5 with irrigation demands.

		NPV Emission scenarios RCP8.5		
Irrigation demand		0%	-10%	+10%
SC1	NPV (€)	21,808,825	21,453,414	8,217,789
SC2	NPV (€)	30,446,086	29,890,890	17,209,651

Table 4. Internal rate of return for the Boquerón aquifer in emission scenario RCP4.5 and irrigation demands.

		IRR Emission scenarios RCP4.5		
Irrigation demand		0%	-10%	+10%
SC1	IRR (%)	-	-	3.39%
SC2	IRR (%)	57.54%	53.16%	11.76%

Table 5. Internal rate of return for the Boquerón aquifer in emission scenario RCP8.5 and irrigation demands.

		IRR Emission scenarios RCP8.5		
Irrigation demand		0%	-10%	+10%
SC1	IRR (%)	-	-	11.76%
SC2	IRR (%)	57.56%	53.33%	11.73%

The results show that the SC2 would be more profitable than the current management scenario SC1, regardless of the emission scenario and the irrigation demand hypothesis. Relating to SC1, profitability would be obtained by increasing the crops area in the emission scenario RCP8.5 (i.e., the IRR would be 11.76% above the market rate of 5.5%). However, there is no environmental benefit in this scenario. In SC2-RCP8.5+10, when considering the environmental benefit, a similar value was obtained (IRR = 11.73%), but this is due to the fact that the initial investment corresponding to the artificial recharge is much lower than the investment in the construction of new infrastructure that would be necessary to exploit the aquifer and distribute the water at the plot. Even so, the values are well

below the irrigation demand scenarios 0 and -10%. Moreover, in SC2 the highest profitability would be obtained for future agricultural demands of 0 and -10%. In fact, the highest NPV values corresponded to the scenarios SC2-RCP4.5-0 and SC2-RCP8.5-0 with very similar values of €30,456,618 and €30,446,086, respectively. These scenarios also had an IRR of 57.54% and 57.56%, respectively. These values are very high compared to the market discount rate due to the fact that the internal rate of return increases considerably when the environmental benefits are taken into account.

5. Discussion

In this study, the most uncertain variables were the population in the socio-environmental benefit and the irrigation water consumption in the private benefit. The population variable does not influence the different scenarios. The socio-environmental benefit calculation should take into account the fact that a greater perception of the environmental issues would arise in those unfavourable scenarios. Therefore, the contingent valuation could be increased annually, but it is difficult to determine whether it will produce this variation. Hence, in this case the socio-environmental benefit has been considered as constant for all the scenarios. In contrast, the water consumption variable for irrigation will have an influence in each of the different scenarios because it depends on the future irrigation demand and the current demand, which is represented in the scenarios 0%, -10% and +10%. Thus, a sensitivity analysis was not performed, as these same scenarios reflect the variability of the changes when considering the evolution of the population in 30 years and the increase or decrease of the irrigation demand.

Considering the effects of climate change and independently of the hypotheses of agricultural demand, the artificial recharge in the joint management system would be greater than the natural recharge in the current management system in the next 30 years of study. Reducing crop size by 10% would reduce the water demand deficit by approximately 30% and would increase the water table of Boquerón by approximately 1m/year. In contrast, agricultural production would also be reduced and would influence private net profit and social profit (lower production implies less employment). However, if the crop area increased by 10%, the water table would only increase by 0.50 m/year. Even if this situation entails a

larger initial investment, the benefits from the sale of crops would also increase, but the profitability would be much lower than in the irrigation demands of 0% and -10%.

On the other hand, in scenario SC1, the profitability offered by the current management system would increase the agricultural production area by 10%, as the results show an IRR 11.76% greater than the 5.5% market discount rates. But in this scenario, the benefits obtained would be only private because any investment that supposes an environmental benefit is carried out. According to Almansa and Martínez-Paz [35], the most favourable profitability from an economic and social point of view would be one that takes into account the environmental benefits, as the WDF establishes. Perhaps the decline in the irrigation area, along with recent public and private investments in irrigation modernization to improve water efficiency, will help mitigate the effects of drought and climate change and ensure environmental sustainability [52]. In order not to affect the benefits of agricultural crop production, the scenario of an artificial recharge with future demand equal to the current one could be the most feasible solution in any of the emission scenarios that occur (i.e., SC2-RCP4.5-0 or SC2-RCP8.5-0), because the values of NPV and IRR are very similar. However, there is a trend towards the growth of irrigation, so the SC2-RCP4.5 or RCP8.5 +10 scenario are more likely to occur. Nevertheless, the regeneration of ecosystems will take longer than other scenarios in the order of 11-15 years in irrigation demand scenario +10% versus 5-9 years in the 0% and -10% scenarios.

As a future line of research, it would be helpful to calculate the probability that each scenario and sub-scenario will occur. In this way, the IRR could be modified by weighing the probability of the occurrence of such scenarios. Perhaps one of the appropriate methods to perform this weighting could be the Monte Carlo simulation due to its robustness, as it establishes the acceptance or rejection thresholds for an investment project [34].

6. Conclusions

MAR systems are the most economically and socially feasible solution to the integrated management of water resources even under climate change conditions. In those regions prone to serious drought where the aquifers suffer from

overexploitation while supplying irrigation demands—as in the case of the Boquerón aquifer—the profitability of the MAR system increases because the environmental benefits of artificial recharge are considered. The results of the cost-benefit analysis carried out in relation to the Boquerón aquifer showed that the most profitable future scenarios will be those that carry out the joint management of the surface water and groundwater of the aquifer, which would operate as a regulating reservoir for the water system. Taking into account future irrigation demands, the most favourable situation would occur in the scenario where future irrigation demand remained at or below 10% of current agricultural demand, because this scenario produces a higher IRR, regardless of the more or less optimistic climate change outcome. In addition, the recovery of the levels in SC2 will enable the reappearance of springs that are currently dry, and the regeneration of the associated ecosystems in 5–9 years approximately in both scenarios of SC2-RCP4.5 or RCP8.5-0 and SC2-RCP4.5 or RCP8.5-10.

Therefore, the conjoint use of surface water and groundwater ensures the quantitative and qualitative improvement of the aquifer, environmental sustainability in the future as well as offering a safer supply guarantee. It is true that uncertainty about the availability of groundwater, depletion and legal limitations produce lack of confidence in investment projects and affect socio-economic and environmental development in regions with scarcity issues. CBA demonstrates that artificial recharge will allow the profitable continuation of irrigated agriculture.

Finally, taking into account the growth of agricultural demand in many countries that intensively exploit aquifers and the consequent ecological damage, the presented methodology would serve as an application guide to ensure that the water supply is treated in a safe way in these countries.

Acknowledgments: This research has been partially supported by the Euro-Mediterranean Water Institute (Grant No. 57/15). In addition, the authors acknowledge Papercheck Proofreading & Editing Services.

Author Contributions: Javier Senent-Aparicio and Julio Pérez-Sánchez designed the study; Javier Senent-Aparicio, Julio Pérez-Sánchez, Carmen Paz-Aparicio and Carmen Rupérez-Moreno analysed the data from AQUATOOL; Pilar Flores-

Asenjo, Carmen Paz-Aparicio, and Carmen Rupérez-Moreno analysed the data from CBA. Finally, Carmen Rupérez-Moreno and Julio Pérez-Sánchez wrote the manuscript.

Conflicts of Interest: The authors declare no conflict of interest.

References

1. Ortega, J. F.; de Juan, J. A.; Tarjuelo, J. M. Improving water management: The irrigation advisory service of Castilla-La Mancha (Spain). *Agric. Water Manag.* 2005, 77, 37–58.
2. Grindlay, A. L.; Zamorano, M.; Rodríguez, M. I.; Molero, E.; Urrea, M. A. Implementation of the European Water Framework Directive: Integration of hydrological and regional planning at the Segura River Basin, southeast Spain. *Land use policy* 2011, 28, 242–256.
3. Molina, J.-L.; García-Aróstegui, J. L.; Bromley, J.; Benavente, J. Integrated Assessment of the European WFD Implementation in Extremely Overexploited Aquifers Through Participatory Modelling. *Water Resour. Manag.* 2011, 25, 3343–3370.
4. África de la Hera, Juan María Fornés, Emilio Custodio, Manuel Ramón Llamas, A. S. Groundwater use changes in Spain since 1950: Past and present, challenges and opportunities. In; 2015.
5. Dillon, P. Future management of aquifer recharge. *Hydrogeol. J.* 2005, 13, 313–316.
6. Escalante, A.; Gutiérrez, J. Hydrogeological studies previous to the artificial recharge of Los Arenales aquifer, Duero basin (Spain). [researchgate.net](https://www.researchgate.net).
7. Escalante, E. F. Practical Management to Minimize the Effects of Clogging in Managed Aquifer Recharge Wells at Two Sites in the Guadiana Basin, Spain. *J. Hydrol. Eng.* 2014, 20.
8. Fernández Escalante, E.; Calero Gil, R.; de Borja González Herrarte Jon San Sebastián Sauto, F.; del Pozo Campos Tiago Carvalho, E. MARSOL Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought MAR Technical Solutions Review and Bata Base. 2015.

9. Escalante, E.; Gil, R.; Fraile, M. S. M. Economic Assessment of Opportunities for Managed Aquifer Recharge Techniques in Spain Using an Advanced Geographic Information System (GIS). *Water* 2014, 6, 2021–2040.
10. Megdal, S.; Dillon, P. Policy and Economics of Managed Aquifer Recharge and Water Banking. *Water* 2015, 7, 592–598.
11. Arshad, M.; Guillaume, J.; Ross, A. Assessing the Feasibility of Managed Aquifer Recharge for Irrigation under Uncertainty. *Water* 2014, 6, 2748–2769.
12. Maliva, R. Economics of Managed Aquifer Recharge. *Water* 2014, 6, 1257–1279.
13. Feuillette, S.; Levrel, H.; Boeuf, B.; Blanquart, S.; Gorin, O.; Monaco, G.; Penisson, B.; Robichon, S. The use of cost-benefit analysis in environmental policies: Some issues raised by the Water Framework Directive implementation in France. *Environ. Sci. Policy* 2016, 57, 79–85.
14. Brouwer, R. The potential role of stated preference methods in the Water Framework Directive to assess disproportionate costs. *J. Environ. Plan. Manag.* 2008, 51, 597–614.
15. Carson, R. T. *Constructed Markets*; Elsevier Science Publishers B. V., 1991.
16. Birol, E.; Karousakis, K.; Koundouri, P. Using economic valuation techniques to inform water resources management: a survey and critical appraisal of available techniques and an application. *Sci. Total Environ.* 2006, 365, 105–22.
17. Senent, M., Linares, L., Barba-Romero, J. El sistema hidrogeológico del Boquerón (Albacete): contribución a su estudio con un bombeo de ensayo de larga duración. <http://doc.igme.es/BoletinGeoPDF/boletin%2086%20fasciculo%203.pdf>.
18. Pérez-Sánchez, J.; Senent-Aparicio, J. Integrated water resources management on a local scale: a challenge for the user community—a case study in Southern Spain. *Environ. Earth Sci.* 2015, 74, 6097–6109.
19. Rupérez-Moreno, C.; Pérez-Sánchez, J.; Senent-Aparicio, J.; del Pilar Flores-Asenjo, M. The economic value of conjoint local management in water resources: Results from a contingent valuation in the Boquerón aquifer (Albacete, SE Spain). *Sci. Total Environ.* 2015, 532, 255–264.
20. IGME Instituto Geológico y Minero de España. Web Site Oficial España. <http://www.igme.es/default.asp> (accessed Apr 15, 2017).

21. Andreu, J.; Capilla, J.; Sanchís, E. AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. *J. Hydrol.* 1996, 177, 269–291.
22. Henche, M., Murillo, J.M., Castaño, S. Optimización del uso de los recursos hídricos del sector Sierra de Baza (Granada, cuenca del Guadalquivir, España) mediante el empleo de un modelo. *Bol. Geológico y Min.* 2002, 113, 185–198.
23. Murillo, J.; Navarro, J. Empleo de modelos de análisis global de recursos hídricos como primera actuación a emprender en propuestas de gestión que contemplen operaciones de recarga. *Boletín Geológico y Min.* 2008, 119, 247–272.
24. Herrera, S.; Fernández, J.; Gutiérrez, J. M. Update of the Spain02 gridded observational dataset for EURO-CORDEX evaluation: assessing the effect of the interpolation methodology. *Int. J. Climatol.* 2016, 36, 900–908.
25. Jacob, D.; Petersen, J.; Eggert, B.; Alias, A.; Christensen, O. B.; Bouwer, L. M.; Braun, A.; Colette, A.; Déqué, M.; Georgievski, G.; Georgopoulou, E.; Gobiet, A.; Menut, L.; Nikulin, G.; Haensler, A.; Hempelmann, N.; Jones, C.; Keuler, K.; Kovats, S.; Kröner, N.; Kotlarski, S.; Kriegsmann, A.; Martin, E.; van Meijgaard, E.; Moseley, C.; Pfeifer, S.; Preuschmann, S.; Radermacher, C.; Radtke, K.; Rechid, D.; Rounsevell, M.; Samuelsson, P.; Somot, S.; Soussana, J.-F.; Teichmann, C.; Valentini, R.; Vautard, R.; Weber, B.; Yiou, P. EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Reg. Environ. Chang.* 2014, 14, 563–578.
26. Senent-Aparicio, J.; Pérez-Sánchez, J.; Carrillo-García, J. Using SWAT and Fuzzy TOPSIS to Assess the Impact of Climate Change in the Headwaters of the Segura River Basin (SE Spain). *Water* 2017.
27. Paredes-Arquiola, J.; Andreu-Álvarez, J. Water quantity and quality models applied to the Jucar River Basin, Spain. *Water Resour.* 2010, 24, 2759–2779.
28. Ford, L.R., Fulkerson, D. R. *Flows in Networks*; Princeton University Press Princeton, NJ, Princeton, NJ, 1962.
29. Samper, J.; Llorenç, H.; Arés, J.; García, M. Manual del usuario del programa Visual Balan. Código interactivo para la realización de Balances Hidrológicos y la estimación de de la recarga; Madrid, 1999; Vol. 5.

30. Iglesias, A. Policy issues related to climate change in Spain; Earthscan, London., 2009.
31. Pulido-Velazquez, D.; Garrote, L.; Andreu, J.; Martin-Carrasco, F.-J.; Iglesias, A. A methodology to diagnose the effect of climate change and to identify adaptive strategies to reduce its impacts in conjunctive-use systems at basin scale. *J. Hydrol.* 2011, 405, 110–122.
32. Vining, A.; Weimer, D. L. An Assessment of Important Issues Concerning the Application of Benefit-Cost Analysis to Social Policy. *J. Benefit-Cost Anal.* 2010, 1, Article 6.
33. Ward, F. A. Cost-benefit and water resources policy: A survey. *Water Policy* 2012, 14, 250–280.
34. Martínez-Paz, J.M., Pellicer-Martínez, F., Perni, A. Evaluación socioeconómica de la recuperación ambiental del río Segura en la ciudad de Murcia mediante Análisis Coste Beneficio probabilístico. In XVI Encuentro de Economía Aplicada; 2013; p. 20.
35. Almansa, C.; Martínez-Paz, J. Intergenerational equity and dual discounting. *Environ. Dev. Econ.* 2011, 16, 685–707.
36. Persky, J. Retrospectives: Cost-Benefit Analysis and the Classical Creed. *J. Econ. Perspect.* 2001, 15, 199–208.
37. Pearce, D. Cost benefit analysis and environmental policy. *Oxford Rev. Econ. Policy* 1998, 14, 84–100.
38. Brouwer, R.; Pearce, D. Cost-benefit analysis and water resources management.; Edward Elgar Publishing, 2005.
39. Todd, D. Economics of Ground-Water Recharge. *J. Hydraul. Div.* 1965, 91, 249–270.
40. Martinez-Paz, J. M.; Perni, A.; Martinez-Carrasco, F. Assessment of the Programme of Measures for Coastal Lagoon Environmental Restoration Using Cost-Benefit Analysis. *Eur. Plan. Stud.* 2013, 21, 131–148.
41. Rupérez-Moreno, C.; Senent-Aparicio, J.; Martinez-Vicente, D.; García-Aróstegui, J. L.; Calvo-Rubio, F. C.; Pérez-Sánchez, J. Sustainability of irrigated agriculture with overexploited aquifers: The case of Segura basin (SE, Spain). *Agric. Water Manag.* 2017, 182, 67–76.

42. DINA-MAR website “Visor cartográfico”. Available online: http://sig3.tragsatec.es/visor_dina-mar/ http://sig3.tragsatec.es/visor_dina-mar/ (accessed Jan 17, 2017).
43. CHS Confederación Hidrográfica del Segura <https://www.chsegura.es/chs/index.html> (accessed Dec 10, 2016).
44. Carson, R. T. Contingent valuation: A user’s guide. *Environ. Sci. Technol.* 2000, 34, 1413–1418.
45. Córcoles, J.; Juan, J. de; Tarjuelo, J.; Ortega, J. La gestión del agua y la energía en el regadío mediante técnicas de Benchmarking. Producción 2009.
46. INE Instituto Nacional de Estadística. (National Statistics Institute). Censo de población y vivienda. <http://www.ine.es/jaxiT3/Datos.htm?t=2855> (accessed Apr 25, 2015).
47. Hildreth, C.; Lu., J. Y. Demand relations with autocorrelated disturbances. *Demand relations with autocorrelated disturbances.* 1960.
48. Correa, F. La tasa social de descuento y el medio ambiente. *Lect. Econ.* 2009, 69, 141–162.
49. Birol, E.; Koundouri, P.; Kountouris, Y. Assessing the economic viability of alternative water resources in water-scarce regions: Combining economic valuation, cost-benefit analysis and discounting. *Ecol. Econ.* 2010, 69, 839–847.
50. Almansa, C.; Martínez-Paz, J. What weight should be assigned to future environmental impacts? A probabilistic cost benefit analysis using recent advances on discounting. *Sci. Total Environ.* 2011.
51. European Commission (EC) Guide to cost-benefit analysis of investment projects https://www.cupt.gov.pl/files/CUPT/analizakoszt/metodologia/wytycznepodr/CBA_Guide_2014.pdf (accessed Mar 19, 2017).
52. Expósito, A.; Berbel, J. Agricultural irrigation water use in a closed basin and the impacts on water productivity: The case of the Guadalquivir river basin (Southern Spain). *Water* 2017, 9, 136.



© 2017 by the authors. Submitted for possible open access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).

VIII – SÍNTESIS DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

VIII – SÍNTESIS DE RESULTADOS Y DISCUSIÓN

8.1 RESULTADOS DE LOS ESCENARIOS DE GESTIÓN HÍDRICA

Los resultados del modelo AQUATOOL indicaron que la evolución en la recarga natural del acuífero de Boquerón (SC1) dependería del escenario de emisión o cambio climático. En el escenario de emisiones RCP8.5, la recarga acumulada en el período estudiado fue un 20% menor que en el escenario de emisiones RCP4.5, con una recarga media de 0,98 hm³/año en RCP4.5 en comparación con la media de 0,80 hm³/año en RCP8.5. Sin embargo, la recarga artificial en el sistema de gestión conjunta (SC2) fue superior a la natural, independientemente de las hipótesis de demanda agraria, resultando una media de 5,7, 5,12 y 6,3 hm³/año para la no variación de la demanda, una reducción de 10% y un aumento del 10%, respectivamente.

Con respecto a las demandas agrícolas, ambos escenarios (SC1 y SC2) mostraron que una reducción del 10% en el tamaño de los terrenos de cultivo también reduciría el déficit de las demandas en un 30%, dependiendo del suministro de agua subterránea en ambos escenarios de emisión RCP4.5 y RCP8.5. Por otra parte, la reducción de la demanda de la gestión conjunta y, por consiguiente, el aumento del nivel freático en el acuífero del Boquerón conduciría a la ausencia de déficit en los últimos 20 años del período estudiado en el escenario de emisiones RCP4.5 y en los últimos 18 años en el escenario de emisiones RCP8.5. Incluso con un aumento del 10% en la demanda, no habría déficit en los últimos 15 años del período estudiado, siempre que se utilizasen los excedentes del canal de Hellín para recargar el acuífero del Boquerón. Sin embargo, con respecto a las tierras de cultivo, que dependen fuertemente de los recursos hídricos superficiales, sólo habría una reducción del déficit del 2% en comparación con el escenario de gestión actual.

En cuanto a la tendencia del nivel freático en la zona del sureste donde se realizan la mayoría de las extracciones de bombeo, se observa que existen grandes diferencias entre los escenarios SC1 y SC2 para todas las demandas y emisiones. SC1 mostró una disminución rápida de las capas freáticas, pasando de un nivel

actual de 498 ms.n.m. a 398 ms.n.m. en el año 2050, en promedio en ambos escenarios SC1-RCP4.5+10 y SC1-RCP8.5+10, y 414 ms.n.m. en los escenarios SC1-RCP4.5-10 y SC1-RCP8.5-10, con una disminución ligeramente superior (menos de 1 metro) en el escenario de emisiones RCP8.5 que en el escenario de emisiones RCP4.5. Si no hubiera variación en la demanda, los niveles freáticos variarían entre los valores anteriores.

El escenario de gestión conjunta (SC2), mediante el cual el acuífero de Boquerón se incorpora al sistema como embalse regulador, mostró un aumento del nivel freático en todas las hipótesis de demanda agraria, aunque la tasa de incremento y los niveles de agua al final del periodo de estudio están enormemente influenciados por ellos. Si la demanda agraria permanece constante o disminuye un 10%, el nivel freático se incrementaría en torno a 1 m/año. Mientras que un aumento del 10% en la demanda aumentaría el nivel freático 0,50 m/año. La recuperación de los niveles también permitiría la reaparición de manantiales (ahora secos) y la regeneración de los ecosistemas asociados en 6-9 años en los escenarios SC2-RCP(4.5 o 8.5)-0, 11-15 años en SC2-RCP(4.5 o 8.5)+10, y 5-7 años para los escenarios SC2-RCP(4.5 o 8.5)-10.

8.2 RESULTADOS DEL ANÁLISIS COSTE-BENEFICIO

Los costes de inversión en el escenario SC1 solo aparecerían cuando la demanda futura de riego aumentase un 10%. En los sub-escenarios 0% y -10%, se asume que todas las infraestructuras están construidas y amortizadas, ya que el acuífero de Boquerón ha sido explotado durante muchos años para regadío (Pérez-Sánchez & Senent-Aparicio, 2015; Senent, Linares, & Barba-Romero, 1975). En la propuesta de gestión conjunta (SC2), el coste de inversión para los sub-escenarios 0% y -10% sería equivalente a la recarga artificial, y para el escenario +10%, además de la recarga artificial, se añadiría la inversión en construcción de nuevos pozos, instalación elevadora, impulsión, embalses y sistemas de riego, necesarios para satisfacer esa demanda (Tabla VIII.1).

Tabla VIII.1. Coste de inversión del acuífero del Boquerón en los sub-escenarios de emisión RCP4.5 y RCP8.5

Sub-escenarios de emisión RCP4.5 y RCP8.5				
	Demanda agraria	0	-10%	+10%
SC1	Inversión (€)	0	0	13.592.559
SC2	Inversión (€)	1.195.320	1.331.085	14.668.011

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla VIII.2. recoge los flujos netos de caja privados “FNC_p” del escenario SC1 y los sub-escenarios de cambio climático (RCP4.5, RCP8.5) y demandas agrarias (0%, -10%, y +10%), en el periodo de estudio “t” (2021-2050). Estos flujos netos de caja privados son la diferencia entre los ingresos de mercado privados que se corresponden con la producción final agraria de cultivos por m³ de consumo de agua para riego, menos los costes de extracción y distribución del uso del agua subterránea.

Tabla VIII.2. Flujos netos de caja privados del escenario de gestión actual SC1 con escenarios de emisiones RCP4.5 y RCP8.5

FLUJOS NETOS DE CAJA PRIVADOS EN ESCENARIO SC1 (€)						
	RCP4.5-0	RCP4.5-10	RCP4.5+10	RCP8.5-0	RCP8.5-10	RCP8.5+10
Inversión (€)	0,00	0,00	13.592.559,20	0,00	0,00	13.592.559,20
Año	FNC _p	FNC _p	FNC _p	FNC _p	FNC _p	FNC _p
2021	2.189.282,43	2.072.115,65	1.530.975,36	2.153.760,45	2.072.196,59	2.184.448,71
2022	2.082.413,59	1.982.256,36	1.408.367,14	2.042.880,14	1.982.382,41	2.053.180,51
2023	2.008.549,44	1.920.682,63	1.313.122,34	1.967.749,51	1.920.818,21	1.952.803,79
2024	1.935.701,39	1.859.757,79	1.220.029,75	1.893.618,43	1.859.747,40	1.854.845,67
2025	1.862.259,37	1.798.207,88	1.126.493,23	1.818.761,72	1.797.907,26	1.756.381,62
2026	1.788.085,43	1.736.058,25	1.032.303,13	1.742.977,72	1.735.243,66	1.657.011,14
2027	1.713.740,31	1.673.776,04	937.997,75	1.666.443,12	1.671.873,04	1.579.165,38
2028	1.639.422,83	1.611.590,80	865.072,39	1.589.197,51	1.607.916,66	1.648.775,23
2029	1.564.696,22	1.549.077,11	793.643,58	1.511.006,84	1.543.094,56	1.596.700,85
2030	1.489.173,60	1.485.907,19	872.380,30	1.480.545,88	1.477.396,91	1.535.333,35
2031	1.462.722,64	1.422.078,49	823.585,86	1.415.958,82	1.410.858,19	1.471.656,25
2032	1.401.199,86	1.357.759,91	765.951,93	1.345.268,02	1.344.103,82	1.453.665,48
2033	1.478.880,79	1.292.855,86	706.257,67	1.431.195,32	1.278.178,23	1.405.896,15
2034	1.446.892,74	1.281.594,06	645.251,93	1.398.539,90	1.267.166,62	1.353.110,20
2035	1.403.515,22	1.228.569,65	582.924,66	1.354.459,86	1.213.741,13	1.298.821,09

Tabla VIII.2. (Continuación)

FLUJOS NETOS DE CAJA PRIVADOS EN ESCENARIO SC1 (€)						
	RCP4.5-0	RCP4.5-10	RCP4.5+10	RCP8.5-0	RCP8.5-10	RCP8.5+10
Inversión (€)	0,00	0,00	13.592.559,20	0,00	0,00	13.592.559,20
Año	FNC _P	FNC _P	FNC _P	FNC _P	FNC _P	FNC _P
2036	1.358.287,79	1.170.110,43	575.807,01	1.307.829,26	1.154.097,08	1.243.127,06
2037	1.312.151,01	1.110.800,35	528.897,14	1.260.296,24	1.271.207,86	1.186.829,59
2038	1.265.065,82	1.236.492,78	476.403,95	1.212.079,29	1.245.055,09	1.129.940,77
2039	1.217.059,73	1.210.975,10	422.317,18	1.162.670,85	1.208.170,68	1.071.880,71
2040	1.167.716,87	1.174.284,31	366.575,32	1.112.626,58	1.169.407,72	1.013.178,49
2041	1.117.464,58	1.135.417,70	309.781,31	1.061.843,55	1.129.584,65	953.741,61
2042	1.066.210,67	1.095.209,11	251.801,80	1.010.167,42	1.088.762,95	893.371,62
2043	1.013.654,12	1.053.607,43	192.304,33	1.058.079,30	1.047.131,99	832.191,71
2044	1.059.880,54	1.010.583,28	131.248,63	1.014.345,40	1.004.176,67	1.134.982,90
2045	1.014.731,24	966.192,52	68.620,58	967.993,63	959.910,63	1.104.014,24
2046	967.127,79	920.640,06	4.636,99	920.192,30	914.576,45	1.066.569,80
2047	918.572,57	874.456,65	-60.077,75	871.236,02	868.219,55	1.119.902,54
2048	869.473,58	827.803,92	269.422,85	820.999,34	820.710,82	1.163.426,84
2049	819.552,16	884.667,99	-66.813,49	817.904,44	877.194,54	1.178.584,62

Fuente: Elaboración propia.

En el escenario de gestión conjunta SC2, además de los flujos netos de caja privados "FNC_P" que incluye además el coste de la recarga artificial, también se obtuvieron los flujos netos de caja socioambientales "FNC_a" correspondientes los beneficios generados por la recarga artificial del acuífero (Tablas VIII.3 y VIII.4).

Tabla VIII.3. Flujos netos de caja privados y socioambientales del escenario de gestión conjunta SC2 con escenario de emisiones RCP4.5

FLUJOS NETOS DE CAJA PRIVADOS Y SOCIOAMBIENTALES EN ESCENARIO SC2-RCP4.5 (€)						
	RCP4.5-0		RCP4.5-10		RCP4.5+10	
0. INVERSIÓN (€)	1.195.320,00		1.331.085,00		14.668.011,20	
Año	FNC _P	FNC _a	FNC _P	FNC _a	FNC _P	FNC _a
2021	2.127.312,64	145.197,06	2.016.425,13	145.197,06	2.158.727,51	145.197,06
2022	2.161.121,25	145.419,96	2.068.266,03	145.419,96	2.205.257,46	145.419,96
2023	2.155.867,54	145.449,68	2.070.197,54	145.449,68	2.190.130,78	145.449,68
2024	2.150.341,46	145.003,88	2.073.550,78	145.003,88	2.177.464,03	145.003,88
2025	2.145.289,41	144.558,08	2.073.361,62	144.558,08	2.177.216,67	144.558,08

Tabla VIII.3. (Continuación)

FLUJOS NETOS DE CAJA PRIVADOS Y SOCIOAMBIENTALES EN ESCENARIO SC2-RCP4.5 (€)						
	RCP4.5-0		RCP4.5-10		RCP4.5+10	
0. INVERSIÓN (€)	1.195.320,00		1.331.085,00		14.668.011,20	
Año	FNC _P	FNC _a	FNC _P	FNC _a	FNC _P	FNC _a
2026	2.139.898,68	143.666,48	2.073.109,58	143.666,48	2.162.047,96	143.666,48
2027	2.128.679,57	142.789,74	2.093.821,47	142.789,74	2.147.546,65	142.789,74
2028	2.118.585,50	141.913,00	2.071.841,56	141.913,00	2.133.473,82	141.913,00
2029	2.109.249,46	141.065,98	2.058.727,13	141.065,98	2.119.425,13	141.065,98
2030	2.099.771,93	140.233,82	2.046.477,56	140.233,82	2.105.082,10	140.233,82
2031	2.090.034,51	139.475,96	2.034.303,71	139.475,96	2.090.462,09	139.475,96
2032	2.080.192,91	138.703,24	2.018.281,36	138.703,24	2.075.759,27	138.703,24
2033	2.062.099,60	138.004,82	1.995.792,20	138.004,82	2.060.926,39	138.004,82
2034	2.034.599,38	137.306,40	1.978.338,26	137.306,40	2.048.436,91	137.306,40
2035	2.018.818,88	136.667,42	1.961.022,70	136.667,42	2.018.649,61	136.667,42
2036	1.975.843,53	136.385,08	1.944.301,13	136.385,08	1.994.194,29	136.385,08
2037	1.945.304,40	136.191,90	1.927.914,55	136.191,90	1.970.664,00	136.191,90
2038	1.916.333,26	136.191,90	1.911.600,50	136.191,90	1.947.349,10	136.191,90
2039	1.928.199,82	136.206,76	1.895.303,85	136.206,76	1.924.053,66	136.206,76
2040	1.894.361,35	136.295,92	1.878.469,27	136.295,92	1.900.245,70	136.295,92
2041	1.849.938,08	136.385,08	1.861.606,51	136.385,08	1.876.432,35	136.385,08
2042	1.818.390,86	136.474,24	1.844.540,99	136.474,24	1.852.398,86	136.474,24
2043	1.787.850,04	136.548,54	1.826.925,50	136.548,54	1.827.789,04	136.548,54
2044	1.757.017,49	136.622,84	1.808.643,83	136.622,84	1.802.497,07	136.622,84
2045	1.795.729,07	136.667,42	1.789.696,62	136.667,42	1.776.523,39	136.667,42
2046	1.733.857,08	136.726,86	1.770.284,67	136.726,86	1.750.047,07	136.726,86
2047	1.684.617,94	136.905,18	1.751.082,22	136.905,18	1.723.737,33	136.905,18
2048	1.650.567,46	137.217,24	1.732.298,56	137.217,24	1.697.788,18	137.217,24
2049	1.618.304,96	137.425,28	1.713.582,93	137.425,28	1.671.850,94	137.425,28

Fuente: Elaboración propia.

Tabla VIII.4. Flujos netos de caja privados y socioambientales del escenario de gestión conjunta SC2 con escenario de emisiones RCP8.5

FLUJOS NETOS DE CAJA PRIVADOS Y SOCIOAMBIENTALES EN ESCENARIO SC2-RCP8.5 (€)						
	RCP8.5-0		RCP8.5-10		RCP8.5+10	
0. INVERSIÓN (€)	1.195.320,00		1.331.085,00		14.668.011,20	
Año	FNC _P	FNC _a	FNC _P	FNC _a	FNC _P	FNC _a
2021	2.128.875,32	145.197,06	2.021.604,69	145.197,06	2.158.730,09	145.197,06
2022	2.161.900,60	145.419,96	2.073.255,92	145.419,96	2.205.254,29	145.419,96

Tabla VIII.4. (Continuación)

FLUJOS NETOS DE CAJA PRIVADOS Y SOCIOAMBIENTALES EN ESCENARIO SC2-RCP8.5 (€)						
	RCP8.5-0		RCP8.5-10		RCP8.5+10	
0. INVERSIÓN (€)	1.195.320,00		1.331.085,00		14.668.011,20	
Año	FNC _P	FNC _a	FNC _P	FNC _a	FNC _P	FNC _a
2023	2.156.872,82	145.449,68	2.076.412,06	145.449,68	2.190.109,27	145.449,68
2024	2.151.001,85	145.003,88	2.081.309,33	145.003,88	2.177.299,41	145.003,88
2025	2.145.780,95	144.558,08	2.082.184,90	144.558,08	2.176.759,97	144.558,08
2026	2.140.070,13	143.666,48	2.082.869,85	143.666,48	2.161.090,04	143.666,48
2027	2.127.805,94	142.789,74	2.105.943,17	142.789,74	2.145.576,06	142.789,74
2028	2.116.318,40	141.913,00	2.083.768,32	141.913,00	2.129.866,08	141.913,00
2029	2.105.204,12	141.065,98	2.070.128,46	141.065,98	2.113.703,38	141.065,98
2030	2.093.766,97	140.233,82	2.057.203,98	140.233,82	2.097.035,60	140.233,82
2031	2.081.980,88	139.475,96	2.044.247,56	139.475,96	2.079.935,90	139.475,96
2032	2.070.366,29	138.703,24	2.028.278,92	138.703,24	2.063.030,44	138.703,24
2033	2.059.854,79	138.004,82	2.006.643,24	138.004,82	2.047.226,59	138.004,82
2034	2.036.814,33	137.306,40	1.990.560,19	137.306,40	2.031.545,09	137.306,40
2035	2.012.635,26	136.667,42	1.974.914,33	136.667,42	2.015.603,67	136.667,42
2036	1.992.445,03	136.385,08	1.959.048,39	136.385,08	1.997.838,88	136.385,08
2037	1.948.307,08	136.191,90	1.943.634,75	136.191,90	1.966.707,96	136.191,90
2038	1.917.048,82	136.191,90	1.928.650,16	136.191,90	1.941.076,79	136.191,90
2039	1.926.683,00	136.206,76	1.913.445,01	136.206,76	1.915.826,46	136.206,76
2040	1.893.552,69	136.295,92	1.898.570,32	136.295,92	1.891.037,19	136.295,92
2041	1.849.237,08	136.385,08	1.883.911,95	136.385,08	1.866.485,00	136.385,08
2042	1.818.087,49	136.474,24	1.869.254,57	136.474,24	1.841.900,04	136.474,24
2043	1.788.701,93	136.548,54	1.854.721,93	136.548,54	1.817.409,93	136.548,54
2044	1.759.202,13	136.622,84	1.839.635,41	136.622,84	1.792.344,16	136.622,84
2045	1.729.281,81	136.667,42	1.823.925,52	136.667,42	1.766.614,23	136.667,42
2046	1.699.142,26	136.726,86	1.807.926,69	136.726,86	1.740.521,86	136.726,86
2047	1.747.229,75	136.905,18	1.791.635,84	136.905,18	1.714.064,59	136.905,18
2048	1.679.649,44	137.217,24	1.774.883,58	137.217,24	1.687.095,65	137.217,24
2049	1.630.300,52	137.425,28	1.758.090,28	137.425,28	1.660.005,64	137.425,28

Fuente: Elaboración propia.

Una vez obtenidos los flujos netos de caja en ambos escenarios SC1 y SC2, se obtuvieron los indicadores de rentabilidad VAN y TIR, aplicando las distintas tasas de descuento (5,5% tasa de mercado y 3,5% tasa ambiental) en los 12 sub-escenarios de emisiones RCP4.5 y RCP8.5 y demandas agrarias 0%, -10%, y +10% , tal y como se muestran en las Tablas VIII.5 y VIII.6.

Tabla VIII.5. Valor actual neto del acuífero del Boquerón en los escenarios de gestión actual (SC1) y gestión conjunta (SC2) con emisiones RCP4.5 y RCP8.5 y demandas agrarias.

VALOR ACTUAL NETO (VAN) (€)						
Demanda agraria	Escenario de emisiones RCP4.5			Escenario de emisiones RCP8.5		
	0%	-10%	+10%	0%	-10%	+10%
SC1	22.422.403	21.457.499	-1.935.893	21.808.825	21.453.414	8.217.789
SC2	30.456.618	29.687.600	17.284.521	30.446.086	29.890.890	17.209.651

Fuente: Elaboración propia.

Tabla VIII.6. Tasa interna de rendimiento del acuífero del Boquerón en los escenarios de gestión actual (SC1) y gestión conjunta (SC2) con emisiones RCP4.5 y RCP8.5 y demandas agrarias.

TASA INTERNA DE RENDIMIENTO (TIR) (€)						
Demanda agraria	Escenario de emisiones RCP4.5			Escenario de emisiones RCP8.5		
	0%	-10%	+10%	0%	-10%	+10%
SC1	-	-	3,39%	-	-	11,76%
SC2	57,54%	53,16%	11,76%	57,56%	53,33%	11,73%

Fuente: Elaboración propia.

Los resultados muestran que el escenario de gestión conjunta SC2 sería más rentable que el escenario de gestión actual SC1, independientemente del escenario de emisiones y de las hipótesis de demanda agraria.

En el escenario SC1, la rentabilidad se obtendría aumentando la superficie de cultivos en el escenario de emisiones RCP8.5 ya que la TIR sería 11.76%, por encima de la tasa de mercado de 5.5%. Sin embargo, no hay ningún beneficio socioambiental en este escenario. En el escenario SC2-RCP8.5+10, al considerar el beneficio ambiental, se obtuvo un valor similar (TIR = 11,73%), pero esto se debe al hecho de que la inversión inicial necesaria para realizar la recarga artificial es mucho menor que la inversión inicial para la construcción de nuevas infraestructuras que serían necesarias para explotar el acuífero y distribuir el agua en la parcela. Aun así, los valores están muy por debajo de los escenarios de demanda agraria 0 y -10%.

En el escenario SC2 se obtendría la mayor rentabilidad para las futuras demandas agrícolas de 0% y +10%. De hecho, los valores más altos del VAN correspondieron a los escenarios SC2-RCP4.5-0 y SC2-RCP8.5-0, con valores muy similares de 30.456.618 € y 30.446.086 €, respectivamente. Estos escenarios también tuvieron una TIR de 57,54% y 57,56%, respectivamente. Estos resultados de TIR son muy elevados en comparación con la tasa de descuento de mercado debido a que la TIR aumenta considerablemente cuando se tienen en cuenta los beneficios medioambientales.

8.3 DISCUSIÓN

El descenso del nivel del agua, el aumento de la altura manométrica y el aumento de la energía eléctrica provocan un aumento en los costes finales. Además, el precio del agua subterránea obtenida de los principales acuíferos de la cuenca del río Segura que pagarían los agricultores (0,53 €/m³) supera al coste máximo medio que se puede admitir en agricultura, por ejemplo en desalación, que es de 0,50 €/m³ (Rodríguez-Estrella, 2014). Como consecuencia de ello la explotación de los acuíferos puede verse limitada. La DMA exige que la explotación de las aguas subterráneas se mantenga al mismo nivel de recursos para resolver el problema de la sobreexplotación. El tiempo se agota, el primer ciclo de planificación se ha cumplido y los objetivos del “buen estado ecológico” no han sido alcanzados. Por tanto, será complicado alcanzar el equilibrio en 2027. Bajo estas circunstancias, este estudio ha propuesto, como ayuda para resolver el problema de la sobreexplotación del acuífero del Boquerón, la solución de la técnica de recarga artificial a través del ASR cuyos resultados sobre la rentabilidad socioeconómica de esta propuesta, se analizan a continuación.

Los resultados de la valoración económica del valor de no-uso de la recuperación ambiental del acuífero Boquerón demuestran la importancia de considerar el MVC al evaluar los activos ambientales de los recursos hídricos (Birol et al., 2006). Según Birol et al., el MVC tiene la ventaja de medir el valor de cualquier cosa sin necesidad de un comportamiento observable (por ejemplo, datos) y valores de no-uso. La desventaja de este método son los distintos sesgos (Mitchell & Carson, 1989). MVC es un método costoso debido a la necesidad de un desarrollo exhaustivo de la encuesta. En este estudio, las recomendaciones de Carson (2000)

han sido tomadas en cuenta en el diseño de la encuesta para minimizar los posibles sesgos que pudieran surgir.

En el ACB realizado en el acuífero del Boquerón, las variables más inciertas fueron la población en el beneficio socioambiental y el consumo de agua de riego en el beneficio privado. Cuantos más problemas ambientales existan, el valor de no-uso de un bien ambiental resulta incrementado. Culturalmente, cuanto mayor es la problemática ambiental, sobre todo en aquellos escenarios más desfavorables, mayor concienciación se produciría y el valor de no-uso aumentaría anualmente, pero es difícil determinar si se producirá esta variación. Por lo tanto, en este caso, el beneficio socioambiental se ha considerado constante para todos los escenarios. Sin embargo, la variable de consumo de agua para riego tendrá influencia en cada uno de los diferentes escenarios porque depende de la futura demanda agraria y de la demanda actual, que se representa en los escenarios 0%, -10% y +10%.

En este estudio no se ha realizado un análisis de sensibilidad, ya que los escenarios de demanda agraria 0%, -10% y +10%, reflejan la variabilidad de los cambios al considerar la evolución de la población en 30 años y el aumento o disminución de la demanda de riego.

En relación al volumen de agua almacenada, teniendo en cuenta los efectos del cambio climático e independientemente de las hipótesis de la demanda agraria, la recarga artificial en el sistema de gestión conjunta SC2 sería mayor que la recarga natural en el sistema de gestión actual SC1 en los próximos 30 años de estudio. La reducción del tamaño de los cultivos en un 10% reduciría el déficit de demanda de agua en aproximadamente un 30% y aumentaría el nivel freático del acuífero del Boquerón en aproximadamente 1 m/año. Por el contrario, la producción agrícola también se reduciría e influiría en el beneficio neto privado y el beneficio social (una menor producción implica menos empleo). Sin embargo, si el área cultivada aumentara un 10%, el nivel freático sólo aumentaría 0,50 m/año. Aunque esta situación conlleva una inversión inicial mayor, los beneficios de la venta de cultivos también aumentarían, pero la rentabilidad sería mucho menor que en las demandas de riego de 0% y -10%.

Respecto a la rentabilidad de los distintos escenarios, en el escenario SC1, la rentabilidad ofrecida por la recarga natural del acuífero aumentaría en el caso de que el área de producción agrícola se incrementase un 10%, ya que los resultados mostraron una TIR 11,76% superior a la tasa de descuento de mercado del 5,5%.

Pero en este escenario, los beneficios obtenidos serían sólo privados ya que no se llevaría a cabo ninguna inversión que produjera un beneficio ambiental. Según Almansa & Martínez-Paz (2011a), la rentabilidad más favorable desde el punto de vista económico y social sería aquella que tuviera en cuenta los beneficios medioambientales, tal y como establece la DMA. Tal vez la disminución de la superficie de riego, junto con las recientes inversiones públicas y privadas en modernización de regadíos para mejorar la eficiencia del agua, ayudaría a mitigar los efectos de la sequía y el cambio climático y asegurar la sostenibilidad ambiental (Expósito & Berbel, 2017). Para que el beneficio privado obtenido por la producción agraria no se vea afectado, el escenario de recarga artificial cuya demanda futura fuese igual a la demanda actual, podría ser la solución más rentable, independientemente de los escenarios futuros de emisiones (SC2-RCP4.5-0 o SC2-RCP8.5-0), ya que los valores de VAN y TIR son muy similares. Sin embargo, existe una tendencia hacia el crecimiento del regadío (Gómez-Limón, Calatrava, Garrido, Sáez, & Xabadia, 2009; Martínez-Granados et al., 2011), por lo que es más probable que ocurra el escenario SC2-RCP4.5 o RCP8.5 +10.

Finalmente, la regeneración del ecosistema asociado al acuífero del Boquerón en el escenario SC2-(RCP4.5 o RCP8.5)+10 tardaría del orden de 11-15 años en producirse respecto a los 5-9 años de los sub-escenarios 0% y -10%.

IX – CONCLUSIONES

IX – CONCLUSIONES

Las conclusiones generales que se extraen de este trabajo de investigación, en relación a los objetivos planteados y resultados obtenidos, son las que se muestran a continuación:

1. Los sistemas MAR constituyen la solución más rentable social y económicamente para la GIRH, incluso en condiciones de cambio climático. En aquellas regiones propensas a sequías donde los acuíferos sufren sobreexplotación para abastecer las demandas de riego, la rentabilidad de los sistemas MAR se incrementa cuando los beneficios ambientales de la recarga artificial son incluidos.
2. Considerar la gestión conjunta de los recursos hídricos puede producir grandes beneficios en pequeñas ciudades a corto plazo ya que existe una mayor concienciación de los ciudadanos por los problemas ambientales relacionados con su propio territorio. Esto se refleja en un aumento de la DAP para reducir la sobreexplotación del acuífero del Boquerón y recuperar, mantener y proteger la Fuente de Isso, así como otros manantiales y fuentes naturales vinculadas a este acuífero.
3. La valoración económica de los bienes socioambientales derivados del acuífero de Boquerón se obtuvo a través del MVC. Los resultados mostraron que la gestión conjunta de las aguas superficiales y subterráneas del acuífero del Boquerón, junto con su incorporación como “embalse regulador” al sistema de gestión hídrica de Hellín, generaría un beneficio medioambiental equivalente de 187.464 €/año, ya que un gran número de hogares estaría dispuesto a pagar un promedio de 18,89 €/año debido al elevado compromiso medioambiental que existe en el municipio. Muchos de los encuestados estarían dispuestos a realizar un "sacrificio financiero" para que estas mejoras ambientales se llevaran a

cabo, aunque su nivel de ingresos fuese bajo (muchos de los encuestados estaban desempleados por la crisis económica).

4. Los resultados del ACB en el acuífero de Boquerón mostraron que los escenarios futuros más rentables serán aquellos que lleven a cabo la gestión conjunta (SC2). Si además se tiene en cuenta las futuras necesidades de riego, la situación más favorable ocurriría en el escenario cuya demanda futura de riego fuese un 10% mayor que la demanda actual, porque ese escenario genera la TIR más alta en comparación con las demandas agrarias de 0% y -10%, e independientemente de que el escenario de cambio climático fuese más o menos optimista: SC2-(RCP4.5 o RCP8.5)+10.
5. El análisis de la evolución temporal de la sobreexplotación del acuífero en el escenario de gestión actual SC1 mostró que los requisitos ambientales establecidos por la DMA no se cumplirán para los ciclos de planificación hídrica establecidos 2015-2021 y 2021-2027 para lograr el “buen estado ecológico” requerido, ya que se produciría una disminución del nivel piezométrico, independientemente del escenario de cambio climático y demanda agraria que se produjera.
6. La recuperación de los niveles en SC2 permitirá la reaparición de los manantiales y la regeneración de los ecosistemas asociados.
7. ACB demuestra que la recarga artificial garantizará la mejora cuantitativa y cualitativa del acuífero, la sostenibilidad ambiental y un suministro de agua más seguro para el sector agrícola de Hellín, incluso en aquellos escenarios más pesimistas de cambio climático.
8. Es cierto que la incertidumbre acerca de la disponibilidad de agua subterránea, el agotamiento y las limitaciones legales producen falta de confianza en los proyectos de inversión que afecta al desarrollo socioeconómico y ambiental en aquellas regiones que sufren escasez de agua. La solución al problema debería incluir políticas cruzadas y

complementarias para aumentar la oferta con el fin de eliminar el déficit, reducir las demandas improductivas, fomentar la conservación y diseñar un futuro marco consensuado que proporcione bienestar social, seguridad económica y sostenibilidad ambiental.

Finalmente, teniendo en cuenta el crecimiento de la demanda agraria en aquellos países que explotan intensivamente los acuíferos y con consecuencias medioambientales que se agravan por los efectos del cambio climático, la metodología presentada en este estudio podría ser una guía de aplicación para los países que puedan utilizar los sistemas MAR en la GIRH con el fin de garantizar que el suministro de agua se realice de manera eficiente.

X – FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

X – FUTURAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

Las futuras líneas de investigación que se derivan de esta tesis son:

- Realizar la simulación Monte Carlo para obtener la probabilidad de ocurrencia en cada escenario y sub-escenario del acuífero del Boquerón. De esta manera, la TIR podría modificarse ponderando la probabilidad de ocurrencia de estos escenarios.
- Análisis de sensibilidad de los parámetros técnicos y financieros considerados en la evaluación de los costes de los principales acuíferos sobreexplotados de la cuenca del río Segura.
- Aplicar la metodología desarrollada en otros acuíferos sobreexplotados de la cuenca del río Segura donde sean aplicables las técnicas MAR para contribuir a un ahorro efectivo del agua, por ejemplo en el acuífero Ascoy-Sopalmo ya que pertenece a “Zona MAR” según el proyecto DINA-MAR.
- Plantear otras posibilidades de gestión hídrica en el acuífero, como el empleo de bancos filtrantes en lechos de río (RBF), zanjas o pozos de infiltración para captar el agua de escorrentía, y comparar los resultados con un Análisis Coste-Eficacia para obtener la mayor eficiencia en el suministro de agua a un menor coste.

XI – REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

XI – REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alcon, F., Martin-Ortega, J., Pedrero, F., Alarcon, J. J., & de Miguel, M. D. (2013). Incorporating Non-market Benefits of Reclaimed Water into Cost-Benefit Analysis: A Case Study of Irrigated Mandarin Crops in southern Spain. *Water Resources Management*, 27(6), 1809–1820. <https://doi.org/10.1007/s11269-012-0108-z>
- Almansa, C., & Martínez-Paz, J. (2011a). Intergenerational equity and dual discounting. *Environment and Development Economics*, 16(6), 685–707. <https://doi.org/10.1017/S1355770X11000258>
- Almansa, C., & Martínez-Paz, J. (2011b). What weight should be assigned to future environmental impacts? A probabilistic cost benefit analysis using recent advances on discounting. *Science of the Total Environment*. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969710013070>
- Alley W.M., Reilly, T.E., & Franke, O.L. (1999) *Sustainability of groundwater resources*. U.S. Geological Survey Circular 1186, Denver.
- Ames, D., Neilson, B., & Stevens, D. (2005). Using Bayesian networks to model watershed management decisions: an East Canyon Creek case study. *Journal of Hydroinformatics*, 7(4), 267–282. Retrieved from <http://jh.iwaponline.com/content/7/4/267.abstract>
- Andreu, J., Capilla, J., & Sanchís, E. (1996). AQUATOOL, a generalized decision-support system for water-resources planning and operational management. *Journal of Hydrology*, 177, 269–291. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/002216949502963X>
- Arshad, M., Guillaume, J., & Ross, A. (2014). Assessing the Feasibility of Managed Aquifer Recharge for Irrigation under Uncertainty. *Water*, 6(9), 2748–2769. <https://doi.org/10.3390/w6092748>
- Azqueta-Oyarzun, D. (2002). *Introducción a la economía ambiental* (McGraw-Hil). Retrieved from <http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDI SCA&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=13518&indexSearch=ID>

- Bateman I.J., Carson, R.T., Day B., Hanemann, W.M., Hanley, N., Hett, T., ..., & Sugden, R. S. J. (2002). *Economic valuation with stated preference techniques: A manual*. Edward Elgar, Cheltenham. Retrieved from <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20043091507>
- Bateman, I. J., Carson, R. T., Day, B., Hanemann, W. M., Hanley, N., Hett, T., ..., & Pearce, D. W. (2003). *Guidelines for the use of stated preference techniques for the valuation of preferences for non-market goods* (Edward Elgar). Cheltenham. Retrieved from <https://scholar.google.es/scholar?q=Bateman+I%2C+Carson+R%2C+Day+B%2C+Hanemann+WM%2C+Hanley+N%2C+Hett+T%2C+et+al.+Guidelines+for+the+use+of+stated+preference+techniques+for+the+valuation+of+preferences+for+non-market+goods.+Cheltenham%3A+Edward+Elgar%3B+2>
- Bear, J., Levin, O., & Buras, N. (1964). Optimal utilization of aquifers as elements of water-resource systems. *Hydraulic Laboratory PN.*, 4(64). Retrieved from <http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=167213&indexSearch=ID>
- Bielsa, J., & Duarte, R. (2001). An economic model for water allocation in north eastern Spain. *International Journal of Water Resources Development*, 173(3), 397–408. Retrieved from <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/07900620120065165>
- Birol, E., Karousakis, K., & Koundouri, P. (2006). Using economic valuation techniques to inform water resources management: a survey and critical appraisal of available techniques and an application. *The Science of the Total Environment*, 365(1–3), 105–22. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.032>
- Birol, E., Koundouri, P., & Kountouris, Y. (2008). Integrating Wetland Management into Sustainable Water Resources Allocation: The Case of Akrotiri Wetland in Cyprus. *Journal of Environmental Planning and Management*, 51(1), 37–53. <https://doi.org/10.1080/09640560701712259>
- Birol, E., Koundouri, P., & Kountouris, Y. (2010). Assessing the economic viability of alternative water resources in water-scarce regions: Combining economic valuation, cost-benefit analysis and discounting. *Ecological Economics*, 69(4), 839–847. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.10.008>
- Biswas, A. (2004). Integrated water resources management: a reassessment: a water

- forum contribution. *Water International*, 29(2), 248–256. Retrieved from <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/02508060408691775>
- Biswas, A. (2008). Integrated water resources management: Is it working? *International Journal of Water Resources*, 24(1), 5–22. Retrieved from <http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/07900620701871718>
- Booker, J. F., Howitt, R. E., Michelsen, A. M., & Young, R. A. (2012). Economics and the modeling of water resources and policies. *Natural Resource Modeling*, 25(1), 168–218. <https://doi.org/10.1111/j.1939-7445.2011.00105.x>
- Bouwer, H. (2002). Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 121–142. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0182-4>
- Brouwer, R., & Pearce, D. (2005). *Cost-benefit analysis and water resources management*. Edward Elgar Publishing. Retrieved from <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/20053212731>
- Brouwer, R. (2008). The potential role of stated preference methods in the Water Framework Directive to assess disproportionate costs. *Journal of Environmental Planning and Management*, 51(5), 597–614. <https://doi.org/10.1080/09640560802207860>
- Brouwer, R., Barton, D. N., Bateman, I. J., Brander, L., Georgiou, S., Martín-Ortega, J., ... & Wagtendonk, A. (2009). Economic valuation of environmental and resource costs and benefits in the water framework directive: technical guidelines for practitioners. *Institute for Environmental Studies, VU University Amsterdam, the Netherlands*. Retrieved from http://s3.amazonaws.com/zanran_storage/www.aquamoney.org/ContentPages/2483937804.pdf
- Carson, R. T. (1991). *Constructed Markets. Measuring the Demand for Environmental Quality*. Elsevier Science Publishers B. V. Retrieved from <http://ci.nii.ac.jp/naid/10006142812/en/>
- Carson, R. T. (2000). Contingent valuation: A user's guide. *Environmental Science & Technology*, 34(8), 1413–1418. <https://doi.org/10.1021/es990728j>
- Carson, R. T., & Mitchell, R. C. (1993). The Value of clean water: The public's willingness to pay for boatable, fishable, and swimmable quality water. *Water Resources Research*, 29(7), 2445–2454. <https://doi.org/10.1029/93WR00495>
- CE (2008). Comisión Europea. Guide to cost-benefit analysis of investment projects.

- Directorate General Regional Policy, Brussets.
- CHS (1998). Confederación Hidrográfica del Segura. Plan Hidrológico de la Cuenca del río Segura. Disponible en: <http://www.chsegura.es/chs/planificacionydma/plandecuenca/documentoscompletos/>
- CHS (2013). Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura, Memoria. Confederación Hidrográfica del Segura, Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente. ([Online]https://www.chsegura.es/export/descargas/planificacionydma/planificacion/docsdescarga/Memoria-PHCS-2009_2015.pdf. [Last accessed: 12/8/2015].).
- CHS (2015). Confederación Hidrográfica del Segura. Retrieved December 10, 2016, from <https://www.chsegura.es/chs/index.html>
- Córcoles, J., Juan, J. de, Tarjuelo, J., & Ortega, J. (2009). La gestión del agua y la energía en el regadío mediante técnicas de Benchmarking. *Producción*. Retrieved from http://www.aida-itea.org/aida-itea/files/itea/revistas/2010/106-2/115-141 ITEA_106-2.pdf
- Correa, F. (2009). La tasa social de descuento y el medio ambiente. *Lecturas de Economía*, 69(69), 141–162. Retrieved from <http://search.proquest.com/openview/d665d0e1c5032fab4e949f6ed3d70f7f/1?pq-origsite=gscholar&cbl=576295>
- Custodio, E. (2002). Aquifer overexploitation: what does it mean? *Hydrogeology Journal*, 10(2), 254–277. <https://doi.org/10.1007/s10040-002-0188-6>
- Custodio, E., Andreu-Rodes, J. M., Aragón, R., Estrela, T., Ferrer, J., García-Aróstegui, J. L., ... Del Villar, A. (2016). Groundwater intensive use and mining in south-eastern peninsular Spain: Hydrogeological, economic and social aspects. *The Science of the Total Environment*, 559, 302–316. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.02.107>
- De Stefano, L., Lopez-Gunn, E., & Martinez-Santos, P. (2014). Intensive groundwater use in agriculture and IWRM: An impossible marriage? *Integrated Water Resources Management in the 21st Century: Revisiting the Paradigm*, 121, 121–143. Retrieved from https://apps.webofknowledge.com/full_record.do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&qid=3&SID=U1uIQyUjusYlyINLdZY&page=1&doc=9&caheurlFromRightClick=no

- Del Saz-Salazar, S., Hernandez-Sancho, F., & Sala-Garrido, R. (2009). The social benefits of restoring water quality in the context of the Water Framework Directive: A comparison of willingness to pay and willingness to accept. *Science of the Total Environment*, 407(16), 4574–4583. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.010>
- Dillon, P. (2002). Management of Aquifer Recharge for Sustainability: Proceedings of the 4th International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater. In *ISAR-4: Adelaide, South Australia 22-26 September 2002*. AA Balkema.
- Dillon, P. (2005). Future management of aquifer recharge. *Hydrogeology Journal*, 13(1), 313–316. <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0413-6>
- Estrella, T., Pérez-Martin, M. A., & Vargas, E. (2012). Impacts of climate change on water resources in Spain. *Hydrological Sciences Journal*, 57(6), 1154–1167. <https://doi.org/10.1080/02626667.2012.702213>
- Expósito, A., & Berbel, J. (2017). Agricultural irrigation water use in a closed basin and the impacts on water productivity: The case of the Guadalquivir river basin (Southern Spain). *Water*, 9(2), 136. Retrieved from <http://www.mdpi.com/2073-4441/9/2/136/htm>
- FENACORE. (2008). Federación Nacional de Comunidades de Regantes. Propuestas para mejorar la situación del regadío español en relación con el consumo energético.. Retrieved May 28, 2017, from <http://www.fenacore.org/escaparate/paginas.cgi?idpadre=15179&idem presa=54644>
- Fernández-Escalante, E. (2005). Recarga artificial de acuíferos en cuencas fluviales: aspectos cualitativos y medioambientales. Criterios técnicos derivados de la experiencia en la Cubeta de Santiuste (Segovia). *Ecosistemas*, 14(3). Retrieved from <http://hdl.handle.net/10045/7908>
- Fernández-Escalante, E. (2008). Gestión de la recarga de acuíferos como práctica alternativa de gestión hídrica. El proyecto DINA-MAR. In *Congreso Nacioanl del Medio Ambiente. CONAMA* (p. 32). Madrid. Retrieved from <http://www.dina-mar.es/pdf/if-conama8-jt6-mar.pdf>
- Fernández Escalante, E. (2010). *La gestión de la recarga artificial de acuíferos en el marco del desarrollo sostenible desarrollo tecnológico*. Grafinat. Retrieved from <https://books.google.es/books?id=PCqXBAAQBAJ&pg=PA214&lpg=PA214&dq=los+acuíferos+de+transferencia+de+almacenamiento+y+recuperación&s>

- source=bl&ots=Vm8qsucqyC&sig=3mE2QwujugPhRBiRwsB0o5qi7r8&hl=es&sa=X&ved=0ahUKEwipjNDc_O7TAhXMshQKHYPnB2gQ6AEILzAC#v=onepage&q=los acuíferos de transferencia de almacenamiento y recuperación&f=false
- Fernández-Escalante, E. (2014). Practical Management to Minimize the Effects of Clogging in Managed Aquifer Recharge Wells at Two Sites in the Guadiana Basin, Spain. *Journal of Hydrologic Engineering*, 20(3). [https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0001047](https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0001047)
- Fernández-Escalante, E., Calero-Gil, R., San Miguel-Fraile, M., & Sánchez-Serrano, F. (2014). Economic Assessment of Opportunities for Managed Aquifer Recharge Techniques in Spain Using an Advanced Geographic Information System (GIS). *Water*, 6(7), 2021–2040. <https://doi.org/10.3390/w6072021>
- Fernández Escalante, E., Calero Gil, R., de Borja González Herrarte Jon San Sebastián Sauto, F., & del Pozo Campos Tiago Carvalho, E. (2016). MARSOL Demonstrating Managed Aquifer Recharge as a Solution to Water Scarcity and Drought MAR Technical Solutions Review and Bata Base.
- Fisher, A. T. (2012). Aquifer Storage and Recovery and Managed Aquifer Recharge Using Wells: Planning, Hydrogeology, Design, and Operation. *Ground Water*, 51(3), no-no. <https://doi.org/10.1111/gwat.12006>
- Ford, L.R., Fulkerson, D. R. (1962). *Flows in Networks*. Princeton, NJ: Princeton University Press Princeton, NJ. Retrieved from <http://dl.acm.org/citation.cfm?id=1942094#references>
- Ghosh, P. K., & Mondal, M. S. (2013). Economic valuation of the non-use attributes of a south-western coastal wetland in Bangladesh. *Journal of Environmental Planning and Management*, 56(9), 1403–1418. <https://doi.org/10.1080/09640568.2012.724667>
- Gómez-Limón, J. A., Calatrava, J., Garrido, A., Sáez, F. J., & Xabadia, Á. (2009). La economía del agua de riego en España, (July), 513.
- Grindlay, A. L., Lizárraga, C., Rodríguez, M. I., & Molero, E. (2011). Irrigation and territory in the southeast of Spain: evolution and future perspectives within new hydrological planning. *WIT Trans Ecol Environ*, 150, 623–638.
- Grindlay, A. L., Zamorano, M., Rodríguez, M. I., Molero, E., & Urrea, M. A. (2011). Implementation of the European Water Framework Directive: Integration of hydrological and regional planning at the Segura River Basin, southeast Spain.

- Land Use Policy*, 28(1), 242–256.
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2010.06.005>
- Hanley, N., & Spash, C. (1995). *Cost-benefit analysis and the environment*. England: Edward Elgar Publishing. Retrieved from <http://www.ima.kth.se/utb/mj2694/pdf/CBA.pdf>
- Hanley, N., Wright, R. E., & Alvarez-Farizo, B. (2006). Estimating the economic value of improvements in river ecology using choice experiments: an application to the water framework directive. *Journal of Environmental Management*, 78(2), 183–193. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.05.001>
- Harou, J. J., Pulido-Velazquez, M., Rosenberg, D. E., Medellín-Azuara, J., Lund, J. R., & Howitt, R. E. (2009). Hydro-economic models: Concepts, design, applications, and future prospects. *Journal of Hydrology*, 375(3–4), 627–643. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.037>
- Heinz, I., Pulido-Velazquez, M., & Lund, J. (2007). Hydro-economic modeling in river basin management: implications and applications for the European water framework directive. *Water Resources*. Retrieved from <http://www.springerlink.com/index/P073287V7243842N.pdf>
- Henche, M., Murillo, J.M., Castaño, S. (2002). Optimización del uso de los recursos hídricos del sector Sierra de Baza (Granada, cuenca del Guadalquivir, España) mediante el empleo de un modelo. *Boletín Geológico Y Minero*, 113(2), 185–198. Retrieved from http://www.igme.es/Boletin/2002/113_2_2002/articulooptimizaciondel.pdf
- Herrera, S., Fernández, J., & Gutiérrez, J. M. (2016). Update of the Spain02 gridded observational dataset for EURO-CORDEX evaluation: assessing the effect of the interpolation methodology. *International Journal of Climatology*, 36(2), 900–908. <https://doi.org/10.1002/joc.4391>
- Hildreth, C., & Lu, J. Y. (1960). Demand relations with autocorrelated disturbances. *Demand Relations with Autocorrelated Disturbances.*, (276). Retrieved from <https://www.cabdirect.org/cabdirect/abstract/19611801752>
- Huisman, L., & Olsthoorn, T.N. (1983). *Artificial Groundwater Recharge*; Pitman Advanced Publishing: Boston, MA, USA.
- Iglesias, A. (2009). *Policy issues related to climate change in Spain. Policy and strategic behaviour in water resource*. Earthscan, London. Retrieved from <https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=M3K3A9e9QhIC&oi=fnd&pg=P>

- A145&dq=Iglesias+A+(2009).+Policy+issues+related+to+climate+change+in+S pain.+&ots=_FfhbnhKOZ&sig=b1p7Dv4khK4dWs3J6wV-Y33ch3o
- INE. (2012). Instituto Nacional de Estadística. (National Statistics Institute). Retrieved April 25, 2015, from <http://www.ine.es/jaxiT3/Datos.htm?t=2855>
- IGME. (2010). Instituto Geológico y Minero de España. Encomienda de gestión para la realización de trabajos científico-técnicos de apoyo a la sostenibilidad y protección de las aguas subterráneas. Actividad 3: Seguimiento y asistencia técnica en el proceso de planificación Hidrológica. Trabajos de Apoyo en I. Retrieved April 15, 2015, from http://info.igme.es/SIDIMAGENES/153000/808/153808_0000001.PDF
- Jacob, D., Petersen, J., Eggert, B., Alias, A., Christensen, O. B., Bouwer, L. M., ... Yiou, P. (2014). EURO-CORDEX: new high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change*, 14(2), 563–578. <https://doi.org/10.1007/s10113-013-0499-2>
- Kløvea, B., Ala-Ahoa,P., Bertrande,G.,Gurdakf,J.J., Kupfersbergerg,H., Kværnerd,J.,Muotkab,T., Mykräc,H., Predah,E., Rossia,P., Uvoi,C.B., Velascof,E., Pulido-Velazquez, M. (2013). Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. *Journal of Hydrology*, 518, 250–266. Retrieved from <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0022169413004800>
- Kula, E., & Evans, D. (2011). Dual discounting in cost-benefit analysis for environmental impacts. *Environmental Impact Assessment Review*, 31(3), 180–186. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2010.06.001>
- Llamas, R. (2004). Water and Ethics. Use of groundwater. Retrieved October 19, 2016, from http://www.hydrology.nl/images/docs/iah/Use_groundwater_ethics_136322e.pdf
- Llamas, M., & Martinez-Santos, P. (2006). Significance of the Silent Revolution of intensive groundwater use in world water policy. In *Water crisis: myth or reality*. Retrieved from <https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=zXThrKaavjcC&oi=fnd&pg=PA163&dq=Significanace+of+the+silent+revolution+of+intensive+groundwater+use+in+world+water+policy.&ots=1sVnj7Rexr&sig=QRk10w5wUhMii26iF1ERoLiEKQ>

- Llamas, M. R., Custodio, E., de la Hera, A., & Fornés, J. M. (2015). Groundwater in Spain: increasing role, evolution, present and future. *Environmental Earth Sciences*, 73(6), 2567–2578. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-4004-0>
- Maliva, R. (2014). Economics of Managed Aquifer Recharge. *Water*, 6(5), 1257–1279. <https://doi.org/10.3390/w6051257>
- Maneta, M. P., Torres, M. O., Wallender, W. W., Vosti, S., Howitt, R., Rodrigues, L., ... Panday, S. (2009). A spatially distributed hydroeconomic model to assess the effects of drought on land use, farm profits, and agricultural employment. *Water Resources Research*, 45(11), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2008WR007534>
- Marino, M. (2001). *Integrated water resources management*. (International Assn of Hydrological Sciences, Ed.) (272nd ed.). Retrieved from <https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=X-MLaw4e5zMC&oi=fnd&pg=PA3&dq=Integrated+Water+Resources+Management+mariño&ots=ZMsdB6SAWF&sig=PAk8hELrXaXR55ff9vzeO9Vb2IE>
- Martínez-Granados, D., Maestre-Valero, J. F., Calatrava, J., & Martínez-Alvarez, V. (2011). The Economic Impact of Water Evaporation Losses from Water Reservoirs in the Segura Basin, SE Spain. *Water Resources Management*, 25(13), 3153–3175. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9850-x>
- Martínez-Paz, J. M., Perni, A. (2011). Environmental Cost of Groundwater: A contingent Valuation Approach. *International Journal of Environmental Research*, 5(3), 603–612. Retrieved from http://apps.webofknowledge.com/full_record.do?product=UA&search_mode=GeneralSearch&qid=21&SID=Y1atxyXvNInbr1Tntkd&page=1&doc=2&caheurlFromRightClick=no
- Martinez-Paz, J. M., Perni, A., & Martinez-Carrasco, F. (2013). Assessment of the Programme of Measures for Coastal Lagoon Environmental Restoration Using Cost-Benefit Analysis. *European Planning Studies*, 21(2), 131–148. <https://doi.org/10.1080/09654313.2012.722923>
- Megdal, S., & Dillon, P. (2015). Policy and Economics of Managed Aquifer Recharge and Water Banking. *Water*, 7(2), 592–598. <https://doi.org/10.3390/w7020592>
- Mitchell, R. C., & Carson, R. T. (1989). *Using Surveys to Value Public Goods: The Contingent Valuation Method*. Washington DC: Resources for the Future. Retrieved from

- <https://books.google.com/books?hl=es&lr=&id=dXGMAQAAQBAJ&pgis=1>
- Molina, J. L., García Aróstegui, J. L., Benavente, J., Varela, C., De la Hera, A., & López Geta, J. A. (2009). Aquifers Overexploitation in SE Spain: A Proposal for the Integrated Analysis of Water Management. *Water Resources Management*, 23(13), 2737–2760. <https://doi.org/10.1007/s11269-009-9406-5>
- Molina, J.-L., García-Aróstegui, J. L., Bromley, J., & Benavente, J. (2011). Integrated Assessment of the European WFD Implementation in Extremely Overexploited Aquifers Through Participatory Modelling. *Water Resources Management*, 25(13), 3343–3370. <https://doi.org/10.1007/s11269-011-9859-1>
- Murillo, J., & Navarro, J. (2008). Empleo de modelos de análisis global de recursos hídricos como primera actuación a emprender en propuestas de gestión que contemplen operaciones de recarga. *Boletín Geológico Y Minero*, 119(2), 247–272. Retrieved from <http://europa.sim.ucm.es/compludoc/AA?articuloId=653512>
- Oglethorpe, D. R., & Miliadou, D. (2000). Economic Valuation of the Non-use Attributes of a Wetland: A Case-study for Lake Kerkini. *Journal of Environmental Planning and Management*, 43(6), 755–767. <https://doi.org/10.1080/09640560020001665>
- Orr, P., Colvin, J., & King, D. (2007). Involving stakeholders in integrated river basin planning in England and Wales. *Water Resources Management*, 21(1), 331–349. <https://doi.org/10.1007/s11269-006-9056-9>
- Pagiaslis, A., & Krontalis, A. K. (2014). Green Consumption Behavior Antecedents: Environmental Concern, Knowledge, and Beliefs. *Psychology & Marketing*, 31(5), 335–348. <https://doi.org/10.1002/mar.20698>
- Paredes-Arquiola, J., & Andreu-Álvarez, J. (2010). Water quantity and quality models applied to the Júcar River Basin, Spain. *Water Resources*, 24(11), 2759–2779. Retrieved from <http://www.springerlink.com/index/dr7551vu06778460.pdf>
- Pearce, D. (1998). Cost benefit analysis and environmental policy. *Oxford Review of Economic Policy*, 14(4), 84–100. <https://doi.org/10.1093/oxrep/14.4.84>
- Peters, J. (1998). *Artificial recharge of groundwater*. In: Proceedings of 3rd International Symposium on Artificial Recharge of Groundwater. Balkema Publishers, Amsterdam AA
- Pérez-Sánchez, J. (2013). *Gestión conjunta de recursos hídricos a escala local. Aplicación*

- del modelo Sim ges al caso de Hellín (Albacete)*. Universidad de Murcia.
- Pérez-Sánchez, J., & Senent-Aparicio, J. (2015). Integrated water resources management on a local scale: a challenge for the user community—a case study in Southern Spain. *Environmental Earth Sciences*, 74(7), 6097–6109. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4633-y>
- Persky, Joseph. (2001). Retrospectives: Cost-Benefit Analysis and the Classical Creed. *The Journal of Economic Perspectives*, 15(4), 199–208. Retrieved from http://www.jstor.org/stable/2696526?seq=1#page_scan_tab_contents
- Pulido-Velazquez, D., Garrote, L., Andreu, J., Martin-Carrasco, F.-J., & Iglesias, A. (2011). A methodology to diagnose the effect of climate change and to identify adaptive strategies to reduce its impacts in conjunctive-use systems at basin scale. *Journal of Hydrology*, 405(1–2), 110–122. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.07.011>
- Pyne, R.D.G. (2005). *Aquifer Storage Recovery: A Guide to Groundwater Recharge through Wells*; ASR Systems: Gainesville, FL, USA, 2005.
- Rinck-Pfeiffer, S., Pitman, C., & Dillon, P. (2005). Stormwater ASR in practice and ASTR (aquifer storage transfer and recovery) under investigation in Salisbury, South Australia. In *In Proc. Fifth International Symposium on Management of Aquifer Recharge, United Nations Educational, Scientific, and Cultural Organization, IHP-VI, Series of Groundwater*. Berlin. Retrieved from <https://publications.csiro.au/rpr/pub?list=BRO&pid=procite:a32316ca-9f5d-4829-9854-8022a0e61b9d>
- Rocamora, C., Vera, J., & Abadía, R. (2012). Strategy for Efficient Energy Management to solve energy problems in modernized irrigation: analysis of the Spanish case. *Irrigation Science*, 31(5), 1139–1158. <https://doi.org/10.1007/s00271-012-0394-5>
- Rodríguez-Estrella, T. (2014). The problems of overexploitation of aquifers in semi-arid areas: characteristics and proposals for mitigation. *Boletín Geológico Y Minero*. Instituto Geológico y Minero de España. Retrieved from <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=4677518&info=resumen&idioma=SPA>
- Roumboutsos, A. (2010). Sustainability, social discount rates and the selection of project procurement method. *International Advances in Economic Research*, 16(2), 165–174. Retrieved from <http://link.springer.com/article/10.1007/s11294-010-9100-1>

009-9250-7

- Samper, J., Llorenç, H., Arés, J., & García, M. (1999). *Manual del usuario del programa Visual Balan. Código interactivo para la realización de Balances Hidrológicos y la estimación de de la recarga. Publicación técnica de ENRESA* (Vol. 5). Madrid. Retrieved from http://www.iaea.org/inis/collection/NCLCollectionStore/_Public/31/031/31031625.pdf
- Senent-Aparicio, J., Pérez-Sánchez, J., & Carrillo-García, J. (2017). Using SWAT and Fuzzy TOPSIS to Assess the Impact of Climate Change in the Headwaters of the Segura River Basin (SE Spain). *Water*. Retrieved from <http://www.mdpi.com/2073-4441/9/2/149/htm>
- Senent, M., Linares, L., Barba-Romero, J. (1975). El sistema hidrogeológico del Boquerón (Albacete): contribución a su estudio con un bombeo de ensayo de larga duración. Retrieved from http://doc.igme.es/BoletinGeoPDF/boletin_86_fasciculo_3.pdf
- Spash, C. L. (2000). Ecosystems, contingent valuation and ethics: the case of wetland re-creation. *Ecological Economics*, 34(2), 195–215. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00158-0](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00158-0)
- Stenger, A., & Willinger, M. (1998). Preservation value for groundwater quality in a large aquifer: a contingent-valuation study of the Alsatian aquifer. *Journal of Environmental Management*, 53(2), 177–193. <https://doi.org/10.1006/jema.1998.0197>
- Swanson, T., & Johnston, S. (1999). *Global environmental problems and international environmental agreements*. Cheltenham: Edward Elgar. Retrieved from <https://ideas.repec.org/b/elg/eebook/1444.html>
- Todd, D. (1959). *Ground Water Hydrology*. New York and London, John Wiley & Sons.
- Todd, D. (1965). Economics of Ground-Water Recharge. *Journal of the Hydraulics Division*, 91(4), 249–270. Retrieved from <http://cedb.asce.org/CEDBsearch/record.jsp?dockkey=0013683>
- Torregrosa-Martí, M. T. (2007). *El modelo socioeconómico de gestión de los recursos hídricos en la comarca de la marina baja (Alicante), un enfoque de gestión integrada de recursos hídricos*. Universidad de Alicante. Retrieved from https://rua.ua.es/dspace/bitstream/10045/7717/1/tesis_doctoral_maria_teresa_

torregrosa.pdf

- U.N. (1992). The Dublin Statement on Water and Sustainable Development - UN Documents: Gathering a body of global agreements. Retrieved April 11, 2017, from <http://www.un-documents.net/h2o-dub.htm>
- UCAM-Santander. (2016). Cátedra UCAM-Santander. Aproximación al dimensionamiento del sistema agroalimentario de la Región de Murcia.
- Van der Gun, J. (2012). Groundwater and Global Change: Trends, Opportunities and Challenges | International Groundwater Resources Assessment Centre. Retrieved October 23, 2016, from <https://www.un-igrac.org/resource/groundwater-and-global-change-trends-opportunities-and-challenges>
- Ward, F. A., & Pulido-Velázquez, M. (2008). Efficiency, equity, and sustainability in a water quantity–quality optimization model in the Rio Grande basin. *Ecological Economics*, 66(1), 23–37. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.08.018>
- Ward, F. A. (2012). Cost-benefit and water resources policy: A survey. *Water Policy*, 14(2), 250–280. <https://doi.org/10.2166/wp.2011.021>
- Winter, T.C., Harvey, J.W., Franke, O.L., Alley, W. M. (1998). Ground Water and Surface Water A Single Resource. Retrieved April 5, 2014, from <http://pubs.usgs.gov/circ/circ1139/pdf/circ1139.pdf>

APÉNDICE: CALIDAD DE LAS PUBLICACIONES

APÉNDICE: CALIDAD DE LAS PUBLICACIONES

Publicación 1: Science of the Total Environment

Estadísticas Revista STOTEN

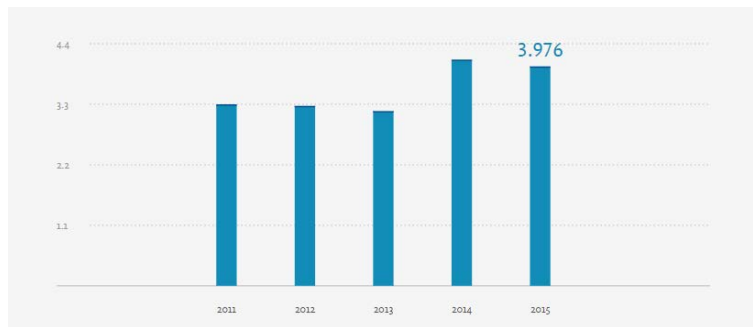
- ISSN: 0048-9697
- Fundada en 1972 (Volúmenes: 602)
- 16.418 artículos citados



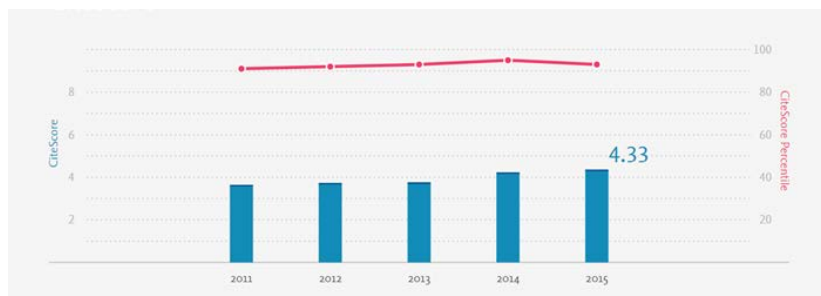
Factor de Impacto

- Factor de Impacto actual: 3,976
- 5 años Factor de Impacto: 4,317
- JCR categoría de clasificación: 32/225 (Q1) en “Environmental Sciences”

Impact Factor of STOTEN



CiteScore of STOTEN



Publicación 2: Agricultural Water Management

Estadísticas Revista AWM

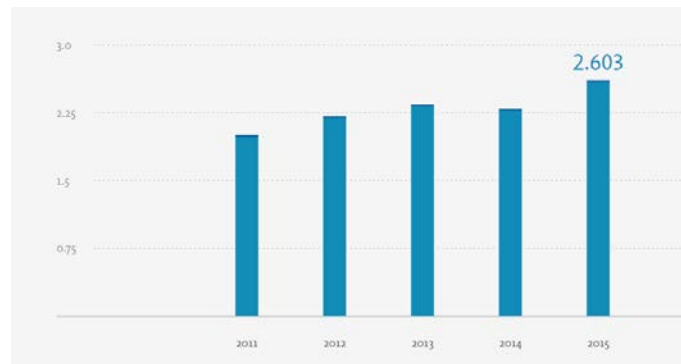
- ISSN: 0378-3774
- Fundada en 1977 (Volúmenes: 190)
- 2.112 artículos citados



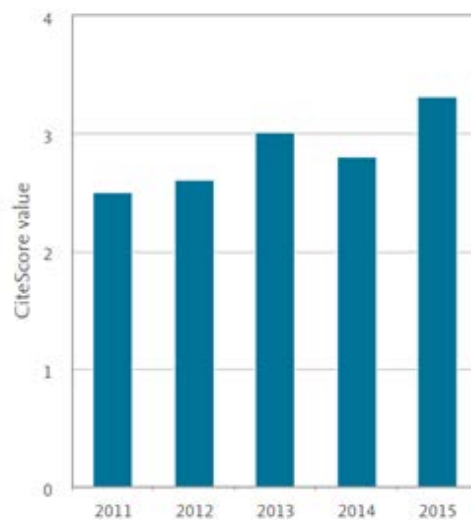
Factor de Impacto

- Factor de Impacto actual: 2,603
- 5 años Factor de Impacto: 3,370
- JCR categoría de clasificación: 10/85 (Q1) en "Water Resources"

Impact Factor of AWM



CiteScore of AWM



Publicación 3: Water



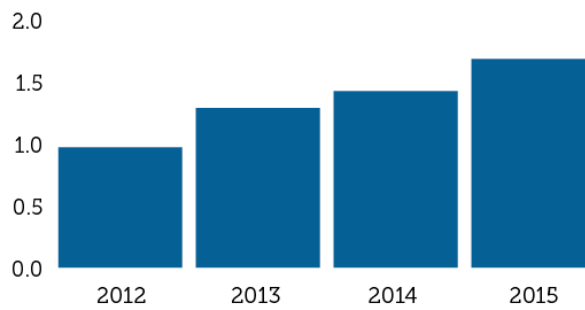
Estadísticas Revista Water

- ISSN: 2073-4441
- Fundada en 2009 (Volúmenes: 9)
- 1.035 artículos citados

Factor de Impacto

- Factor de Impacto actual: 1,687
- 5 años Factor de Impacto: 1,912
- JCR categoría de clasificación: 33/85 (Q2) en “Water Resources”

Impact Factor of Water



Citations & Publications to Water

