

El debate sobre las políticas de agua: evidencia empírica de la sequía en el Júcar

MOHAMED TAHER KAHIL (*)

JOSÉ ALBIAC MURILLO (**)

ARIEL DINAR (***)

ENCARNA ESTEBAN GARCÍA (****)

LORENZO ÀVELLA REUS (*****)

MARTA GARCÍA MOLLA (*****)

1. INTRODUCCIÓN

La escasez y degradación de la calidad de los recursos hídricos son problemas que están afectando a la mayoría de las regiones del mundo. La principal razón es el fuerte aumento de las extracciones globales de agua de 600 a 3.900 km³ en el último siglo como consecuencia del intenso crecimiento de la población y la renta, pero otra razón importante es la existencia de políticas de agua inadecuadas (WWAP 2006, Alcamo et al. 2000). Esta degradación de los recursos hídricos constituye una amenaza para la seguridad hídrica de la población y para la biodiversidad medioam-

(*) *International Institute for Applied Systems Analysis (IIASA), Viena.*

(**) *Centro de Investigación y Tecnología Agroalimentaria, Zaragoza.*

(***) *University of California, Riverside.*

(****) *Universidad de Zaragoza.*

(*****) *Universidad Politécnica de Valencia.*

- Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros, n.º 243, 2016 (115-144).

Recibido marzo 2015. Revisión final aceptada enero 2016.

biental en muchos países, que se ha afrontado con enormes inversiones para garantizar la seguridad humana en los países de renta media o alta. Isabel Bardají Por el contrario, las amenazas a los ecosistemas naturales se han ignorado en la práctica (Vörösmarty et al. 2010).

En España, la mayoría de las cuencas están sometidas a estas fuertes presiones antrópicas, pero el problema es similar en muchas cuencas del mundo. Se trata de un problema global que exige una reconsideración de las actuales instituciones y políticas de agua. El objetivo no es solo proteger los ecosistemas, sino también sustituir las enormes inversiones que aseguran la seguridad humana por mejores opciones de gestión del agua. La extraordinaria sobreexplotación global muestra que la mala gestión del agua está generalizada y que no es fácil conseguir una gestión sostenible de las cuencas. En un principio la escasez de agua era consecuencia de las extracciones de agua superficial, pero en las últimas décadas la situación ha empeorado debido al enorme vaciado de acuíferos por la caída de los costes de bombeo (López et al. 2011). Entre 1960 y 2000, las extracciones subterráneas anuales en el mundo han pasado de 310 a 730 km³ con un vaciado de unos 150 km³ (Konikow 2011). Este vaciado anual masivo alcanza 50 km³ en la región del Indus-Ganges-Brahmaputra, 24 km³ en EE.UU., 13 km³ en la región del Tigris y Éufrates, y 9 km³ en el norte de China. En consecuencia, un tercio de los grandes sistemas acuíferos están seriamente amenazados, en especial en las zonas áridas y semiáridas (Richey et al. 2015).

Esta expansión del acceso humano al agua es consecuencia de los procesos de urbanización e industrialización y de los cambios en el uso de la tierra, basados en el despliegue de infraestructuras hidráulicas como presas, polígonos de riego, trasvases y campos masivos de pozos de bombeo. La escasez de agua puede llegar a ser crítica en los periodos de sequía, y el cambio climático va a agudizar la severidad y recurrencia de las sequías en algunas regiones, en especial las áridas y semiáridas (IPCC 2014). En estas regiones, el efecto combinado de la escasez permanente generada por las actividades humanas y el agravamiento de las sequías consecuencia del cambio climático presagia niveles de degradación de los recursos hídricos sin precedentes.

La gestión sostenible de los recursos hídricos constituye un gran desafío debido a los distintos tipos de bienes y servicios que provee el agua. Estos bienes y servicios pueden clasificarse en bienes privados, bienes comunales o bienes públicos, en función del grado de exclusión y rivalidad en el consumo. El agua potable tratada de las redes urbanas se acerca a un bien privado (rivalidad y exclusión), el agua en los cursos de agua superficial y acuíferos se acerca a un bien comunal (rivalidad y no exclusión), mientras que el agua que mantiene los ecosistemas se acerca a un bien público (no rivalidad y no exclusión) (Booker et al. 2012). La gestión del agua está sujeta a la gobernanza y las políticas públicas por el fallo de los mercados, que no consideran las características de bien comunal y bien público del agua (Dasgupta y Heal 1979).

En este trabajo se estudia la cuenca del Júcar al tratarse de un caso de gran interés, porque es un sistema hidrológico casi cerrado, por las grandes inversiones en tecnologías de agua (modernización de regadíos, reutilización, desalación), por la complejidad del uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas, y por los esfuerzos e iniciativas de cooperación entre los usuarios que se realizan en la autoridad de cuenca.

El objetivo del trabajo es contribuir al actual debate científico sobre los instrumentos de política para resolver la escasez de agua y las sequías. En el estudio se utiliza un modelo hidroeconómico integrado de la cuenca del Júcar que permite llevar a cabo una comparación directa entre instrumentos en función de sus efectos económicos y medioambientales. La comparación se realiza bajo dos escenarios de escasez de agua: sequía moderada y sequía extrema. Se consideran tres tipos de instrumentos: (1) el enfoque institucional basado en la cooperación de los usuarios; (2) el instrumento mercados del agua; y (3) el instrumento precios del agua. También se consideran algunas medidas adicionales a estos instrumentos para proteger el medio ambiente.

Esta evaluación proporciona información a los grupos de interés y a los responsables de la toma de decisiones sobre las ventajas y desventajas de cada instrumento de política para el reparto de agua entre sectores y localizaciones espaciales. El artículo examina en primer lugar los tres tipos de instrumentos. A continuación se describe el modelo de análisis, los escenarios de instrumentos de política y sequías, y los resultados de si-

mulación. Para finalizar se presenta un resumen con las principales conclusiones.

2. TIPOS DE INSTRUMENTOS DE POLÍTICA PARA LA GESTIÓN DEL AGUA

La teoría económica distingue tres tipos de instrumentos de política que sirven para incorporar las externalidades de mercado derivadas de las características de bien comunal y de bien público del agua. El primer tipo es la “solución Pigou” basada en impuestos sobre las extracciones de agua (Pigou 1920), que es el enfoque de precios de agua que promueve la Directiva Marco del Agua europea (EC 2012). El segundo tipo es la “solución Coase” basada en privatizar el recurso y comerciar con él (Coase 1960), que es el enfoque de mercados de agua. El tercer tipo es la “solución Ostrom” o gobernanza de los comunes (Ostrom 1990), basado en la evidencia de que las reglas coercitivas de gobierno fallan por la falta de legitimidad y conocimiento de las condiciones locales. Esta es la aproximación institucional, en la que los propios grupos de interés diseñan las reglas y mecanismos de cumplimiento para la gestión de los bienes comunales (Ostrom et al. 1999).

Las políticas de agua predominantes en algunos países derivan de la Declaración del Agua de Dublín, donde se afirma que el agua es un bien económico (ICWE 1992). Estas políticas se basan en los denominados instrumentos económicos como los mercados de agua o los precios del agua.

Los instrumentos económicos funcionan bien cuando el agua tiene características de bien privado como en el caso de las redes urbanas, pero no cuando el agua tiene características de bien comunal o de bien público. Hay un fuerte consenso entre los expertos en relación a que los precios del agua permiten alcanzar ganancias significativas de eficiencia y bienestar en las redes de agua urbana (Hanemann 1998), aunque pueden surgir dificultades técnicas y políticas en la implementación. El agua de riego procedente de fuentes superficiales y subterráneas tiene características de bien comunal, y la utilización de instrumentos económicos requiere transformar el recurso en bien privado. Esta transformación es complicada, especialmente en regiones áridas y semiáridas con fuertes presiones de

escasez de agua, por lo que se necesita el apoyo de los grupos de usuarios y otros grupos de interés.

La agricultura de regadío es el uso de agua más importante en las regiones áridas y semiáridas, y desempeña una importante función de mantenimiento de la economía rural y de los ecosistemas. Durante las sequías, los ajustes de reducción de agua recaen en el regadío generando impactos económicos y medioambientales, y conflictos sociales. Una cuestión importante para los futuros debates de política de agua es la identificación del potencial de las distintas alternativas de gestión. Las políticas adecuadas tienen que mejorar la eficiencia económica, conseguir la sostenibilidad medioambiental, y tener en cuenta la equidad en un contexto de escasez, sequías y cambio climático. El debate gira en torno a los diferentes enfoques para el reparto del agua de riego, incluyendo los precios del agua, los mercados de agua y el enfoque institucional. En España el enfoque de gestión del agua no está basado en instrumentos económicos. El enfoque está basado en la cooperación y acción colectiva de los usuarios en las autoridades de cuenca.

Los precios del agua en el regadío para ahorrar agua han sido objeto de debate desde los años noventa. Una corriente de la literatura señala que los precios del agua en el regadío tienen un efecto muy limitado en el ahorro de agua (Moore 1991, Sheierling et al. 2004), y otros autores indican que los mercados de agua son mucho más efectivos que los precios para el reparto del agua en el regadío (Cornish et al. 2004).

En España existe una amplia literatura sobre los precios del agua en el regadío, entre los que cabe destacar Berbel y Gómez (2000), Gómez y Riesgo (2004), Iglesias et al. (2004), y Mejías et al. (2004). Los resultados muestran que el instrumento precios genera unas pérdidas elevadas de renta entre los agricultores, como señalan Garrido y Calatrava (2010) en su revisión de estos trabajos.

En las últimas décadas, el enfoque del mercado para repartir el agua ha ganado terreno en algunos países como Australia y Chile. Distintos estudios consideran que los intercambios de agua son una manera flexible y eficiente de afrontar el problema del reparto de agua (Easter et al. 1998, Connor et al. 2009, Howitt et al. 2012). Los mercados de agua aumentan

la eficiencia del uso de agua, evitan el desarrollo de nuevas y costosas fuentes de suministro, y consiguen ganancias de bienestar reasignando agua hacia cultivos de mayor rentabilidad. Las condiciones necesarias para que los mercados de agua funcionen bien son numerosas: definir los derechos de agua, crear un marco legal e institucional para los intercambios, inversiones en infraestructuras de transporte, y bajos costes de transacción (Dinar et al. 1997, Connor y Kaczan 2013).

La cuenca del Murray-Darling es actualmente el mercado de agua más activo en el mundo, y durante la última sequía este mercado ha generado unos beneficios cercanos a los 800 millones de euros anuales (Connor y Kaczan 2013). Un desafío a los mercados de agua son los efectos a terceros como los impactos medioambientales, que disminuyen los beneficios de los intercambios. Los mercados de agua reducen los caudales de los cursos de agua porque se intercambia agua que previamente no se utilizaba por los vendedores, y también porque los incrementos de eficiencia de riego en parcela (más evapotranspiración) reducen los retornos de riego a cuenca. Esta reducción de retornos ha sido analizada en Australia y en EE.UU. (Qureshi et al. 2010, Howe et al. 1986). Otro efecto preocupante es la fuerte expansión de extracciones de acuíferos, como ha ocurrido en la última sequía en el Murray-Darling (1).

En relación a los costes de transacción, Connor y Kaczan (2013) señalan que la opción que se ha tomado en Australia ha sido ignorar los impactos medioambientales de los mercados de agua. La consideración de estos impactos requeriría mercados basados en el consumo de agua y no en las extracciones, lo que elevaría los costes de transacción disminuyendo los beneficios de los mercados de agua.

Medellín et al. (2013) estiman unas enormes ganancias potenciales con los mercados de agua en California bajo escenarios de sequía o cambio climático. Estas ganancias en el Central Valley de California alcanzarían los 1.400 millones de dólares. Ahora bien, la implementación de estas ganancias potenciales del mercado no es tarea fácil, como muestra el fracaso del banco de agua en la sequía de 2009. Los intercambios de agua

(1) Blewett (2012) señala que las extracciones entre 2002 y 2007 fueron siete veces superiores a las licencias otorgadas a los usuarios de agua subterránea, con un vaciado de acuíferos en el Murray-Darling cercano a los 100 km².

fueron bloqueados por las zonas exportadoras de agua con el apoyo de las organizaciones medioambientales. El logro de esta solución requiere de un contexto institucional más fuerte que facilite la cooperación de los grupos de interés.

En España existen mercados de agua informales, en especial en las cuencas del sureste. Estos intercambios de agua suelen realizarse entre agricultores de la misma comunidad de regantes. No están basados en transacciones monetarias, sino más bien en la confianza tradicional entre agricultores de la zona. Los intercambios de derechos de agua en las cuencas son muy limitados y se basan en derechos privados de agua subterránea (Albiac et al. 2006). La mayoría de las transacciones formales de agua se han concentrado en la severa sequía que tuvo lugar en el periodo 2005-2008, a través de ofertas públicas de adquisición de derechos por parte de los organismos de cuenca.

El enfoque de gobernanza de los comunes o “solución Ostrom” es el tipo de instrumento institucional en el que los grupos de interés participan en el diseño y cumplimentación de las reglas de gestión del agua. Este enfoque institucional no es muy utilizado en la gestión del agua, y las únicas referencias en la literatura son las de Ostrom (1990) que cita las instituciones de agua en el levante español y en Filipinas, Blomquist (1992) que cita algunos pequeños acuíferos en el sur de California, y Skurray (2015) que cita el caso de Mancha Oriental.

En algunos países con autoridades de cuenca, no existe la cooperación activa de los usuarios en la asignación de agua. En Francia, las agencias de agua están al cargo de la financiación de las infraestructuras por los usuarios, pero no existen mecanismos para una intervención activa de los usuarios en la asignación de agua. Por otra parte, en Francia no existen problemas serios de escasez de agua como en España. En Australia, la autoridad de cuenca del Murray-Darling que se ha creado recientemente ha elaborado el primer plan de cuenca en 2012, pero tampoco hay una cooperación de los usuarios en la asignación de agua. El agua se asigna mediante los mercados de agua, que como se ha señalado han aumentado la escasez de agua en cuenca. Esta escasez se soluciona mediante compras públicas de agua con un presupuesto de miles de millones de dólares australianos, y no mediante la acción colectiva.

En Estados Unidos no hay autoridades de cuenca, y los problemas de escasez de agua se solucionan mediante grandes inversiones en tecnología de agua, pero no mediante la acción colectiva de los usuarios. Finalmente, en el caso de China existen autoridades de cuenca con un enfoque de mando y control, aunque la responsabilidad en la asignación de agua reside en las provincias y no en la autoridad de cuenca.

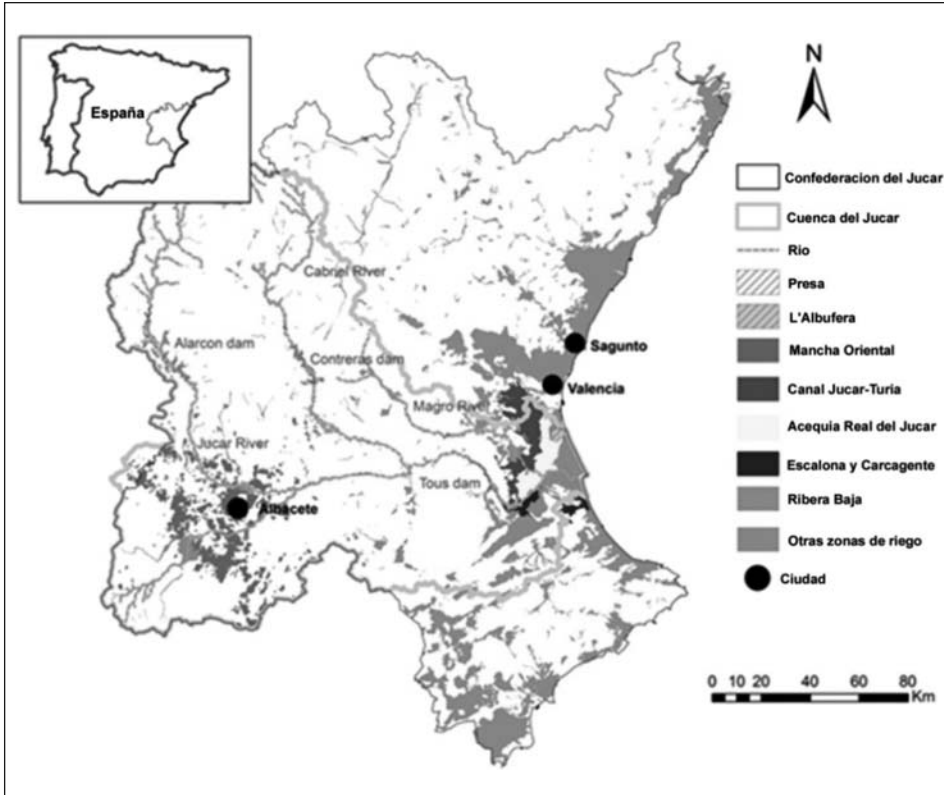
En España, el enfoque de gestión del agua es institucional y está basado en las autoridades de cuenca. Las autoridades de cuenca son responsables de la gestión del agua, el reparto de agua, la planificación y las infraestructuras. La característica específica de este marco institucional es la función clave que tienen los usuarios en las autoridades de cuenca, ya que cooperan en el diseño y cumplimiento de las decisiones de gestión, y en la elaboración de las reglas y la normativa (Albiac et al. 2013). Las comunidades de regantes están al cargo de la distribución de agua en los polígonos de riego, y en la toma de decisiones en los sistemas de explotación. Los representantes de los usuarios forman parte de las de las juntas de explotación y las comisiones de desembalse, donde se toman las decisiones sobre las extracciones de agua y de los usuarios que van a recibir el agua. En este trabajo se estudia la cuenca del Júcar, que es un ejemplo del enfoque de gestión del agua institucional.

3. MATERIALES Y METODOLOGÍA

La cuenca del Júcar ocupa 22.300 km² en las regiones de Valencia y Castilla-La Mancha (Figura 1). Los recursos renovables son 1.700 hm³/año con unas extracciones muy cercanas a los recursos renovables de 1.680 hm³, por lo que la cuenca es casi un sistema cerrado. El principal uso del agua es el regadío que alcanza los 1.400 hm³, seguido de los usos urbanos e industriales con 270 hm³, y de los usos no consuntivos como la producción hidroeléctrica, la acuicultura y los usos recreativos. La superficie de regadío ocupa 190.000 ha, y los cultivos principales son arroz, trigo, cebada, ajo, lechuga y cítricos. Las principales zonas de riego son Mancha Oriental (MO) en el alto Júcar que cubre 100.000 ha, Acequia Real del Júcar (ARJ), Escalona y Carcagente (ESC) y Ribera Baja (RB) en el bajo Júcar que cubren 35.000 ha, y Canal Júcar-Turia (CJT) que bordea la cuenca del Turia y cubre 22.000 ha.

Figura 1

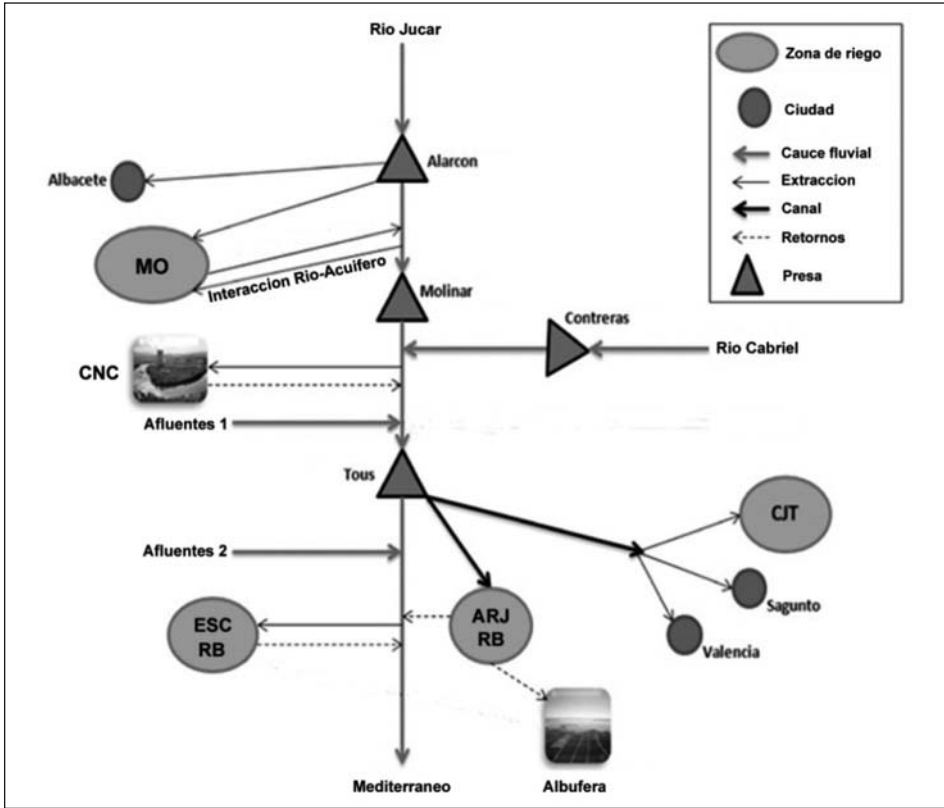
CUENCA DEL JÚCAR



La expansión de las extracciones de agua en la cuenca y las fuertes sequías han causado considerables impactos negativos sobre el medio ambiente. En las últimas décadas ha habido un fuerte crecimiento del regadío con extracciones del acuífero de Mancha Oriental. El vaciado de este acuífero junto con otras importantes extracciones en la cuenca y las repetidas sequías, han provocado una fuerte disminución de los caudales del Júcar y daños a los ecosistemas acuáticos. También ha habido impactos negativos sobre los usuarios, por ejemplo en la Acequia Real cuyas extracciones han caído de 700 a 200 hm³ en los últimos 40 años (García-Molla 2013). La caída de retornos de riego en el bajo Júcar ha perjudicado gravemente a los ecosistemas de La Albufera, que se nutren principalmente de esos retornos (Sanchis 2011).

Figura 2

RED HIDROLÓGICA DE LA CUENCA DEL JÚCAR



La comparación de las políticas de agua se realiza mediante un modelo hidroeconómico desarrollado por Kahil et al. (2014a, 2014b, 2014c). El modelo incorpora y desarrolla la metodología de modelización hidro-económica de la literatura (Booker et al. 2012, Cai et al. 2003, Harou et al. 2009). El modelo incluye tres componentes: (1) un submodelo hidrológico reducido; (2) un submodelo de economía regional; y (3) un submodelo de beneficios medioambientales. El submodelo hidrológico conecta los componentes del modelo, lo que permite simular los impactos hidrológicos de las sequías a nivel espacial. La figura 2 muestra la red hidrológica de la cuenca con los nodos de oferta y demanda de agua y las infraestructuras más importantes. La formulación matemática del submodelo es la siguiente:

$$Wsal_d = Wen_d - Wper_d - Ext_d^{RI} - Ext_d^{URB} \quad [1]$$

$$Wen_{d+1} = Wsal_d + r_d^{RI} \cdot (Ext_d^{RI}) + r_d^{URB} \cdot (Ext_d^{URB}) + AP_{d+1} \quad [2]$$

$$Wsal_d \geq E_d^{min} \quad [3]$$

Donde las ecuaciones [1], [2] y [3] son las restricciones de balance de masas, continuidad de caudal, y caudal ecológico mínimo, respectivamente. $Wsal_d$ es la salida de agua en el tramo del río d ; Wen_d es la entrada de agua en d ; $Wper_d$ es la pérdida de agua en d ; Ext_d^{RI} es la extracción de agua de los polígonos de riego situados en d ; Ext_d^{URB} es la extracción de agua para uso urbano e industrial en d ; Wen_{d+1} es la entrada de agua al siguiente tramo del río $d+1$; $[r_d^{RI} \cdot (Ext_d^{RI})]$ es el retorno de riego de los polígonos de riego; $[r_d^{URB} \cdot (Ext_d^{URB})]$ es el retorno del uso urbano e industrial; AP_{d+1} es el caudal que entra en el tramo del río $d+1$ de los afluentes; y E_d^{min} es el caudal ecológico mínimo establecido para cada tramo del río por el plan de cuenca (CHJ 2014).

El submodelo económico regional representa las actividades de cultivo de los cinco polígonos de riego más importantes de la cuenca (MO, CJT, ARJ, ESC y RB) y el uso urbano en las tres principales ciudades (Valencia, Albacete y Sagunto). En cada zona de riego se ha elaborado un programa de optimización de cultivos que maximiza los beneficios privados de los agricultores, sujeto a restricciones técnicas y de recursos. El problema de optimización viene dado por:

$$Max B_k^{RI} = \sum_{ij} C'_{ijk} \cdot X_{ijk} \quad [4]$$

sujeto a

$$\sum_i X_{ijk} \leq Tsup_{kj} \quad [5]$$

$$\sum_{ij} A_{ijk} \cdot X_{ijk} \leq Tagua_k \quad [6]$$

$$\sum_{ij} M_{ijk} \cdot X_{ijk} \leq Tmo_k \quad [7]$$

Donde B_k^{RI} es el beneficio privado de los agricultores en el polígono de riego k . C'_{ijk} es el vector de coeficientes de renta neta por hectárea del cultivo i con tecnología de riego j (margen neto). La variable de decisión es X_{ijk} , que es el área ocupada por el cultivo i con tecnología de riego j . Los cultivos están agregados en cereales, hortalizas, y frutales, y las tecnologías de riego son inundación, aspersión, y goteo.

La restricción [5] representa la superficie de regadío disponible equipada con tecnología j en la zona de regadío k , $Tsup_{kj}$. La restricción de agua [6] representa la disponibilidad de agua en la zona de regadío k , $Tagua_k$. El parámetro A_{ijk} es la necesidad bruta de agua del cultivo i con tecnología j . La restricción de mano de obra [7] representa la disponibilidad de mano de obra en la zona de regadío k , Tmo_k . El parámetro M_{ijk} es la necesidad de mano de obra del cultivo i con tecnología de riego j .

Para los usos urbanos, se ha utilizado un submodelo de excedente económico en cada ciudad de la cuenca, que maximiza el excedente del consumidor y del productor. El problema de optimización viene dado por:

$$Max B_u^{URB} = \left(a_{du} \cdot Q_{du} - \frac{1}{2} \cdot b_{du} \cdot Q_{du}^2 - a_{ou} \cdot Q_{ou} - \frac{1}{2} \cdot b_{ou} \cdot Q_{ou}^2 \right) \quad [8]$$

sujeto a

$$Q_{du} - Q_{ou} \leq 0 \quad [9]$$

Donde B_u^{URB} es el excedente del consumidor y del productor de la ciudad u . Las variables Q_{du} y Q_{ou} son la demanda y oferta de agua de la ciudad u . Los parámetros a_{du} y b_{du} son el término constante y la pendiente de la función inversa de demanda, y los parámetros a_{ou} y b_{ou} son el término constante y la pendiente de la función de oferta (2). La ecuación [9] indica que la oferta ha de ser mayor o igual que la demanda. La oferta de agua, Q_{ou} es la variable que conecta el submodelo de uso urbano con el submodelo hidrológico.

(2) El excedente es una función cuadrática porque se asumen funciones de oferta y demanda lineales. Los parámetros se han tomado del estudio de Collazos (2004).

El submodelo medioambiental representa los beneficios medioambientales generados por La Albufera, que dependen de las entradas de agua a La Albufera que se originan en los retornos de riego de las zonas de regadío ARJ y RB. Los beneficios y las entradas de agua a la Albufera se relacionan mediante las siguientes expresiones:

$$E_{Albufera} = \alpha \cdot r_{ARJ}^{RI} \cdot (Ext_{ARJ}^{RI}) + \beta \cdot r_{RB}^{RI} \cdot (Ext_{RB}^{RI}) \quad [10]$$

$$B_{Albufera} = \begin{cases} \rho_1 \cdot E_{Albufera} & \text{if } 0 \leq E_{Albufera} \leq E_1 \\ \delta_2 + \rho_2 \cdot E_{Albufera} & \text{if } E_1 < E_{Albufera} \leq E_2 \\ \delta_3 + \rho_3 \cdot E_{Albufera} & \text{if } E_{Albufera} > E_2 \end{cases} \quad [11]$$

Donde la ecuación [10] representa la cantidad de agua que entra en La Albufera de los retornos de riego, $E_{Albufera}$. Los parámetros α y β representan la proporción de retornos de agua que llegan al humedal desde las zonas de regadío ARJ y RB, respectivamente. Las expresiones $[r_{ARJ}^{RI} \cdot (Ext_{ARJ}^{RI})]$ y $[r_{RB}^{RI} \cdot (Ext_{RB}^{RI})]$ son los retornos de riego de ARJ y RB. La ecuación [11] representa los beneficios medioambientales, $B_{Albufera}$, derivados de los servicios medioambientales que el humedal provee a la sociedad. La función de beneficios medioambientales se asume que es una función lineal por tramos (piecewise) de las entradas de agua, $E_{Albufera}$, al humedal. Los parámetros δ y ρ son el término constante y la pendiente de cada tramo de la función lineal. Esta función representa los cambios de régimen del ecosistema cuando se alcanzan umbrales críticos de las entradas de agua, E_1 y E_2 . La forma funcional se ha adaptado del estudio de Scheffer et al. (2001) donde se señala la importancia de los cambios de régimen de los ecosistemas ante umbrales críticos de las condiciones medioambientales. La variable $E_{Albufera}$ conecta el componente de beneficio medioambiental con el componente económico regional y el componente hidrológico.

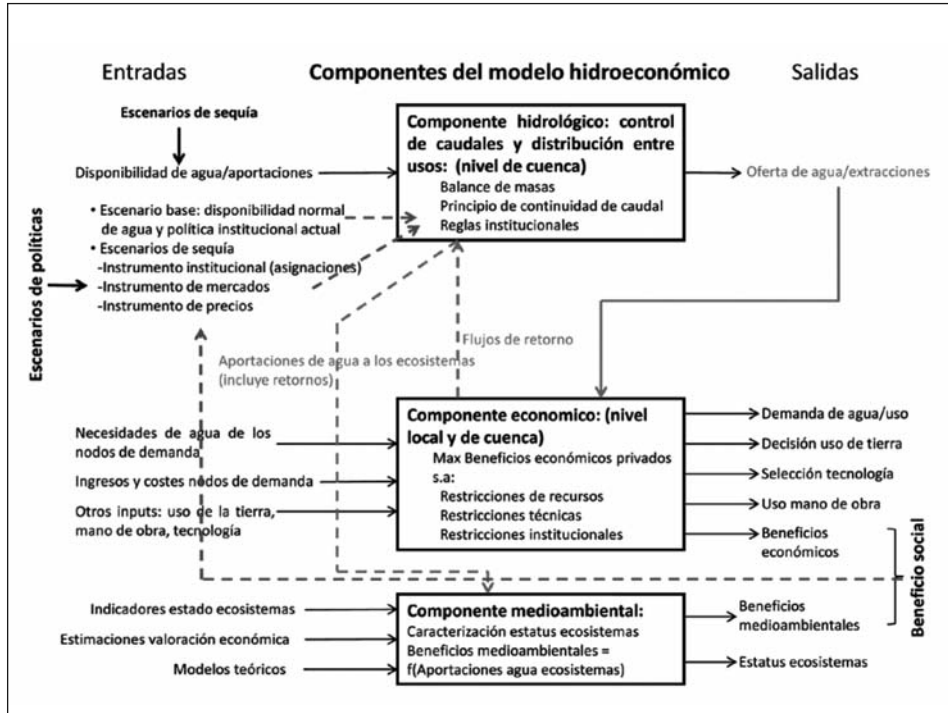
La función de beneficios medioambientales se ha calculado a partir de indicadores del estado del ecosistema de La Albufera y estimaciones de valoración medioambiental. El estado del ecosistema cambia de régimen cuando se alcanzan los umbrales críticos de entradas de agua E_1 y E_2 . La caracterización del estado del ecosistema se ha realizado a partir de series

de datos de indicadores hidrológicos y químicos (CHJ 2009), junto a estudios de valoración económica de La Albufera y de otros humedales (Del Saz y Perez 1999, Woodward y Wui 2001, Brander et al. 2006). Los detalles de la elaboración de la función de beneficios medioambientales se explican en Kahil et al. (2015)

La figura 3 muestra en forma esquemática el modelo hidroeconómico que se describe en esta sección, con las principales relaciones entre componentes y variables. La información de los coeficientes técnicos y los parámetros del modelo hidroeconómico se ha obtenido a partir de encuestas de campo, consultas a expertos, fuentes estadísticas, y de la literatura (GV 2009, GCLM 2009, INE 2009, CHJ 2009 y 2012, MARM 2010). Los detalles del modelo se pueden consultar en Kahil et al. (2014a, 2014b, 2014c).

Figura 3

ESQUEMA DE MODELIZACIÓN



El modelo desarrollado se utiliza para analizar los efectos de las políticas de agua ante escenarios de sequía. Se analizan dos escenarios de sequía, sequía moderada y sequía extrema, que reflejan el rango de futura disponibilidad de agua en cuenca. Los dos escenarios de sequía representan una reducción de las entradas de agua en cuenca del 22 por cien para sequía moderada, y del 66 por cien para sequía extrema. Esta caracterización de la severidad de la sequía se basa en las entradas históricas de agua en cuenca, siguiendo el procedimiento de clasificación de la severidad de las sequías de la Confederación del Júcar.

Las estimaciones del impacto del cambio climático en el Júcar señalan una reducción de entradas de agua del 20 por cien en el corto plazo (2040) y del 50 por cien en el largo plazo (2100) (Ferrer et al. 2012, CEDEX 2010). Los escenarios de sequía que se consideran en este trabajo se acercan al rango de estas estimaciones.

Con el modelo se analizan los efectos económicos y ambientales de los tres tipos de instrumentos de política de agua ante los dos escenarios de sequía considerados. Como ya se ha señalado los tres tipos de instrumentos son: i) el instrumento de la actual política institucional; ii) el instrumento mercados de agua; y iii) el instrumento precios del agua.

El instrumento de política institucional representa el actual enfoque de la Confederación para gestionar la escasez de agua y las sequías. Este enfoque consiste en cambios de adaptación flexible en las asignaciones de agua, basados en la negociación y cooperación de los usuarios. Las características de este enfoque son que todos los usuarios están involucrados en la toma de decisiones, y también que se tienen en cuenta los aspectos ambientales.

El instrumento de mercados de agua responde al creciente interés de diversas organizaciones internacionales, expertos de agua y del propio gobierno español por utilizar los mercados para asignar agua durante las sequías. Los mercados de agua permiten las transferencias entre usuarios para conseguir ganancias de bienestar. Bajo este instrumento se establece el comercio de agua entre polígonos de riego y también con los usos urbanos.

El instrumento precios del agua sigue las recomendaciones de la Directiva Marco que promueve los precios del agua para equilibrar la oferta y la demanda, y para mejorar la eficiencia del uso del recurso. Este instrumento consiste en aumentar los precios hasta alcanzar los precios de equilibrio que igualan la demanda con la oferta disponible.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El modelo hidroeconómico se emplea para determinar los efectos de las tres políticas alternativas ante la escasez de agua y las sequías. El modelo genera resultados sobre los beneficios privados y medioambientales, las extracciones de agua y los retornos, y las entradas de agua a La Albufera. Los beneficios sociales son la suma de los beneficios privados del regadío y el uso urbano, y de los beneficios medioambientales (Cuadro 1). El modelo simula los resultados de utilizar las tres políticas alternativas en los dos escenarios de sequía.

Cuadro 1

POLÍTICAS DE SEQUÍA: INSTITUCIONAL, MERCADOS DE AGUA, Y PRECIOS DEL AGUA

Asignación de agua al regadío, uso urbano y medio ambiente en millones de metros cúbicos*

Escenario sequía	Año normal	Sequía moderada			Sequía extrema		
Tipo de política de agua	Situación actual (cooperación institucional)	Cooperación institucional	Mercados de agua	Precios de agua	Cooperación institucional	Mercados de agua	Precios de agua
Uso de agua hm3)							
Polígonos de riego	1030	908	908	908	683	683	683
MO	399	359	363	363	304	316	316
CJT	155	132	150	150	107	146	146
ARJ	200	180	197	197	131	185	185
ESC	33	30	32	32	18	31	31
RB	243	207	166	166	123	4	4
Uso urbano	119	105	105	105	74	74	74
Caudales ambientales (entradas a la Albufera)	60	52	50	50	34	29	29

* La asignación de agua en sequía es la misma bajo mercados de agua o precios de agua, porque esta asignación corresponde a la solución óptima del modelo que genera precios y cantidades óptimas de agua que maximizan el beneficio privado. Esta solución óptima puede alcanzarse mediante la política de mercados de agua que reasigna el reparto de agua a las cantidades óptimas (y lleva a precios óptimos), o bien mediante la política de fijar precios óptimos lo que hace reasignar el agua a las cantidades óptimas. La diferencia es que con mercados los agricultores obtienen ingresos por la venta de agua, pero con precios pierden ingresos.

Cuadro 2

POLÍTICAS DE SEQUÍA: INSTITUCIONAL, MERCADOS DE AGUA, Y PRECIOS DEL AGUA
Beneficios privados del regadío y uso urbano, y beneficios ambientales en millones de euros

Escenario sequía	Año normal	Sequía moderada			Sequía extrema		
		Situación actual (cooperación institucional)	Cooperación institucional	Mercados de agua	Precios de agua	Cooperación institucional	Mercados de agua
Beneficios Privados y Sociales (106 €)							
Polígonos de riego	190	171	175	93	136	148	54
MO	80	72	72	37	61	62	31
CJT	45	40	42	33	36	39	17
ARJ	34	31	32	17	23	25	4
ESC	7	7	7	5	4	5	2
RB	24	21	22	1	12	17	0
Uso urbano	283	276	276	276	241	241	241
Beneficios privados	473	447	451	369	377	389	295
Beneficios ambientales	75	37	32	32	22	19	19
Beneficios sociales	548	484	483	401	399	408	314

Los resultados que se obtienen de los *mercados de agua* están en concordancia con los resultados de la literatura de mercados de agua mencionados anteriormente: aumento de la eficiencia de riego y caída de los retornos que reduce los caudales de la cuenca. La política de *precios del agua* también consigue un uso eficiente del agua al ajustar los precios para equilibrar la demanda con la oferta disponible en sequía (3). Los precios del agua en cada polígono de riego y centro urbano se igualan al valor marginal del agua, que es el precio de equilibrio del mercado.

4.1. Escenario base

El escenario base o “situación actual” está definido por un año normal de disponibilidad de agua bajo la presente política institucional. Los beneficios sociales bajo la política institucional (o política actual de referen-

(3) Esta alternativa se corresponde con la política de precios del agua que promueve la Comisión Europea, reiterada en el documento “Blueprint to Safeguard Europe’s Water Resources” (EC 2012).

cia) en condiciones de caudales sin sequía, alcanzan los 548 millones de euros. Los beneficios privados son 190 millones de euros en el regadío y 283 millones en el uso urbano, utilizando 1.030 y 119 hm³, respectivamente. Los beneficios medioambientales que genera la Albufera son 75 millones de euros, y la Albufera recibe 60 hm³ de retornos de agua de la Acequia Real del Júcar (ARJ) y de Ribera Baja (RB), que mantienen el estado ecológico del humedal. Los precios sombra del agua en el escenario base en año normal (situación actual en el cuadro 1) son 0,10 €/m³ en MO, 0,09 en CJT, 0,03 en ARJ y ESC, y 0,01 en RB.

4.2. Escenario de sequía moderada

La sequía moderada reduce los beneficios sociales en unos 65 millones de euros con la política institucional y los mercados de agua, pero las pérdidas de beneficios sociales alcanzan cerca de 150 millones de euros bajo la política de precios del agua. Las pérdidas medioambientales son de unos 40 millones de euros bajo todas las políticas, reduciendo los beneficios medioambientales a la mitad. La diferencia entre las políticas son las pérdidas del regadío, que son inferiores a 20 millones de euros con la política institucional y los mercados, pero que ascienden hasta los 100 millones con la política de precios del agua. Por lo tanto las enormes pérdidas de beneficio de los precios del agua se derivan del gran impacto de los precios del agua en los beneficios del regadío.

El medio ambiente soporta unas pérdidas de beneficios significativas por la caída de entradas de agua a la Albufera. Bajo mercados de agua y precios de agua, estas entradas de agua caen por debajo del umbral crítico mínimo, creando un cambio de régimen en el humedal. La política institucional consigue un mayor beneficio medioambiental porque asigna más agua a la Albufera, evitando una mayor desecación y degradación de los ecosistemas.

Los efectos sobre el sector urbano son moderados en términos de asignación de agua y de beneficios privados. La razón es la regla de prioridad de la política institucional, y también la disponibilidad de fuentes adicionales de agua a mayor coste de las cuencas adyacentes en el caso de Valencia y Sagunto (Turia), o de agua subterránea en el caso de Albacete.

Los costes de oportunidad de las políticas para los agricultores son las pérdidas de beneficio que soportan bajo cada política. La elección de una política que tenga un coste de oportunidad desproporcionado se encontrará con la oposición de los agricultores. El fracaso de una política que tenga costes desproporcionados es muy probable, sobre todo si existen otras políticas con un coste de oportunidad mucho menor. Los costes de la política de precios del agua son muy elevados para los agricultores en comparación con las otras políticas, con una caída de beneficios a la mitad cuando se implementa la política de precios (90 millones €) en lugar de las otras políticas (175 millones). La oposición a la política de precios sería especialmente fuerte en Ribera Baja, Mancha Oriental y Acequia Real del Júcar, ya que los costes de oportunidad de elegir los precios del agua son especialmente perjudiciales para los agricultores. Este resultado empírico muestra que las opciones de política institucional o mercados de agua son mucho más factibles que los precios del agua.

4.3. Escenario de sequía extrema

Los efectos de la sequía extrema son mucho mayores que los de la sequía moderada, aunque muestran unas pautas similares. La caída de beneficios sociales se acerca a los 150 millones de euros bajo las políticas institucional y de mercados de agua, pero las pérdidas de beneficio suben hasta 250 millones con los precios del agua. Los beneficios medioambientales experimentan grandes pérdidas, aunque la política institucional asigna algo más de agua a La Albufera.

La política de precios en sequía extrema es muy perjudicial para los agricultores. Elegir la política de precios del agua en lugar de las políticas institucional o mercados de agua, supone que los agricultores pierden las dos terceras partes de sus beneficios. En Ribera Baja o Acequia Real del Júcar, los beneficios de los agricultores desaparecen. Esto demuestra que los costes de oportunidad para los agricultores de la política de precios son claramente desproporcionados.

La distribución de costes para afrontar una sequía extrema en la cuenca del Júcar depende de la política elegida y vienen dados por las pérdidas de beneficios de cada sector. Estos costes son 40 millones de euros para

el sector urbano (283-241) y 50 millones para el medio ambiente (75-22), cualquiera que sea la política elegida. Pero estos costes se triplican desde 50 millones (190-140) de euros hasta casi 150 millones (190-54) para el sector de regadío al elegir la política de precios de agua en lugar de las otras políticas. La implantación de la política de precios se convertiría en una tarea realmente complicada que tendría que afrontar serios obstáculos técnicos y de oposición social, debido a la falta de equidad en la distribución de los costes de esta política entre sectores.

Estos resultados de los precios del agua confirman y amplían los resultados obtenidos en estudios previos sobre los precios del agua en el regadío, realizados por Berbel y Gómez (2000), Gómez y Riesgo (2004), Iglesias et al. (2004), Mejías et al. (2004), y Garrido y Calatrava (2010). Todos los estudios señalan que el instrumento precios del agua provoca elevadas pérdidas de renta a los agricultores. La contribución de este trabajo es que se estiman los efectos a nivel de cuenca y para todos los sectores, y que se comparan directamente los efectos de las distintas políticas.

4.4. Medidas adicionales para proteger el medio ambiente

El mantenimiento de los caudales ecológicos es un problema importante en la mayoría de las zonas áridas y semiáridas, en especial durante las sequías. Los responsables de la gestión se enfrentan a desafíos serios para asegurar los caudales ecológicos, no solo porque no tienen el control efectivo de las extracciones superficiales y subterráneas, sino también porque el componente de retornos de riego es aún más difícil de regular que las extracciones. Los ejemplos de estas dificultades de gestión incluyen cuencas en las que los esfuerzos de gestión del agua son muy sofisticados, como las cuencas del Júcar en España, Murray-Darling en Australia, o Central Valley en California (4). Como se ha indicado en la sección anterior, los caudales ecológicos en el Júcar están fijados en el plan de cuenca, pero estos caudales son muy bajos e inferiores a 2 m³/s en desembocadura.

(4) En el Júcar, el cauce se secó durante la última sequía. En el Murray-Darling, el vaciado de acuíferos alcanzó los 104 km³ durante la última sequía (Blewett 2012). En el Central Valley de California, el vaciado de acuíferos ha alcanzado los 180 km³ durante la actual sequía (UCCHM 2014).

Las medidas de protección del medio ambiente que se mencionan a continuación se han tomado de otros estudios realizados con el modelo hidroeconómico, en los que se consideran medidas adicionales de protección (5). Se consideran dos medidas para proteger el medio ambiente, una asociada a la política de mercados de agua y la otra asociada a la política institucional.

La primera medida sigue el ejemplo de la cuenca del Murray-Darling, donde se ha implementado una costosa recuperación de agua para el medio ambiente, utilizando un programa de compras públicas de agua con una financiación de miles de millones. Esta política puede denominarse mercado de agua medioambiental, y parece adecuada para conseguir los beneficios privados de los mercados de agua, y a la vez proteger los ecosistemas. La segunda medida es mejorar la cooperación de los grupos de usuarios en el Júcar en el marco del actual enfoque institucional, incluyendo el medio ambiente como usuario de pleno derecho, y se puede denominar política institucional sostenible. Con ello se lograría aumentar los caudales ecológicos mediante la negociación de todos los grupos de “usuarios”, tanto económicos como medioambientales.

Tanto la medida de mercado de agua medioambiental como la medida de política institucional sostenible logran aumentos importantes de beneficios medioambientales. Estas ganancias medioambientales suponen cerca de 230 millones de euros tanto en sequías moderadas como severas, con unos beneficios sociales en cuenca que alcanzan los 730 millones de euros en sequía moderada, y los 660 millones de euros en sequía extrema (Kahil et al. 2014a, 2014b).

5. CONCLUSIONES

Las presiones sobre los recursos hídricos están aumentando en todos los países, y además el cambio climático tendrá un impacto muy negativo sobre las regiones áridas y semiáridas. El uso sostenible de los recursos

(5) La explicación de las metodologías y los análisis de estos trabajos están fuera de los objetivos de este artículo sobre tipos de políticas, como la metodológica de la teoría de juegos. Las metodologías utilizadas y los detalles de los resultados pueden consultarse en Kahil et al. (2014a, 2014b).

hídricos para afrontar los problemas de escasez de agua, sequías y cambio climático requiere de una comprensión rigurosa de los procesos biofísicos y del funcionamiento de los instrumentos de política. El desafío es complicado porque el agua provee bienes y servicios privados, comunales y públicos, lo que dificulta la elaboración y cumplimiento de políticas de agua sostenibles.

Este trabajo evalúa empíricamente los instrumentos de política para resolver la escasez de agua y las sequías: precios del agua (impuestos de agua de Pigou), mercados de agua (fijación de derechos e intercambios de Coase), y gobernanza de los comunes (acción colectiva de Ostrom). El modelo hidroeconómico utilizado compara directamente los tres instrumentos en función de sus efectos económicos y medioambientales.

Los precios del agua y los mercados del agua son instrumentos económicos que funcionan bien cuando el agua es un bien privado, pero no cuando es un bien comunal o un bien público. Estos instrumentos económicos pueden conseguir ganancias de eficiencia importantes en redes urbanas donde el agua es un bien privado, pero el carácter de bien comunal del agua de riego requiere de la acción colectiva.

El enfoque de política de agua en España es institucional, y se fundamenta en la cooperación de los usuarios en las autoridades de cuenca para las decisiones de reparto de agua. Aunque la gestión del agua en España está lejos de ser perfecta, se observan casos de experiencias de éxito, como la reducción de extracciones en Mancha Oriental (Esteban y Albiac 2011 y 2012). Este logro es notable porque no se ha conseguido en ningún otro gran acuífero del mundo.

El modelo hidroeconómico del Júcar se ha utilizado para evaluar los instrumentos de política de agua, y se han obtenido tres resultados importantes que pretenden contribuir al avance del análisis de estos instrumentos. El primer resultado muestra que tanto la política institucional como la de mercados de agua son buenos instrumentos para reducir los costes de las sequías, alcanzando unos beneficios similares. Este primer resultado tiene gran importancia porque demuestra que la política institucional alcanza casi los mismos beneficios privados que los mercados de agua. Dado que los mercados de agua maximizan los beneficios pri-

vados, el resultado confirma el buen desempeño de la actual política institucional basada en la cooperación de los usuarios.

Un segundo resultado es que la política institucional supera a los mercados de agua en la protección del medio ambiente. El resultado es lógico ya que los mercados de agua optimizan los beneficios privados pero ignoran los beneficios medioambientales. En el Júcar se observa que los mercados conllevan una reducción de agua para el medio ambiente, y provocan un cambio de régimen del ecosistema más rápido en comparación con el enfoque institucional. Por lo tanto, la actual política institucional tiene ventajas medioambientales respecto a los mercados de agua. Este segundo resultado tiene importancia cuando se planifica un futuro con cambio climático y demandas sociales de protección de los ecosistemas.

El tercer resultado señala las enormes pérdidas para los agricultores de utilizar el instrumento precios del agua en lugar de las otras dos políticas. La Directiva Marco promueve los precios del agua, lo que plantea un desafío importante en regiones áridas y semiáridas como España, donde el regadío es el mayor uso del agua y está muy ligado a un amplio abanico de servicios medioambientales. La utilización de la política de precios en lugar de las políticas alternativas provoca unas pérdidas adicionales a los agricultores de 80 y 100 millones de Euros en sequía moderada y extrema, lo que muestra el elevado coste de oportunidad que tiene seleccionar esta política. Este resultado confirma los resultados obtenidos en estudios previos descritos en Garrido y Calatrava (2010). La ventaja que aporta este trabajo a los estudios anteriores es que se calculan las pérdidas a nivel de cuenca, y no solo para algunos polígonos de riego o para una selección de explotaciones tipo. Los impactos se estiman a nivel espacial para toda la red hidrológica de la cuenca, y además se integra la interacción del regadío, el uso urbano y el medioambiental.

El principal resultado empírico sobre los precios del agua es que los agricultores pierden entre la mitad y los dos tercios de sus beneficios cuando se implementan precios de agua en lugar de instrumentos alternativos. La implantación de la política de precios como pide la Comisión Europea se convertiría en una tarea francamente difícil por la fuerte oposición social derivada de la falta de equidad en la distribución de los costes de la política, cuando existen además mejores alternativas.

La evidencia empírica de los resultados del Júcar muestra que el mercado de agua y la política institucional son mucho más factibles que los precios del agua, y además pueden mejorar la protección medioambiental con medidas adicionales. Una medida consiste en las compras públicas en los mercados de agua, para aprovechar los beneficios de los mercados y a la vez proteger los ecosistemas. La otra medida consiste en reverdecer la actual política institucional, incluyendo el medio ambiente como un usuario de pleno derecho en el proceso de reparto de agua. Sin embargo, la protección del medio ambiente con precios del agua supondría añadir más costes “medioambientales” y “de uso del recurso” (en terminología de la DMA) a los precios del agua, con el resultado de unos costes aún más desproporcionados para los agricultores. Estos resultados cuestionan seriamente el énfasis de la Directiva Marco del Agua en el instrumento precios del agua para el regadío.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha recibido el apoyo de los siguientes especialistas: Manuel Pulido, David Sanz, Alfonso Calera y Carles Sanchis. El trabajo se ha realizado en el marco de los proyectos INIA RTA2010-00109-C04-01 e INIA RTA2014-00050-00-00 del Ministerio de Economía y Competitividad y BIL/13/MA/072 de la Fundación MAPFRE .

BIBLIOGRAFÍA

- ALBIAC, J.; HANEMANN, M.; CALATRAVA, J.; UCHE, J. y TAPIA, J. (2006). The rise and fall of the Ebro water transfer. *Natural Resources Journal*, 46 (3): p. 727-757.
- ALBIAC, J.; ESTEBAN, E.; TAPIA, J. y RIVAS, E. (2013). Water scarcity and droughts in Spain: Impacts and policy measures. En: Schwabe, K.; Albiac, J.; Connor, J.; Hassan R.; Meza L. (Eds.). *Drought in Arid and Semi-Arid Environments: A Multi-Disciplinary and Cross-Country Perspective*. Springer. Dordrecht.
- ALCAMO, J.; HENRICH, T. y RÖSCH, T. (2000). World water in 2015: global modeling and scenario analysis for the World Commission on Water for the 21st Century. *Kassel World Water Series. Report 2*. Center for Environmental System Research. University of Kassel. Kassel.

- BERBEL, J. y GÓMEZ, J. (2000). The impact of water pricing policy in Spain: an analysis of three irrigated areas. *Agricultural Water Management*, 43(2): p. 219-238.
- BLEWETT, R. (2012). *Shaping a Nation. A Geology of Australia*. Geoscience Australia-ANU Press. Canberra.
- BLOMQUIST, W. (1992). *Dividing the Waters: Governing Groundwater in Southern California*. ICS Press. San Francisco.
- BOOKER, J.; HOWITT, R.; MICHELSEN, A. y YOUNG, R. (2012). Economics and the Modeling of Water Resources and Policies. *Natural Resource Modeling*, 25(1): p. 168-218.
- BRANDER, L.; FLORAX, R. y VERMAAT, J. (2006). The empirics of wetland valuation: a comprehensive summary and a meta-analysis of the literature. *Environmental and Resource Economics*, 33: p. 223-250.
- CAI, X.; MCKINNEY, D. y LASDON, L. (2003). Integrated hydrologic-agronomic economic model for river basin management. *Journal of Water Resources Planning and Management* 129: 4-17.
- CENTRO DE ESTUDIOS Y EXPERIMENTACIÓN DE OBRAS PÚBLICAS (CEDEX), 2010. Estudio de los impactos del cambio climático en los recursos hídricos y las masas de agua. Ficha 1: Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos en régimen natural. MARM. Madrid.
- COASE, R. (1960). The problem of social cost. *Journal of Law and Economics*, 3: p. 1-44.
- COLLAZOS, G. (2004). Sistema soporte de decisión para evaluación y optimización económica de sistemas de recursos hídricos. Tesis Doctoral. Universidad Politécnica de Valencia. Valencia.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL JÚCAR (CHJ). (2009). *Esquema provisional de temas importantes*. MARM. Valencia.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL JÚCAR (CHJ). (2013). *Sistema Júcar: Datos del año hidrológico 2012-2013*. MAGRAMA. Valencia.
- CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL JÚCAR (CHJ). (2014). *Memoria proyecto del plan hidrológico de cuenca*. MAGRAMA. Valencia.
- CONNOR, J.; SCHWABE, K.; KING, D.; KACZAN, D. y KIRBY M. (2009). Impacts of climate change on lower Murray irrigation. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 53: p. 437-456.
- CONNOR, J. y KACZAN, D. (2013). Principles for economically efficient and environmentally sustainable water markets: The Australian experience. En: Schwabe, K.; Albiac, J.; Connor, J.; Hassan R.; Meza L. (Eds.). *Drought in Arid and Semi-Arid Environments: A Multi-Disciplinary and Cross-Country Perspective*. Springer. Dordrecht.

- CORNISH, G.; BOSWORTH, B.; PERRY, C. y BURKE, J. (2004). *Water charging in irrigated agriculture. An analysis of international experience*. FAO Water Report N° 28. Roma.
- DASGUPTA, P. y HEAL, G. (1979). *Economic Theory and Exhaustible Resources*. Cambridge University Press. Cambridge.
- DEL SAZ, S. y PÉREZ, L. (1999). El valor de uso recreativo del parque natural de L'Albufera a través del método indirecto del coste de viaje. *Estudios de Economía Aplicada*, 11: p. 41-62.
- DINAR, A.; ROSEGRANT, M. y MEINZEN-DICK, R. (1997). Water allocation mechanisms: principles and examples. Policy research working paper N° WPS 1779. World Bank. Washington.
- EASTER, K.; DINAR, A. y ROSEGRANT, M. (1998). The Performance of Water Markets: Transaction Costs, Interjurisdictional Barriers and Institutional Options. En: Just, R.; Netanyahu, S. (Eds.) *Conflict and Cooperation on Trans-Boundary Water Resources*. Kluwer. Norwell.
- ESTEBAN, E. y ALBIAC, J. (2011). Groundwater and ecosystems damages: Questioning the Gisser-Sánchez effect. *Ecological Economics*, 70: p. 2062-2069.
- ESTEBAN, E. y ALBIAC, J. (2012). The problem of sustainable groundwater management: the case of La Mancha aquifers, Spain. *Hydrogeology Journal*, 20(5): p. 851-863.
- EUROPEAN COMMISSION (EC). (2012). Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the European Economic and Social Committee and the Committee of the Regions. A Blueprint to Safeguard Europe's Water Resources. COM(2012) 673 final. European Commission. Bruselas.
- FERRER, J.; PEREZ, M.; JIMÉNEZ, S.; ESTRELA, T. y ANDREU, J. (2012). GIS-based models for water quantity and quality assessment in the Júcar River Basin, Spain, including climate change effects. *Science of Total Environment*, 440: 42-59.
- GARCÍA-MOLLA, M. ; SANCHIS, C. ; ORTEGA, M. y AVELLÀ, L. (2013). Irrigation Associations Coping with Drought: The Case of Four Irrigation Districts in Eastern Spain. En: Schwabe, K.; Albiac, J.; Connor, J.; Hassan R.; Meza L. (Eds.). *Drought in Arid and Semi-Arid Environments: A Multi-Disciplinary and Cross-Country Perspective*. Springer. Dordrecht.
- GARRIDO, A. y CALATRAVA, J. (2010). Trends in water pricing and markets. En: Garrido, A; Llamas, M. (Eds.). *Water Policy in Spain*. CRC Press. Leiden.
- GENERALITAT VALENCIANA (GV). (2009). *Base de datos IT de superficies de cultivos por término municipal para La Generalitat Valenciana 2009*. Departamento de Agricultura. Generalitat Valenciana. Valencia.

- GOBIERNO DE CASTILLA LA MANCHA (GCLM). (2009). *Base de datos IT de superficies de cultivos por término municipal para Castilla La Mancha 2009*. Departamento de Agricultura. Gobierno de Castilla La Mancha. Toledo.
- GÓMEZ, J. y RIESGO L. (2004). Irrigation water pricing: differential impacts on irrigated farms. *Agricultural Economics*, 31(1): p. 47-66.
- HANEMANN, W. (1998). Determinants of Urban Water Use. En: Bauman, D.; BOLAND, J. y HANEMANN, W. (Eds.) *Urban Water Demand Management and Planning*. McGraw-Hill. Nueva York.
- HAROU, J.; PULIDO-VELAZQUEZ, M.; ROSENBERG, D.; MEDELLÍN, J.; LUND, J. y HOWITT, R. (2009). Hydroeconomic models: concepts, design, applications, and future prospects. *Journal of Hydrology* 375: 627-643.
- HOWE, C.; SCHURMEIER, D. y SHAW, W. (1986). Innovative Approaches to Water Allocation: The Potential for Water Markets. *Water Resources Research*, 22(4): p. 439-449.
- HOWITT, R.; MEDELLÍN, J.; MACÉWAN, D. y LUND, J. (2012). Calibrating disaggregate economic models of agricultural production and water management. *Environmental Modelling and Software*, 38: p. 244-258.
- IGLESIAS, E.; SUMPISI, J. y BLANCO, M. (2004). Environmental and socioeconomic effects of water pricing policies: Key issue in the implementation of the Water Framework Directive. Comunicación a la 13th Annual Conference of the European Association of Environmental and Resource Economists. Budapest.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). (2014). *Climate Change 2014: impacts, adaptation, and vulnerability. Contribution of working groups II to the fifth assessment report of the IPCC*. IPCC. Ginebra.
- International Conference on Water and the Environment (ICWE). (1992). *The Dublin Statement and Report of the Conference*. ICWE. World Meteorological Organization. Ginebra.
- INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICA (INE). (2009). *Censo Agrario 2009*. INE. Madrid.
- KAHIL, M.; DINAR, A. y ALBIAC, J. (2014a). Modeling water scarcity and drought severity for policy adaptation to climate change: Application to the Jucar Basin, Spain, Working Document 14-01. Unidad de Economía Agraria. CITA. Zaragoza.
- KAHIL, M.; DINAR, A. y ALBIAC, J. (2014b). Propensity for cooperative water management and ecosystem protection under scarcity and drought: application to the Jucar River Basin. Working Document 14-02. Unidad de Economía Agraria. CITA. Zaragoza.

- KAHIL, M.; ALBIAC, J. y DINAR, A. (2014c). The Debate on Water Policies: Evidence from Drought in Spain. Working Document 14-03. Unidad de Economía Agraria. CITA. Zaragoza.
- KAHIL, M.; DINAR, A. y ALBIAC, J. (2015). Modeling water scarcity and droughts for policy adaptation to climate change in arid and semi-arid regions. *Journal of Hydrology*, 522: p. 95-109.
- KONIKOW, L. (2011). Contribution of global groundwater depletion since 1900 to sea-level rise. *Geophysical Research Letters*, 38, L17401.
- LÓPEZ, E.; LLAMAS, M.; GARRIDO, A. y SANZ, D. (2011). Groundwater Management. En: Wilderer, P. (Ed.). *Treatise on Water Science*. Academic Press. Oxford.
- MEDELLÍN, J.; HOWITT, R. y LUND, J. (2013). Modeling Economic-Engineering Responses to Drought: The California Case. En: Schwabe, K.; Albiac, J.; Connor, J.; Hassan R.; Meza L. (Eds.). *Drought in Arid and Semi-Arid Environments: A Multi-Disciplinary and Cross-Country Perspective*. Springer. Dordrecht.
- MEJÍAS, P.; VARELA, C. y FLICHTMAN, G. (2004). Integrating agricultural policies and water policies under water supply and climate uncertainty. *Water Resources Research*, 40(7), W07S03.
- MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE, RURAL Y MARINO (MARM). (2010). *Análisis de la economía de los sistemas de producción: Resultados técnico-económicos de explotaciones agrícolas de en Valencia y Castilla La Mancha en 2009*. Subsecretaría de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. MARM. Madrid.
- MOORE, M. (1991). The bureau of reclamations new mandate for irrigation water conservation - purposes and policy alternatives. *Water Resources Research*, 27(2): p.145-155.
- OSTROM, E. (1990). *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*. Cambridge University Press. Cambridge.
- OSTROM, E.; BURGER, J.; FIELD, C.; NORGAARD, R. y POLICANSKY, D. (1999). Revisiting the Commons: Local Lessons, Global Challenges. *Science*, 284: p. 278-282.
- PIGOU, A. (1920). *The Economics of Welfare*. Macmillan. Nueva York.
- QURESHI, M.; SCHWABE, K.; CONNOR, J. y KIRBY, M. (2010). Environmental water incentive policy and return flows. *Water Resources Research*, 46, W04517.
- RICHEY, A.; THOMAS, B.; LO, M.; REAGER, J.; FAMIGLIETTI, J.; VOSS, K.; SWENSON, S. y RODELL, M. (2015). Quantifying Renewable Groundwater Stress with GRACE. *Water Resources Research*. En prensa.

- SANCHIS, C. (2011). La Albufera de Valencia: cincuenta años de eutrofia. *Mètode*, 70: p. 34-41.
- SCHEFFER, M.; Carpenter, S.; Foley, J.; Walker, B. (2001). Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature*, 413:591-596.
- SCHEIERLING, S.; YOUNG, R. y CARDON, G. (2004). Determining the price responsiveness of demands for irrigation water deliveries versus consumptive use. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 29(2): p. 328-345.
- SKURRAY, J. (2015). The scope for collective action in a large groundwater basin: An institutional analysis of aquifer governance in Western Australia. *Ecological Economics*, 114: p. 128-140.
- UC CENTER FOR HYDROLOGIC MODELING (UCCHM). (2014). UCCHM Water Advisory #1. University of California. Irvine.
- VÖRÖSMARTY, C.; MCINTYRE, P.; GESSNER, M.; DUDGEON, D.; PRUSEVICH, A.; GREEN, P.; GLIDDEN, S.; BUNN, S.; SULLIVAN, C.; LIERMANN C. y DAVIES P. (2010). Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467: p. 555-561.
- WOODWARD, R. y WUI, Y. (2001). The economic value of wetland services: a meta-analysis. *Ecological Economics*, 37: p. 257-270.
- WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME (WWAP). (2006). *Water: A Shared Responsibility. The United Nations World Water Development Report 2*. UNESCO-Berghahn Books. New York.

RESUMEN

El debate sobre las políticas de agua: evidencia empírica de la sequía en el Júcar

La mala gestión de los recursos hídricos a nivel global es un motivo para reconsiderar las actuales políticas de agua. Los tres enfoques de instrumentos de política de agua son los precios de agua, los mercados de agua, y los instrumentos institucionales basados en la cooperación. En España se utiliza el enfoque institucional basado en la cooperación, la Unión Europea promueve los precios de agua para equilibrar la oferta y la demanda del recurso, y en Australia se han implementado los mercados de agua. Este trabajo compara estos tres tipos de instrumentos de política para afrontar las sequías en la cuenca del Júcar. El análisis indica que el instrumento institucional y el instrumento de mercados de agua tienen resultados similares, lo que demuestra que el actual enfoque institucional no es inferior a los mercados de agua. Otro resultado importante es que el instrumento de precios del agua conlleva unas pérdidas enormes para los agricultores, lo que convierte a esta alternativa en políticamente inviable. Este resultado cuestiona seriamente el énfasis de la Directiva Marco del Agua en el instrumento precios del agua para el regadío.

PALABRAS CLAVE: Instrumentos de política de agua, Modelización hidroeconómica, Precios de agua, Mercados de agua, Cooperación institucional

CÓDIGOS JEL: Q25, Q54, D78, C61.

SUMMARY

The Debate on Water Policies: empirical evidence from drought in the Jucar river

The mismanagement of water resources at global level calls for a reconsideration of the current water policies. The three approaches to water policy instruments are water pricing, water markets, and institutional instruments based on cooperation. The approach in Spain is institutional cooperation, whereas the European Union promotes water pricing to balance water supply and demand, and in Australia water markets have been implemented to confront water scarcity and droughts. This study compares these three types of policy instruments to address drought in the Jucar Basin. The analysis indicates that the institutional instrument based on cooperation and the water market instrument both achieve similar results, demonstrating that the current institutional approach is not inferior to water markets. Another important result is that the water pricing instrument entails very substantial losses to farmers, which implies that this alternative is politically unfeasible. This result questions seriously the reliance of the Water Framework Directive on the water pricing instrument in irrigation.

KEY WORDS: Water policy instruments, Hydro-economic modeling, Water pricing, Water markets, Institutional cooperation

JEL CODES: Q25, Q54, D78, C61.