

Los bancos de agua como instrumento económico para la mejora de la gestión del agua en España

NAZARET M. MONTILLA-LÓPEZ (*)

JOSÉ A. GÓMEZ-LIMÓN (*)

CARLOS GUTIÉRREZ-MARTÍN (*)

1. INTRODUCCIÓN

El aumento de la población mundial y la consecuente demanda de alimentos han provocado un incremento de la demanda de agua. Sin embargo, la oferta disponible de agua dulce es limitada. Así, desde hace algunas décadas, se está observando que la explotación antrópica de los recursos hídricos en algunas zonas del planeta está llegando a sus límites de sostenibilidad, dada la imposibilidad de que la oferta se incremente al mismo ritmo de la demanda. Esta situación, denominada de “madurez de la economía del agua”, se presenta con especial intensidad en las regiones áridas y semiáridas de los países desarrollados, como el Oeste de Norteamérica, Australia o España, donde la agricultura de regadío resulta especialmente competitiva, y los usos agrícolas representan hasta el 80% de los usos del agua. Esta situación de madurez se prevé que se acentúe en un futuro próximo como consecuencia del calentamiento global (incremento de las necesidades hídricas de los cultivos) y el cambio climático

(*) Dpto. Economía, Sociología y Política Agrarias. Universidad de Córdoba.

- Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros, n.º 247, 2017 (95-135).
Recibido junio 2016. Revisión final aceptada febrero 2017.

(descenso de la oferta de agua por la disminución de las precipitaciones). Además, la escasez del agua se agravará cíclicamente por la mayor frecuencia e intensidad de los períodos de sequías en todo el planeta (IPCC, 2014).

En este contexto, y ante la imposibilidad de seguir aumentando la regulación de los recursos hídricos a través de las tradicionales “políticas de oferta” (fomento de infraestructuras públicas encaminadas a aumentar la oferta de agua a disposición de los usuarios), resulta evidente la necesidad de pasar a un enfoque de “políticas de demanda”. Este enfoque alternativo de la política del agua tiene por objeto promover una gestión más eficiente de los recursos actualmente disponibles, permitiendo su asignación preferente hacia los usos que generan mayor valor económico, ya sean estos el abastecimiento de la población, la realización de actividades económicas (agricultura, industria, energía), la sostenibilidad ambiental (buen estado de las masas de agua) o la provisión de bienes públicos como el paisaje y actividades recreativas (baño, pesca, etc.). Dentro de esta política, la agricultura de regadío tendrá un papel central como principal usuario actual del recurso.

Al objeto de reorientar la política del agua hacia un enfoque de gestión de la demanda, se considera prioritaria la implementación de instrumentos económicos tales como la tarificación o los mercados de agua, que dotan a las administraciones responsables de su gestión de mecanismos para minimizar los problemas de escasez y mala gestión mediante la reasignación y el uso eficiente de los recursos existentes (Lago *et al.*, 2015). Dentro de este contexto, el presente trabajo se centra en el análisis de un tipo particular de mercados de agua; los bancos de agua. El interés objetivo de este instrumento de demanda reside en su adecuación para flexibilizar los sistemas de asignación de agua propios de los derechos concesionales. Efectivamente, los bancos de agua son un mecanismo de mercado mediante el cual es posible la reasignación voluntaria de derechos con el propósito de dar respuesta tanto a cambios coyunturales (transferencias temporales de derechos de agua) como estructurales (transferencias permanentes) en la disponibilidad del recurso, pero donde los agentes que operan en el mercado estén supeditados, en todo momento, a la actuación y control de un organismo regulador, que tiene

un papel centralizador de las operaciones al actuar como intermediario único y obligatorio de todas las operaciones (Spulber y Sabbaghi, 1994; Hadjigeorgalis, 2009; Young y Loomis, 2014; Delacámara *et al.*, 2015). Así, el presente documento tiene como objetivo estudiar la potencialidad de los bancos de agua como instrumento económico de gestión de la demanda en cuencas cerradas (imposibilidad de aumento de la oferta de agua), con problemas de sostenibilidad ambiental (sobreexplotación de recursos y deterioro de las masas de agua) y fuerte incertidumbre en cuanto a la disponibilidad del recurso (impacto creciente de las sequías como consecuencia del cambio climático). Con el fin de alcanzar dicho objetivo, se analizan las ventajas e inconvenientes de este instrumento económico y se realiza un análisis crítico de la implementación de los bancos de agua a nivel internacional y nacional en base a una extensa revisión de la literatura. En este sentido, este artículo supone una aportación novedosa en la medida en que ningún documento anterior ha catalogado las experiencias de bancos de agua a nivel internacional, ni ha realizado el análisis crítico propuesto. Por este motivo, la investigación desarrollada pretende contribuir a una mejora en el diseño de la política del agua en las regiones con economías del agua más maduras, donde resulta necesario favorecer la reasignación eficiente del recurso hacia los usos de mayor valor económico. De esta manera, se pretende concluir aportando una serie de sugerencias para la mejora del diseño e implementación de los bancos de agua dentro de la política del agua en España.

Con este propósito, el trabajo se organiza de la siguiente manera. Tras esta sección introductoria, el siguiente apartado está dedicado a conceptualizar y categorizar los bancos de agua. En el tercer apartado se describen las ventajas e inconvenientes de los bancos de agua como instrumento para la gestión del agua. El cuarto apartado está dedicado a una descripción detallada de las principales experiencias de bancos de agua que han tenido lugar a nivel internacional, mientras que el quinto apartado está focalizado en analizar la experiencia española de bancos de agua, del cual se derivan una serie de propuestas de mejora para su desarrollo en España como instrumento para la mejora de la eficiencia en el uso del recurso. En el sexto y último apartado se presentan las conclusiones del trabajo.

2. BANCOS DE AGUA: CONCEPTO Y TIPOLOGÍAS

2.1. ¿Qué se entiende por bancos de agua?

En sentido amplio, los bancos de agua son un conjunto de formas institucionales de mercados de agua que se caracterizan porque los compradores y vendedores no intercambian directamente los derechos, sino que dichos intercambios se realizan obligatoriamente a través de un único intermediario que centraliza todas las ofertas y las demandas, siendo su intermediación decisiva para el establecimiento de los precios de las mencionadas transacciones (Spulber y Sabbaghi, 1994).

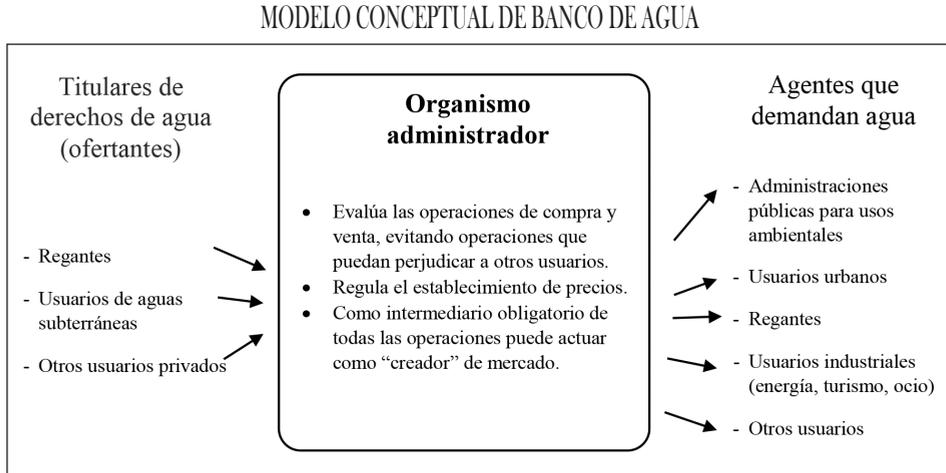
Este trabajo se centra en el estudio de los bancos de agua (“water banks” en inglés), conocidos en España igualmente como centros de intercambio. Sin embargo, no conviene confundir este tipo de mercado de agua con el instrumento del “water banking”, denominación anglosajona para describir una estrategia de gestión del recurso basada en el almacenamiento del mismo (Dellapenna, 2000). Efectivamente, el water banking implica depositar derechos de agua, sea en papel o en volumen efectivo de agua, en un “banco”, entendido éste como las reservas de agua en un embalse, acuífero, etc. Este depósito en el banco permite a su titular una amplia variedad de operaciones, entre las que se incluye el uso diferido del recurso y su transferencia a otros depositarios (Clifford *et al.*, 2004).

Delacámara *et al.* (2015) y MacDonnell (1995) definen el concepto de banco de agua como un proceso institucionalizado que se establece para facilitar la transferencia de agua asignada a unos usuarios o usos concretos hacia otros usuarios y usos de manera centralizada. En la forma más simple, un banco de agua es un intermediario único de derechos de agua entre compradores y vendedores, sea de forma temporal (spot) o permanente. De esta manera, el banco de agua transfiere agua de unos usos a otros bajo la vigilancia de la administración, en aras no solo de “crear” mercado, sino también de la protección del medio ambiente, la equidad interterritorial y la minimización de posibles conflictos sociales en épocas de escasez, favoreciendo que el agua se destine a usos socialmente considerados de mayor valor.

En general, los bancos de agua se han desarrollado bajo muchas variaciones, pero todas están basadas en el marco conceptual representado en la

Figura 1, donde se muestran las funciones que desempeñan los bancos de agua.

Figura 1



Fuente: elaboración propia basado en Clifford et al. (2004).

2.2. Bancos de agua: tipologías

Bajo el concepto general descrito anteriormente de "bancos de agua", en la práctica, se engloban diseños institucionales muy variados. En este sentido, a continuación se analiza la heterogeneidad de este tipo de mercados de agua sobre la base de las experiencias que se han llevado a cabo hasta la fecha, analizando las principales características que los definen. Este análisis de las variables características de los bancos de agua ha permitido establecer distintas tipologías, tal y como se expone seguidamente.

En primer lugar, debe señalarse que los bancos de agua se diferencian en función del tipo de **organismo administrador**. En este sentido cabe considerar:

- *Bancos de agua públicos.* Organizados y gestionados por una administración pública, normalmente aquella competente en materia de agua.
- *Bancos de agua privados.* Organizados y gestionados por la iniciativa privada, principalmente mediante la actuación de organizaciones sin

ánimo de lucro, tal y como las ONG dedicadas a la conservación del medio ambiente.

Una segunda variable definitoria de los bancos de agua es el **bien o derecho objeto de intercambio**. Así pueden diferenciarse entre:

- *Bancos de agua permanentes*. Los vendedores transfieren al banco de agua la titularidad del derecho de uso o propiedad del recurso de manera definitiva. Los derechos así adquiridos por el banco pueden posteriormente asignarse, en su totalidad o parcialmente, a nuevos usuarios, bien mediante adquisición, bien mediante un sistema de concesión gratuita. Estos bancos están orientados a resolver problemas asociados a la escasez estructural del agua, tanto de carácter económico como ambiental (Wheeler *et al.*, 2012; Rosegrant *et al.*, 2014; Hanak, 2015), tal y como se comenta más adelante.
- *Bancos de agua temporales o spot*. Estos bancos se comportan de la misma manera que los bancos de agua permanentes pero, a diferencia de los anteriores, el objeto de las transferencias son cesiones temporales de los derechos de uso del agua (normalmente por una campaña de riego) o cantidades de agua concretas (*spot*). En ambos casos, su actividad se concentra en períodos de sequía, orientándose a mitigar los efectos de la escasez coyuntural del recurso (Booker *et al.*, 2005; Kahil *et al.*, 2015).
- *Bancos de contratos de opción*. El banco de agua intercambia contratos que permiten a sus compradores tener la opción (pero no la obligación) de comprar agua al vendedor del contrato (titular de los derechos de uso del recurso), a cambio de un precio determinado o “prima” (Jercich, 1997; Cui y Schreider, 2009). Si finalmente se ejecuta la mencionada opción de compra, el comprador pagará una compensación adicional al vendedor, denominada “precio de ejecución” o *strike*. Estos contratos permiten al comprador protegerse del riesgo de no disponer de agua suficiente para su actividad, permitiendo al mismo tiempo que el vendedor no pierda el derecho de propiedad o uso del agua (Howitt, 1998; Rey *et al.*, 2016).

Los bancos de agua pueden clasificarse igualmente según su **finalidad**. En este sentido cabe distinguir entre:

- *Bancos de agua para la reasignación del recurso.* Los intercambios de derechos que permiten los bancos de agua posibilitan la reasignación del recurso (temporal o permanentemente) en función de la oferta y la demanda de los usuarios (actuales y potenciales) según las fuerzas del mercado, favoreciendo la transferencia de agua desde usos de menor valor a otros de mayor valor. Estas transferencias, en ausencia de externalidades negativas, permiten la mejora de la eficiencia económica asociada al uso de agua (Grafton *et al.*, 2012; Wheeler *et al.*, 2014).
- *Bancos de agua para la consecución de fines ambientales.* La operatividad de estos bancos se basa en la compra de derechos sin posterior reasignación de los mismos para usos consuntivos (Wheeler *et al.*, 2013). De esta manera, este tipo de bancos permite solucionar problemas ambientales que puedan derivarse de la escasez de agua, tanto estructural (por la sobreasignación de recursos en la cuenca, mediante la compra de derechos permanentes) como coyuntural (caudales de estiaje insuficientes, mediante la compra de derechos temporales).
- *Bancos de agua para la gestión del riesgo de disponibilidad de agua.* La variabilidad climática e hidrológica aumenta la incertidumbre sobre la disponibilidad de agua y la planificación de los recursos hídricos. Esta situación genera una importante exposición al riesgo de los usuarios, que explica que estos no adopten decisiones eficientes desde una perspectiva económica (Alcón *et al.*, 2014). Al objeto de minimizar decisiones subóptimas y mejorar la eficiencia en el uso del agua, este tipo de bancos se implementan mediante la negociación de contratos de opción sobre el agua. Con ello se permite mejorar la garantía de suministro de los compradores de los contratos de opción (a base de empeorar la garantía de los vendedores de tales contratos), posibilitando de esta manera una transferencia efectiva del riesgo entre usuarios con distinto nivel de aversión al mismo (Howitt, 1998; Rey *et al.*, 2016).

Finalmente, la **estrategia de gestión** diferencia igualmente a los bancos de agua entre:

- *Bancos de agua activos.* Los gestores del banco adoptan una estrategia proactiva como “creadores de mercado” (*market-maker*), comprando derechos de agua con su propio presupuesto, para posteriormente

venderlos entre los usuarios potencialmente interesados. En este sentido, la entidad gestora del banco de agua persigue alcanzar una situación de equilibrio de mercado, tratando de que el conjunto de operaciones de compra y venta no le suponga un coste neto (importe de la cifra de compras equivalente al importe de la cifra de ventas), o que tal coste no supere un presupuesto máximo dispuesto para tal fin. Debe señalarse que en estos casos el administrador del banco es el que establece las condiciones para la compra y venta de derechos (u opciones), de manera que estos bancos adquieren una característica de mercado monopolista, con un sistema de contratación de sentido único (Loomis *et al.*, 2003). Así, en primer lugar, el banco actúa como único comprador de derechos u opciones de agua (monopsonio mediante ofertas públicas de compra), para posteriormente ser el único vendedor de tales derechos u opciones (monopolio mediante ofertas públicas de venta).

El sistema de compra puede variar en función de las características de la ofertas públicas: i) estableciendo el importe máximo de la cifra de compras (presupuesto máximo a gastar), ya sea mediante un precio fijado o mediante un procedimiento de subasta (incrementos sucesivos del precio de adquisición hasta agotar el presupuesto asignado); ii) estableciendo el volumen máximo de agua que se desea adquirir, también mediante procedimientos de precio fijado o subasta; y iii) estableciendo un precio de mercado fijo de adquisición, sin limitaciones presupuestarias o de volúmenes de agua a adquirir. Estas ofertas públicas también pueden diferenciarse por su carácter abierto o restringido; mientras en las primeras pueden acudir de manera voluntaria todos los titulares de derechos del ámbito territorial afectado por el banco (p. ej., una demarcación hidrográfica o usuarios de un acuífero), en las segundas sólo pueden hacerlo los usuarios autorizados para ello (p. ej., determinados tipos de usuarios).

De manera análoga, las ofertas públicas de venta pueden diferenciarse en función tanto de las condiciones de precio y cantidad a contratar, como del carácter abierto/restringido de las mismas.

Los bancos de agua activos resultan útiles para incrementar la actividad de mercado (mejora de eficiencia económica) y ejercer un control más

efectivo sobre las operaciones de mercado (minimizando las externalidades y evitando la especulación).

- *Bancos de agua pasivos*. Limitan sus funciones a facilitar el contacto entre compradores y vendedores para la realización de operaciones en función de la demanda y la oferta existente en cada momento. En estos casos, el papel del gestor del banco es únicamente como intermediario necesario entre las compraventas (*broker*) y cámara de compensación (*clearinghouse*). En este contexto, las ofertas de compra y venta de derechos están basadas en un sistema de contratación de doble sentido similar a los mercados bursátiles, donde el banco ofrece la información actualizada (posiciones u ofertas de compra y de venta) de forma transparente. Así pues, mediante el cruce de las ofertas de compra y venta existentes, se establece un equilibrio de mercado dinámico, al cual se intercambian todos los derechos de todos los agentes interesados en aceptar/pagar el precio de equilibrio alcanzado en cada momento (Bjornlund, 2003).

3. VENTAJAS E INCONVENIENTES DE LOS BANCOS DE AGUA

3.1. Ventajas de los bancos de agua

Los bancos de agua, al tratarse de un tipo de mercado de agua, comparten las mismas ventajas que estos, principalmente las relacionadas con la mejora de eficiencia en el uso del recurso:

- Producen un aumento de las rentas de todos los agentes de mercado (compradores y vendedores de agua). La participación de los usuarios del agua en el mercado es siempre voluntaria, circunstancia que justifica que todas las operaciones resulten beneficiosas (mejora de rentas) para ambas partes (Hearne y Easter, 1997; Grafton *et al.*, 2011).
- Mejoran la eficiencia asignativa del recurso (Bjornlund y McKay, 2002; Garrick *et al.*, 2009), favoreciendo transferencias de agua desde actividades de menor utilidad marginal del agua hacia aquellas actividades con mayor utilidad marginal, maximizando con ello el valor total de la producción derivada del uso del recurso disponible, lo que se tra-

duce normalmente en una mejora del bienestar social (Rosegrant *et al.*, 2014).

- Revelan el verdadero coste de oportunidad o coste de escasez del recurso a través de los precios de mercado, haciendo visible su verdadero valor económico, favoreciendo con ello un uso más racional del mismo (Grafton *et al.*, 2011).
- Consiguen aumentar la garantía de suministro a los usuarios más adversos al riesgo de incertidumbre hidrológica, gracias a la posibilidad de intercambio de agua en momentos de escasez del recurso (Israel y Lund, 1995).
- Racionalizan la construcción de nuevas obras de infraestructuras para el aumento de la oferta de agua, pues los mercados constituyen una alternativa a la construcción de costosas obras hidráulicas (cuando los precios de mercado son inferiores al coste marginal de los nuevos recursos) (Lund y Israel, 1995; Bjornlund y McKay, 2002).

Además de las ventajas comunes al resto de mercados de agua, los bancos de agua presentan una serie de ventajas específicas:

- Reducen los costes de transacción en las operaciones de intercambio –costes de transacción estáticos (1)–, ya que al centralizar las compras y ventas de derechos (u opciones), reducen los costes derivados de la búsqueda de agentes interesados en participar, así como los administrativos relacionados con la formalización de las operaciones y la verificación del cumplimiento de lo acordado (Blanco y Viladrich-Grau, 2014; Rey *et al.*, 2014).
- Los bancos de agua favorecen el control de las administraciones públicas sobre las externalidades ambientales y sociales derivadas de las transacciones de agua. Además, permiten operaciones (ofertas públicas de compra de derechos sin posterior reasignación) con finalidad ambiental: incremento de los flujos de agua de los ríos, recuperación

(1) Según Marshall (2013), los principales costes de transacción pueden dividirse en dos categorías: los institucionales, que son aquellos derivados de la puesta en marcha de una nueva política (una parte de los cuales está justificada por la necesaria protección del medio ambiente, tal y como se detalla en Regnacq *et al.*, 2016), y los estáticos, que se corresponden con los costes operativos.

de masas de agua subterráneas sobreexplotadas, etc. (Clifford *et al.*, 2004; O'Donnell y Colby, 2010).

- Aumentan la transparencia del mercado, ya que se consigue que los precios de compra y/o venta sean públicos y accesibles a todos los usuarios (Gómez-Ramos, 2013; Delacámara *et al.*, 2015).
- Los bancos de agua de iniciativa pública, al estar gestionados por la Administración, aportan mayor seguridad y garantía de disponibilidad de recursos hídricos que otros tipos de mercados de agua (Clifford *et al.*, 2004).
- La implementación de bancos de agua durante los primeros estadios de los periodos de sequía concienciaría de manera más efectiva al conjunto de usuarios sobre la necesidad de realizar esfuerzos para disminuir la demanda con el fin de mitigar sus efectos negativos (Bjornlund y McKay, 2002; Gómez-Ramos, 2013).

En el caso de España, además, cabe señalar como ventaja de los bancos de agua la flexibilidad que estos aportan para poder superar las limitaciones de prioridad de usos entre los agentes intervinientes que impone la normativa española a los contratos de cesión (exigencia de que las cesiones se hagan hacia titulares de derechos de mayor o igual nivel de prelación), posibilitando transferencias entre cualquier tipo de usuario mediante intermediación de la administración competente en materia de agua (Embid, 2016).

3.2. Inconvenientes de los bancos de agua

Los mercados de agua presentan una serie de inconvenientes, que por ende también los presentan los bancos de agua. A continuación se hace una relación de los principales inconvenientes que muestran estos instrumentos económicos:

- Generación de externalidades ambientales negativas, especialmente por la alteración de los flujos de agua en los cauces naturales, causada por dos motivos. En primer lugar, por los cambios en la localización de los usos, que pueden reducir (ventas de agua desde la parte baja a

la parte alta de las cuencas) o incrementar (ventas en sentido contrario) los flujos. En segundo lugar, por la disminución global de los retornos, al realizar transferencias desde zonas de baja eficiencia en el uso del agua a zonas de mayor eficiencia, que resulta en un incremento de la extracciones del recurso (disminución de los flujos naturales) a nivel de cuenca (Bjornlund y McKay, 2002; Garrido *et al.*, 2013; Delacámara *et al.*, 2015).

- Generación de externalidades sociales negativas en las zonas de origen, debido a la pérdida de empleo por el abandono de la actividad productiva, que se puede traducir en despoblamiento y desequilibrios territoriales (Easter *et al.*, 1999; Bauer, 2010).
- Activación de “derechos durmientes” o “derechos de papel”. Con este nombre se conocen aquellos derechos de agua asignados a usuarios que realmente no los utilizan, y que ante la presencia del mercado se activan, resultando en un incremento en la extracción de agua en el sistema, circunstancia que agrava la situación de escasez (Easter *et al.*, 1999; Embid, 2013).
- Elevados costes de transacción asociados al intercambio de derechos de agua (Hearne y Easter, 1997), que provocan que los mercados sean estrechos (poca actividad al reducir los beneficios de la compraventa) y no se alcancen soluciones plenamente competitivas donde se optimice el bienestar asociado al uso del agua (eficiencia económica) (Bjornlund *et al.*, 2007). En cualquier caso, como ya se ha indicado, los bancos de agua permiten disminuir los costes de transacción estáticos.
- Existencia de otras imperfecciones en el mercado (Qureshi *et al.*, 2009), derivadas del reducido número de compradores y/o vendedores (Palomo-Hierro *et al.*, 2015), la heterogeneidad en los derechos de uso intercambiados y/o la falta de transparencia informativa sobre volúmenes transferidos y precios negociados. Todo ello deriva igualmente en que los equilibrios alcanzados por los mercados sean subóptimos desde una perspectiva de eficiencia económica. En este sentido, cabe reseñar la incidencia de las barreras culturales (se rechaza el uso de los mercados de agua por no considerar el agua como un bien ob-

jeto de comercio), físicas (inexistencia de las infraestructuras adecuadas para realizar las transacciones) y legales que limitan el número de agentes que pueden operar en el mercado (Giannoccaro *et al.*, 2013).

Debe señalarse que los bancos de agua, además de compartir las características de los mercados de agua, poseen características particulares de las que deriva igualmente algún inconveniente específico no compartido por el resto de mercados de agua:

- Complejidad del diseño institucional y de la operatividad de los bancos de agua, ya que su implementación requiere de una elevada capacidad de gestión administrativa para poder supervisar el acceso de los agentes al mismo (comprobación de la titularidad de derechos a negociar), gestionar los procesos de contratación y fijación de precios, y controlar el cumplimiento efectivo de los contratos suscritos (Garrick *et al.*, 2013; Medellín-Azuara *et al.*, 2013).
- Elevadas exigencias de capacidad financiera de los organismos administradores de los bancos de agua, tanto para su creación como para su operatividad ordinaria. Estas exigencias se incrementan notablemente si el banco opera de forma activa, ya que en estos casos los administradores de los bancos requieren un elevado presupuesto para la realización de las adquisiciones, y deben contar con la capacidad de soportar el riesgo asociado a este tipo de operaciones (posibilidad de incurrir en pérdidas) (Crase *et al.*, 2013).

Por los motivos señalados, se entiende que en la mayoría de las ocasiones la organización e implementación de este instrumento económico sólo esté al alcance de la administración pública responsable de la gestión del agua.

4. LA EXPERIENCIA INTERNACIONAL

Hasta la fecha, son muchas las experiencias de bancos de agua desarrolladas a nivel internacional. Cabe señalar los ejemplos ofrecidos por los Estados del Oeste de EE.UU. (especialmente California) y los Estados del Sur de Australia, donde se ha puesto de manifiesto el éxito de este instrumento económico para la mejora de la gestión de sequías. En este

sentido, el análisis de la experiencia internacional resulta de especial interés para España, dadas las similitudes climáticas (climas mediterráneos con alta variabilidad en la disponibilidad del recurso), hidrológicas y productivas (usos agrarios altamente rentables en competencias con usos urbanos e industriales) que comparten todos estos territorios. Así pues, este análisis comparativo se plantea con el propósito de resultar útil para mejorar la implementación de este tipo de mercados en España.

4.1. Los bancos de agua en California

Los recurrentes episodios de sequía experimentados por este estado norteamericano son la clave para entender la evolución de su política de gestión del agua. En esta línea, cabe comenzar indicando que la intensa sequía que asoló el estado durante los años 1920-1930, motivó la necesidad de desarrollar una extensa red hidráulica que une a todos sus condados. A partir de los años 70 la madurez de la economía del agua en California motiva que comiencen a implementarse instrumentos de gestión de la demanda como los mercados de agua. No obstante, el cambio de políticas de oferta a políticas de gestión de la demanda no ha evitado la creciente presión sobre los recursos hídricos, lo que ha provocado el progresivo vaciado de los acuíferos del Central Valley desde los años 70. En cualquier caso, debe indicarse que estos problemas de uso insostenible del recurso, comunes en muchas regiones del planeta, no deben imputarse a la inutilidad de los instrumentos de demanda aplicados, sino más bien a su insuficiencia para contrarrestar la creciente presión que se ejerce sobre los recursos hídricos como resultado de una mala gobernanza, que en numerosas ocasiones es incapaz de frenar el incremento de las extracciones pese a superar los recursos renovables del sistema.

La severa sequía de los años 1976-1977 fue un hito importante en la implementación de los bancos de agua, haciendo que el *Bureau of Reclamation* implantase el primer banco de agua californiano al objeto de facilitar el comercio del agua entre las entidades públicas de agua, especialmente para el abastecimiento urbano. Durante ese año el banco compró 57 hm³, de los cuales 52 hm³ fueron posteriormente vendidos (Lund *et al.*, 1992). En cualquier caso, el principal problema de este primer

banco fue la restricción impuesta a los usuarios privados, que impidió el acceso al mismo de los agricultores, que son los principales usuarios del agua en el estado (Howe, 1997).

El siguiente hito relevante vino de la mano de la gran sequía que se inició en California en 1987. Para hacer frente a este reto, entre las medidas llevadas a cabo, destaca la creación por parte del gobierno del Estado de California del *Drought Emergency Water Bank* en el año 1991. Este banco de agua fue diseñado para que el estado actuase como agente con una estrategia de gestión activa, con el objetivo de facilitar transferencias temporales de agua desde el sector agrícola al urbano, a un precio establecido por el gobierno estatal (Israel y Lund, 1995). Las operaciones de compra por parte del banco se realizaron a través de varios tipos de contratos con una duración de un año (Jercich, 1997; Clifford *et al.*, 2004): en el primer tipo de contrato (*fallowing contracts*) el regante vendía el agua superficial y dejaba de cultivar; en el segundo tipo de contrato el agricultor vendía el agua superficial para que el banco pudiera usarla en cualquier punto a lo largo de su cauce, pero podía seguir regando bombeando agua subterránea; y en el tercer tipo de contrato, el banco tenía acceso a reservas de las que disponía el vendedor. El éxito de este banco de agua superó toda expectativa, concentrando el mayor número de intercambios regionales de recursos hídricos en los EE.UU. ocurrido hasta la fecha. En total se adquirieron 1.012 hm³ de agua, de los cuales el 50% provenían de 348 *fallowing contracts*, el 32% del agua adquirida procedía de 19 contratos realizados bajo el segundo tipo de contrato, y el 18% restante fue comprado mediante el tercer tipo de contrato, donde con solo 4 contratos se adquirieron 181 hm³ (Israel y Lund, 1995). El banco de agua reasignó posteriormente entre usos agrícolas y urbanos de mayor valor un total de 488 hm³ que fueron previamente adquiridos a un precio de 0,10 \$/m³ y vendidos a un precio de 0,14 \$/m³, disminuyendo con ello los perjuicios económicos de la sequía (Howitt, 1998). El 30% del total de reasignaciones (150 hm³ en total) fueron destinadas a fines ambientales, al objeto de aumentar los flujos en el Delta de Sacramento-San Joaquín, y el 70% restante del agua quedó sin vender (Howitt, 1994).

La actividad de este banco de agua se prorrogó en el año 1992. No obstante, la intensidad de la actividad del mercado fue mucho menor, redu-

ciéndose los volúmenes de agua reasignados desde los 488 hm³ hasta 235 hm³ (Hadjigeorgalis, 2009). Esta disminución de actividad del banco de agua fue provocada por las intensas lluvias que tuvieron lugar durante los primeros meses del año 1992, que aliviaron la situación de escasez e hicieron disminuir la demanda de agua al banco.

A pesar de las lluvias de 1992, la situación hidrológica de California no llegó a normalizarse, y en 1994 se estableció un banco de agua donde se compraron 272 hm³. La previsión de un año extremadamente seco motivó que el departamento de recursos hídricos del estado implementase a finales del año 1994 un banco de opciones donde se compraron derechos de opción por un total de 36 hm³, pagando una prima de 0,003 \$/m³, y un precio de ejecución en el intervalo 0,030-0,035 \$/m³ (Howitt, 1998). Finalmente, debido a las abundantes lluvias que tuvieron lugar en el año 1995 y que terminaron definitivamente con la sequía de los años anteriores, estos contratos de opción no llegaron a ejecutarse. Aunque en esta ocasión no llegaron a realizarse transacciones a través del banco de agua, se evidenció la conveniencia de que estos bancos se integrasen en los planes de sequías, como un instrumento diseñado para la mejora de la seguridad de suministro de agua a aquellos usuarios con mayor productividad del agua y mayor aversión al riesgo (Jercich, 1997).

En el año 2009 se trató de poner en funcionamiento un nuevo banco de agua en California para afrontar una nueva sequía. No obstante, en este caso la experiencia no fue exitosa porque: i) el diseño institucional del instrumento fue muy complejo, lo que provocó que pocas operaciones pudiesen realizarse, y ii) los intercambios de agua fueron bloqueados desde las zonas exportadoras de agua por la oposición de las organizaciones ambientalistas (Medellín-Azuara *et al.*, 2013). Este fracaso puso de manifiesto la necesidad de diseñar bancos de agua teniendo en cuenta las necesidades de los potenciales participantes en el mercado y de los grupos de interés, al objeto de posibilitar que los intercambios del recurso operado en su seno fuesen considerados globalmente beneficiosos para todas las partes.

Como resumen de la experiencia californiana de los bancos de agua cabe señalar que esta, en general, ha sido positiva, en la medida en que este tipo de mercado ha permitido mitigar (aunque sea parcialmente) los impactos económicos y ambientales de las sequías. En cualquier caso, este

efecto mitigador de los impactos negativos de la escasez de agua ha quedado difuminado por la creciente presión sobre los recursos hídricos (aumento de la demanda de agua, incluso por encima de los límites de sostenibilidad de los sistemas hídricos). Efectivamente, el solape de ambos procesos hace difícil evaluar el efecto diferencial (positivo) de los bancos de aguas y el efecto diferencial (negativo) de las carencias de gobernanza que han posibilitado el aumento de la demanda en circunstancias de escasez (sobreeplotación de aguas subterráneas). En cualquier caso, sí debe señalarse la existencia de un aspecto negativo de los mercados y bancos de agua, tal como la disminución de actividad económica en las zonas de origen (Bauer, 2010).

4.2. Bancos de agua en otros estados del Oeste de los Estados Unidos

En los Estados del Oeste de los Estados Unidos existe una gran variedad de regiones que, al igual que California, son semiáridas y propensas a variaciones frecuentes en las precipitaciones y régimen hídrico. Esta variabilidad climática provoca que estos Estados sufran sequías, y para reducir sus efectos adversos en muchos de ellos se han implementado, entre otras medidas, los bancos de agua. A continuación se hace un breve resumen de las experiencias que en esta línea se han desarrollado en estos Estados.

Idaho fue uno de los primeros Estados donde comenzaron a desarrollarse los bancos de agua en base a actividades de *water banking*. Sin embargo, no es hasta el año 1995 cuando la administración del estado desarrolló formalmente un banco donde a través de estrategias activas realizó adquisiciones de derechos temporales y permanentes de agua con fines ambientales a los *pools* (2) constituidos en las cuencas de los ríos Upper Snake, Payette, y Boise. Posteriormente, en el año 2001 se creó el banco de agua de la cuenca del río Lemhi con la misma finalidad (WestWater Research, 2003). Estos bancos de agua operan con el propósito de corregir los daños ecológicos generados por las grandes presas hidroeléctricas del gobierno federal en la cuenca del Columbia (especialmente la recu-

(2) Un *pool* es el conjunto de derechos “depositados” y almacenados en un banco de agua con almacenamiento físico, a los que hemos denominado anteriormente como actividades de *water banking*.

peración del salmón), para lo cual reciben fondos de la agencia federal *Bonneville Power Administration* (BPA) (Bauer, 2010).

Montana se encuentra en la cuenca del río Columbia, por lo que este Estado se beneficia igualmente de los fondos canalizados por el BPA. Sin embargo, en este Estado dichos fondos son gestionados por una ONG con fines ambientales, que los emplea para la compra de derechos a través de un banco de agua, que en estos casos se denominan *water trust*. El *Montana Water Trust*, que opera desde 2001, tiene como objetivo la recuperación de los flujos de agua en la cuenca del río Columbia.

En el Estado de **Colorado** se creó en 2001 un banco de agua para favorecer la reasignación de recursos entre los usuarios de la cuenca del río Arkansas. Este banco de iniciativa estatal se diseñó para una estrategia pasiva mediante una plataforma online, limitando su actividad a posibilitar el contacto de compradores y vendedores, e interviniendo como *clearing-house* de las operaciones que se cerrasen vía electrónica. Sin embargo, este intento de institucionalizar un banco de agua fracasó, y no se llegó a completar ninguna transacción. Entre los errores de diseño cometidos, cabe destacar la complejidad en el diseño del banco, que derivó en elevados costes de transacción institucionales y estáticos. Por este motivo, la transparencia del banco al hacer públicos los datos de los usuarios interesados en operar, permitió que vendedores y compradores contactasen directamente sin necesidad de la intermediación del banco como estrategia para reducir los costes de transacción de las operaciones. Tras esta insatisfactoria experiencia, el Estado de Colorado creó en 2009 otro banco de agua que sí tuvo éxito: el *Colorado West Slope Bank*. Se trata de un banco activo que se constituyó para la reasignación del recurso desde poseedores de derechos antiguos (*seniors*), a usuarios más recientes (*junior*). Finalmente, debe indicarse la existencia desde el año 2001 del *Colorado Water Trust*, donde participan aquellos usuarios interesados en adquirir derechos temporales de agua para la protección del medioambiente.

En el caso de **Nuevo México** existen diferentes tipos de bancos de agua, tanto estatales como privados, todos ellos funcionando de forma pasiva. Los bancos de agua estatales tienen una doble finalidad: reasignar el recurso a otros usuarios y conservar el flujo del río Pecos, tanto de forma

temporal como permanente. Por su parte, los bancos privados están orientados exclusivamente hacia la reasignación del recurso, siendo desarrollados por su promotores con fines lucrativos (O'Donnell y Colby, 2010).

Otro de los estados donde se ha desarrollado un banco de agua es el Estado de **Texas**, donde en 1993 se creó el *Texas Water Bank* como mecanismo para permitir las transferencias voluntarias de derechos de agua entre vendedores y compradores de forma temporal o permanente. El banco actúa como cámara de compensación de las operaciones de compra y venta y mantiene unos registros de la actividad que se lleva a cabo. Por otro lado, en 1997 se creó el *Texas Water Trust*, encargado de captar donaciones de particulares, empresas e instituciones para el arrendamiento o compra permanente de derechos de agua con fines ambientales.

También en el Estado de **Oregón** existen bancos de agua desde 1993, año en el que se estableció el *Oregon Water Trust*, organización para la protección del medioambiente dedicada igualmente a la recuperación de los flujos de los ríos del Estado.

Para finalizar la experiencia norteamericana, cabe destacar el caso del Estado de **Washington** donde opera el *Washington Water Trust*, una organización sin ánimo de lucro que desde el año 1998 se encarga de la recuperación de los flujos naturales de agua de los ríos Yakima y Dungeness, labor que realiza mediante ofertas públicas de compra de derechos temporales (en años de sequía) y permanentes de agua (Cronin, 2015), además de contratos de opción a largo plazo. En este mismo Estado, desde el año 2013, opera igualmente el *Dungeness Water Exchange*, creado por el Departamento de Ecología estatal para gestionar dos programas de gestión de la demanda. El primero de ellos, denominado programa de mitigación, consiste en equilibrar las necesidades de agua de los usuarios y los flujos de agua en la cuenca mediante distintas iniciativas, permitiendo a los nuevos usuarios la compra de un certificado que garantice el cumplimiento de los requisitos estatales para la protección del río Dungeness a cambio de una cantidad de agua permanente, con la posterior compra de agua por parte del banco a potenciales vendedores. El segundo programa, denominado de restauración, consiste en utilizar dinero estatal y federal para la compra de agua con el fin de restaurar el flujo del río.

4.3. Los bancos de agua en Australia

Australia es el país del mundo con mayor actividad de mercados de agua. Este mercado está activo desde su autorización en los años ochenta, primero sólo para transacciones de derechos temporales, y partir de los años noventa también con compraventa de derechos permanentes. De hecho, se estima que aproximadamente el 20% del agua usada procede de transacciones comerciales (Palomo-Hierro *et al.*, 2016). En este contexto, es relevante comentar que buena parte de las transacciones de agua en Australia se producen a través de intermediarios que incluyen *brokers*, centros de intercambio y abogados (National Water Commission, 2009). El objetivo de estos centros de intercambio privados es favorecer la reasignación del recurso en función de las fuerzas del mercado, adaptando oferta y demanda tanto a corto (transferencias de derechos temporales) como a largo plazo (transferencias de derechos permanentes). Los intercambios de agua en estos bancos se realizan mediante dos mecanismos de estrategia pasiva: i) a través de internet (mediante los *bulletin board*), donde vendedores y compradores hacen públicas sus ofertas, lo que permite “casar” las operaciones como en los mercados bursátiles; y ii) mediante subastas de doble sentido, donde los vendedores y compradores presentan sus ofertas “selladas” para vender o comprar ciertos volúmenes de agua a unos precios dados por unidad, y donde el precio final se establece mediante la liquidación de todas las ofertas presentadas (Bjornlund, 2003). El volumen de operaciones y la adaptación de los precios de mercado a las condiciones cambiantes sugieren que estos bancos de agua han sido un éxito como instrumento de reasignación de los recursos hídricos disponibles. Finalmente cabe indicar que el uso intensivo de los centros de intercambio está justificado por la confianza que generan sus promotores entre los agentes del mercado, principalmente regantes, mayor que la que tienen depositada en los corredores o *brokers*. De hecho, como exponen Bjornlund y McKay (2001) en su trabajo, para la realización de transferencias entre vecinos son preferidos corredores locales privados, pero cuando se trata de transferencias a larga distancia son preferidos los centros de intercambio.

A partir del año 2002, y como consecuencia del impacto de la sobreasignación de derechos sobre el estado de las masas de agua (Wheeler *et al.*,

2012), sumado a la caída de los caudales provocada por los mercados de agua (Kahil *et al.*, 2016a), en Australia se han planteado sucesivos programas de compras de derechos permanentes con fines ambientales, principalmente los denominados *Living Murray Initiative* y *Restoring the Balance*. Estos programas han actuado como bancos de agua de iniciativa pública mediante ofertas públicas de compra de derechos (estrategia activa) con cargo al presupuesto público (Wheeler *et al.*, 2012).

El proceso de catalogación realizado ha permitido encuadrar las experiencias que se han llevado a cabo a nivel internacional según las tipologías establecidas al inicio de este documento. En el Cuadro 1 se recogen, de forma sintética, los tipos de bancos de agua implementados según los territorios donde se han desarrollado.

Cuadro 1

EXPERIENCIAS INTERNACIONALES DE BANCOS DE AGUAS

Tipología		Australia	Australia	California*	California	Colorado	Colorado	Idaho	Idaho	Nuevo México	Nuevo México	Oregón	Texas	Texas	Washington	Washington
Según el organismo administrador	Público		X	X	X	X		X		X		X	X		X	
	Privado	X					X		X		X	X		X		X
Según el bien intercambiado	Permanentes	X	X					X		X			X	X	X	X
	Temporales o spot	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	Opciones				X											X
Según la finalidad	Reasignación del recurso	X		X		X					X		X		X	
	Fin ambiental		X	X			X	X	X	X		X		X	X	X
	Gestión del riesgo				X											
Según la estrategia de gestión	Activo		X	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X	X
	Pasivo	X				X				X	X		X			

* Bancos de agua de reasignación desarrollados en las sequías de los años 1991-92 y 2009.

Fuente: elaboración propia.

5. LOS BANCOS DE AGUA EN ESPAÑA

De manera similar a la experiencia internacional, también debe señalarse la interesante experiencia española en la implementación de bancos de agua.

El sistema concesional que regula el uso privativo del agua en España se ha caracterizado por su rigidez, dado el largo periodo con que se otorgan los títulos concesionales (hasta 75 años) y las dificultades legales y políticas para poder revisar o expropiar tales concesiones (Palomo-Hierro *et al.*, 2015). Esta falta de flexibilidad dificulta un uso eficiente del agua, pues impide una asignación dinámica de los recursos en función de los usos con mayor demanda social en cada momento. Con el propósito de solventar parcialmente esta deficiencia, la Ley de Aguas 46/1999, de Reforma de la Ley de Aguas de 1985, rompió el principio de vinculación del agua a la tierra, permitiendo nuevas formas de reasignación de recursos hídricos mediante mercados formales de agua, concretamente a través de las siguientes dos figuras: i) *contratos de cesión de derechos de uso de agua* (art. 67), que se corresponden con un diseño de mercado de derechos temporales o *spot* entre particulares, y ii) los *centros de intercambio* (art. 71), que se ajustan a los bancos de agua objeto de este trabajo, a través de los cuales pueden transferirse tanto derechos temporales como permanentes. Una descripción detallada de ambas modalidades de mercados desde una perspectiva jurídica puede encontrarse en Embid (2016).

5.1. Marco normativo de los bancos de agua en España

Según establece el Texto Refundido de la Ley de Aguas (TRLA), los centros de intercambio sólo estarán operativos cuando exista una “situación de excepcionalidad hídrica” (situaciones especiales de sequía (3) o de sobreexplotación grave de acuíferos), que faculte al Gobierno de la nación para autorizar temporalmente este tipo de mercado de agua mediante la aprobación del correspondiente Real Decreto-Ley. Sólo en estas circuns-

(3) En los planes de sequía aprobados para las cuencas españolas se contemplan tres posibles estados de sequía, determinados en base a una serie de indicadores hidrológicos: prealerta, alerta y emergencia. Sólo cuando se llega al estado de alerta dichos planes contemplan la posibilidad de establecer centros de intercambio como medida de gestión de la demanda.

tancias el Consejo de Ministros puede autorizar la constitución de estos centros de intercambio de derechos de uso de agua a los correspondientes organismos de cuenca (Confederaciones Hidrográficas). Una vez creados, estos centros operarían mediante *Ofertas Públicas de Adquisición de Derechos* (OPAD) de agua temporales, con la finalidad de reasignar el agua entre los usuarios demandantes del recurso o a través de cesiones gratuitas. No obstante, el TRLA no permitía la cesión de derechos permanentes, ni la reserva de derechos para fines ambientales.

Desde que se introdujeron los mercados y bancos de agua en España, la primera vez que el Consejo de Ministros aprobó la constitución de los centros de intercambio de derechos de uso del agua fue en octubre de 2004, a través del programa A.G.U.A. (Actuaciones para la Gestión y Utilización del Agua). Sin embargo, estos bancos de agua no fueron formalizados hasta la aprobación del Real Decreto-ley 15/2005, de medidas excepcionales y urgentes para paliar los efectos de la sequía en determinadas cuencas, que posibilitaba la creación de centros de intercambio en las cuencas del Segura, Júcar, Guadiana y Guadalquivir. Esta situación de excepcionalidad se fue prorrogando a través de sucesivos reales decreto-ley hasta noviembre de 2008, cuando se consideró terminado el episodio de sequía y, por tanto, la posibilidad legal de que este tipo de mercados de agua pudiese operar.

En cualquier caso, los centros de intercambio no fueron operativos hasta la aprobación del Real Decreto-ley 9/2006, en el que se autorizó a los organismos de cuenca a realizar OPAD tanto de carácter temporal como permanente, así como la posibilidad de reserva de derechos para usos ambientales. Con esta reforma legal se explicita que el destino de los recursos adquiridos mediante las OPAD (temporales o permanentes) podrían tener una doble finalidad: a) la cesión a las Comunidades Autónomas, previo convenio que regule la finalidad de la cesión y posterior utilización de las aguas, debiendo ser debidamente inscritos en el Registro de Aguas de la Cuenca, y b) el buen estado de las masas de agua superficial y subterránea o de reservas para la mejora ambiental. La primera de ellas se consigue reasignando recursos para cubrir las dotaciones nuevas o infradotadas, y la segunda reduciendo las extracciones de las masas de aguas para posibilitar la existencia de caudales ecológicos.

Cabe comentar asimismo que los centros de intercambio permiten, a diferencia de los contratos de cesión, la adquisición por parte de la administración de derechos sobre aguas privadas (aguas subterráneas inscritas en el registro de aguas con anteriores a la Ley de agua de 1985), tanto de forma temporal como permanente. Así, cuando este tipo de operaciones se realiza de forma permanente, estos bancos de agua posibilitan la transformación de aguas privadas en aguas de dominio público hidráulico, que posteriormente pueden asignarse a usos privativos mediante la correspondiente concesión administrativa.

Finalmente, debe indicarse que, como se ha apuntado arriba, el marco legal de los centros de intercambio actual es el resultado de una serie de modificaciones normativas, que en todos los casos se han justificado como medida para hacer frente a situaciones sobrevenidas de emergencia, nunca en previsión de las situaciones excepcionales a las que tratan de dar solución.

5.2. Experiencia española

A pesar de que la reforma de la Ley de Aguas se produjo hace casi 20 años, cabe comentar que la actividad de los bancos de agua en España ha sido relativamente escasa, y sólo se han producido en períodos de sequía. Efectivamente, la mayoría de los intercambios de agua se han realizado mediante los contratos de cesión; tan sólo una cuarta parte de las operaciones se han realizado a través de centros de intercambio. Dentro de esta última figura cabe señalar la implementación de bancos de agua durante el período de sequía 2006-2008 en la cuenca del Júcar, donde se movilizó casi el 1% de los recursos usados en la misma, y en las cuencas del Guadiana y del Segura, donde la actividad de las operaciones mediante bancos de agua fue menor, movilizando menos del 0,5% de los recursos usados (Palomo-Hierro *et al.*, 2015).

Experiencia de la Demarcación Hidrográfica del Guadiana

Los incentivos de las políticas agrarias para promover la producción, el bajo coste de las infraestructuras y la alta rentabilidad de los cultivos de

regadío con mayores demandas hídricas (p. ej., el maíz), impulsaron a muchos agricultores individuales de la Mancha a invertir en sistemas de riego a partir de aguas subterráneas (Varela-Ortega, 2007; Varela-Ortega *et al.*, 2011). Esta situación, mantenida a lo largo de las últimas décadas, ha provocado que el acuífero 23 o Mancha Occidental haya sufrido sobreexplotación desde los años ochenta. En este contexto, la Confederación Hidrográfica del Guadiana (CHG) declaró provisionalmente el acuífero sobreexplotado en 1987, prohibiendo la apertura de nuevos pozos. En 1991, la Junta de Gobierno de la CHG estableció un régimen de explotación por el que se limitaron las extracciones del acuífero mediante un sistema de cuotas, con el cual se pretendía revertir la situación y permitir la recuperación del nivel piezométrico del acuífero y de los ecosistemas acuáticos superficiales conectados con éste, en especial el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel, las Lagunas de Ruidera y los Ojos del Guadiana. Posteriormente, en 1994, se modularon las cuotas en función de la superficie de la explotación. A pesar de tales programas de control del uso del agua del acuífero, durante este tiempo, las extracciones de agua sobrepasaron los 500 hm³ anuales, excediendo la disponibilidad de recursos renovables, que se estiman en 230 hm³/año. Se trata este de un ejemplo de mala gobernanza del agua subterránea, motivada por la implementación de medidas de tipo “arriba-abajo”, que se impusieron sin contar con la opinión de los regantes, y que finalmente derivaron en la proliferación de pozos ilegales en la zona (Llamas *et al.*, 2010).

En este contexto, Iglesias (2002), apoyándose en modelos de programación, evidenció que la implementación de un banco de agua para la recuperación del acuífero sería una opción más eficiente que el establecimiento de otras herramientas, como la reducción proporcional del volumen concesional de los derechos intransferibles ya existentes.

En este sentido, debido a la situación de “excepcionalidad” que suponía la sobreexplotación del acuífero, reconocida definitivamente desde el año 1994, se autorizó la constitución del *Centro de Intercambio de derechos del Guadiana* para dar respuesta institucional al problema de la Cuenca Alta del Guadiana. Dado que se trataba de un problema estructural, las

medidas necesarias que debieron ponerse en marcha para revertirlo fueron igualmente estructurales.

Durante los años 2006 y 2007 se llevaron a cabo tres OPAD conforme a lo aprobado en el Real Decreto-ley 9/2006. Las cesiones de derechos fueron definitivas y por la totalidad del volumen que figurase en el título concesional, dando prioridad a aquellas ofertas de cesión cuya situación fuese más cercana a los límites de las áreas protegidas, así como a las ofertas de menor importe por hectárea de regadío. La compensación económica a los titulares de derechos por la cesión definitiva de estos estaba referida a unidades de superficie y no a volúmenes de agua, y oscilaba entre un mínimo de 3.000 €/ha y un máximo de 10.000 €/ha para superficies con cultivos herbáceos, y entre 3.000 €/ha y 6.000 €/ha para superficies con cultivos leñosos (Garrido *et al.*, 2012). Estas tres OPAD contaron con un presupuesto de 0,6, 10 y 30 millones de euros, respectivamente, consiguiendo adquirir un total 9,76 hm³ de derechos de agua, correspondientes a 2.399 ha, por un coste total de 22,28 millones de euros. Así, el precio medio del derecho permanente adquirido fue de 2,28 €/m³.

Este primer intento de revertir la situación de sobreexplotación no tuvo todo el éxito esperado, y no se logró cambiar la precaria situación de sobreexplotación. Así pues, tras esta primera experiencia a través del centro de intercambio, en el año 2008 se aprobó el *Plan Especial del Alto Guadiana (PEAG)*, formulado con un presupuesto de 5.500 millones de euros y aprobado con un presupuesto de 3.000 millones de euros, que incluía, dentro de un conjunto de medidas, la constitución de un nuevo centro de intercambio de derechos permanentes de agua como instrumento de gestión de la demanda (Llamas *et al.*, 2010). A través del conjunto de medidas del PEAG se pretendía reducir las extracciones de 280 hm³ (200 hm³ regulado por el plan de extracciones y 80 hm³ volumen extraído por los pozos ilegales) hasta 120-150 hm³, y destinar los volúmenes rescatados a la recuperación de la capa freática en un 70%, y el 30% restante destinarlo a fines sociales, legalizando los pozos para el riego de viñedos y otros cultivos prioritarios.

Tras la aprobación del PEAG se produjeron tres nuevas OPAD, que fueron dotadas con un presupuesto de 12, 20 y 12 millones de euros, res-

pectivamente. En esta ocasión se gastó casi la totalidad del presupuesto, adquiriéndose derechos por un volumen total de 18 hm³, correspondientes a unas 4.400 ha, con un coste total de 42,33 millones de euros. Así, el precio medio del derecho permanente adquirido fue de 2,35 €/m³, similar al de las anteriores OPAD. Estaba previsto que las OPAD continuasen hasta completar los objetivos del PEAG, pero la crisis económica y la consecuente restricción presupuestaria impidió su continuidad, dado el elevado presupuesto necesario para adquirir derechos de agua.

Finalmente, cabe destacar el informe realizado por WWF España (2012), el cual sugiere que el centro de intercambio del Guadiana no ha contribuido de manera eficaz a solucionar el problema de la sobreexplotación del acuífero, y que apenas ha supuesto una reducción efectiva de las extracciones de 2 hm³. Esta aparente contradicción con los datos oficiales se debe a que aproximadamente el 83% de las explotaciones a las que se les compraron los derechos no extraían realmente agua en los años previos a la venta, por lo que la compra del derecho no implicó una disminución de las extracciones. Además, como parte de los derechos adquiridos se destinaron a dotar concesiones para cultivos sociales como la vid, el resultado final se aleja de lo esperado *a priori*. En todo caso, debe advertirse que los resultados del mencionado informe deben considerarse con cautela, pues carecen del aval científico necesario.

Experiencia de la Demarcación Hidrográfica del Júcar

A diferencia de lo que sucedió en el Guadiana, el acuífero de la Mancha Oriental, situado en la Demarcación Hidrográfica del Júcar (DHJ), no fue declarado oficialmente en situación de sobreexplotación gracias a la elaboración del Plan Hidrológico de la Cuenca del Júcar de 1998, que adoptó medidas para evitar el exceso de extracciones y la desecación del río Júcar en el tramo asociado a dicho acuífero (Ferrer y Martín, 2011).

No obstante, ante el agravamiento de la situación, durante la sequía de las campañas 2006/2007 y 2007/2008, se autorizó la creación del *Centro de Intercambio de derechos del Júcar*. En este caso, las medidas que se

aplicaron fueron de carácter coyuntural, realizando OPAD temporales, que no se reasignarían a otros usos consuntivos, al objeto de minimizar los efectos ambientales de la sequía (Garrido *et al.*, 2012).

Estas OPAD tenían como finalidad reducir las extracciones de agua del acuífero de la Mancha Oriental en 100 hm³, de manera que dada la relación río-acuífero, la disminución de las extracciones del acuífero incrementase el caudal del río para evitar su desecación en su tramo medio, y así mantener el caudal ecológico mínimo. Las OPAD realizadas en este centro de intercambio, a diferencia de las realizadas en las cuencas del Guadiana y Segura, se realizaron a precio fijo, en función de la productividad aparente de los cultivos, evaluada previamente mediante un estudio económico. Para la selección de las ofertas de cesiones temporales de derechos se estableció un sistema de prioridades en función de la cercanía o lejanía al río. En cualquier caso, este sistema de prioridades no fue utilizado finalmente, ya que el presupuesto disponible permitió cubrir todas las ofertas hechas por los usuarios.

En la campaña 2006/2007 se realizó una única OPAD, cuya finalidad fue disminuir la superficie de regadío que usaba agua del acuífero, y donde casi todos los derechos procedían de aguas subterráneas. Contó con un presupuesto de 12 millones de euros, aunque solo se utilizaron 5,3 millones de euros, con los que se adquirieron 27,3 hm³ a un precio medio de 0,19 €/m³ (Yagüe, 2008). Frente a la finalidad de reducir la superficie de regadío de la primera OPAD, el objetivo de las OPAD de la campaña 2007/2008 fue lograr un cambio de cultivos, de manera que se limitasen las extracciones durante el período estival, minimizando así los efectos sociales y económicos asociados a la pérdida de actividad económica en la región (Ferrer y Garijo, 2013). De esta manera, se realizaron tres OPAD, cuyos presupuestos ascendieron a 12, 5 y 5,5 millones de euros, respectivamente. Finalmente, se adquirieron unos volúmenes de 36,74, 0,19 y 13,68 hm³, respectivamente, lo que implica un volumen total de 50,6 hm³, con un coste total de 12,7 millones de euros, a un precio medio de 0,25 €/m³.

Debe señalarse que la transparencia y evaluación de los resultados de la implementación del banco de agua se realizó con mayor rigor que en el

Guadiana. Para evitar el fraude, se realizó previamente una regulación de los derechos, los pozos fueron debidamente precintados y se realizó un seguimiento y control del cumplimiento de las reducciones de las extracciones apoyado por información de teledetección (Ferrer y Garijo, 2013). Con todo ello, el caudal en el tramo medio del río Júcar experimentó una mejora sustancial, por lo que la experiencia puede considerarse positiva al alcanzarse los objetivos fijados (Yagüe, 2008).

Experiencia de la Demarcación Hidrográfica del Segura

La cuenca del Segura es considerada como la de mayor escasez de agua en España, en la que los usos superan a las disponibilidades hídricas. Los efectos de la escasez estructural se agravaron durante el periodo de sequía 2005-2008, lo que justificó la existencia de una “situación de excepcionalidad hídrica” y la creación del *Centro de Intercambio de derechos del Segura* en 2007. A través de este banco agua se realizaron dos OPAD, concretamente durante los años 2007 y 2008, dirigidas a los productores de arroz en la parte alta de la cuenca. Al igual que en el caso del Júcar, las cesiones de derechos fueron de forma temporal, al objeto de minimizar de manera coyuntural la situación de escasez provocada por la sequía durante esos años, y así garantizar el abastecimiento urbano y la recuperación de flujos ambientales en los ríos Mundo y Segura. Los presupuestos en ambas OPAD fueron de 700.000 euros cada una, diseñándose un sistema de compra mediante subastas en las que se fijó un precio máximo de 0,18 €/m³. Cada una de las OPAD consiguió adquirir 2,93 hm³, a un precio medio de 0,17 €/m³, ligeramente por debajo del precio máximo establecido. En ninguno de los dos casos se llegó a agotar el presupuesto disponible, ya que el coste final de las compras realizadas ascendió a 495.000 euros en cada OPAD. Finalmente cabe indicar que, a pesar que la finalidad inicial del centro de intercambio fue tanto garantizar el abastecimiento urbano como el mantenimiento de los flujos, el volumen adquirido fue destinado íntegramente a fines medioambientales (Garrido *et al.*, 2012).

A modo de resumen, el Cuadro 2 muestra las principales características de las experiencias de bancos de aguas desarrolladas en España.

Cuadro 2

CENTROS DE INTERCAMBIO EN ESPAÑA

Tipología		Júcar	Guadiana	Segura
Según el organismo administrador	Público	X	X	X
	Privado			
Según el bien intercambiado	Permanentes		X	
	Temporales o spot	X		X
	Opciones			
Según la finalidad	Reasignación del recurso		X	X
	Fin ambiental	X	X	X
	Gestión del riesgo			
Según la estrategia de gestión	Activo	X	X	X
	Pasivo			

Fuente: elaboración propia.

5.3. Implementación de los bancos de agua: sugerencias de mejora para España

En base al análisis de las experiencias de bancos de agua que han tenido lugar tanto a nivel internacional como nacional, y con el fin de responder a los objetivos perseguidos en este trabajo, a continuación se presentan una serie de sugerencias de mejora que, según nuestro criterio, permitirían mejorar el desempeño de los centros de intercambio en España. En este sentido se recomienda:

- Simplificar los trámites administrativos para la creación de los centros de intercambio en las demarcaciones intercomunitarias españolas. Así pues, parece oportuno que la iniciativa legal de la creación (y supresión, en su caso) de estos centros recaiga exclusivamente en los organismos de cuenca correspondientes, sin que para ello sea necesario que concurren circunstancias “excepcionales” (situaciones de alerta de sequía o declaración oficial de sobreexplotación de acuíferos).
- Posibilitar, bajo un protocolo adecuado, el establecimiento de centros de intercambio de duración indefinida, que permitan en todo mo-

mento operaciones de compraventa de derechos temporales mediante gestión pasiva (a semejanza de los mercados bursátiles). De esta manera, los centros de intercambio constituirían una alternativa eficaz a los actuales contratos de cesión, minimizando los costes de transacción y mejorando el control público de las operaciones, todo ello con un gasto presupuestario mínimo por parte de la administración (autofinanciación de los costes de funcionamiento mediante comisiones en las operaciones).

- Dentro de los centros de intercambio de duración indefinida se centralizarían operaciones de estrategia activa por parte de la administración, tal y como ha ocurrido hasta la fecha, realizando OPAD cuando las circunstancias así lo requieran, tanto de derechos temporales como permanentes. Incluso se debería considerar la posibilidad de que estas actuaciones activas de la administración pudieran ser financiadas con fondos procedentes de organismos no gubernamentales (p. ej., asociaciones ambientalistas, fundaciones, etc.) interesados en conseguir los objetivos ambientales (buen estado de las masas de agua) recogidos en los correspondientes planes hidrológicos.
- Mejorar los protocolos de funcionamiento y control de los centros de intercambio, potenciando el uso de las TIC (integración de solicitudes de operaciones con bases de datos públicas como el registro de agua), sistemas de información geográfica (SIG) y técnicas de teledetección. De esta manera deberían agilizarse los trámites correspondientes a: i) la presentación de ofertas/demandas por parte de los agentes interesados; ii) la verificación de los datos aportados por estos (p. ej., titularidad de derechos de agua, localización de las extracciones, uso efectivo del derecho en los últimos años); iii) la aprobación de las operaciones y la ejecución de las transferencias económicas correspondientes; y iv) el control del cumplimiento de las operaciones (p. ej., supervisar que los usuarios que ceden sus derechos no los utilizan posteriormente).
- Garantizar que los volúmenes de agua transferidos se ajustan al agua realmente *consumida* (agua extraída de la fuente que no retorna a masas de agua) en años anteriores. Solo de esta manera se puede evitar

que las operaciones realizadas en el seno de los centros de intercambio generen aumentos en las extracciones totales de agua y/o externalidades ambientales negativas en las zonas de origen. Para ello sería necesario determinar los volúmenes de agua usados (agua extraída de la fuente) de manera efectiva en los años anteriores, así como la eficiencia técnica en el uso del agua (volumen de los flujos de retorno). De esta manera, el volumen de agua transferible se tendría que limitar al agua extraída de las masas de agua menos los retornos que habrían tenido en origen.

- Incrementar la transparencia de las operaciones realizadas en el seno de los centros de intercambio haciendo pública y de forma amigable toda la información disponible: agentes intervinientes, precios y volúmenes negociados, características de las OPAD, etc. Esta información debería hacerse pública a tiempo real a través de los sitios web de los organismos de cuenca. Complementariamente, los organismos gestores de estos centros deberían publicar una memoria anual de actividades donde se documentase la contribución efectiva de los mismos a la gobernanza del agua.

Lógicamente, para llevar a cabo las mejoras propuestas, resultaría necesaria la correspondiente reforma del marco legal de los centros de intercambio. En este sentido, se recomienda que tal reforma se realice durante un periodo de normalidad hídrica como forma de anticiparse (con el tiempo, los análisis y los debates necesarios) a futuras situaciones de escasez. Esta propuesta proactiva contrasta con lo que ha ocurrido hasta la fecha, donde las reformas realizadas siempre se han realizado *a posteriori*, como respuestas urgentes (comportamiento reactivo) a situaciones graves de sequías.

6. CONCLUSIONES

El trabajo se ha centrado en el análisis de los bancos de agua como mecanismo de mercado ideado para facilitar las transferencias de agua hacia los usos agrarios y urbanos con mayor valor económico, así como hacia usos ambientales. No obstante, los bancos de agua no deben considerarse como la panacea para la solución de los problemas de la gestión del agua.

En ningún caso debe pensarse que los bancos de agua por sí solos (aplicados de manera aislada) pueden ser el instrumento capaz de resolver todos los problemas derivados de la escasez de agua. Efectivamente, un enfoque adecuado para la mejora de la asignación del agua en contexto (coyuntural o estructural) de escasez debe incluir un conjunto de medidas, combinando, junto con los bancos y mercados de agua, otros instrumentos para mejorar la gobernanza del recurso, en especial aquellos basados en la cooperación y la acción colectiva de los usuarios junto con las autoridades de cuenca (Kahil *et al.*, 2016b).

En este contexto, una primera conclusión que se deriva de la amplia implementación de este instrumento a nivel internacional es que este instrumento económico puede ser una herramienta útil para reducir los impactos negativos de la escasez de recursos hídricos, tanto de carácter coyuntural como estructural. Efectivamente, la introducción de este tipo de mercado de agua permite mejorar la eficiencia asignativa del uso del agua (incremento del bienestar social asociado al uso del agua), así como la solución de problemas ambientales ligados a la sobreexplotación de las masas de agua. Además, los bancos de agua permiten reducir los conflictos sociales asociados a la escasez de agua, ya que a través de un proceso de negociación voluntario ponen en contacto a potenciales vendedores y compradores minimizando los costes de transacción, y posibilitan operaciones de mercado de manera centralizada, permitiendo un control adecuado por parte de la administración (u otro organismo) de las posibles externalidades negativas generadas, y evitando cualquier tipo de especulación.

El análisis llevado a cabo revela que a los bancos de agua (centros de intercambio) en España aún les queda un largo recorrido para conseguir alcanzar el nivel de actividad que presentan en otras zonas como en el Oeste de EE.UU. o Australia. Hasta la fecha, el número de operaciones llevadas a cabo a través de estos en el conjunto del Estado han sido escasas, y destinadas principalmente a la mejora ambiental de masas de agua. Esta escasa actividad hace que no se haya podido explotar toda la potencialidad de este instrumento. En este sentido cabe señalar que, para el correcto desarrollo de los bancos de agua en España, los decisores políticos deberían considerar las lecciones aprendidas de la experiencia in-

ternacional y nacional, centrando los mayores esfuerzos en superar los inconvenientes que puede presentar este instrumento económico. En especial debería prestarse una mayor atención al diseño institucional de los centros de intercambio, al objeto de minimizar los costes de transacción institucionales (aquellos asociados a la creación del banco) y posibilitar el control efectivo de las transacciones (evitar que la operatividad de estos bancos suponga un incremento en el uso del recurso). Esto permitiría mejorar su actividad, incrementando la eficiencia económica y la sostenibilidad ambiental del uso del agua, objetivos básicos de la gestión de los recursos hídricos.

AGRADECIMIENTOS

Esta investigación ha sido financiada por el Ministerio de Economía y Competitividad (MINECO) y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (FEDER), a través del Proyecto de Investigación AGL2013-48080-C2-1-R y de la Ayuda Predoctoral FPI asociada al mismo.

BIBLIOGRAFÍA

- ALCÓN, F.; TAPSUWAN, S.; BROUWER, R. y DE MIGUEL, M.D. (2014). Adoption of irrigation water policies to guarantee water supply: A choice experiment. *Environmental Science and Policy*, 44: p. 226-236.
- BAUER, C.J. (1997). Bringing water markets down to earth: The political economy of water rights in Chile, 1976-1995. *World Development*, 25: p. 639-656.
- BAUER, C.J. (2010). El abanico de bancos de aguas en las Américas. *Estudios de Economía Aplicada*, 28: p. 227-236.
- BJORN LUND, H. (2003). Efficient water market mechanisms to cope with water scarcity. *International Journal of Water Resources Development*, 19: p. 553-567.
- BJORN LUND, H. y MCKAY, J. (2001). Operational mechanisms for the efficient working of water markets - Some Australian experiences. En *Joint Conference of the International Water and Resource Economics Consortium and the Seminar on Environmental and Resource Economics*. 3-5 junio. Girona.
- BJORN LUND, H. y MCKAY, J. (2002). Aspects of water markets for developing countries: Experiences from Australia, Chile, and the US. *Environment and Development Economics*, 7: p. 769-795.

- BJORNLUND, H.; NICOL, L. y KLEIN, K.K. (2007). Challenges in implementing economic instruments to manage irrigation water on farms in southern Alberta. *Agricultural Water Management*, 92: p. 131-141.
- BLANCO, M. y VILADRICH-GRAU, M. (2014). La creación de un centro de intercambio de derechos de agua en la Cuenca del Segre y la contribución de los flujos de retorno. *ITEA. Información Técnica Económica Agraria*, 110: p. 374-399.
- BOOKER, J.F.; MICHELSEN, A.M. y WARD, F.A. (2005). Economic impact of alternative policy responses to prolonged and severe drought in the Rio Grande Basin. *Water Resources Research*, 41: p. W02026.
- CLIFFORD, P.; LANDRY, C.J. y LARSEN-HAYDEN, A. (2004). *Analysis of water banks in the western states*. Olympia, USA: Washington State University, Department of Ecology. 168 p.
- CRASE, L.; O'KEEFE, S. y DOLLERY, B. (2013). Talk is cheap, or is it? The cost of consulting about uncertain reallocation of water in the Murray-Darling Basin, Australia. *Ecological Economics*, 88: p. 206-213.
- CRONIN, A.E. (2015). Flow restoration during severe drought. *The Water Report*, 139: p. 1-6.
- CUI, J. y SCHREIDER, S. (2009). Modelling of pricing and market impacts for water options. *Journal of Hydrology*, 371: p. 31-41.
- DELACÁMARA, G.; GÓMEZ, C.M. y MAESTU, J. (2015). Water trading opportunities and challenges in Europe. En: Burnett, K.; Howitt, R.E.; Roumasset, J.A. y Wada, C.A. (Coordinadores). *Routledge handbook of water economics and institutions*. Oxon, UK: Routledge. p. 281-295.
- DELLAPENNA, J.W. (2000). The importance of getting names right: The myth of markets for water. *William & Mary Environmental Law and Policy Review*, 25: p. 317-377.
- EASTER, K.W.; ROSEGRANT, M.W. y DINAR, A. (1999). Formal and informal markets for water: Institutions, performance, and constraints. *World Bank Research Observer*, 14: p. 99-116.
- EMBED, A. (2013). Legal reforms that facilitate trading of water use rights in Spain. En: Maestu, J. (Coordinadora). *Water trading and global water scarcity: International experiences*. Oxon, UK: RFF Press. p. 274-285.
- EMBED, A. (2016). Marco legal de los mercados de agua en España. En: Gómez-Limón, J.A. y Calatrava, J. (Coordinadores). *Los mercados de agua en España: Presente y perspectivas*. Almería: Fundación Cajamar. p. 41-67.
- FERRER, G. y MARTÍN, M. (2011). Los instrumentos de mercado y la recuperación del estado cuantitativo de las masas de agua subterráneas. Experiencias comparadas en las cuencas del Júcar y del Guadiana. En *VII Congreso Ibé-*

- rico sobre Gestión y Planificación del Agua “Ríos Ibéricos +10. Mirando al futuro tras 10 años de DMA”*. 16-19 Febrero. Talavera de la Reina, Toledo.
- FERRER, J. y GARIJO, L. (2013). Mercados del agua y flexibilización del marco concesional. En *XI Seminario Nacional Transparencia y Concesiones*. 17 Enero. Madrid.
- GARRICK, D.; MCCANN, L. y PANNELL, D.J. (2013). Transaction costs and environmental policy: Taking stock, looking forward. *Ecological Economics*, 88: p. 182-184.
- GARRICK, D.; SIEBENTRITT, M.A.; AYLWARD, B.; BAUER, C.J. y PURKEY, A. (2009). Water markets and freshwater ecosystem services: Policy reform and implementation in the Columbia and Murray-Darling Basins. *Ecological Economics*, 69: p. 366-379.
- GARRIDO, A.; MAESTU, J.; GÓMEZ-RAMOS, A.; ESTRELA, T.; YAGÜE, J.; SEGURA, R.; CALATRAVA, J.; ARROJO, P. y CUBILLO, F. (2013). Voluntary water trading in Spain: A mixed approach of public and private initiatives. En: Maestu, J. (Coordinadora). *Water trading and global water scarcity: International experiences*. Oxon, UK: RFF Press. p. 180-193.
- GARRIDO, A.; REY, D. y CALATRAVA, J. (2012). Water trading in Spain. En: De Stefano, L. y Llamas, M.R. (Coordinadores). *Water, agriculture and the environment in Spain: Can we square the circle?* London: CRC Press. p. 205-216.
- GIANNOCCARO, G.; PEDRAZA, V. y BERBEL, J. (2013). Analysis of stakeholders attitudes towards water markets in the south of Spain. *Water*, 5: p. 1517-1532.
- GÓMEZ-RAMOS, A. (2013). Drought management uncertainty and option contracts. En: Maestu, J. (Coordinadora). *Water trading and global water scarcity: International experiences*. Oxon, UK: RFF Press. p. 286-297.
- GRAFTON, R.Q.; LIBECAP, G.D.; EDWARDS, E.C.; O'BRIEN, R.J. y LANDRY, C.J. (2012). Comparative assessment of water markets: Insights from the Murray-Darling Basin of Australia and the Western USA. *Water Policy*, 14: p. 175-193.
- GRAFTON, R.Q.; LIBECAP, G.D.; MCGLENNON, S.; LANDRY, C.J. y O'BRIEN, R.J. (2011). An integrated assessment of water markets: A cross-country comparison. *Review of Environmental Economics and Policy*, 5: p. 219-239.
- HADJIGEORGALIS, E. (2009). A place for water markets: Performance and challenges. *Review of Agricultural Economics*, 31: p. 50-67.
- HANAK, E. (2015). A California postcard. Lessons for a maturing water market. En: Burnett, K.; Howitt, R.E.; Roumasset, J.A. y Wada, C.A. (Coordi-

- nadores). *Routledge handbook of water economics and institutions*. Oxon, UK: Routledge. p. 253-280.
- HEARNE, R.R. y EASTER, K.W. (1997). The economic and financial gains from water markets in Chile. *Agricultural Economics*, 15: p. 187-199.
- HOWE, C.W. (1997). Increasing efficiency in water markets: Examples from the western United States. En: Anderson, T.L. y Hill, P.J. (Coordinadores). *Water marketing—The next generation*. Lanham, USA: Rowman & Littlefield Publishers. p. 79-99.
- HOWITT, R.E. (1994). Empirical analysis of water market institutions: The 1991 California water market. *Resource and Energy Economics*, 16: p. 357-371.
- HOWITT, R.E. (1998). Spot prices, option prices, and water markets: an analysis of emerging markets in California. En: Easter, K.W.; Rosegrant, M.W. y Dinar, A. (Coordinadores). *Markets for water-potential and performance*. New York, USA: Springer. p. 119-140.
- IGLESIAS, E. (2002). La gestión de las aguas subterráneas en el acuífero Mancha Occidental. *Economía Agraria y Recursos Naturales*, 2: p. 69-88.
- IPCC (2014). *Climate change 2014: Impacts, adaptation, and vulnerability. Part A: Global and sectoral aspects. Contribution of working group II to the fifth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 1132 p.
- ISRAEL, M. y LUND, J.R. (1995). Recent California water transfers: Implications for water management. *Natural Resources Journal*, 35: p. 1-32.
- JERICICH, S.A. (1997). California's 1995 water bank program: Purchasing water supply options. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 123: p. 59-65.
- KAHIL, M.T.; ALBIAC, J.; DINAR, A.; CALVO, E.; ESTEBAN, E.; AVELLA, L. y GARCÍA-MOLLÁ, M. (2016a). Improving the performance of water policies: Evidence from drought in Spain. *Water*, 8: p. 34.
- KAHIL, M.T.; ALBIAC, J.; DINAR, A.; ESTEBAN, E.; AVELLA, L. y GARCÍA-MOLLÁ, M. (2016b). El debate sobre las políticas de agua: evidencia empírica de la sequía en el Júcar. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 243: p. 115-144.
- KAHIL, M.T.; DINAR, A. y ALBIAC, J. (2015). Modeling water scarcity and droughts for policy adaptation to climate change in arid and semiarid regions. *Journal of Hydrology*, 522: p. 95-109.
- LAGO, M.; MYSLAK, J.; GÓMEZ, C.M.; DELACÁMARA, G. y MAZIOTIS, A. (2015). *Use of economic instruments in water policy: Insights from international*. Cham, Switzerland: Springer. 423 p.
- LOOMIS, J.B.; QUATTLEBAUM, K.; BROWN, T.C. y ALEXANDER, S.J. (2003). Expanding institutional arrangements for acquiring water for environmental pur-

- poses: Transactions evidence for the Western United States. *International Journal of Water Resources Development*, 19: p. 21-28.
- LUND, J.R. e ISRAEL, M. (1995). Water transfers in water resource systems. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 121: p. 23-36.
- LUND, J.R.; ISRAEL, M. y KANAZAWA, R. (1992). *Recent California water transfers: Emerging options in water management*. Davis, California, USA: Center for Environmental and Water Resources Engineering. 117 p.
- LLAMAS, M.R.; VARELA-ORTEGA, C.; DE LA HERA, A.; ALDAYA, M.M.; VILLARROYA, F.; MARTÍNEZ-SANTOS, P.; BLANCO-GUTIÉRREZ, I.; CARMONA-GARCÍA, G.; ESTEVE-BENGOECHEA, P.; DE STEFANO, L.; HERNÁNDEZ-MORA, N. y ZORRILLA, P. (2010). The Guadiana Basin. En: Mysiak, J.; Henrikson, H.J.; Sullivan, C.; Bromley, J. y Pahl-Wostl, C. (Coordinadores). *The adaptive water resource handbook*. London: Earthscan. p. 103-115.
- MACDONNELL, L.J. (1995). Water banks: Untangling the Gordian knot of Western water. En: Rocky Mountain Mineral Law Foundation (Coordinadores). *Proceedings of the Forty-First Annual Rocky Mountain Mineral Law Institute*. Denver, Colorado: Mineral Law Institute. p. 1-63.
- MARSHALL, G.R. (2013). Transaction costs, collective action and adaptation in managing complex social-ecological systems. *Ecological Economics*, 88: p. 185-194.
- MEDELLÍN-AZUARA, J.; HOWITT, R.E. y LUND, J.R. (2013). Modeling economic-engineering responses to drought: The California case. En: Schwabe, K.; Albiac, J.; Connor, J.D.; Hassan, R.M. y Meza González, L. (Coordinadores). *Drought in arid and semi-arid regions. A multi-disciplinary and cross-country perspective*. Dordrecht, The Netherlands: Springer. p. 341-356.
- NATIONAL WATER COMMISSION (2009). *Australian water markets report*. Canberra, Australia: National Water Commission. 236 p.
- O'DONNELL, M. y COLBY, B. (2010). *Water banks: A tool for enhancing water supply reliability*. Tucson, Arizona, USA: University of Arizona, Department of Agricultural and Resource Economics. 25 p.
- PALOMO-HIERRO, S.; GÓMEZ-LIMÓN, J.A. y RIESGO, L. (2015). Water markets in Spain: Performance and challenges. *Water*, 7: p. 652-678.
- PALOMO-HIERRO, S.; SETTRE, C.; LOCH, A. y WHEELER, S.A. (2016). Mercados de agua en Australia y California. ¿Qué podemos aprender de ellos? En: Gómez-Limón, J.A. y Calatrava, J. (Coordinadores). *Los mercados de agua en España: Presente y perspectivas*. Almería: Fundación Cajamar. p. 315-342.
- QURESHI, M.E.; SHI, T.; QURESHI, S.E. y PROCTOR, W. (2009). Removing barriers to facilitate efficient water markets in the Murray-Darling Basin of Australia. *Agricultural Water Management*, 96: p. 1641-1651.

- REGNACQ, C.; DINAR, A. y HANAK, E. (2016). The gravity of water: Water trade frictions in California. *American Journal of Agricultural Economics*, 98: p. 1273-1294.
- REY, D.; CALATRAVA, J. y GARRIDO, A. (2016). Optimisation of water procurement decisions in an irrigation district: The role of option contracts. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 59: p. 1-25.
- REY, D.; GARRIDO, A. y CALATRAVA, J. (2014). The water markets in Spain: Moving towards 21st century mechanisms and approaches with 20th century regulations. En: Easter, K.W. y Huang, Q. (Coordinadores). *Water markets for the 21st century: What have we learned?* New York, USA: Springer. p. 127-147.
- ROSEGRANT, M.W.; RINGLER, C. y ZHU, T. (2014). Water markets as an adaptive response to climate change. En: Easter, K.W. y Huang, Q. (Coordinadores). *Water markets for the 21st century: What have we learned?* New York, USA: Springer. p. 35-55.
- SPULBER, N. y SABBAGHI, A. (1994). *Economics of water resources: From regulation to privatization*. Boston: Kluwer Academic Publishers. 363 p.
- VARELA-ORTEGA, C. (2007). Policy-driven determinants of irrigation development and environmental sustainability: A case study in Spain. En: Molle, F. y Berkoff, J. (Coordinadores). *Irrigation water pricing: The gap between theory and practice*. Wallingford, UK: Cabi. p. 328-346.
- VARELA-ORTEGA, C.; BLANCO-GUTIÉRREZ, I.; SWARTZ, C.H. y DOWNING, T.E. (2011). Balancing groundwater conservation and rural livelihoods under water and climate uncertainties: An integrated hydro-economic modeling framework. *Global Environmental Change*, 21: p. 604-619.
- WEST WATER RESEARCH (2003). *Review of Western U.S. environmental water leasing programs*. Laramie, Wyoming, USA: WestWater Research. 26 p.
- WHEELER, S.A.; GARRICK, D.; LOCH, A. y BJORN LUND, H. (2013). Evaluating water market products to acquire water for the environment in Australia. *Land Use Policy*, 30: p. 427-436.
- WHEELER, S.A.; LOCH, A.; ZUO, A. y BJORN LUND, H. (2014). Reviewing the adoption and impact of water markets in the Murray-Darling Basin, Australia. *Journal of Hydrology*, 518: p. 28-41.
- WHEELER, S.A.; ZUO, A.; BJORN LUND, H. y LANE MILLER, C. (2012). Selling the farm silver? Understanding water sales to the Australian Government. *Environmental and Resource Economics*, 52: p. 133-154.
- WWF ESPAÑA (2012). *El fiasco del agua en el Alto Guadiana*. Madrid: WWF España. 14 p.

- YAGÜE, J. (2008). Experiencia de los instrumentos de mercado en España. En *Tribuna del Agua. Expo Agua 2008. Thematic week seven: Economics and financing - The role of market instruments in integrated water management*. 31 Julio. Zaragoza.
- YOUNG, R.A. y LOOMIS, J.B. (2014). *Determining the economic value of water: Concepts and methods*. New York, USA: RFF Press. 337 p.

RESUMEN

Los bancos de agua como instrumento económico para la mejora de la gestión del agua en España

Durante las últimas décadas se ha potenciado el uso de instrumentos económicos para mejorar la gestión de la demanda de los recursos hídricos dada la dificultad de seguir aumentando la oferta. En este sentido, este trabajo analiza el potencial de los bancos de agua dentro de la política del agua en España como un tipo de mercado de agua que puede aportar flexibilidad institucional en la asignación de los recursos hídricos entre los diferentes usuarios. La investigación ha consistido en un extenso trabajo de revisión bibliográfica, que ha permitido desarrollar una tipología de los bancos de agua que operan a nivel mundial, así como realizar un análisis crítico de las experiencias de bancos de agua implementados hasta la fecha con el fin de valorar el desempeño de este instrumento económico para la mejora de la gestión de los recursos hídricos. Así se ha podido evidenciar la utilidad de los bancos de agua para minimizar los efectos socioeconómicos y ambientales de las sequías. Sin embargo, la experiencia española ha sido escasa hasta la fecha, estando destinada casi en exclusiva a la mejora ambiental de las masas de agua. El análisis realizado ha permitido finalmente aportar sugerencias para la mejora de su implementación en España, orientando sobre las reformas legales necesarias para ello.

PALABRAS CLAVE: Gestión del agua, Instrumentos económicos, Bancos de agua, Eficiencia económica, Sostenibilidad ambiental, España.

CÓDIGOS JEL: D47, D61, Q15, Q25.

ABSTRACT

Water banks as an economic instrument for an improved management of water in Spain

During the last decades the use of economic instruments to improve the water demand management has been suggested due to the difficulty of further increase in the supply. In this sense, this paper analyses the potential of water banks as a type of water markets that can provide institutional flexibility in the allocation of water resources among different users. Research has involved an extensive review of the literature, which has allowed the development of a typology of water banks operating worldwide, as well as a critic analysis of the experiences implemented to date, in order to assess the performance of this economic instrument in order to improve water management. This has allowed to evidence that water banks are a useful instrument to minimize the socioeconomic and environmental effects of droughts. However, the Spanish experience regarding water banks has been limited to date, being devoted almost exclusively to improve the environmental status of water bodies. Finally, the analysis performed has allowed to provide suggestions about how to improve the implementation of this instrument in Spain, providing guidelines for the legal reforms required in this sense.

KEY WORD: Water management, Economic instruments, Water banks, Economic efficiency, Environmental sustainability, Spain.

JEL CODES: D47, D61, Q15, Q25.