

El agua en España: economía y gobernanza

SUMARIO

Presentación

Emilio Cerdá Tena

Colaboraciones

Bloque 1: Balance hídrico y gobernanza

Balance hídrico actual y futuro en las cuencas en España, déficit estructurales e implicaciones socioeconómicas

Manuel Pulido-Velázquez, Héctor Macián-Sorribes y Alvar Escrive-Bou

Riesgos hídricos e implicaciones económicas para España en un contexto global

Alex Fernández Poulussen

La política hídrica en España: hacia una integración avanzada de agua, territorio y sociedad

Fernando Magdaleno Mas

La gobernanza del agua subterránea y la seguridad hídrica en España

Elena López Gunn y Elisa Vargas Amelin

Cambio climático y recursos hídricos ¿qué dicen los Organismos Internacionales?

Emilio Cerdá Tena y Sonia Quiroga

Bloque 2: La gestión del regadío ante la escasez del agua

La gestión del regadío ante la escasez del agua

Julio Berbel y Jaime Espinosa-Tasón

La inversión necesaria en renovar las infraestructuras del ciclo urbano del agua

Amelia Pérez Zabaleta y Mario Ballesteros Olza

Bloque 3: Costes, precios y fiscalidad

La desalación del agua en España

Domingo Zarzo Martínez

Reutilización de agua: estado actual y perspectivas

Ramón Sala-Garrido, María Molinos-Senante, Ramón Fuentes y Francesc Hernández-Sancho

Las políticas de tarifas urbanas del agua en España

Marta Suárez-Varela

La fiscalidad del agua

María A. García Valiñas y Fernando Arbués Gracia

Un análisis de la competencia en la gestión urbana del agua

Joaquín López Vallés, Lara Tobías Peña y Cristina Vallejo Gil

Valoración de riesgos por inundaciones

Nuria Osés-Eraso

Presupuesto y Gasto Público

101-(4/2020)

**El agua en España:
economía y gobernanza**

NIPO: 188-20-010-I
ISSN: 2695-7574
Depósito Legal: M-21.543-1979

Elaboración y coordinación: Secretaría de Estado de Presupuestos y Gastos

Secretaría de Redacción: Dirección General de Presupuestos
Avda. Alberto Alcocer, n.º 2 (pta. 1.ª) 28071 Madrid
Teléfono: 91 583 52 82
Correo electrónico: mmartinz@sepg.hacienda.gob.es

Distribución: Instituto de Estudios Fiscales
Avda. Cardenal Herrera Oria, 378
28035 Madrid
Teléfono: 91 339 89 02 - Fax: 91 339 89 68
www.ief.es

Catálogo general de publicaciones oficiales
<http://publicacionesoficiales.boe.es>

Maquetación: Dagaz Gráfica, s.l.u.



Presupuesto y Gasto Público

101-(4/2020)

SUMARIO

Presentación	9
Emilio Cerdá Tena <i>Catedrático de Fundamentos del Análisis Económico</i> <i>Departamento de Análisis Económico y Economía Cuantitativa</i> <i>Director del Área de Sostenibilidad y Estudios Ambientales del ICEI</i> <i>Universidad Complutense de Madrid</i>	
Bloque 1: Balance hídrico y gobernanza	
Balance hídrico actual y futuro en las cuencas en España, déficit estructurales e implicaciones socioeconómicas.	19
Manuel Pulido-Velazquez Héctor Macian-Sorribes <i>Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA)</i> <i>Universitat Politècnica de València</i> <i>Valencia, España.</i> Alvar Escriva-Bou <i>Water Policy Center, Public Policy Institute of California</i> <i>500 Washington Street, Suite #600</i> <i>San Francisco, California, 94111, USA.</i>	
Riesgos hídricos e implicaciones económicas para España en un contexto global	43
Alex Fernández Poulussen <i>Director regional Good Stuff International en España</i>	
La política hídrica en España: hacia una integración avanzada de agua, territorio y sociedad	63
Fernando Magdaleno Mas <i>Subdirector General Adjunto de Protección de las Aguas y Gestión de Riesgos</i> <i>Dirección General del Agua, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico</i> <i>Profesor Asociado. Universidad Politécnica de Madrid</i>	

La gobernanza del agua subterránea y la seguridad hídrica en España . . .	79
Elena López Gunn <i>I-Catalist S. L</i>	
Elisa Vargas Amelin <i>DG Medio Ambiente, Comisión Europea</i>	
Cambio climático y recursos hídricos ¿qué dicen los Organismos Internacionales?	103
Emilio Cerdá Tena <i>Departamento de Análisis Económico y Economía Cuantitativa e ICEI</i> <i>Universidad Complutense de Madrid</i>	
Sonia Quiroga <i>Departamento de Economía</i> <i>Universidad de Alcalá</i>	
Bloque 2: La gestión del regadío ante la escasez del agua	
La gestión del regadío ante la escasez del agua	137
Julio Berbel Jaime Espinosa-Tasón <i>Grupo de Investigación WEARE</i> <i>Dpto. Economía Agraria, Finanzas y Contabilidad</i>	
La inversión necesaria en renovar las infraestructuras del ciclo urbano del agua	153
Amelia Pérez Zabaleta Mario Ballesteros Olza <i>UNED</i>	
Bloque 3: Costes, precios y fiscalidad	
La desalación del agua en España	169
Domingo Zarzo Martínez <i>Presidente de la Asociación Española de Desalación y Reutilización (AEDyR)</i>	
Reutilización de agua: estado actual y perspectivas	187
Ramón Sala-Garrido <i>Departamento de Matemáticas para la Economía y la Empresa</i> <i>Universitat de Valencia</i>	
María Molinos-Senante <i>Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental</i> <i>Pontificia Universidad Católica de Chile</i>	
Ramón Fuentes <i>Departamento de Análisis Económico Aplicado</i> <i>Universidad de Alicante</i>	

Francesc Hernández-Sancho

Grupo de Economía del Agua, Instituto Desarrollo Local

Universitat de València

Las políticas de tarifas urbanas del agua en España 205

Marta Suárez-Varela

Universidad Autónoma de Madrid

Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales

La fiscalidad del agua 227

María A. García Valiñas

Universidad de Oviedo

Fernando Arbués Gracia

Universidad de Zaragoza

Un análisis de la competencia en la gestión urbana del agua 247

Joaquín López Vallés

Director del Departamento de Promoción de la Competencia (CNMC)

Lara Tobías Peña

Subdirectora de Estudios e Informes (CNMC)

Cristina Vallejo Gil

Jefa de Servicio de la Subdirección de Estudios e Informes (CNMC)

Valoración de riesgos por inundaciones 261

Nuria Osés-Eraso

Universidad Pública de Navarra e INARBE

Sébastien Foudi

Basque Centre for Climate Change BC3

Presentación

Tal como señala la Organización de las Naciones Unidas (ONU), el agua está en el epicentro del desarrollo sostenible y es fundamental para el desarrollo socioeconómico, la energía, la producción de alimentos, los ecosistemas y para la supervivencia de los seres humanos. El agua también forma parte crucial de la adaptación al cambio climático, y es un vínculo decisivo entre la sociedad y el medio ambiente.

Según la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE), la gobernanza del agua se refiere a una serie de procesos políticos, institucionales y administrativos por los cuales las administraciones y partes implicadas articulan sus intereses, preocupaciones y necesidades, con el fin de tomar e implementar decisiones que permitan alcanzar los objetivos de la política de aguas. El 22 de marzo de 2020 se publicó por parte del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico el *Libro Verde de la Gobernanza del Agua en España*.

De acuerdo con el Instituto Nacional de Estadística (INE), en el año 2018 se suministraron a las redes públicas de abastecimiento urbano en España 4.236 hectómetros cúbicos de agua, de los que 2.271 (el 71,2%) se destinaron a los hogares, 629 a los sectores económicos (el 19,8%) y 288 a usos municipales (el 9%). En dicho año el consumo medio de los hogares fue de 133 litros por habitante por día, alcanzándose el máximo valor en la Comunidad Valenciana (175) y el mínimo en el País Vasco (104). El coste unitario del agua de los hogares fue de 1,91 euros por metro cúbico (1,13 correspondiente a suministro y 0,78 correspondiente a saneamiento). El 64,3% del agua suministrada a las redes públicas de abastecimiento procedía de aguas superficiales, el 30,9% de aguas subterráneas y el 4,8% de otro tipo. Por otra parte, el volumen de agua de riego usado por las explotaciones agrarias fue de 15.495 hectómetros cúbicos, en el año 2018. Por tipos de cultivos, los herbáceos (cereales, leguminosas, arroz, maíz y cultivos forrajeros) representaron el 54,6% del volumen total de agua de riego, seguidos de frutales (16,7%) y patatas y hortalizas (11,1%). El 74,3% del agua de riego tenía un origen superficial, el 23,9% origen subterráneo y el 1,8% otros orígenes (desalado o regenerado).

En este contexto, la Revista Presupuesto y Gasto Público presenta este número monográfico sobre *El agua en España: economía y gobernanza*, que se empezó a gestar en febrero de 2020. El 14 de octubre de 2020 tuvo lugar un seminario, organizado por Fedea en colaboración con el Instituto de Estudios Fiscales, en el que se presentaron y debatieron versiones provisionales de todos los trabajos que forman parte de este monográfico. Los

13 artículos que se presentan se agrupan en tres grandes bloques temáticos. El primero se titula balance hídrico y gobernanza, el segundo está dedicado a infraestructuras y el tercero agrupa artículos que tratan sobre costes, precios y fiscalidad.

El primer bloque, sobre balance hídrico y gobernanza, comienza con el artículo de **Manuel Pulido, Alvar Escrivá y Héctor Macián**, en el que se presenta el balance hídrico actual y proyecciones futuras en las cuencas de España, identificando déficits estructurales y describiendo posibles implicaciones socioeconómicas y ambientales a lo largo del territorio nacional. La distribución territorial de las demandas tiende a ser opuesta a la de recursos, estando localizadas las mayores demandas en las zonas mediterráneas al sur del Ebro, lo cual es debido a la importancia de la agricultura, y las menores en la Cornisa Cantábrica. Alrededor de la mitad del territorio español, particularmente las cuencas que vierten al Mediterráneo y a la Andalucía Atlántica, sufre actualmente un estrés hídrico severo, lo que combinado con la irregularidad típica del clima Mediterráneo conlleva a una exposición apreciable a sequías. El caso más grave es el del Segura, donde hay una demanda del 132% del recurso promedio anual. La mayor productividad económica por volumen de agua se alcanza en Murcia, La Rioja y Andalucía, en ese orden. En todas las cuencas el consumo urbano de agua es mucho mayor que el industrial. Los escenarios de cambio climático muestran, con la excepción de la Cornisa Cantábrica, una tendencia al empeoramiento del estrés hídrico.

En el trabajo de **Alex Fernández Poulussen** se define el concepto de estrés hídrico, se presentan dos indicadores ampliamente utilizados para evaluar el grado de presión sobre los recursos ocasionados por tal estrés y se analiza con detalle el caso de España y su distribución geográfica. A continuación se aborda el tema de los riesgos hídricos, distinguiendo entre riesgos físicos, regulatorios y reputacionales, e introduciendo dos herramientas ampliamente utilizadas para la evaluación de los mismos. Para comprender mejor la importancia de conocer los riesgos hídricos en un contexto de cadenas de suministro agroalimentario se analizan, como ejemplos, dos cultivos con creciente relevancia en el contexto actual: el almendro, cuya superficie dedicada a su cultivo en regadío se ha triplicado en los últimos 5 años en España, y el aguacate, para el que el valor de las exportaciones españolas ha aumentado en un 72% en los últimos 5 años. El trabajo termina presentando algunas oportunidades identificadas.

El artículo de **Fernando Magdaleno** se divide en dos partes: en la primera se realiza un recorrido por las políticas del agua en España desde finales del siglo XIX, en la segunda se analizan las políticas hídricas que actualmente desarrolla el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD). El Plan Nacional de Obras Hidráulicas o Plan Gasset de 1902 no era sino una relación de obras hidráulicas distribuidas por diversas zonas del país, que se asentaba sobre la Ley de Aguas de 1879, que introdujo un marco normativo completo para la época y que estuvo vigente hasta la aprobación de la Ley de Aguas de 1985, que introdujo cambios relevantes en el régimen administrativo del uso del agua y en los mecanismos de planificación hidrológica de las cuencas. Las nuevas iniciativas legales europeas (especialmente la Directiva Marco del Agua del año 2000), el mayor conocimiento científico y la progresiva vuelta de la sociedad a la naturaleza y a los servicios ecosistémicos

micos que el agua proporciona incorporaron dos nuevos aspectos muy importantes: la multifuncionalidad y la multidimensionalidad. En el artículo se explican los objetivos y enfoques de las políticas hídricas actuales en España, y su relación con las políticas europeas. En particular, se enfatiza la relevancia del agua como elemento conector entre la sociedad y el territorio, y se plantean diversas medidas e iniciativas especialmente relevantes para su integración.

El objetivo del trabajo de **Elena López Gunn** y **Elisa Vargas Amelin** es ofrecer una panorámica de los elementos más importantes de la seguridad hídrica (tal como es definida por Naciones Unidas) relacionados con las aguas subterráneas en España, aportando datos y ejemplos concretos. El agua subterránea cubre el 70% del territorio nacional y sigue siendo una gran desconocida excepto en ciertas zonas como Almería, Murcia, Castilla La Mancha, zonas de Huelva, Jaén y Castilla León, en las que es el motor de la economía de regadío. Asimismo es un recurso que amortigua los impactos de las sequías en grandes urbes como Madrid, Barcelona o Valencia. Las aguas subterráneas también son esenciales para áreas protegidas y parques nacionales como el Parque Nacional de Doñana, las Tablas de Daimiel o la Albufera de Valencia. En este trabajo también se analiza, por cuencas hidrográficas españolas, el estado de masas de agua subterránea; se consideran los riesgos naturales asociados al agua subterránea y cambio climático; se hace un análisis de las aguas subterráneas como recurso transfronterizo o compartido; se analizan de forma esquemática algunos de los casos más paradigmáticos en el uso de aguas subterráneas en España y se aborda el tema de su gobernanza.

En el artículo de **Emilio Cerdá** y **Sonia Quiroga**, sobre cambio climático y recursos hídricos, se parte del marco conceptual de seguridad hídrica elaborado por el Banco Mundial. A continuación se analizan los capítulos correspondientes a hidrología y recursos hídricos contenidos en seis informes del *Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC)*, publicados entre los años 1990 y 2014. Una de las conclusiones que aparece repetidamente en varios de dichos informes es que muchas áreas semiáridas y áridas, como la cuenca mediterránea, el oeste de Estados Unidos, el sur de África o el Noroeste de Brasil están particularmente expuestas a los efectos del cambio climático y experimentarán una disminución de sus recursos hídricos como consecuencia del cambio climático. También se presentan y comentan algunos aspectos importantes contenidos en el Informe Mundial de Naciones Unidas de 2020 sobre agua y cambio climático, en el contexto de desarrollo sostenible, y se considera el enfoque de adaptación basado en el desarrollo de los servicios ecosistémicos. Por último, en el artículo se presentan los resultados fundamentales del proyecto PESETA II del *Joint Research Centre (JRC)* de la Unión Europea sobre impactos climáticos en Europa relacionados con los recursos hídricos.

El segundo bloque, sobre infraestructuras, se abre con el trabajo de **Julio Berbel** y **Jaime Espinosa-Tasón**, sobre la gestión del regadío en España. En este trabajo se explica cómo la evolución del regadío se inicia con la globalización, con la que se produce una pérdida de rentabilidad de los cultivos de secano. La respuesta a la evolución de los mercados lleva a un proceso de intensificación de la agricultura que se manifiesta en un abandono de terrenos marginales (en secano), a una intensificación de los secanos productivos (plan-

taciones de cultivos leñosos como olivar, almendro y viña) y a una transformación de secano a riego. Con ello se produce un aumento de extracción de agua del regadío en España, que alcanza su máximo en el año 2004. Desde ese año, la superficie regada ha crecido en 500.000 hectáreas pero las extracciones se han reducido de manera significativa por el aumento de la eficiencia de los sistemas de transporte, distribución y aplicación en parcela del agua de riego y por la expansión del riego deficitario. Tales actuaciones conducen a un aumento de la productividad del agua, lo cual supone un mayor incentivo al regadío y un aumento del diferencial de productividad con el secano. Todos estos cambios han traído consigo importantes necesidades de financiación y aumento del consumo de energía. El trabajo termina con algunas reflexiones sobre el futuro del regadío en España.

El artículo de **Amelia Pérez Zabaleta** y **Mario Ballesteros Olza** se centra en la inversión necesaria en la renovación de las infraestructuras del ciclo urbano del agua en España, que han recibido una atención menor que las destinadas a obra nueva. Tras una introducción, en el artículo se presenta el inventario para las redes de aducción, abastecimiento y saneamiento, por un lado, y para las estaciones de tratamiento de agua potable, depósitos, tanques de tormenta (fase de saneamiento) y estaciones depuradoras de aguas residuales. El inventario se presenta para el conjunto de España, por Comunidades Autónomas y por estratos (en cuanto a número de habitantes de los municipios o áreas metropolitanas). A continuación se obtiene el valor del parque de infraestructuras del ciclo urbano del agua en España, utilizando el valor actual a nuevo, es decir, lo que costaría instalar de nuevo todo el capital incluido en dicho inventario. En el siguiente apartado se calcula la necesidad de inversión, a partir del coste de renovación y del período de renovación de cada una de las redes e infraestructuras singulares. Por último, se detallan los principales mecanismos existentes para acometer dichas inversiones, consistentes en los fondos europeos, los presupuestos de las administraciones públicas (central, autonómicas y locales), el endeudamiento de los operadores de agua y el incremento tarifario, que se posiciona como la mejor alternativa.

El trabajo de **Domingo Zarzo Martínez** aborda el tema de la desalación de agua en España, que ocupa a nivel mundial la quinta posición en capacidad desalada instalada (aproximadamente 5 millones de m³/día, suficiente para suministrar agua para una población de 34 millones de habitantes), ocupando la primera posición en Europa. La tecnología de desalación predominante en la actualidad es la ósmosis inversa, por medio de membranas semipermeables sometidas a presión. Para obtener la presión necesaria para el sistema es necesario aportar energía eléctrica a las bombas de alta presión y a los demás sistemas. El coste de la energía representa entre el 40 y el 60% de los costes de producción de agua, que en la actualidad están en el entorno de 0,4-0,6 euros/m³ en las grandes desaladoras de agua de mar, estando en el entorno de 0,15-0,3 euros/m³ para aguas salobres. En el artículo también se desarrolla la historia de la desalación en España, donde la primera desaladora de agua de mar construida en tierra tuvo lugar en Lanzarote en el año 1964, desde donde se expandió por las Islas Canarias, posteriormente se daría el salto a las Islas Baleares y finalmente a la Península. En el artículo se describe la situación actual de las grandes desaladoras de agua de mar en España. El uso de agua desalada para agricultura en España se trata de manera pormenorizada, ya que es el país con mayor utilización de esta aplicación. Antes de presen-

tar las conclusiones finales, el trabajo hace algunas consideraciones sobre innovación en desalación y ofrece unas reflexiones sobre el futuro de la desalación en España.

El último trabajo de este segundo bloque aborda el tema de la reutilización del agua, y ha sido elaborado por **Ramón Sala-Garrido, María Molinos-Senante, Ramón Fuentes y Francesc Hernández-Sancho**. El aprovechamiento de los recursos hídricos por medio de la reutilización de agua residual tratada presenta dos ventajas fundamentales: aumentar la cantidad de agua disponible y reducir el nivel de contaminación medioambiental al disminuir el volumen de descarga de aguas residuales. En este trabajo, en primer lugar se presenta la situación de la reutilización en la Unión Europea (donde menos del 3% del agua residual tratada en el UE es reutilizada, con datos del año 2016) y en Israel (donde se trata el 93% del agua residual producida y se reutiliza el 85% del total de agua residual). A continuación se describe el estado de la reutilización en España, donde el volumen de agua reutilizada en España entre los años 2010 y 2016 oscila entre el 10,1% y el 11,1% del agua residual tratada, destacando la Región de Murcia y la Comunidad Valenciana, las cuales en 2016 reutilizaron el 71,8% y 59,3% respectivamente de sus aguas residuales tratadas. En España la mayor parte del agua residual regenerada se usa para fines agrícolas (70% en el año 2016), usando el 27% para el riego de jardines y zonas deportivas y de forma mucho más minoritaria para la limpieza de alcantarillado y baldeo de calles. Tras ello se comenta el Reglamento del Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua, que será aplicable a partir del 27 de junio de 2023 (2020/741/UE). Posteriormente se presentan algunas nociones relativas a la economía de la reutilización y, finalmente, se exponen las conclusiones.

El tercer bloque, sobre costes, precios y fiscalidad, se abre con el artículo de **Marta Suárez-Varela**, que trata sobre las políticas de tarifas urbanas del agua en España. Las políticas tarifarias deben ser formuladas de forma que acomoden simultáneamente los objetivos de eficiencia económica, equidad y sostenibilidad medioambiental. Por otra parte, el artículo 9 de la Directiva Marco del Agua establece que los Estados Miembros tendrán en cuenta el principio de recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos. Una revisión de la literatura permite concluir la dificultad de adoptar tarifas que permitan conseguir de forma simultánea todos los objetivos de la gestión del agua. Los resultados que se obtienen en este trabajo permiten concluir que el precio del agua urbana en España es insuficiente, sobre todo en relación con los países de su entorno. La recuperación de costes es aún escasa. Las tarifas siguen sin cubrir los costes financieros de la provisión del servicio y se encuentran muy alejadas de la recuperación de los costes medioambientales y de uso del recurso. Las estructuras tarifarias actuales muestran un potencial significativo de mejora para satisfacer los principios de eficiencia y equidad. Existe evidencia de falta de información del consumidor sobre las tarifas y sobre su propio consumo, así como de la excesiva complejidad de los actuales sistemas tarifarios. Se señala también la ausencia de un marco regulatorio común, lo que genera gran discrecionalidad en la fijación de precios, lo cual limita su eficacia. Finalmente en el artículo se realizan algunas recomendaciones para la mejora de las políticas tarifarias de agua urbana en España.

El trabajo de **María A. García Valiñas** y **Fernando Arbués Gracia** realiza una revisión de la fiscalidad relativa a los recursos hídricos en España. En primer lugar se ofrece una visión general de los tributos sobre el agua que se aplican en diferentes países europeos. En la mayoría de los países europeos, además de las tarifas que gravan el suministro de agua y los servicios de saneamiento y depuración de las aguas residuales a los usuarios existen diversas tasas e impuestos relacionados con el agua que se pueden agrupar en tres grandes bloques: la captación de agua para usos consuntivos, la explotación de los recursos del dominio hidráulico y la contaminación de las masas de agua. A continuación el artículo se centra en el estudio de las figuras tributarias que se aplican actualmente en España, tanto por parte del Estado Central (y que son gestionadas por los organismos de cuenca), como por parte de las Comunidades Autónomas en el ejercicio de sus competencias tributarias. La legislación estatal en materia de agua establece cuatro figuras tributarias de carácter extrafiscal: el canon de utilización de los bienes de dominio público hidráulico, el canon de control de vertidos, el canon de regulación y la tarifa de utilización del agua. Por otra parte, a excepción de Castilla-La Mancha y Madrid, todas las Comunidades Autónomas han diseñado sus propios impuestos que gravan hechos imponible relacionados con las diferentes etapas del ciclo del agua, sobre todo en torno a las fases de saneamiento y tratamiento de vertidos. También existe cierta regulación a nivel municipal. Esta situación en España da lugar a una fragmentación tributaria y a ineficiencias económicas originadas por el solapamiento de diferentes figuras tributarias. Finalmente, en el artículo se recogen algunas consideraciones generales.

En el artículo de **Joaquín López Vallés**, **Lara Tobías Peña** y **Cristina Vallejo Gil** se realiza un análisis de la competencia en la gestión urbana del agua. En España, la responsabilidad sobre la prestación de los servicios del ciclo urbano del agua se divide entre el Estado, las Comunidades Autónomas y los entes locales. Generalmente, el Estado y las Comunidades Autónomas asumen competencias sobre las fases altas del ciclo del agua (tanto en abastecimiento como en saneamiento), mientras que los entes locales suelen ser los responsables de las fases en baja. Los ayuntamientos pueden optar por gestionar directamente los servicios o acudir al contrato de concesión de servicios. En abastecimiento, el 57% de la población recibe servicios de empresas privadas o mixtas, elegidas mediante licitación, siendo tal porcentaje del 27% en saneamiento. Los precios de los servicios de abastecimiento, cuando son prestados por empresas están sometidos al régimen de precios autorizados. En el artículo se identifican deficiencias en la regulación y gobernanza del ciclo urbano del agua que impiden el aprovechamiento de las ventajas de la competencia por el mercado y la máxima eficiencia en la prestación de los servicios y se presentan algunas recomendaciones.

El monográfico se cierra con el trabajo de **Nuria Osés-Eraso** y **Sébastien Foudi** sobre valoración de riesgos por inundaciones. Las inundaciones fueron el desastre natural más frecuente a nivel mundial en el período 1998-2017, con un 43% de todos los eventos registrados. España es el quinto país en Europa por volumen de población expuesta a inundaciones. La Directiva de la Comisión Europea 2007/60/CE, relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación, detalla la necesidad de preparar mapas de peligrosidad por inundación y mapas de riesgo de inundación en cada demarcación hidrográfica. El Real Decre-

to 903/2010, de evaluación y gestión de riesgos de inundación que traspone la directiva comunitaria al ordenamiento jurídico español, distingue entre medidas estructurales y medidas no estructurales. En este trabajo se proponen la curva de probabilidad-daño y el daño anual esperado como medidas de valoración de riesgo de inundación. Se analiza cómo estas medidas pueden verse afectadas por el cambio climático y por la adopción de medidas tanto estructurales como no estructurales. Finalmente se analiza el riesgo de inundación en la ciudad de Bilbao, y cómo la apertura del canal de Deusto modifica el riesgo.

EMILIO CERDÁ TENA

Catedrático de Fundamentos del Análisis Económico
Departamento de Análisis Económico y Economía Cuantitativa
Director del Área de Sostenibilidad y Estudios Ambientales del ICEI
Universidad Complutense de Madrid

Bloque 1

Balance hídrico y gobernanza

Balance hídrico actual y futuro en las cuencas en España, déficit estructurales e implicaciones socioeconómicas

MANUEL PULIDO-VELAZQUEZ
HÉCTOR MACIAN-SORRIBES
Instituto de Ingeniería del Agua y Medio Ambiente (IIAMA)
Universitat Politècnica de València
Valencia, España.

ALVAR ESCRIVA-BOU
Water Policy Center, Public Policy Institute of California
500 Washington Street, Suite #600
San Francisco, California, 94111, USA.

Recibido: Noviembre 2020
Aceptado: Noviembre 2020

Resumen

España es un país de contrastes geográficos y climáticos, y con una realidad socioeconómica compleja. Estas circunstancias ocasionan importantes variaciones en el recurso hídrico disponible, en su demanda y en el peso que las actividades dependientes del agua tienen en la economía. La distribución de los recursos hídricos en España presenta una asimetría muy marcada entre su zona norte (Galicia y la cornisa cantábrica) y el resto del territorio peninsular. Además, mejores condiciones hidroclimáticas para la agricultura en el arco mediterráneo hacen que la distribución del uso de agua sea casi inversa a la de recursos. Esto genera un estrés hídrico significativo en gran parte del sudeste peninsular, llegando a niveles de sobreexplotación en algunas regiones, y poniendo en tela de juicio su sostenibilidad a largo plazo. Esta sostenibilidad es, sin embargo, crucial para dichas zonas por la importancia que tienen la agricultura y el turismo en sus economías, y por los puestos de trabajo vinculados directa o indirectamente a estas actividades. Las proyecciones de cambio climático para la España peninsular muestran un agravamiento de estos problemas ya que, salvo en su zona norte, se observan descensos apreciables en los recursos hídricos disponibles, pudiendo llegar a niveles en los que buena parte del territorio se hallara en situación de sobreexplotación. Es necesario por tanto diseñar políticas de asignación y gestión eficiente que permitan anticiparse a esta situación, garantizando la sostenibilidad socioeconómica de las regiones más vulnerables frente a la escasez hídrica.

Palabras clave: balance hídrico, escasez del agua, déficit estructural, valor socioeconómico del agua, impacto del cambio climático.

Clasificación JEL: Q15, Q21, Q25, Q54.

Abstract

Spain is a country of geographical and climatic contrasts, and with a complex socioeconomic reality. These circumstances cause significant variability in water resource availability, in its demand and in the weight that water-dependent activities have on the economy. The distribution of water resources in Spain presents a very marked

asymmetry between its northern area (Galicia and the Cantabrian coast) and the rest of the peninsular territory. In addition, due to the better hydroclimatic conditions for agriculture in the Mediterranean arc, the distribution of water use is almost inverse to that of resources. This generates significant water stress in much of the southeast of the peninsula, reaching levels of overexploitation in some regions, calling into question its long-term sustainability. This sustainability is, however, crucial for these areas due to the importance of agriculture and tourism in their economies, and because of the jobs directly or indirectly linked to these activities. Climate change projections for mainland Spain show a worsening of these problems since, except in its northern zone, there are appreciable decreases in available water resources, which may reach levels in which a large part of the territory is in a situation of overexploitation. Therefore, it is necessary to design efficient allocation and management policies to anticipate this situation, guaranteeing the socioeconomic sustainability of the most vulnerable regions in the face of water scarcity.

Key Words: water balance, lack of water, structural deficit, water socioeconomic value, climatic change impact.

JEL Classification: Q15, Q21, Q25, Q54.

1. Introducción

España es un país de grandes contrastes geográficos y climáticos, por su posición al borde de la zona subtropical mediterránea entre dos grandes masas marinas (Atlántico y Mediterráneo) y dos continentales (Europa y África). Sobre ese medio físico existe una realidad socioeconómica, condicionada por la diversidad del medio, que determina a su vez la situación actual y previsible de los problemas del agua. La península ibérica presenta un acusado gradiente climático desde el norte húmedo a los valles y llanuras semiáridas del centro y sur, justo donde se utiliza la mayoría del agua junto con la costa. El principal uso del agua sigue siendo el regadío, elemento fundamental en la estructuración del paisaje y en el tejido socioeconómico del país, y una de las variables territoriales que configuran decisivamente la demanda de recursos hídricos.

El acusado desajuste espacial y temporal entre disponibilidad de recursos y demanda ha conducido a un importante desarrollo de infraestructuras hidráulicas, incluyendo la interconexión de sistemas de recursos hídricos, y a un diferente grado de aprovechamiento de los recursos de las distintas cuencas, en ocasiones muy por encima de los recursos propios disponibles. Al mismo tiempo, el incremento de conflictos por el agua ha conducido a un importante desarrollo institucional, con ejemplos notables de instituciones eficientes para la gestión colectiva del agua, ya sea para riego (desde el milenario Tribunal de las Aguas de Valencia a las actuales comunidades de regantes) o para la gestión de cuencas. Así, España es pionera en el desarrollo de instituciones para la gestión del agua a escala de cuenca (el primer organismo de cuenca, la Confederación Sindical Hidrográfica del Ebro, data de 1926, 74 años antes de que la Directiva Marco del Agua impulsara este modelo en Europa).

En España se han llegado a clasificar los sistemas de explotación según el balance hídrico recursos-demandas en *excedentarios*, *deficitarios* con carácter *estructural* (en los que el recurso potencial incluyendo desalación, reutilización y trasvases es sistemáticamente inferior al nivel de consumo que se pretende alcanzar), y con riesgo de *escasez coyuntural* por insuficiencia ocasional de recursos en circunstancias hidrológicas adversas (LBA, 2000).

En su momento esta clasificación se utilizó para justificar posibles cuencas cedentes y receptoras de trasvases, en aras de «lograr un equilibrio hídrico en clave de futuro y sobre hipótesis racionales» (LBA, 2000, p. 607).

La escasez del agua, sea estructural o coyuntural (la «pertinaz» sequía en las cuencas mediterráneas puede llegar a 4-5 años de duración y gran severidad) conlleva hoy en día importantes consecuencias socioeconómicas y ambientales. Por otro lado, las proyecciones de escenarios futuros de cambio climático coinciden en su práctica totalidad en prever una reducción importante de los recursos totales disponibles y un incremento de episodios extremos de sequías. Esto hace prever un incremento de los conflictos por el agua y de los impactos derivados de los déficit hídricos.

En este artículo se presenta el balance hídrico actual y proyecciones futuras en las cuencas de España, se identifican déficit estructurales, y se describen posibles implicaciones socioeconómicas y ambientales a lo largo del territorio nacional. Con ello se pretende mostrar a grandes rasgos la vulnerabilidad socioeconómica de las diferentes regiones de España frente a la escasez presente y futura del recurso agua, y enfatizar la necesidad de actuar para corregir o disminuir las consecuencias negativas de esta vulnerabilidad.

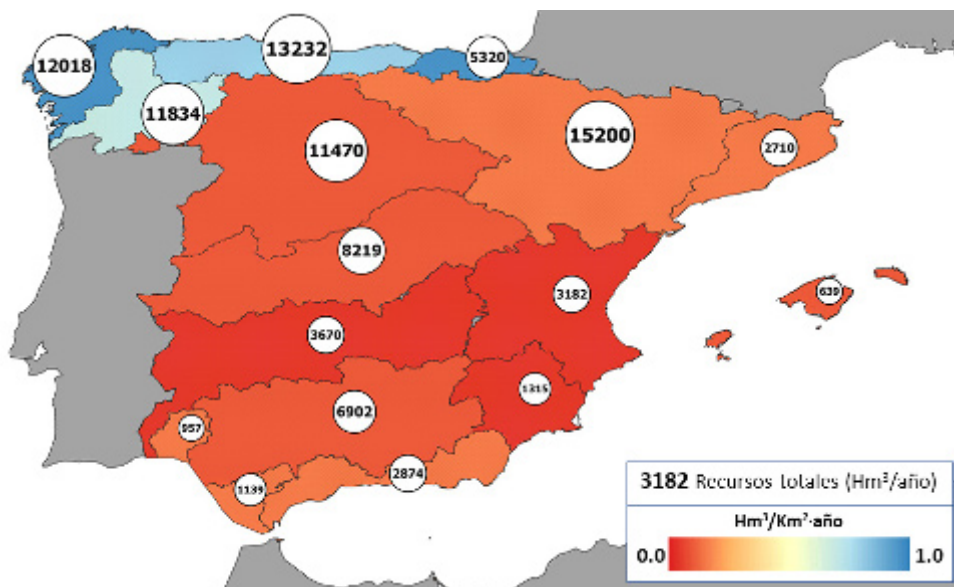
2. Estado cuantitativo del agua en España: recursos y demandas¹

2.1. Recursos por cuenca hidrográfica

La compleja orografía, hidrografía y climatología de la península ibérica provoca un variado espectro de tamaños, configuraciones y regímenes hidrológicos en sus cuencas hidrográficas, lo que se ve fielmente reflejado en la distribución de sus recursos hídricos (Figura 1). La cuenca hidrográfica del Ebro es la que cuenta con mayores recursos totales, lo que es esperable habida cuenta de su superficie (la mayor de España), y del hecho de ubicar buena parte de sus zonas de cabecera en la Cornisa Cantábrica y los Pirineos. Sin embargo, la ratio entre recursos totales y área de la cuenca ofrece un panorama muy distinto, en el que las cuencas hidrográficas ubicadas en Galicia y la Cornisa Cantábrica (Miño-Sil, Galicia-Costa, Cantábrico Occidental y Cantábrico Oriental) presentan los valores más altos. De hecho, todas ellas salvo la última presentan unos recursos hídricos totales superiores al de las restantes cuencas españolas salvo el Ebro.

Por contra, las cuencas hidrográficas del centro-sur de la península y del arco mediterráneo al sur del Ebro presentan los valores más bajos tanto en recurso total como en recurso por kilómetro cuadrado. Esto se aprecia especialmente en las cuencas del Guadiana, Júcar y Segura, con un valor de recursos por unidad de superficie de tan solo 0.07 Hm³/km², poniendo en relieve la aridez de estas cuencas.

Figura 1
Recursos hídricos anuales (Hm^3) totales y por km^2 por cuenca en España
(excepto Canarias)



Respecto a la distribución de los recursos hídricos por origen, los recursos convencionales (escorrentía superficial y subterránea) dominan sobre el resto, tal y como cabría esperar (Figura 2). Del recurso convencional, la componente subterránea supone una media del orden del 26% de la aportación total, pero con grandes variaciones territoriales que oscilan entre más del 70% en el Segura y Júcar (las cuencas de España con mayor contribución subterránea) y menos del 10% en el Guadiana (LBA, 2000). Los recursos no convencionales (reutilización, trasvases, desalación) juegan un papel testimonial en la mayoría de las cuencas, por debajo del 5% salvo en los casos de Segura, Tinto, Odiel y Piedras, y Baleares.

En la Cornisa Cantábrica los recursos no convencionales son prácticamente inexistentes, siendo los trasvases la principal fuente alternativa. En esta zona destacan los tres trasvases desde la Demarcación Hidrográfica (DH) del Ebro a la del Cantábrico Oriental destinados al abastecimiento de Bilbao y su área metropolitana y a la producción de energía eléctrica, en marcha desde hace más de 50 años. En el resto de España, la reutilización sigue representando una aportación muy menor, aún en cuencas sujetas a estrés hídrico. La reutilización sólo supera el 1% en las DH del Júcar, Fluvial de Cataluña y Baleares; y el 5% únicamente en la DH del Segura. Pese a que en este caso se está cuantificando únicamente la reutilización directa, obviando la mucho más importante reutilización indirecta (cuando se vierte el agua depurada a un cauce pudiendo ser captada aguas abajo), no deja de ser destacable su poca relevancia. Ello a pesar de que existen importantes núcleos urbanos en zonas costeras (en particular las áreas metropolitanas de Barcelona y Valencia, así como los

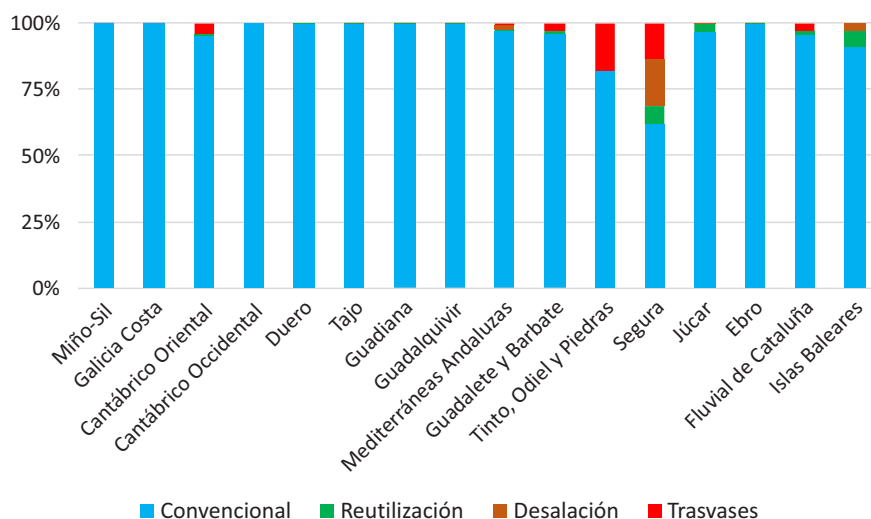
principales núcleos turísticos de Cataluña, Comunitat Valenciana, Región de Murcia y Andalucía) cuyos recursos hídricos son susceptibles de reutilización directa.

España es uno de los países del mundo que más agua desalada produce, siendo actualmente el cuarto país en cuanto a capacidad instalada. Sin embargo, dejando aparte el caso singular de las Islas Canarias (pioneras en el uso de técnicas de desalación), únicamente se emplea en las cuencas del Segura (232 Hm³/año), Mediterráneas Andaluzas (43.8 Hm³/año), Baleares (19.7 Hm³/año) y Júcar (3.1 Hm³/año). La desalación en el Segura es la más importante con diferencia, tanto en términos absolutos como porcentuales (17.6% del recurso total). Cabe reseñar el escaso uso de la desalación en la cuenca del Júcar y su ausencia en la cuenca Fluvial de Cataluña, aunque cuentan con grandes núcleos de población y áreas turísticas en sus zonas costeras, que podrían beneficiarse de su uso. Sí que es destacable, por infrecuente en el ámbito internacional, el uso del agua desalada para el riego en el sudeste español (sobre todo en la Cuenca del Segura), donde se ha extendido mucho más y antes que en otros lugares del mundo (en 2017 el consumo de agua marina desalinizada del regadío en la DH del Segura llegó a alcanzar los 150 Hm³).

En lo que respecta a los trasvases, es de destacar la importancia que tienen en las cuencas del Segura (183.0 Hm³/año procedentes de Tajo y Guadalquivir, 13.9% del recurso total), y Tinto, Odiel y Piedras (176.3 Hm³/año procedentes del Guadiana, 18.4% del recurso total). La sostenibilidad de dichos trasvases en el futuro es incierta, debido a factores políticos y de rivalidad regional (el procedente del Tajo) o a provenir de cuencas hidrográficas que cuentan con un grado de estrés hídrico elevado (los procedentes de Guadiana y Guadalquivir).

Figura 2

Distribución de recursos hídricos de las cuencas de España (excepto Canarias)



Por último, mencionar que España ha sido pionera en la introducción en Europa de la posibilidad de transferir derechos de uso y aprovechamiento de agua entre usuarios (cesión voluntaria y temporal de derechos de agua). Desde su aprobación en 1999, la actividad de estos mercados en España ha sido relativamente escasa (Palomo-Hierro *et al.*, 2015). Los intercambios se han realizado mayoritariamente mediante la figura de los contratos de cesión y, en menor medida, mediante los centros de intercambio, realizándose la mayor parte de ellos en sequía y entre usuarios del sector agrario. Esta escasa operatividad del mercado ha hecho difícil valorar los efectos de la implementación de este instrumento económico. En algunos casos, los mercados han permitido cierta transferencia temporal de recursos entre cuencas durante episodios de sequías utilizando las infraestructuras de conexión intercuenca (Palomo-Hierro y Gomez-Limon, 2016).

2.2. Demandas por cuenca hidrográfica

Como ocurre con los recursos, las demandas hídricas están condicionadas por las características del territorio y la climatología, así como por factores culturales, poblacionales y económicos. De hecho, las diferencias territoriales observadas en cuanto a los recursos se encuentran también en las demandas, concentrándose estas últimas en el arco mediterráneo (Figura 3). La distribución territorial de las demandas tiende a ser opuesta a la de recursos, ya que la Cornisa Cantábrica es la zona con las demandas más bajas y, por el contrario, las zonas mediterráneas al sur del Ebro son las que presentan una mayor concentración de las mismas. Ello es debido a la importancia de la agricultura, que se concentra en particular en el valle del Ebro y la España Mediterránea, por tradición y por la idoneidad de suelos y clima para tal uso. Únicamente se aprecia un paralelismo entre recursos disponibles y demandas en las cuencas hidrográficas del Ebro (a la vez la cuenca con mayores recursos y mayores demandas en valor absoluto) y el Guadiana (que presenta uno de los ratios más bajos en recursos por kilómetro y, simultáneamente, un bajo ratio de demandas por kilómetro). Es de destacar la gran demanda del Ebro (máximo valor absoluto y máximo ratio por kilómetro), y la elevada ratio por kilómetro del Segura (en segundo lugar, conjugada con la ratio más baja de recursos por kilómetro).

La distribución de dichas demandas entre los usos del agua (Figura 4) tiende a conceder la mayor importancia a la agricultura, aunque con una gran variabilidad de configuraciones, existiendo desde cuencas donde la agricultura juega un papel marginal (en particular en la Cornisa Cantábrica) hasta otras en las que es casi el único uso consuntivo del agua. Tras la agricultura, el segundo uso en importancia es el abastecimiento urbano, cuyo porcentaje global en España es del 24%, aunque es el uso predominante en la Cornisa Cantábrica (Galicia-Costa, Cantábrico Oriental y Cantábrico Occidental), debido a la poca importancia de la agricultura en dichas cuencas. La demanda industrial se sitúa típicamente alrededor del 3%, salvo en Tinto, Odiel y Piedras y Fluvial de Cataluña (10%), y la Cornisa Cantábrica (25%); debido a una mayor concentración de industria demandante de agua en esas zonas y, en la Cornisa Cantábrica, a la menor importancia de la agricultura.

Figura 3
Demandas consuntivas anuales (Hm³) totales y por km² por DH en España (excepto Canarias)

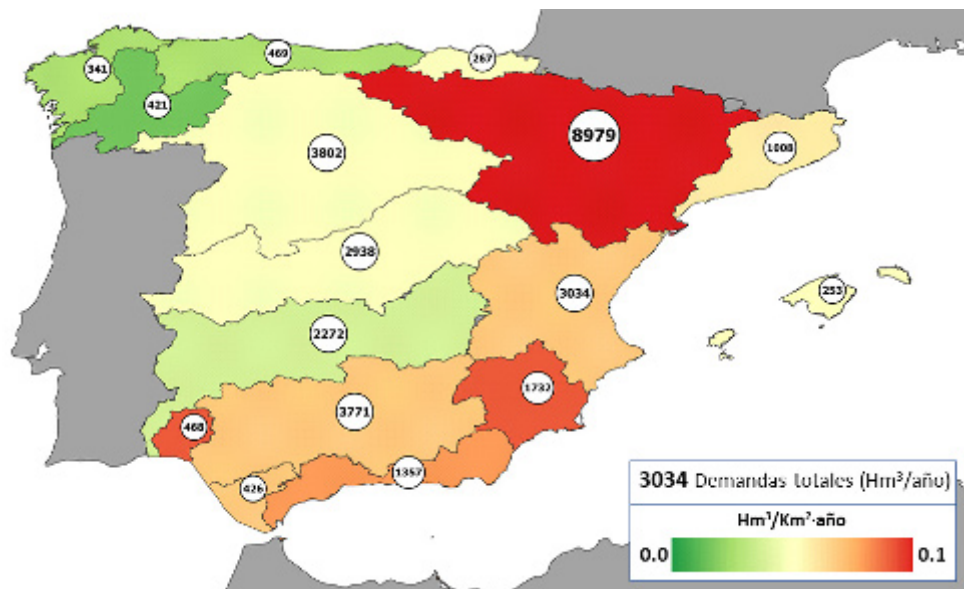
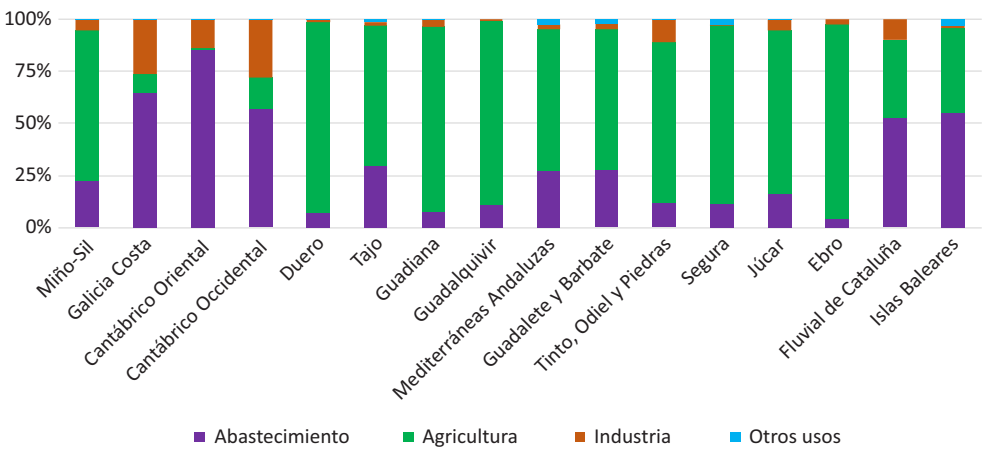


Figura 4
Distribución de demandas en las cuencas de España (excepto Canarias)



2.3. Balance hídrico por cuenca hidrográfica

La Figuras 5 y 6 muestran los recursos, las demandas y la ratio entre ellos (coeficiente de explotación) para las demarcaciones hidrográficas españolas, excluyendo Canarias. Para clasificarlas de acuerdo al valor del coeficiente de explotación (*Water Exploitation Index*, WEI) se ha empleado la clasificación de Raskin (Raskin *et al.*, 1997). Dicha clasificación establece en un 20% la frontera entre la ausencia de estrés y situación de estrés, y en un 40% entre el estrés y el estrés severo. Se considera el sistema como sobreexplotado si las demandas superan el 100% de los recursos anuales promedio.

Figura 5
Demandas, recursos y ratio recursos/demandas para DH de España (excepto Canarias)

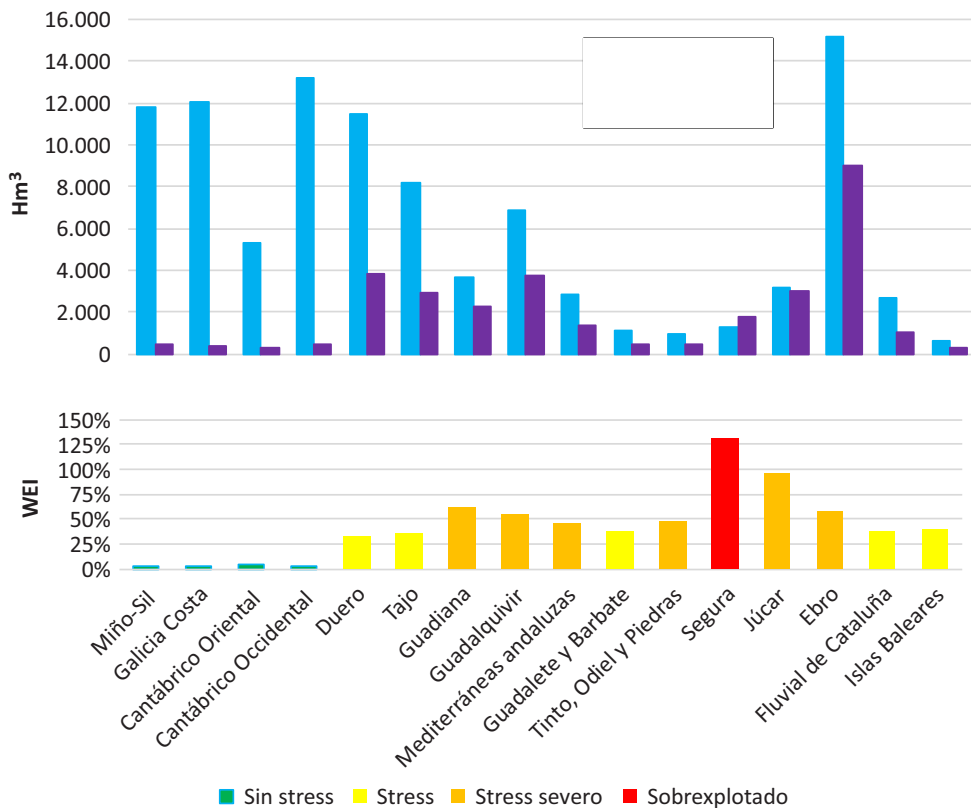
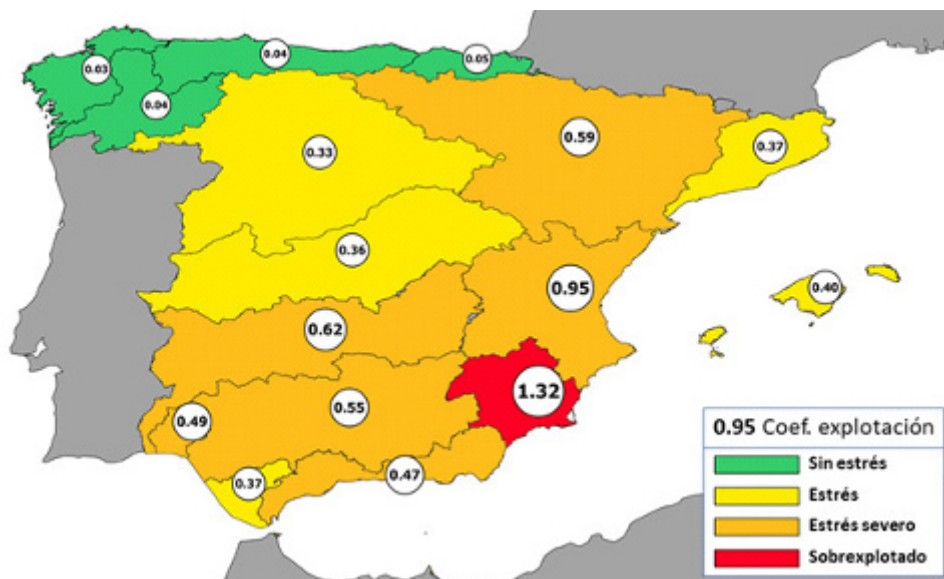


Figura 6
Ratio recursos/demandas para las DH de España (excepto Canarias)



En las figuras se observa que, salvo en la Cornisa Cantábrica, con una combinación de recursos elevados y escasas demandas, todas las cuencas de España sufren cierto grado de estrés hídrico. De hecho, alrededor de la mitad del territorio español, particularmente las cuencas que vierten al Mediterráneo y a la Andalucía Atlántica, sufre actualmente un estrés hídrico severo, lo que combinado con la irregularidad típica del clima Mediterráneo conlleva una exposición apreciable a sequías. El caso más grave es el del Segura, que a día de hoy se encuentra sobreexplotado (la demanda es del 132% del recurso promedio anual) a pesar del aporte de los trasvases, la desalación y la reutilización (directa e indirecta). Sin llegar al extremo del Segura, la situación del Júcar es muy precaria (95%), seguida por la del Guadiana (62%), Ebro (59%) y Guadalquivir (55%). A pesar de la gravedad de la situación, y a la imposibilidad de recurrir a trasvases procedentes de zonas sin estrés hídrico, los recursos no convencionales son casi inexistentes en dichas cuencas, salvo en el caso del Segura.

3. Impacto socioeconómico del uso del agua y dependencia económica del recurso hídrico

El agua es un bien esencial para el desarrollo de las actividades socioeconómicas. No es sólo un factor de producción para la agricultura de regadío, el consumo residencial e industrial, y la generación eléctrica, sino que además proporciona servicios ecosistémicos como el mantenimiento de humedales, soporte de fauna silvestre, y provisión de caudales necesarios para los ecosistemas fluviales.

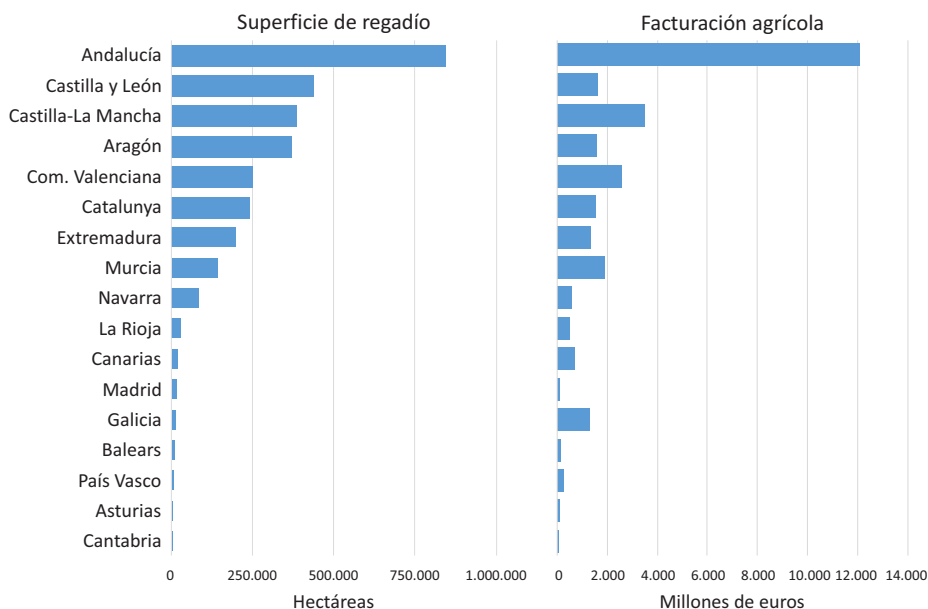
Tal y como se ha observado en el punto anterior, la agricultura de regadío representa el mayor consumo de agua en España, por lo que la dependencia hídrica de este sector es mucho más significativa. No obstante, otros sectores económicos también son dependientes y vulnerables a las situaciones de estrés hídrico. En las siguientes secciones se discute sobre la dependencia hídrica en diferentes sectores económicos, con énfasis en la agricultura de regadío.

3.1. Agricultura

El sistema agroalimentario y pesquero aporta más del 10% del PIB en España, cuando además del sector primario se añade la industria agroalimentaria y las actividades indirectas (MAPA, 2020). Teniendo en cuenta únicamente la contribución directa del sector agrario, en 2017 este sector facturó más de 50.000 millones de euros, aportando el 2.8% del PIB, y generando más de 800.000 puestos de trabajo (4.4% del total)². Gran parte de esta contribución la genera la agricultura de regadío. En España hay más de 3 millones de hectáreas de regadío, concentrando Andalucía más de un cuarto del total. En superficie regada, a Andalucía la siguen Castilla y León, Castilla-La Mancha, Aragón y la Comunitat Valenciana (Figura 7). La diversa productividad económica de las diferentes regiones agrícolas resulta en una distribución diferente del impacto económico regional. Andalucía aún se distancia más en la cabeza en la facturación, facturando más del 40% de los productos agrícolas del país, y la siguen Castilla-La Mancha, la Comunitat Valenciana y la Región de Murcia. Contrastando estos datos con el grado de explotación, se puede observar que la mayor parte de las áreas con mayor facturación depende de cuencas hidrográficas con un estrés hídrico severo, o incluso sobreexplotadas.

Figura 7

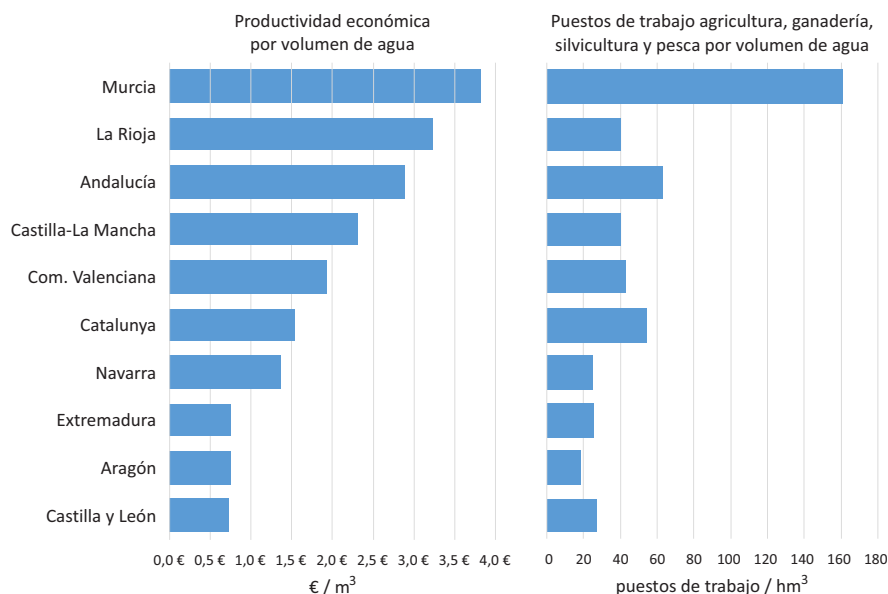
Superficie de regadío y facturación agrícola (rama vegetal) de las comunidades autónomas de España. Datos de superficie de regadío de 2016; facturación de 2017



Fuente: Instituto Nacional de Estadística, 2020.

Cuando se combinan los indicadores económicos con el consumo de agua en las distintas comunidades autónomas, se pueden obtener indicadores de productividad económica y creación de empleo directo respecto al uso de agua que arrojan resultados regionales bastante diferentes. Como se puede ver en la Figura 8, la Región de Murcia encabeza tanto la productividad económica como la creación de empleo por volumen de agua. En productividad económica la siguen La Rioja y Andalucía, mientras que en generación de puestos de trabajo el segundo y tercer puesto están ocupados por Andalucía y Catalunya³. La productividad económica se debe a los cultivos de alto valor añadido, especialmente frutas y verduras que se destinan principalmente a la exportación. Debido al estrés hídrico de las cuencas del sudeste peninsular resaltado en la sección anterior, es significativo ver a la Región de Murcia destacada, pero también a otras regiones como Andalucía, Castilla-La Mancha y la Comunitat Valenciana, en los puestos punteros de estos indicadores.

Figura 8
Productividad económica y puestos de trabajo por volumen de agua⁴



Fuente: Instituto Nacional de Estadística, 2020.

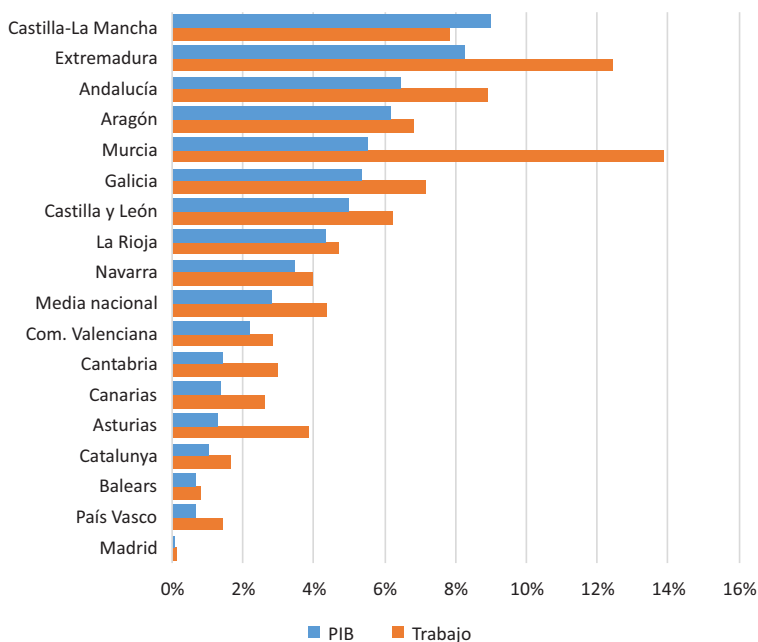
Finalmente, también hay que reseñar la dependencia económica que en algunas de estas regiones existe respecto al recurso agua. Aunque en el inicio de esta sección se ha señalado que la contribución directa del sector agrario en el PIB es del 2.8% y los puestos de trabajo del 4.4% respecto al total nacional, estas proporciones varían significativamente entre comunidades autónomas. A mayor importancia del sector agrícola, mayor contribución en las cuentas regionales, y también mayor vulnerabilidad ante sequías y los efectos del cambio climático.

Castilla-La Mancha, Extremadura, Andalucía, Aragón y Murcia están a la cabeza en cuanto a la importancia del PIB agrario respecto al total del PIB regional, con valores en todos los casos mayores al 5%, y en el caso del Castilla-La Mancha de hasta el 9%. En cuanto a trabajo, la Región de Murcia y Extremadura tienen más del 10% de la población empleada directamente en el sector agrario⁵. Es necesario señalar que estos valores directos de PIB y empleo del sector agrario, como se ha indicado visto anteriormente, se pueden multiplicar hasta por cuatro cuando se consideran otros sectores relacionados como la industria alimentaria, los proveedores de insumos y las empresas de transporte. Ya que todos estos sectores están directamente ligados con el sector agrario, la dependencia y vulnerabilidad de estas regiones respecto a la disponibilidad de agua es mucho más significativa de lo que muestran estos datos. Comparando estos datos con la sección anterior, se puede apreciar que las cinco regiones donde la agricultura más contribuye al PIB dependen parcial

o totalmente de cuencas hidrográficas con un estrés hídrico severo, y que la región con un mayor porcentaje de empleos directos en el sector agrícola sufre sobreexplotación.

Figura 9

**PIB y puestos de trabajo en agricultura, ganadería, silvicultura y pesca
(datos PIB de 2016; datos de trabajo, media mensual en 2017)**



Fuente: Instituto Nacional de Estadística, 2020.

La gestión del agua de riego en la agricultura intensiva del Mediterráneo parece reflejar un cambio de orientación: las políticas de modernización de regadíos con generosas subvenciones y poco seguimiento de las últimas décadas son objeto de revisión, a la vez que se impulsa una modernización de segunda generación, maximizando el potencial de los sistemas instalados (Sanchis-Ibor *et al.*, 2019). También se observa un creciente interés en la incorporación de los recursos no convencionales.

3.2. Abastecimiento urbano e industrial

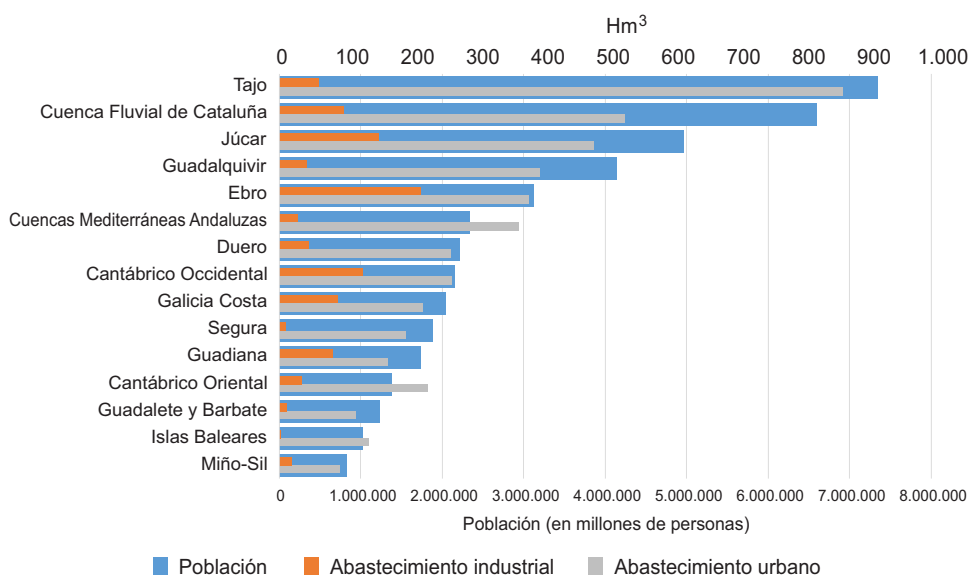
El agua es esencial para el desarrollo económico de las ciudades. Es un elemento indispensable para las necesidades básicas de la población, y también un factor de producción para el sector industrial.

Las mayores concentraciones de población se localizan en las cuencas del Tajo, en la Cuenca Fluvial de Catalunya y en la del Júcar, debido a las zonas metropolitanas de Madrid, Barcelona y Valencia. En todas las cuencas el consumo urbano es mucho mayor que el industrial, aunque el industrial puede llegar a ser significativo, como en la cuenca del Ebro. Es importante remarcar que en algunas de las cuencas con mayor estrés hídrico —como en la del Júcar, Guadalquivir o las Cuencas Mediterráneas Andaluzas— se localizan importantes concentraciones de población.

Aunque el uso urbano e industrial de agua es relativamente menor respecto al uso en el sector agrícola, su trascendencia económica es muy significativa, ya que puede conducir a situaciones con graves consecuencias económicas. Por ejemplo, en la sequía de 2007-08 en el área metropolitana de Barcelona, las pérdidas económicas se estimaron en más de 1.650 millones de Euros, casi el 1% del PIB de Catalunya (Martin-Ortega y Markandaya, 2009). Es por ello que es necesario analizar la vulnerabilidad de zonas urbanas y consumos industriales en las zonas de mayor estrés para desarrollar programas de adaptación.

Figura 10

Población, abastecimiento urbano e industrial por cuenca hidrográfica

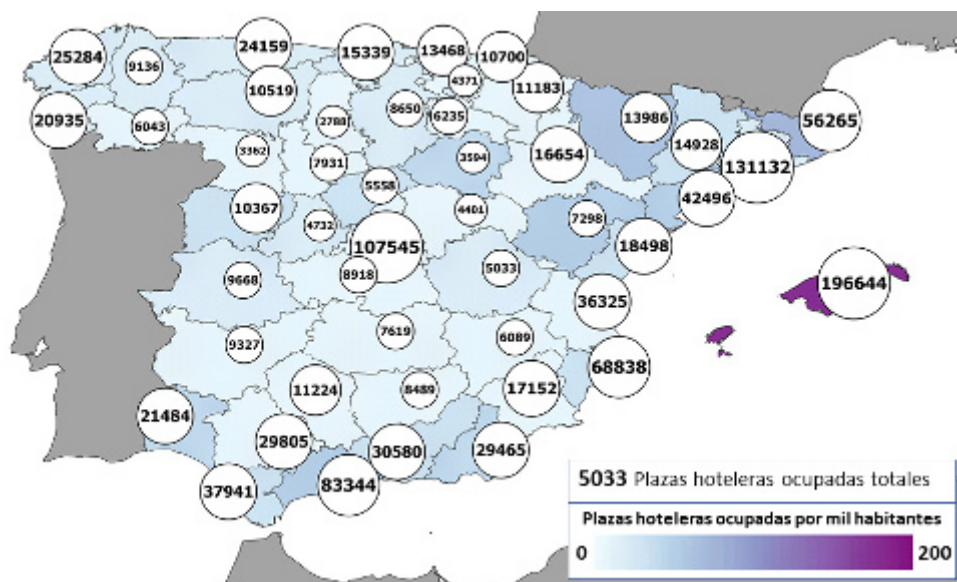


Fuente: Instituto Nacional de Estadística, 2020.

Dentro del abastecimiento urbano, el sector del turismo es otro sector de importancia estratégica para la economía española. Como se puede ver en la Figura 11, la mayoría significativa de las plazas hoteleras en la España peninsular se encuentran en la vertiente mediterránea, es decir, en las áreas sujetas a mayor estrés hídrico. Además de Madrid, las

provincias de Girona, Barcelona, Tarragona, Alicante, Almería y Málaga destacan sobre el resto, estando situadas algunas de ellas en zonas con un estrés hídrico severo.

Figura 11
Ocupación promedio en hoteles por provincia durante 2017



Fuente: Instituto Nacional de Estadística, 2020.

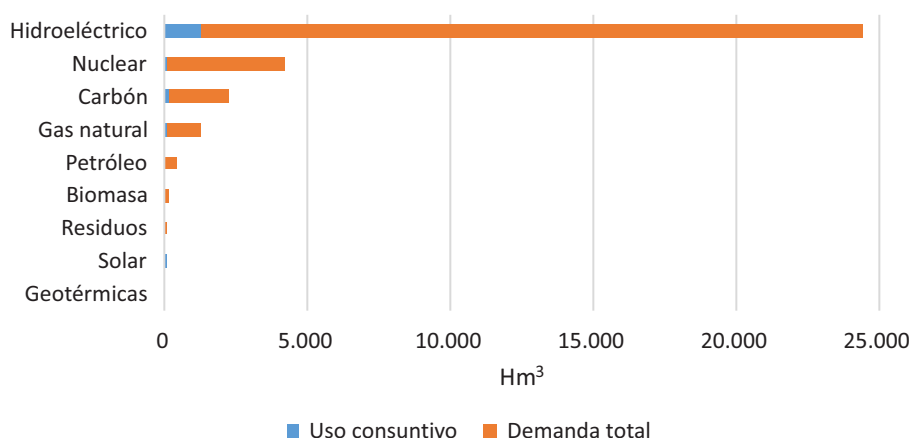
El hecho de que el precio del agua del grifo sea muy variable en todo el mundo no se puede vincular solo a factores locales o tecnológicos, o el ingreso per cápita del país. Muchos costes son de carácter político y están vinculados a la cultura del agua del país. Además, dependen de los estándares de calidad de los servicios prestados y el cumplimiento del principio de recuperación de costes. Los grandes proyectos de infraestructura subsidiados y por tanto, no incluidos en la matriz de costes, dan lugar a políticas de precios del agua que no se ajustan a la realidad (Cabrera y otros, 2012; Pulido-Velazquez *et al.*, 2014).

3.3. Generación de energía

El sector energético es también dependiente del recurso agua. En general las fuentes energéticas, aunque pueden demandar una cantidad significativa de agua, acaban retornando un porcentaje alto de dicha demanda al medio natural, por lo que resultan en bajos usos consuntivos. La generación hidroeléctrica es con diferencia la que mayor demanda y consumo final de agua tiene en España (Fig. 12).

Aunque la legislación prioriza los usos industriales para la producción de energía eléctrica sobre otros usos industriales, y solo por detrás del consumo humano y el regadío, es necesario gestionar los sistemas para minimizar las pérdidas económicas y las posibles limitaciones de suministro eléctrico durante sequías. Por ejemplo, durante la sequía 2005-08 en la cuenca del Júcar, la generación hidroeléctrica disminuyó un 40% respecto años anteriores (CHJ, 2010).

Figura 12
Uso de agua en la generación eléctrica



Fuente: Hardy *et al.*, 2012.

3.4. Valor económico del agua ambiental

Finalmente es necesario remarcar que existen otros sectores económicos dependientes de la buena calidad ambiental de las aguas. Entre ellos, posiblemente el más notable sea el turismo rural o de interior. Por ejemplo, San Martín *et al.* (2018) concluyen que los municipios ribereños de los Embalses de Entrepeñas y Buendía (embalses cedentes en el trasvase Tajo-Segura) «fueron capaces hasta 1980 de resistir mejor dicho éxodo que los municipios de su entorno gracias al desarrollo y expectativas generadas por los usos turísticos vinculados a los embalses, mientras que a partir de la entrada en funcionamiento del trasvase estos municipios han perdido, en términos relativos, más del doble de población que su entorno».

El agua es un elemento clave en paisajes naturales de gran valor. Por ejemplo, un estudio reciente (Estruch-Guitart y Vallés-Planells, 2017) ha determinado el valor económico total del Parque Natural de la Albufera en 176 millones de €, incluyendo valores de uso (directos e indirectos) y de no uso. Conocer el valor económico de los usos ambientales puede ser fundamental para una gestión racional de los mismos, para centrar la atención de los decisores y del público en recursos infravalorados y amenazados, y para determinar el

nivel de protección, desarrollo y monitorización económicamente justificable. Sin embargo, en España el número de estudios de valoración ambiental de parajes relacionados con el agua es aún muy limitado.

4. Perspectivas futuras: el impacto del cambio climático⁶

Las proyecciones de escenarios futuros de cambio climático son bastante consecuentes con una reducción importante de los recursos totales disponibles, y un incremento de episodios extremos de sequías (Marcos-García *et al.*, 2017). Así, Marcos-García y Pulido-Velázquez (2017a) han estimado una reducción de las aportaciones en la cuenca del Júcar para los últimos escenarios disponibles (RCPs del AR5) de en torno al 20% en el corto plazo, y del 29-36% a largo plazo respecto a la aportación media anual de la serie larga (1940/41-2008/2009). Todo ello incrementará el estrés hídrico, los conflictos por el agua y los impactos derivados de los déficits hídricos, incluyendo cuantiosas pérdidas económicas si no se aplican a tiempo las medidas de adaptación requeridas (Escriva-Bou *et al.*, 2017).

El estudio reciente del CEDEX (2017) analiza la respuesta climatológica e hidrológica de las cuencas hidrográficas para dos sendas representativas de concentración (RCP): RCP 4.5 (optimista respecto a la evolución actual) y RCP 8.5 (pesimista respecto a la evolución actual). Para cada una de dichas sendas, el estudio estima la respuesta hidrológica ante 6 posibles escenarios climáticos, para 3 períodos de referencia de 30 años (2010-2040, 2040-2070 y 2070-2100). La mayoría de dichos escenarios prevé un descenso generalizado de las precipitaciones y un aumento de temperaturas.

Los resultados de dicho estudio se han empleado en este trabajo de dos formas. En primer lugar, las variaciones porcentuales de evapotranspiración potencial (ETP) obtenidas se han utilizado como factores correctores de la demanda agrícola, para representar el hecho de que un incremento de temperatura llevará aparejado un incremento en las necesidades de riego para evitar que los cultivos sufran estrés por falta de agua. En segundo lugar, las variaciones porcentuales de la escurrentía se han utilizado como factores correctores de los recursos hídricos convencionales. Este análisis, por tanto, asume que el resto de demandas y de recursos hídricos permanece inalterado. Dicha asunción es obviamente incierta, pero se ha considerado tan válida como cualquier otra dadas las importantes incertidumbres que existen a la hora de extrapolar a décadas vista cualquier variable física, socioeconómica y ambiental, como por ejemplo la superficie agrícola y el tipo de cultivo, la tecnología de riego, la población y la eficiencia de la red de suministro urbano.

Tras aplicar los factores correctores anteriormente descritos a recursos y demandas, se han calculado los WEI para cada cuenca hidrográfica, período futuro, RCP y escenario, y se ha establecido el grado de estrés hídrico al igual que en la situación actual. Una vez hecho esto, se ha comparado el grado de estrés hídrico futuro con el actual para determinar si éste cambia, así como el número de escenarios donde se producen cambios de estado de estrés, expresándolos en forma de probabilidades. Dichas probabilidades de cambio se muestran en la Tabla 1, en la que los colores de la columna «DEMARCACIÓN» ofrecen el grado de

estrés hídrico actual, y los colores de las columnas «RCP 4.5» y «RCP 8.5» ofrecen el grado de estrés hídrico más probable para cada período futuro. Tal y como cabría esperar, los WEI sufren cambios para cada escenario y período, pero ello no siempre se traduce en un cambio en el grado de estrés hídrico.

Tabla 1

Probabilidad de cambio en el grado de estrés hídrico de acuerdo al WEI de las cuencas hidrográficas de España (excepto Canarias)

DEMARCACIÓN	PERÍODO	RCP 4.5			RCP 8.5		
		PROBABILIDAD DE CAMBIO WEI			PROBABILIDAD DE CAMBIO WEI		
		Mejora	No cambia	Empeora	Mejora	No cambia	Empeora
Miño-Sil	2010-2040	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2040-2070	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2070-2100	0%	100%	0%	0%	100%	0%
Galicia Costa	2010-2040	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2040-2070	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2070-2100	0%	100%	0%	0%	100%	0%
Cantábrico Oriental	2010-2040	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2040-2070	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2070-2100	0%	100%	0%	0%	100%	0%
Cantábrico Occidental	2010-2040	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2040-2070	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2070-2100	0%	100%	0%	0%	100%	0%
Duero	2010-2040	0%	83%	17%	0%	67%	33%
	2040-2070	0%	50%	50%	0%	17%	83%
	2070-2100	0%	33%	67%	0%	17%	83%
Tajo	2010-2040	0%	50%	50%	0%	50%	50%
	2040-2070	0%	50%	50%	0%	17%	83%
	2070-2100	0%	33%	67%	0%	17%	83%
Guadiana	2010-2040	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2040-2070	0%	83%	17%	0%	67%	33%
	2070-2100	0%	67%	33%	0%	50%	50%
Guadalquivir	2010-2040	17%	83%	0%	0%	100%	0%
	2040-2070	0%	100%	0%	0%	67%	33%
	2070-2100	0%	67%	33%	0%	50%	50%
Cuencas Mediterráneas Andaluzas	2010-2040	17%	83%	0%	0%	100%	0%
	2040-2070	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2070-2100	0%	100%	0%	0%	83%	17%
Guadalete y Barbate	2010-2040	0%	33%	67%	0%	33%	67%
	2040-2070	0%	50%	50%	0%	17%	83%
	2070-2100	0%	67%	33%	0%	17%	83%

DEMARCACIÓN	PERÍODO	RCP 4.5			RCP 8.5		
		PROBABILIDAD DE CAMBIO WEI			PROBABILIDAD DE CAMBIO WEI		
		Mejora	No cambia	Empeora	Mejora	No cambia	Empeora
Tinto, Odiel y Piedras	2010-2040	17%	83%	0%	0%	100%	0%
	2040-2070	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2070-2100	0%	100%	0%	0%	83%	17%
Segura	2010-2040	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2040-2070	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2070-2100	0%	100%	0%	0%	100%	0%
Júcar	2010-2040	0%	50%	50%	0%	17%	83%
	2040-2070	0%	0%	100%	0%	0%	100%
	2070-2100	0%	0%	100%	0%	0%	100%
Ebro	2010-2040	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2040-2070	0%	100%	0%	0%	100%	0%
	2070-2100	0%	100%	0%	0%	50%	50%
Cuenca Fluvial de Cataluña	2010-2040	0%	83%	17%	0%	67%	33%
	2040-2070	0%	50%	50%	0%	33%	67%
	2070-2100	0%	33%	67%	0%	17%	83%
Islas Baleares	2010-2040	0%	50%	50%	0%	0%	100%
	2040-2070	0%	17%	83%	0%	0%	100%
	2070-2100	0%	0%	100%	0%	0%	100%

La situación prevista en algunas cuencas hidrográficas no prevé cambios en el grado de explotación en diversas cuencas hidrográficas. No se prevé que las cuencas hidrográficas de la Cornisa Cantábrica que sufran cambios en su grado de estrés hídrico, ya que en la actualidad es muy bajo y, con independencia del escenario y del período, no se prevé alcanzar una situación de estrés hídrico. La gran mayoría de escenarios muestran un empeoramiento de la sobreexplotación cuenca del Segura, alcanzando a finales del siglo XXI valores de WEI de hasta 1.98 en el RCP 4.5 y de 2.54 en el RCP 8.5. El WEI de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas y Tinto, Odiel y Piedras también sufre aumentos apreciables en algunos escenarios del RCP 4.5 y de forma generalizada en el RCP 8.5, existiendo incluso la posibilidad de alcanzar la sobreexplotación.

En el resto de cuencas hidrográficas sí se han obtenido probabilidades significativas de sufrir cambios en su grado de estrés hídrico a lo largo del siglo XXI. En el caso de Guadiana, Guadalquivir y Ebro el grado de estrés hídrico tiende a mantenerse en su estado actual, aunque para los escenarios RCP 8.5 la mitad de las proyecciones ofrecidas por los modelos para el final del siglo XXI (2070-2100) llegan a alcanzar la sobreexplotación en dichos sistemas. Las restantes cuencas hidrográficas muestran una tendencia al empeoramiento del grado de estrés hídrico. Las previsiones muestran que Duero, Tajo y Fluvial de Cataluña alcanzarían un grado de estrés severo entre 2040 y 2070 para el RCP 4.5 y en 2040 para el RCP 8.5. Dicha tendencia se adelanta en las Islas Baleares, que podrían alcanzar la sobreexplotación en 2040 según los RCP 4.5 y antes de ese año en los RCP 8.5. Guadalete y

Barbate alcanzaría un grado de estrés severo antes de 2040, aunque para el RCP 4.5 podría invertirse la situación y retornar al grado de estrés actual a mediados o finales del siglo XXI. La cuenca hidrográfica del Júcar alcanzaría la sobreexplotación alrededor de 2040 para el RCP 4.5, mientras que en el RCP 8.5 se llegaría a ese punto antes de dicho año.

En resumen, los escenarios de cambio climático muestran, con la excepción de la Cornisa Cantábrica y de la ya comprometida situación del Segura, una tendencia al empeoramiento del estrés hídrico. En los escenarios RCP 4.5 se prevé que todas las cuencas actualmente en estrés hídrico pasen a un estado de estrés hídrico severo a mediados de siglo, mientras que el Júcar alcanzaría la sobreexplotación. Esta situación se agrava para los escenarios más desfavorables, los RCP 8.5, que muestran un empeoramiento más rápido del grado de estrés y en el que Guadiana, Guadalquivir y Ebro podrían alcanzar la sobreexplotación a finales del siglo XXI, lo que pondría en jaque las principales áreas agrícolas del país, que a día de hoy ya sufren un grado de estrés severo.

5. Discusión, conclusiones y recomendaciones

Siendo uno de los países más áridos en la UE, España es en cambio el primer país en área regada (3.4 millones de hectáreas; en torno al 75% de los usos consuntivos del agua), y las principales zonas de riego se concentran a su vez en las zonas más áridas del país. Junto a la aridez y las significativas sequías (alta variabilidad climática e hidrológica), ha habido que hacer frente a la escasez de agua para atender a las demandas con garantías. La escasez del agua, sea estructural o coyuntural, conlleva importantes consecuencias socio-económicas y ambientales. El acusado desajuste espacial y temporal entre disponibilidad de recursos y demanda ha conducido a un importante desarrollo de infraestructuras hidráulicas, y a un diferente grado de aprovechamiento de los recursos de las distintas cuencas, en ocasiones muy por encima de los recursos propios disponibles.

Las proyecciones de cambio climático hacen prever un incremento del estrés hídrico, convirtiendo la planificación de la adaptación al cambio climático en uno de los grandes retos en la gestión del agua (Marcos-García y Pulido-Velazquez, 2017). Las soluciones de oferta se centran hoy en día en el incremento de recursos no convencionales, reutilización y desalación, pues los trasvases no parece que puedan crecer (más bien reducirse, por la reducción de recursos en las cuencas cedentes). Existe aún un importante potencial para el incremento de la reutilización y la desalación, especialmente en torno a núcleos urbanos costeros con zona de riego próxima.

Hoy en día es inevitable combinar las soluciones de oferta con soluciones de gestión de la demanda. Entre ellas, el incremento de eficiencias mediante la modernización de regadíos, en general fuertemente subvencionada, ha sido una de las actuaciones más comunes en los regadíos tradicionales de las cuencas bajas mediterráneas. Los mercados del agua han permitido cierta flexibilidad en la distribución del recurso en situaciones críticas, aunque su funcionamiento ha sido por ahora muy limitado y puntual. Pero aun así, es muy posible que estas medidas no sean suficientes, y haya que recurrir a otras medidas más difíciles como

la revisión de concesiones, replantear usos, incrementar los precios del agua, etc. (Sanchis-Ibor *et al.*, 2018).

La necesidad de priorizar y diseñar políticas de asignación y gestión eficiente y sostenible del agua requiere conocer bien el valor económico del agua en los distintos usos. Con estos análisis se pueden estimar las repercusiones socioeconómicas ante la falta de agua y la vulnerabilidad de los diferentes sectores en las distintas regiones, para finalmente definir e implementar medidas. Si bien son más numerosos los estudios sobre el valor del agua en el regadío en el ámbito de la economía agraria, existe un claro déficit de estudios del valor del agua en otros sectores, como el turismo o el industrial, así como de métodos de valoración ambiental aplicados a los usos ambientales y paisajísticos del agua. Los déficits existentes en algunas cuencas a día de hoy, pero sobre todo la alarmante vulnerabilidad futura de gran parte del territorio nacional, hacen imprescindibles estos análisis para abordar los crecientes riesgos económicos relacionados con la falta de agua en nuestro país.

Notas

1. La información sobre los recursos hídricos y las demandas contenida en este apartado se ha obtenido del Informe de Seguimiento de los Planes Hidrológicos de Cuenca y de los Recursos Hídricos en España correspondiente al año 2018, publicado por el Ministerio para la Transición Ecológica, que aúna la información contenida en los Planes Hidrológicos de Cuenca. Dependiendo del dato concreto, dicho documento ofrece información procedente de los planes hidrológicos del segundo ciclo de planificación hidrológica (2015-2021), de los trabajos realizados en los planes hidrológicos del tercer ciclo, actualmente en proceso de elaboración (2021-2027), y de los años hidrológicos disponibles más recientes. Las diferencias entre las cifras ofrecidas por las fuentes recopiladas por el documento no son significativas en la mayoría de los casos, y únicamente se encuentran diferencias apreciables en datos de escasa relevancia. Para el análisis realizado se han tomado los datos del tercer ciclo de planificación y de los años más recientes posibles. El análisis realizado no tiene en cuenta a las Islas Canarias debido a la falta de datos en algunos campos.
2. Datos del INE para 2017.
3. Ya que los puestos de trabajo incluyen también ganadería, silvicultura y pesca, este indicador está menos ligado a la disponibilidad de agua que la productividad agrícola por volumen de agua.
4. La productividad económica se obtiene a partir de la facturación agrícola, mientras que los puestos de trabajo incluyen agricultura, ganadería, silvicultura y pesca (ambos para 2017). Sólo se incluyen comunidades con datos de consumo de agua agrícola (datos de 2018).
5. Aunque se refieren al sector agrario, estos datos incluyen agricultura, ganadería, silvicultura y pesca.
6. El análisis del impacto del cambio climático se ha basado en el Informe «Evaluación del Impacto del Cambio Climático en los Recursos Hídricos y Sequías en España», elaborado por el Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX para el Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente en 2017. Dicho estudio es el único que cubre todas las cuencas españolas con la definición suficiente y de forma metodológicamente uniforme, lo que lo convierte en el marco ideal para analizar comparativamente los impactos del cambio climático en las demarcaciones hidrográficas españolas.

Referencias

- Cabrera, E., Pardo, M. A., Cabrera Jr. E., Arregui, F. J., 2012. «Tap water costs and service sustainability, a close relationship». *Water Resources Management*, 27(1), 239-253.
- CEDEX, 2017. *Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y sequías en España*. Centro de Estudios Hidrográficos-Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, CEDEX. Ministerio de Agricultura y Pesca, Alimentación y Medio Ambiente. Madrid, España.
- CHJ, 2010. *Informe Post-sequías*, Confederación Hidrográfica del Júcar, Valencia, España.
- Escrive-Bou, A., M. Pulido-Velazquez, D. Pulido-Velazquez, 2017. «The economic value of adaptive strategies to global change for water management in Spain's Jucar Basin». *J. Water Resources Planning and Management* 143(5), 1-1.
- Estruch-Guitart, V., & Vallés-Planells, M., 2017. «The economic value of landscape aesthetics in Albufera natural park through the analytic multicriteria valuation method». *International Journal of Design & Nature and Ecodynamics*, 12(3), 281-302.
- Hardy, L., Garrido, A. and Juana, L., 2012. «Evaluation of Spain's water-energy nexus». *International Journal of Water Resources Development*, 28(1), 151-170.
- LBA, 2000. *Libro Blanco del Agua en España*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid, España. ISBN: 84-8320-128-3.
- Marcos-Garcia, P., Pulido-Velazquez, M., 2017a. «Cambio climático y planificación hidrológica: ¿es adecuado asumir un porcentaje único de reducción de aportaciones para toda la demarcación?». *Ingeniería del Agua* 21(1): 35-52.
- Marcos-Garcia, P.; Pulido-Velazquez, M, 2017b. «Cambio climático y planificación hidrológica». En G. Delacámara, J. C. Díez, F. Lombardo, *Libro Blanco de la Economía del Agua*. McGraw-Hill Education. p. 165-179, cap. 13. ISBN 978-84-486-1302
- Marcos-Garcia, P., Lopez-Nicolas, A., Pulido-Velazquez, M., 2017. «Combined use of relative drought indices to analyze climate change impact on meteorological and hydrological droughts in a Mediterranean basin». *Journal of Hydrology* 554, 292-305.
- Martin-Ortega, J., Gonzalez-Eguino, M., & Markandya, A., 2012. «The costs of drought: the 2007/2008 case of Barcelona». *Water Policy*, 14(3), 539-560.
- MITECO, 2018. «Informe de seguimiento de los planes hidrológicos de cuenca y de los recursos hídricos en España — avance 2018». Disponible en <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/planificacion-hidrologica/planificacion-hidrologica/seguimientoplanes.aspx> (última consulta, 4/10/20).
- Palomo-Hierro, S., Gomez-Limon, J. A., Riesgo, L., 2015. «Water markets in Spain: Performance and challenges». *Water* 7(2), 652-678.
- Palomo-Hierro, S., Gomez-Limon, J. A. (2016). «Actividad de los mercados formales de agua en España (1999-2014)». En Gomez-Limon J. A. y J. Calatrava Leyva (eds.), *Los mercados de agua en España: presente y perspectivas*. Serie Economía, n.º 26. Ed. Cajamar Caja Rural. Almería, España.

- Pulido-Velazquez, M., E. Cabrera, A. Garrido, 2014. «Economía del agua y gestión de recursos hídricos». *Ingeniería del Agua* 18(1): 95-106.
- Raskin, P.; Gleick, P. H.; Kirshen, P.; Pontius, R. G. Jr; and Strzepek, K., 1997. *Comprehensive assessment of the freshwater resources of the world*. Stockholm Environmental Institute, Sweden. 5th session of the United Nations Commission on Sustainable Development, 1997.
- San Martín, E., Larraz, B. & Hernandez-Mora, N., 2018. *Estudio de los impactos socioeconómicos del trasvase Tajo-Segura sobre los municipios ribereños de los embalses de cabecera de Entrepeñas y Buendía*. Grupo de Investigación del Tajo (Grupo de Investigación de Ciencias de la Tierra y del Espacio).
- Sanchis-Ibor, C., M. Ortega-Reig, M. Garcia Molla, M. Pulido-Velazquez, P. Marcos-Garcia, C. Girard, M. Ruiz-Rodríguez, A. Garcia-Prats, 2018. «Adaptación de la agricultura a escenarios de cambio global. Aplicación de métodos participativos en la cuenca del río Júcar (España)». *Economía Agraria y Recursos Naturales* 18(2), 29-51.
- Sanchis-Ibor, C., M. Pulido-Velazquez, H. Macian-Sorribes, P. Marcos-Garcia, M. Garcia-Molla, M. Ruiz-Rodríguez, 2019. «Uso intensivo del agua en la agricultura en cuencas mediterráneas: aspectos económicos e hidrológicos». En A. Garrido y A. Pérez-Pastor (eds.), *El regadío en el Mediterráneo español. Una aproximación multidisciplinar*. p. 159-179. Serie Economía, n.º 38. Ed. Cajamar. Caja Rural. Almería, España.

Riesgos hídricos e implicaciones económicas para España en un contexto global

ALEX FERNÁNDEZ POULUSSEN
Director regional Good Stuff International en España

Recibido: Noviembre 2020
Aceptado: Noviembre 2020

Resumen

Las cadenas de suministro globales, conscientes de la importancia del agua para la producción agrícola y de las crecientes y cambiantes demandas de una sociedad cada día más exigente e informada, buscan conocer y gestionar los riesgos hídricos en distintas regiones del mundo. Este artículo busca aumentar la comprensión de riesgos como el estrés hídrico o los impactos del cambio climático en España, para posteriormente analizar la relación entre los riesgos hídricos y las implicaciones económicas en un contexto de cadenas de suministro globales. Finalmente, se aporta una serie de ideas, soluciones y acciones para afrontar los desafíos futuros.

Palabras clave: Estrés hídrico, riesgo hídrico, cadena de suministro, agricultura, cambio climático, sequías, escasez de agua, reputación, gobernanza.

Clasificación JEL: F60, Q17, Q25, Q56, Q57.

Abstract

Global supply chains, aware of the relevance of water for agricultural production and the growing and changing demands of an increasingly demanding and informed society, seek to understand and manage water risks in different regions of the world. This article seeks to increase the understanding of risks such as water stress or the impacts of climate change in Spain, to later analyze the relationship between water risks and economic implications in a context of global supply chains. Finally, a series of ideas, solutions and actions are provided to face future challenges.

Keywords: Water stress, water risk, supply chain, agriculture, climate change, droughts, water scarcity, reputation, governance.

JEL Classification: F60, Q17, Q25, Q56, Q57.

1. Introducción

A nivel global, la agricultura representa el 70% de las extracciones totales de agua, y más de un tercio de la superficie terrestre está dedicada a fines agrícolas. La agricultura de regadío representa una quinta parte de la superficie cultivada, y contribuye a la producción

del 40% de los alimentos a nivel global, además de permitir una mayor intensificación y diversificación.

La población mundial actual es de aproximadamente 7.800 millones de personas, y las proyecciones apuntan a que esa cifra llegará a los 10.000 millones de personas en 2050. Este hecho supone retos y desafíos en distintos aspectos, siendo uno de los más críticos el de la seguridad alimentaria, para la que la agricultura es una actividad clave.

A estos factores hay que añadir los cambios en los patrones de consumo de la sociedad actual, que apuntan a un aumento de calorías per cápita y a dietas cada vez más diversas y variadas. Además, estos cambios se encuentran fuertemente condicionados por factores económicos. En este sentido, el mayor crecimiento está teniendo lugar en numerosos países en desarrollo, en los que el aumento de la población es también más pronunciado. Ese crecimiento económico hace que las demandas alimentarias sean mayores.

En definitiva, se prevé que la producción agrícola se expandirá a nivel global en un 70% hasta 2050, contando con los mismos recursos con los que se cuentan hoy en día. La competencia por dichos recursos es cada vez más acentuada, y con ello la presión sobre los sistemas naturales. Esto implica un enorme reto en términos no sólo de eficiencia y productividad, sino también de aspectos como gobernanza y economía. Saber gestionar esos recursos de manera responsable para poder mantener la seguridad alimentaria, evitando el colapso de sistemas naturales en equilibrio con aspectos socioeconómicos es uno de los mayores retos del presente siglo.

Vivimos en un mundo globalizado e interconectado. La globalización no sólo significa que hoy en día podamos acudir a cualquier supermercado y encontrar productos de cualquier parte del mundo, disponibles en cualquier época del año. También significa que, gracias a la digitalización, es un mundo permanentemente interconectado, en el que el consumidor de esos productos es una persona informada, que se preocupa por aspectos relacionados no sólo con la nutrición o la salud, sino por aspectos como el cuidado por el medio ambiente, el respeto a los derechos humanos o el bienestar animal. Esto hace que el perfil del consumidor se está volviendo cada vez más exigente en relación a la calidad del producto, pero también demanda a las empresas a las que compran y distribuyen los productos un comportamiento ético y respetuoso con aspectos como los citados previamente.

La globalización, junto con la digitalización, también implica la rápida transferencia de tecnología y conocimiento. Cualquier avance en ciencia, investigación o tecnología es rápidamente transferido a cualquier parte del mundo, y los avances en campos agronómicos, el riego inteligente, la manipulación genética o la teledetección están haciendo posible optimizar las explotaciones de una manera antes impensable, y permiten el desarrollo agrícola en lugares donde anteriormente no era posible. El manejo de estos avances, que hacen posible que un producto pueda ser comercializado en cualquier parte del planeta en cualquier momento con unos costes cada vez más bajos, también supone un gran reto.

2. El estrés hídrico

Para hablar de estrés hídrico, primero se hace necesario comprender el concepto de balance hídrico. Un balance hídrico de una ubicación geográfica se refiere a un balance de masa realizado para el agua en esta ubicación. Puede entenderse como una ecuación que describe los flujos de agua que entran en un sistema, representados por la precipitación o por el riego en el caso de los cultivos, y el volumen que sale del sistema, representado por la escorrentía y la evapotranspiración, junto con el cambio en el almacenamiento de agua, durante un período determinado de tiempo.

El enfoque basado en el balance hídrico aporta claridad, entre otras cosas, para identificar situaciones de estrés hídrico. Por ejemplo, si las precipitaciones durante un período determinado no son suficientes para cubrir las demandas agrícolas (representadas por la evapotranspiración), será necesario extraer agua almacenada, por ejemplo, de lagos o acuíferos, para complementar esas necesidades mediante el regadío. Estos lagos o acuíferos tienen una capacidad de almacenamiento limitada. Si esa capacidad se agota, no será posible satisfacer las demandas de la evapotranspiración de los cultivos y por lo tanto el volumen de agua evapotranspirado será menor, ocasionando situaciones de estrés hídrico del cultivo. Estas situaciones pueden generar reducción de los rendimientos e impactos a la producción agrícola, con sus consiguientes implicaciones comerciales y económicas a lo largo de la cadena de suministro.

Cuando hablamos de estrés hídrico de la cuenca, nos referimos a situaciones en las que el balance hídrico muestra que la cantidad de agua necesaria para cubrir las diferentes demandas del sistema no se alcanza, ocasionando impactos como pueden ser recortes al consumo de agua, o impactos medioambientales derivados de la falta de escorrentía natural.

El estrés hídrico, en definitiva, tiene lugar cuando la demanda de agua es más alta que la cantidad disponible durante un período de tiempo concreto, y también cuando su uso se ve restringido por la baja calidad. Estas situaciones pueden ser generadas por agentes físicos, como pueden ser las sequías, los impactos del cambio climático, la contaminación o la sobreexplotación de recursos.

2.1. Metodologías para comprender el estrés hídrico

A nivel global, el índice de estrés hídrico de referencia (*Baseline Water Stress*, BWS), desarrollado por el *Water Resources Institute* (WRI) es un indicador ampliamente utilizado. Este indicador mide la proporción de total de extracciones en relación a las aguas superficiales y subterráneas renovables disponibles. Las extracciones de agua incluyen aquellas destinadas a uso doméstico, industrial, de regadío y ganadero y usos no consuntivos. Los valores más altos indican más competencia entre usuarios.

A nivel europeo, para medir el nivel de presión sobre los recursos hídricos se ha desarrollado el conocido como índice de extracción de agua WEI+ (*Water extraction index*). El

WEI+ es un indicador que proporciona información sobre el nivel de presión que ejerce la actividad humana sobre los recursos hídricos naturales de un territorio, relacionando las extracciones y los retornos al sistema, con los recursos de agua dulce disponibles en una cuenca durante un espacio de tiempo determinado.

2.2. El estrés hídrico en España

En el caso español, tanto los valores de BWS como los de WEI+ se sitúan en niveles muy altos, especialmente en zonas del sur y levante. Sin embargo, es necesario realizar un análisis más detallado de la situación a nivel nacional, comprendiendo en detalle los usos del agua y su variabilidad geográfica y temporal. Al analizar en detalle la geografía española, se pueden apreciar tres grandes ámbitos.

Por un lado, los sectores septentrional y noroccidental (Costa cantábrica y Galicia) son regiones con abundancia de recursos hídricos, en los que existe una gran regularidad temporal. En el sector central, la abundancia de agua está muy condicionada por las aportaciones que se producen desde los sistemas montañosos, especialmente las procedentes del sistema Cantábrico y Pirineos. Finalmente, las cuencas mediterráneas y del sur de España se caracterizan por una menor pluviometría, una mayor irregularidad de sus precipitaciones y recurrentes períodos de sequía, resultando en una menor disponibilidad de recursos hídricos.

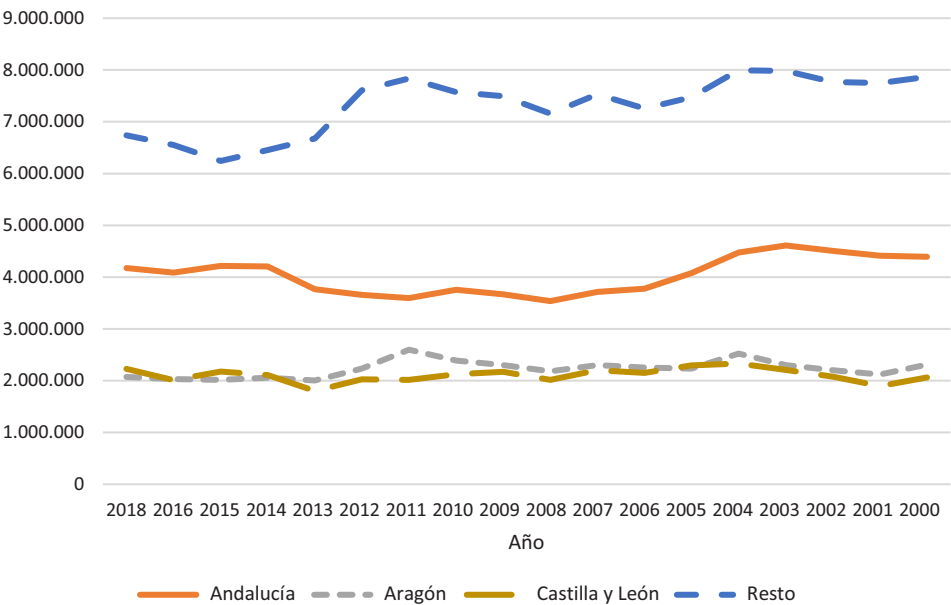
Para contextualizar esta situación se debe realizar un análisis de la demanda de agua por parte de la agricultura. En España el regadío supone un 14% de la superficie agraria útil. Pese a ser un porcentaje pequeño, contribuye en algo más de 50% a la Producción Final Vegetal, en un 2,4% al Producto Interior Bruto del país y emplea a un 4% de su población ocupada. El volumen total de agua consumida anualmente por la agricultura de regadío se sitúa en los últimos años en torno a los 15.000 hm³, según datos del Instituto Nacional de Estadística. A nivel nacional, el consumo anual está experimentando una tendencia decreciente a lo largo del presente siglo, aunque en regiones como Andalucía, la tendencia es creciente a lo largo de la última década, como se puede apreciar en la figura 1.

Respecto a la distribución espacial de la agricultura de regadío, esta también se encuentra desigualmente distribuida por el territorio nacional. De las más de 3.800.000 ha de superficie de regadío existentes en España (un 7,57% del territorio nacional), más de un cuarto se encuentran en Andalucía, seguido de las dos castillas y Aragón.

Esta situación implica que en las mayores superficies de regadío se encuentran en cuencas y regiones propensas a sufrir situaciones de estrés hídrico. Este es el caso de cuencas como la del Segura o Guadalquivir, en las que las demandas superan a los recursos renovables disponibles, lo que las convierte en cuencas deficitarias, tal y como se estipula en sus planes hidrológicos.

Otro componente a tener en cuenta para comprender la situación es la capacidad de almacenamiento de agua. La evolución de las precipitaciones y el volumen embalsado en los últimos años se encuentra en una clara tendencia descendente. Como se detallaba al describir el concepto de balance hídrico, la reducción de las precipitaciones y del volumen almacenado aumentan las posibilidades de generar situaciones de estrés hídrico.

Figura 1
Distribución de agua a las explotaciones agrícolas en España 2000-2018.
El eje representa el volumen de consumo de agua anual, en Millones de m³



Fuente: INE

Tabla 1
Distribución de la superficie de regadío por comunidades autónomas en España,
año 2019

Comunidades Autónomas	Gravedad		Aspersión		Automotriz		Localizado		TOTAL	
	ha	%	Ha	%	Ha	%	ha	%	ha	%
Galicia	12,038	1.33%	4,260	0.74%	2	0.00%	1,172	0.06%	17,472	0.46%
Asturias	389	0.04%	53	0.01%			236	0.01%	678	0.02%
Cantabria	110	0.01%	376	0.07%			36	0.00%	522	0.01%
País Vasco	1,766	0.20%	2,353	0.41%			1,810	0.09%	5,929	0.15%
Navarra	47,549	5.27%	29,733	5.20%	3,331	1.04%	21,126	1.04%	101,740	2.66%
La Rioja	12,638	1.40%	11,111	1.94%	77	0.02%	22,036	1.08%	45,863	1.20%
Aragón	187,612	20.80%	125,455	21.92%	35,262	10.96%	69,775	3.43%	418,104	10.92%
Cataluña	126,646	14.04%	28,741	5.02%	11,902	3.70%	98,685	4.85%	265,974	6.95%
Baleares	2,457	0.27%	5,971	1.04%	1,196	0.37%	11,781	0.58%	21,404	0.56%
Castilla y León	118,770	13.17%	164,127	28.68%	152,087	47.29%	30,598	1.51%	465,583	12.16%
Madrid	10,284	1.14%	5,053	0.88%	2,857	0.89%	3,043	0.15%	21,237	0.55%
Castilla-La Mancha	27,195	3.01%	99,857	17.45%	83,588	25.99%	357,225	17.57%	567,866	14.83%
C. Valenciana	81,477	9.03%	715	0.12%	9	0.00%	211,403	10.40%	293,604	7.67%
Murcia	26,086	2.89%	756	0.13%	17	0.01%	159,929	7.87%	186,788	4.88%
Extremadura	84,074	9.32%	25,987	4.54%	14,478	4.50%	158,351	7.79%	282,890	7.39%
Andalucía	160,663	17.81%	62,929	11.00%	16,801	5.22%	866,931	42.65%	1,107,324	28.92%
Canarias	2,409	0.27%	4,742	0.83%	1	0.00%	18,615	0.92%	25,768	0.67%
TOTAL	902,163	100.00%	572,219	100.00%	321,609	100.00%	2,032,755	100.00%	3,828,747	100.00%

Fuente: Informe sobre regadíos en España 2019.

El sector del regadío español ha experimentado una importante evolución en lo relativo a la modernización de los mismos, transformando más de un tercio de su superficie en la última década hacia un regadío más tecnificado y eficiente. Como se puede apreciar en la tabla 2, las superficies de riego de tipo localizado han aumentado en detrimento a otras técnicas menos eficientes como las de gravedad. No obstante, es importante comprender que la superficie de regadío total ha aumentado en un 7% (más de 400.000 ha) en los últimos 10 años.

Tabla 2
Evolución de la superficie regada según tipos de riego en España desde 2009 a 2019

Tipos de Regadío	Superficie (ha)										Variaciones (%)		
	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2019/18	2019/ Prom. 09-18
Gravedad	1,064,248	1,043,704	1,031,669	1,020,245	1,004,782	986,463	978,264	943,203	926,585	908,075	902,163	-0.65%	-8.94%
Aspersión	479,697	470,758	497,794	541,150	529,215	557,935	558,834	549,668	570,360	560,177	572,219	2.15%	7.65%
Automotriz	265,897	262,161	284,714	297,149	298,169	304,254	306,272	311,676	318,695	317,509	321,609	1.29%	8.41%
Localizado	1,591,616	1,628,705	1,658,317	1,662,847	1,707,576	1,756,139	1,792,985	1,850,869	1,917,892	1,988,525	2,032,755	2.22%	15.79%
Otros Sistemas y sin información	19,847	2,625	979	1,225	816	330	164		163				-100.00%
TOTAL	3,421,305	3,407,953	3,473,474	3,522,615	3,540,560	3,605,121	3,636,519	3,655,417	3,733,695	3,774,286	3,828,747	1.44%	7.04%

Fuente: Informe sobre regadíos en España 2019.

Esta evolución responde a varios factores, entre los que está la financiación destinada a la mejora de las infraestructuras, o el gran peso que en la última década está adquiriendo la exportación y la apertura a nuevos mercados internacionales. Esto ha aumentado el enfoque de gran parte de la modernización a aumentar la productividad de determinados cultivos o a la transformación desde secano a regadío a cultivos como el olivar o el almendro.

Estos datos dan una idea sobre la situación de estrés hídrico bajo la que se encuentran importantes sistemas hídricos en España, en especial en cuencas hidrográficas en las que tiene lugar producción agrícola de cultivos clave para las exportaciones, como se explicará más adelante.

Con el objeto de tener una visión más completa de las implicaciones económicas a las que se expone el sector en España, la información sobre estrés hídrico debe ser analizada desde una perspectiva más amplia y complementada con otros factores para comprender y tener una visión más completa de los riesgos hídricos a los que el sector está expuesto.

3. Los riesgos hídricos

Cuando hablamos de agua en la agricultura y las cadenas de suministro agroalimentarias, son diversas las amenazas, como las sequías, el cambio climático o los impactos a los ecosistemas, que pueden suponer un riesgo para la producción agrícola y para las actividades relacionadas con las cadenas de suministro. Conocer y analizar estos riesgos se está convirtiendo en una prioridad para las empresas agroalimentarias, debido a las grandes implicaciones que tienen para sus negocios. Las estrategias de empresas o inversores tienen en cuenta los criterios relacionados con el agua, y existe un creciente interés en la generación de planes de acción para mitigarlos, con el objetivo de asegurar la operatividad de los negocios a largo plazo.

3.1. Los riesgos físicos

Los principales riesgos hídricos son aquellos derivados con factores físicos que pueden generar situaciones como el ya mencionado estrés hídrico. Esas situaciones pueden ser causadas o acentuadas por diversos factores, como pueden ser las sequías, la aridez o los impactos del cambio climático. En el caso español, un 75% del territorio nacional considerado como en riesgo de desertificación debido a los altos niveles de aridez.

En el caso de las sequías, España es un país muy familiarizado con el fenómeno, convirtiéndose en eventos cada vez más recurrentes. Según la agencia medioambiental Europea (*European Environment Agency*, EEA), en los últimos 50 años, la tendencia en el número de situaciones de sequía ha aumentado en más de un evento por década, y las proyecciones apuntan a que esa cifra siga aumentando, como consecuencia de una climatología en la que las precipitaciones son más reducidas y estacionales, en combinación con una media de temperaturas en ascenso.

Las consecuencias del cambio climático son uno de los principales factores a tener en cuenta al hablar de riesgos hídricos. Son varios los aspectos en los que los distintos modelos y proyecciones apuntan a que España es uno de los países más vulnerables al cambio climático en el planeta. El Centro de Estudios Hidrográficos del CEDEX (2017) estima que los recursos hídricos disponibles en las diferentes cuencas hidrográficas españolas se reducirán entre un 3% y un 7% hasta 2040, siendo esa cifra aún mayor, de entre un 8 a un 10% en cuencas como la del Guadalquivir.

Otros factores de riesgo físico son aquellos causados por los riesgos de inundaciones o las futuras proyecciones de aumento de las mismas. Según la cartografía de áreas con Riesgo Potencial Significativo de Inundación (ARPSIs) del Ministerio para la transición ecológica (MITECO), en España se estima que aproximadamente 12.000 kilómetros de superficie están en riesgo de inundación. Los ya mencionados efectos del cambio climático, junto con los cambios en usos del suelo, la deforestación o la erosión, hacen que este sea un riesgo muy considerable para la actividad agrícola.

Los aspectos relacionados con la calidad del agua pueden también ser causantes de situaciones de estrés hídrico, pudiendo limitar el acceso al agua en casos en los que ésta no tenga las condiciones necesarias para su consumo o para su uso por parte de la agricultura. Esto puede suceder por diversos motivos, como la alta carga de nutrientes o contaminantes presentes en el agua. Países del entorno mediterráneo, en especial España, serán los principales afectados por este efecto, debido principalmente a la reducción de las precipitaciones y la intensidad del uso agrícola del suelo.

Finalmente, otro factor físico de gran relevancia es el de los impactos a los ecosistemas. Situaciones de escasez, mala calidad del agua, fragmentación de los cursos fluviales en régimen natural o la deforestación son causantes de la degradación o alteración de la biodiversidad, tanto acuática como terrestre. Los ecosistemas juegan un papel fundamental en el equilibrio de los sistemas hídricos y por consiguiente sobre la actividad agrícola, interviniendo sobre aspectos clave como la erosión, la calidad del agua, la polinización o el control biológico. El concepto de valoración de servicios ecosistémicos es un aspecto que está ganando fuerza a medida que la ciencia muestra crecientes evidencias sobre la importancia de su protección.

Estos aspectos de carácter físico pueden ser considerados como los más relevantes y primarios para la producción agrícola, ya que pueden afectar de manera directa. Sin embargo, existen otros factores de riesgo derivados de los factores físicos que son también de gran importancia, sobre todo si hablamos de las cadenas de suministro. Estos factores se pueden resumir en factores de riesgos regulatorios y riesgos reputacionales.

3.2. Los riesgos regulatorios

Los riesgos regulatorios son aquellos relacionados con el desarrollo de normativas y regulaciones relacionadas con el agua, y su nivel de eficacia e implementación. La existencia o no de un entorno legal que regule aspectos relacionados con el agua, así como su nivel

de sofisticación o grado de implementación puede tener un impacto en los aspectos mencionados de escasez o calidad del agua. Por otro lado puede ser posible que existan las normativas pero que su implementación no sea efectiva, o que no existan los mecanismos para su control y seguimiento.

En contextos como el europeo, en materia de agua existe un marco legal definido por la Directiva Marco del Agua (DMA). Su grado de complejidad y correcta implementación, que puede ser diferente en las distintas regiones y cuencas europeas, definen el nivel de riesgo regulatorio en este aspecto.

La DMA requiere a los países miembros la consecución de una serie de objetivos encaminados a alcanzar un buen estado ecológico y químico tanto de aguas superficiales como subterráneas, entre otros objetivos. Este proceso se realiza por parte de los organismos de cuenca de cada país, mediante el desarrollo de los ciclos de planificación hidrológica cada 5 años. Ese trabajo se reporta a la Comisión Europea siguiendo las directrices de la DMA. La gran cantidad de directivas europeas en relación a los distintos aspectos añade una complejidad y dificultad para su correcta implementación, lo que supone una componente de riesgo regulatorio.

Los riesgos regulatorios se pueden considerar derivados de los riesgos físicos. Es decir, si existen problemas de tipo físico como escasez o contaminación, se desarrollan normas para regular dichos aspectos. Por ejemplo, la escasez de lluvias en los últimos años y los recurrentes períodos de sequías han ocasionado una alarmante reducción del agua embalsada. Esto hace que las autoridades de cuenca tengan que regular las concesiones de agua de riego de manera excepcional, aplicando recortes a las concesiones de agua para el riego, con los consiguientes impactos que esto puede generar.

3.3. Los riesgos reputacionales

Finalmente, un grupo de factores de riesgo también derivado de los factores físicos son aquellos llamados riesgos reputacionales. Los riesgos reputacionales son aquellos relacionados con la importancia cultural del agua, la riqueza natural y la presencia en los medios de asuntos relacionados con dichos aspectos, a nivel local o global. Estos aspectos son de gran peso si hablamos de cadenas de suministro agroalimentarias. Cuando surgen problemas o noticias sobre impactos negativos derivados de aspectos de este tipo (como, por ejemplo, escasez de agua para la población o impactos a los ecosistemas derivados de la sobreexplotación del agua), al consumidor le llegan las informaciones por distintas vías prácticamente en tiempo real, lo que causa que dejen de consumir cierto producto comercializado por cierto vendedor, o que la reputación de dicho vendedor se vea perjudicada por lo que puedan publicar los medios. Esto a su vez, puede causar que el vendedor minorista les exija un uso más responsable a sus proveedores, o incluso dejar de abastecerse de un determinado productor o de una determinada región, con las implicaciones socioeconómicas que ello acarrearía.

En España, el caso más conocido en relación con el riesgo reputacional es el relacionado con el entorno del parque Nacional de Doñana. La expansión agrícola a lo largo de las últimas décadas, principalmente de fresas y frutos rojos, alrededor del espacio protegido, y las extracciones, en muchos casos ilegales, de agua para el riego desde las aguas subterráneas de las que depende la salud del espacio natural, ha generado un conflicto que sigue latente a día de hoy. Son numerosas las denuncias por parte de organizaciones de protección medioambiental, y existe un gran impacto mediático sobre esta problemática en medios nacionales e internacionales. Este hecho está ocasionando que cadenas de suministro internacionales consideren que existe un gran riesgo para su reputación si se abastecen desde esta región.

3.4. Herramientas para la evaluación de riesgos hídricos

En definitiva, los supermercados, distribuidores, productores o cualquier empresa relacionada con las cadenas de suministro agroalimentarias están teniendo cada vez más en cuenta los factores relacionados con el agua en sus operaciones. Se hace necesario conocer y manejar los riesgos para garantizar que la producción agrícola sea sostenible en todos los sentidos. A nivel global, existen dos grandes herramientas que aglutinan numerosas bases de datos relativas a los distintos aspectos de riesgo hídrico y que ofrecen una manera de identificar los riesgos existentes en cualquier parte del mundo y comparar la situación de los mismos entre distintas geografías.

El filtro de riesgo de agua del fondo mundial para la naturaleza (WWF — *Water Risk Filter*) es una herramienta con una orientación principal para su uso por parte de empresas, inversores o cadenas de suministro. La herramienta, de acceso gratuito, cuenta con 32 indicadores de riesgo a escala de sub-cuenca hidrográfica a nivel global, y permite conocer el grado de riesgo hídrico en cualquier parte del mundo, contando también con bases de datos de alta resolución para 8 países, entre los que se encuentra España. En base a los riesgos identificados, la herramienta proporciona una serie de respuestas, que se orientan hacia la gestión y reducción de los riesgos identificados y a distintas iniciativas existentes dirigidas a los mismos objetivos (WWF, 2020).

El atlas de riesgos hídricos desarrollado por el *Water Resources Institute (WRI Aqueduct risk atlas)*, es otra herramienta para apoyar a empresas, gobiernos y sociedad civil a identificar, comprender y responder ante los riesgos del agua. Los 13 indicadores ofrecidos por esta herramienta aportan información sobre estrés hídrico, variabilidad estacional, la contaminación o el acceso al agua potable y saneamiento. Los mapas y los datos de la herramienta son utilizados por multitud de empresas alrededor del mundo y se citan en numerosas publicaciones, siendo el ya mencionado índice de estrés hídrico de referencia (*Baseline Water Stress*), uno de los indicadores más ampliamente utilizados globalmente por empresas y cadenas de suministro agroalimentarias. Algunas de las bases de datos, como el mencionado BWS, son compartidos entre las dos herramientas.

Ambos son ejemplos de herramientas diseñadas para su uso de una forma sencilla y comprensible. Sus resultados buscan analizar los riesgos que, en última instancia, pueden causar un impacto financiero a las empresas, y busca orientar la búsqueda de acciones o estrategias de respuesta.

Sin embargo, estas herramientas, pese a estar en constante evolución, tienen una serie de limitaciones. Los datos de los que se alimentan tienen una resolución espacio-temporal que puede no reflejar situaciones concretas, como pueden ser trasvases de agua entre cuencas, situaciones relativas a aguas subterráneas, o conflictos locales que puedan ocasionar un riesgo regulatorio o reputacional mayor que el proporcionado por la herramienta. El uso recomendado de estas plataformas es como herramientas para la priorización y como puerta de entrada a procesos de validación local más detallados y pormenorizados.

4. Las implicaciones económicas de los riesgos hídricos en España

En la actualidad, las cadenas de suministro agroalimentarias son profundamente globales e interconectadas, y los asuntos relacionados con riesgos hídricos como los mencionados son de vital importancia tanto para empresas de las cadenas de suministro (productores, distribuidores, minoristas...) como para la economía y los ecosistemas de los países y regiones implicadas, como es el caso de España como país de marcado carácter agroexportador.

4.1. El peso de las exportaciones agroalimentarias en España

El enfoque de las empresas multinacionales agroalimentarias sobre los riesgos hídricos tiene una gran importancia para España, principalmente desde el punto de vista como país exportador y punto de inicio de cadenas de suministro agroalimentarias internacionales. Las cifras de exportaciones agroalimentarias en España han aumentado de manera progresiva en los últimos años, con un aumento continuo del saldo de las mismas sobre las importaciones. La Unión Europea es el principal destino de las exportaciones españolas. En la figura 2 se muestran los principales países, valores y productos exportados.

Figura 2
Principales destinos de las exportaciones a la UE y productos más exportados



Fuente: Informe anual de comercio exterior agroalimentario, pesquero y forestal. Ministerio de agricultura, pesca y alimentación, 2019.

Estos datos vienen a evidenciar la importancia de ciertos productos dependientes del regadío para las exportaciones, principalmente los cítricos y los frutos rojos. Tomando estos dos cultivos como ejemplo, se pueden sacar rápidas conclusiones.

La producción española de cítricos, con un valor y un rendimiento en constante crecimiento, se encuentra concentrada en las regiones de Andalucía y la Comunidad Valenciana. Estas dos regiones son un ejemplo de espacios con un importante riesgo hídrico, principalmente de estrés hídrico causado por la escasez derivada de sequías, aridez y alto grado de competencia por los recursos. En el caso de los frutos rojos, más del 95% de la producción española se concentra en la provincia de Huelva, en la que se da una situación de alto riesgo hídrico no sólo derivado de factores físicos, sino de importantes factores reputacionales, como los mencionados anteriormente.

4.2. Análisis comparativo con otras geografías: el caso de la almendra y el aguacate

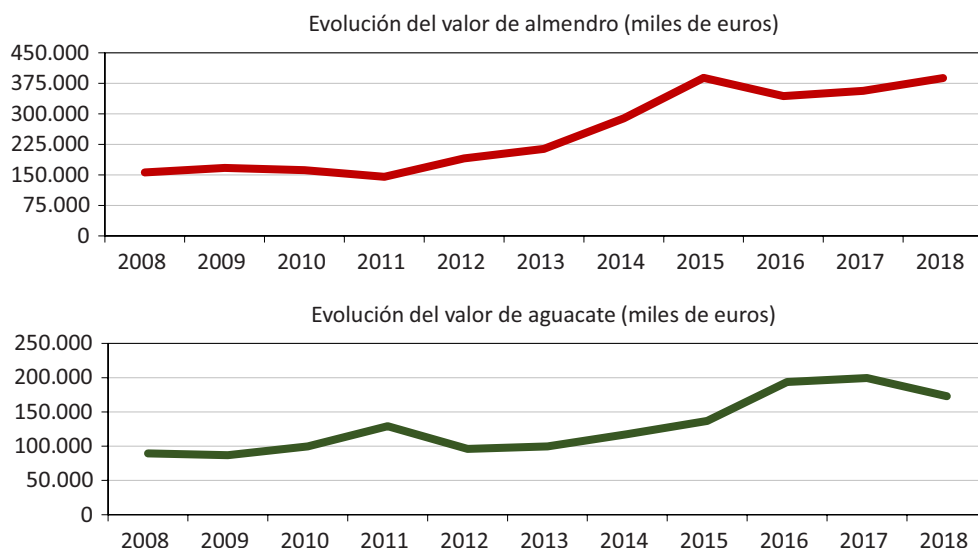
Para comprender mejor la importancia de conocer los riesgos hídricos en un contexto de cadenas de suministro agroalimentarias, se pueden tomar como ejemplos dos cultivos con creciente relevancia en el contexto actual; el almendro y el aguacate. A nivel global, la tendencia en el consumo de ambos productos está en aumento, principalmente por las propiedades nutritivas y las tendencias relacionadas con la comida saludable.

España es el país con mayor superficie cultivada de Almendra a nivel mundial, sin embargo, está lejos de ser el país con mayor productividad, por detrás de los principales competidores, Estados Unidos y Australia. Esto se debe a que el almendro en España es un cultivo tradicionalmente de secano, mientras que en Estados Unidos y Australia su cultivo es muy tecnificado, con explotaciones de regadío intensivas orientadas a la alta productividad. El consumo global de almendra no ha dejado de crecer en los últimos años, y se prevé que siga creciendo progresivamente en el futuro. En España, la superficie dedicada al cultivo de almendro en regadío se ha triplicado en los últimos 5 años, y su valor ha aumentado en un 148% en los últimos 10 años. Este aumento de la superficie de regadío se está dando principalmente en las regiones de Andalucía, Castilla la Mancha y Aragón.

Con respecto al aguacate, la demanda global de este cultivo se ha disparado en las últimas décadas, ayudada por la ya mencionada tendencia global hacia la alimentación saludable que es impulsada por la rápida difusión de información a través de medios digitales. En el caso europeo, los principales países importadores son México, Perú o Chile. En España, aunque se encuentra muy lejos de los principales países en términos de producción, la superficie cultivada de aguacate se encuentra en crecimiento constante a lo largo del presente siglo, aproximadamente un 20% en la última década, mientras que el valor de las exportaciones ha aumentado en un 72% solamente en los últimos 5 años. Su cultivo se da principalmente en la costa mediterránea andaluza, aunque su producción se está extendiendo a otras regiones andaluzas o levantinas.

Estos datos convierten al almendro y al aguacate en productos clave para los negocios de exportación, con las consiguientes implicaciones económicas (Figuras 3 y 4).

Figuras 3 y 4
Evolución del valor de la producción anual de almendro y aguacate desde 2008 a 2018



Fuente: Anuario de estadísticas agrarias y de alimentación 2019.

A nivel global, existen numerosas empresas distribuidoras, procesadoras o minoristas que comercian con estos dos productos, con un volumen creciente, como consecuencia del aumento global de su consumo. Estas empresas buscan mantener un negocio beneficioso y resiliente, y para ello buscan obtener información sobre ciertos aspectos clave para mantener el negocio, como son aquellos relacionados con el agua. Estas empresas obtienen su suministro de múltiples localizaciones en el mundo, y les es imposible analizar cada una de ellas en detalle. Por ello, utilizan herramientas de evaluación de riesgos hídricos globales, como las mencionadas en el apartado anterior.

Un rápido análisis permitirá a estas empresas ver el grado de riesgo relacionado con el agua de manera rápida en los países y regiones mencionadas. En el caso de España, los niveles de riesgo hídrico se situarían entre los más altos. Si se analiza cada región con un poco más de detalle, se podrá observar que, en regiones como el centro de Chile o California, el sistema productivo está orientado a una alta productividad, con un uso intensivo del suelo y de los recursos, y los cambios en los usos del suelo han sido muy rápidos en los últimos años. En el caso de ambos cultivos, los rápidos cambios en los usos de suelo para la producción de modo intensivo están causando impactos sobre la erosión, los suelos, las fuentes de agua o la biodiversidad. Además, existen casos en los que estos impactos terminan ocasionando serios factores reputacionales, como pueden ser los conflictos relacionados con el cultivo del aguacate, que afectan a aspectos sociales y políticos en países como Chile (1) o México (2).

Las cadenas de suministro agroalimentarias globales identifican a estos países, entre los que se encuentra España, como zona de alto estrés hídrico, y consecuentemente, como una zona de las que abastecerse supone un riesgo financiero. Esto hace que se intensifique el foco sobre la producción agrícola de regadío en España y se compare con otras regiones productoras con similares niveles de riesgo hídrico. Las cadenas de suministro demandarán un uso responsable de los recursos para garantizar una producción resiliente y respetuosa con el medio, aumentando el nivel de exigencia y rigor a los productores. Esto supone por ello un riesgo al sector agroalimentario español y sus exportaciones, y por lo tanto, a su economía. De ahí la alta relevancia que tiene para España el conocimiento y la gestión de los riesgos hídricos relacionados con la agricultura, y la necesidad de acción coordinada por parte de las administraciones y del sector en España, para desarrollar mecanismos que permitan manejar esos riesgos y aprovechar las oportunidades.

5. Conclusiones y Oportunidades identificadas

Realizar un diagnóstico de la situación y de las implicaciones económicas de los riesgos hídricos derivados de los mismos para España debe servir como primer paso hacia una búsqueda de soluciones que permitan fortalecer la posición de España como país agroexportador de cara al futuro. Como suele ser habitual con asuntos de gran complejidad como este, las soluciones también son complejas, y requieren una combinación de acciones coordinadas en distintos campos.

Modernización de regadíos y eficiencia agrícola. En la última década, el sector del regadío español ha experimentado una profunda transformación. En la actualidad, más de la mitad de la superficie de regadío es de tipo localizado, pero sigue habiendo un alto porcentaje de superficie que usa métodos menos eficientes, como el de riego por gravedad, que ocupa un 23% de la superficie de regadío nacional. Continuar mejorando la eficiencia de la producción agrícola será clave para reducir y optimizar el uso de agua.

Gestión del conocimiento y la información. Existe una evidente oportunidad de incorporar la gran cantidad de conocimientos, datos e informaciones existentes sobre aspectos hídricos, así como la evolución de diferentes métodos y tecnologías relativas al uso sostenible del agua o la teledetección, en favor del sector agroalimentario. Además, esto podría beneficiar a las entidades que recopilan y muestran datos como los que se muestran en este artículo, ayudando así a incrementar su credibilidad y habilidad. Existe un enorme potencial de mejora si se logra conectar de manera eficiente todo ese conocimiento e información desde iniciativas europeas, administraciones, centros tecnológicos y académicos, con acciones prácticas sobre el terreno.

Metodologías, estándares y sistemas de certificación. A nivel global, es muy común la implementación de estándares y sistemas de certificación validados por terceras partes como medio para diferenciarse en el mercado, y de garantizar una producción óptima. Sistemas como GlobalGAP se encuentran ampliamente extendidos en el sector agroalimentario, y otros sistemas de certificación para producción ecológica o de gestión sostenible del agua

como el estándar Alliance for Water Stewardship (AWS) buscan un compromiso más amplio con criterios de producción sostenible o un uso del agua que tenga en cuenta en contexto hídrico y la colaboración con otros actores y partes implicadas. En el contexto actual, expandir la implementación de este tipo de estándares y metodologías globalmente reconocidas refuerza la imagen y competitividad del sector.

Diferenciación y creación de marca. La correcta implementación de los estándares y sistemas de certificación puede ser favorable, pero una actitud proactiva que fomente aspectos como la colaboración, la transferencia de conocimientos o ir más allá en aspectos determinados como la divulgación o la protección de la biodiversidad pueden generar una ventaja competitiva. Por ejemplo, promover la interacción y las buenas relaciones entre productores junto con comunidades de regantes, confederaciones hidrográficas, ONG's y otras administraciones o instituciones académicas puede extenderse a las cadenas de suministro, generando proyectos de cofinanciación, restauración, conservación de la biodiversidad y otros tipos de acciones colectivas que pueden generar un impacto a mayor escala, favoreciendo la existencia de cuencas más sostenibles y resilientes. Este tipo de acciones facilitan la diferenciación y la creación de marca que identifique al sector en el mercado, anticipándose a las crecientes demandas de las cadenas de suministro globales, llevadas por la identificación de los riesgos hídricos.

Digitalización, transparencia y democratización de la información. Existe una oportunidad latente en aprovechar la digitalización y favorecer procesos de compartir la gran cantidad de información existente con claridad, a través del aumento de transparencia en la situación de las cuencas y sus datos individuales, como pueden ser los relativos al estrés hídrico calculados mediante el WEI+ a nivel europeo. Esto puede desarrollarse creando plataformas interactivas sencillas a través de las confederaciones que permitan a agricultores y las cadenas de valor internacionales participar, visualizar y comprender rápidamente la situación de sus cuencas para favorecer la búsqueda de acciones beneficiosas.

Buena gobernanza del agua. Conectar eficientemente los temas anteriores, además de muchos otros, no es una tarea fácil. La modernización de los regadíos es un ejemplo de la importancia de una correcta gestión y coordinación entre usuarios del agua, administraciones, tecnología y comunidad científica. Un crecimiento descontrolado de la superficie agrícola modernizada puede provocar un efecto rebote que provoque un aumento en el consumo total de agua (3). En última instancia, esto provocaría un efecto negativo sobre el propio sector, además de un desperdicio de inversiones, un impacto negativo sobre los ecosistemas locales y un potencial daño reputacional. Para evitar ese tipo de situaciones, se hace necesaria una buena coordinación entre usuarios del agua, comunidad científica, sociedad civil, ONG's y distintas administraciones como las autoridades de cuenca o gobiernos que gestionen los recursos. Estos procesos de gobernanza requieren tiempo y fuerte coordinación, pero sobre todo una base sólida que debe generarse mediante el diálogo, la transparencia y colaboración.

De cara al futuro: Además de los ya mencionados, otro factor que utilizar en favor del sector es el del conocimiento de las tendencias de consumo globales, y de las iniciativas existentes a nivel europeo y global. Como se ha mencionado anteriormente, el consumo de

productos como el aguacate o la almendra responden a un cambio en los patrones de consumo globales, orientado a la alimentación saludable.

Como ejemplo reciente que reafirma esta tendencia, una de las consecuencias del estado de alerta sanitaria derivada de la pandemia del Covid-19 es que los consumidores están aumentando la demanda de productos que refuercen el sistema inmunitario, como pueden ser los cítricos o el aguacate. En relación al contexto post-Covid, también existe una oportunidad latente y una necesidad de fortalecer el sector agroalimentario español, que será clave para compensar el impacto económico que se prevé que sufrirán otros sectores clave para la economía española, como el turismo.

Más a largo plazo, existen tendencias a nivel europeo que es importante tener en cuenta, como es el «European Green Deal». Esta iniciativa de la Unión Europea busca impulsar un cambio del sistema productivo europeo hacia la neutralidad climática, basado en acciones relacionadas con la energía, la movilidad, la industria o la agricultura. Con respecto a la agricultura, existen una serie de objetivos respecto al uso de fertilizantes, pesticidas, la protección de los ecosistemas y el favorecimiento de la agricultura orgánica. Estar al día, llevar a cabo un seguimiento y alinearse con estas tendencias, y crear las condiciones para adelantarse a la aplicación de medidas para la adaptación a las mismas puede también generar situaciones de ventaja competitiva.

Notas

1. «El aguacate que llega a Europa seca Chile», *Planeta Futuro, El País*. (n.d.). Retrieved August 19, 2020, from https://elpais.com/elpais/2019/03/21/planeta_futuro/1553160674_048784.html.
2. «4 of Mexico's cartels are fighting for control of the avocado business». *Business Insider*. (n.d.). Retrieved August 19, 2020, from <https://www.businessinsider.com/mexican-cartels-are-fighting-for-control-of-the-avocado-business-2019-9?IR=T>.
3. El efecto rebote, o más comúnmente conocido como la paradoja de Jevons, se denomina así por su descubridor, el filósofo y economista inglés William Stanley Jevons (1835-1882). Aunque sus reflexiones se referían inicialmente a los cambios en la eficiencia energética del uso del carbón por las máquinas de vapor, sus conclusiones son perfectamente aplicables al campo de la agricultura de regadío. Este fenómeno afirma que «a medida que el perfeccionamiento tecnológico aumenta la eficiencia con la que se usa un recurso, es más probable un aumento del consumo de dicho recurso que una disminución». Este efecto se ha dado en ocasiones como consecuencia de las modernizaciones de regadíos, en las que las nuevas tecnologías introducidas permiten el ahorro de agua, pero ese beneficio acaba derivando en una expansión o intensificación agrícola, resultando en un consumo total superior al anterior, además de un aumento de la superficie agrícola o del gasto energético.
4. «Más aguacate y menos bacón: la pandemia cambia lo que comemos». *Economía. Cinco Días*. (n.d.). Retrieved August 19, 2020, from https://cincodias.elpais.com/cincodias/2020/04/27/economia/1588008529_316563.html.

Bibliografía

- «Avoc in the market — Stable». (n.d.). Retrieved August 19, 2020, from <https://stableprice.com/soaring-avocado-consumption-increasing-price-volatility/>.
- «Almond Insights 2016-18-00000». *Enhanced Reader*. (n.d.). Retrieved August 17, 2020, from <https://industry.australianalmonds.com.au/wp-content/uploads/2018/08/Almond-Insights-2017-18-August22.pdf>.
- «Anuario de estadísticas agrarias y de alimentación 2019». Retrieved August 18, 2020, from <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/publicaciones/anuario-de-estadistica/2019/default.aspx?parte=3&capitulo=07>.
- «Aqueduct Global Maps 3.0 Data». *World Resources Institute*. (n.d.). Retrieved August 14, 2020, from <https://www.wri.org/resources/data-sets/aqueduct-global-maps-30-data>.
- «Balance > Datos básicos > Información > Confederación Hidrográfica del Segura». (n.d.). Retrieved August 11, 2020, from <https://www.chsegura.es/chs/cuenca/resumenedatosbasicos/balance/>.
- «Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos, Informe de regadíos, 2019». Subsecretaría de agricultura, pesca y alimentación subdirección general de análisis, coordinación y estadística ministerio de agricultura, pesca y alimentación. https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/regadios2019_tcm30-526243.pdf.
- «Evaluación del impacto del cambio climático en los recursos hídricos y sequías en España (2017)». Documentos y Descargas — Centro de Estudios Hidrográficos (CEH) — Centros y Laboratorios — Organismo — CEDEX. (n.d.). Retrieved August 13, 2020, from http://www.cedex.es/CEDEX/LANG_CASTELLANO/ORGANISMO/CENTYLAB/CEH/Documentos_Descargas/Evaluacionim-pactoCCsequiasEspa2017.htm.
- «From Farm to Fork». *European Commission*. (n.d.). Retrieved August 19, 2020, from https://ec.europa.eu/info/strategy/priorities-2019-2024/european-green-deal/actions-being-taken-eu/farm-fork_en.
- «Gestión sostenible de regadíos». (n.d.). Retrieved August 10, 2020, from <https://www.mapa.gob.es/es/desarrollo-rural/temas/gestion-sostenible-regadios/>.
- «Informe anual de comercio exterior agroalimentario pesquero y forestal 2019». https://www.mapa.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/informeanual2019_tcm30-542612.pdf.
- McDonough, K., Hutchinson, S., Moore, T., & Hutchinson, J. M. S. (2017). «Analysis of publication trends in ecosystem services research». *Ecosystem Services*, 25, 82-88. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.03.022>.
- «Plan hidrológico de la demarcación hidrográfica del Guadalquivir segundo ciclo de planificación: 2015-2021 memoria» Diciembre de 2015». *Confederación Hidrográfica del Guadalquivir*. (2015). https://www.chguadalquivir.es/descargas/PlanHidrologico2015-2021/Planes_2DO_Ciclo/Guadalquivir/MEMORIA_PHD_GUADALQUIVIR.pdf.
- «Sequías». *WWF España*. (n.d.). Retrieved August 11, 2020, from https://www.wwf.es/nuestro_trabajo/agua/sequias/.

- «Superficies y producciones anuales de cultivos». (n.d.). Retrieved August 14, 2020, from <https://www.mapa.gob.es/es/estadistica/temas/estadisticas-agrarias/agricultura/superficies-producciones-anuales-cultivos/>.
- Sutanudjaja, Edwin & Beek, Rens & Wanders, Niko & Wada, Yoshihide & Bosmans, Joyce & Drost, Niels & Ent, Ruud & de Graaf, Inge & Hoch, Jannis & de Jong, Kor & Karssenber, Derek & López, Patricia & Pessenteiner, Stefanie & Schmitz, Oliver & Straatsma, Menno & Vannamettee, Ekkamol & Wisser, Dominik & Bierkens, Marc. (2018). «PCR-GLOBWB 2: A 5 arcmin global hydrological and water resources model». *Geoscientific Model Development*. 11. 2429-2453. 10.5194/gmd-11-2429-2018.
- Torres, E. Z., & Kuiper, D. (2017). «GSI Technical Paper 1: The Water Balance as a fundamental methodology to inform sustainable water management». http://www.goodstuffinternational.com/images/PDF/GSI_Tech_paper_1_Water_balance_as_fundamental_methodology.pdf.
- «Use of freshwater resources in Europe». *European Environment Agency*. (n.d.). Retrieved August 20, 2020, from <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/use-of-freshwater-resources-3>.
- «Water in Agriculture». (n.d.). Retrieved August 20, 2020, from <https://www.worldbank.org/en/topic/water-in-agriculture>.
- «Water Risk Filter 5.0 Methodology Documentation». (2020). <https://waterriskfilter.panda.org/>.

La política hídrica en España: hacia una integración avanzada de agua, territorio y sociedad

FERNANDO MAGDALENO MAS

Subdirector General Adjunto de Protección de las Aguas y Gestión de Riesgos

Dirección General del Agua, Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico

Profesor Asociado. Universidad Politécnica de Madrid

Recibido: Noviembre 2020

Aceptado: Noviembre 2020

Resumen

En la primera parte de este artículo se realiza un recorrido por las políticas del agua en España a lo largo de las últimas décadas, identificando su contexto y orientación. En la segunda parte del texto, se analizan las políticas hídricas que actualmente desarrolla el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD), explicando su enfoque y objetivos, y su relación con las políticas europeas. En particular, se enfatiza la relevancia del agua como elemento conector entre la sociedad y el territorio, y se plantean diversas medidas e iniciativas especialmente relevantes para su integración.

Palabras clave: masas de agua, planificación hidrológica, gestión del agua, gestión de riesgos.

Clasificación JEL: Q25, Q28.

Abstract

This article reviews the trajectory of water policies in Spain throughout the last decades, identifying their context and their main approach. The second part of the text examines current water policies, particularly those implemented by the Spanish Ministry for the Ecological Transition and the Demographic Challenge. Their focus and objectives are described, in relation with the EU water policies. More specifically, the relevance of water as key connecting element between society and territory is highlighted, and a range of measures and initiatives for a good integration of both are listed and exemplified.

Keywords: water bodies, water planning, water management, risk management.

JEL Classification: Q25, Q28.

1. ¿Política hidráulica, hidrológica o hídrica? Un siglo de políticas del agua en España

1.1. Una primera mirada al problema

Agua. Política. España. Cualquier combinación de esos tres términos no deja indiferente a nadie. Cada uno de ellos, por separado, induce un intenso debate. Pero su asociación atrae, magnéticamente, opiniones apasionadas, incluso viscerales y no pocas veces radicales. Los habitantes del solar hispano han mantenido, históricamente, una relación muy especial con el agua. La particular posición geográfica de la Península Ibérica, y sus características climáticas y orográficas explican buena parte de esa singular relación. Nuestra hidrología está definida en muchas cuencas por una baja predictibilidad. Incluso las cuencas cantábricas y pirenaicas, tradicionalmente asociadas a una mayor regularidad de las precipitaciones y escorrentías, encierran una notable variabilidad climática, y no pocas anomalías locales. Pero cuando descendemos de la faja norte hacia el centro, sur y este peninsular, los atisbos de regularidad hidrometeorológica van desapareciendo, hasta convertirse únicamente en un deseo. Convivir con una errática ocurrencia y distribución del agua no resulta sencillo. Incluso en cuencas en las que la precipitación media no es especialmente baja. Si a ello le sumamos las alteraciones y modificaciones que los humanos han ido ejerciendo, siglo tras siglo, sobre la cubierta vegetal de la península, y en general sobre los usos del suelo, la complejidad está servida. Toda una tormenta perfecta para políticos, gestores y usuarios.

1.2. Rasgos hídricos e hidro-sociedad

Probablemente, y en la línea de lo que diversos autores han sugerido, la particular forma en que el agua aparece en las cuencas españolas ha influido muy directamente en los rasgos del perfil español. Vivir sabiendo que tienes un recurso cercano, pero que tienes que ingeniártelas para hacer uso de él, año tras año, siglo tras siglo, modifica cualquier mentalidad pre-existente. Si plantas y animales han desarrollado estrategias específicas para captar el agua en los territorios ibéricos (contribuyendo, por cierto, a una gran endemidad biológica y ecológica), sería ilógico pensar que los humanos no hayamos hecho lo mismo, y que el agua no haya modulado nuestro esquema de pensamiento y nuestras estrategias vitales. Los habitantes ibéricos se han visto obligados, desde hace siglos, a realizar un máximo aprovechamiento de sus recursos hídricos, y a satisfacer sus necesidades con el mayor ingenio. Este hecho habría empujado a los españoles a ser adelantados en los planes y obras hidráulicas, incluso desde el punto de vista de la legislación. Por ello, resulta improbable que el agua no haya influido en la manera en que diversas civilizaciones se asentaron y vivieron en España. Incluso va tomando fuerza la constatación de que el agua ha afectado también a la aproximación religiosa y mística a diversos elementos naturales de nuestro entorno natural, como es el caso de determinadas surgencias, ríos y humedales (Mallarach, 2011). Y, a través de ello, en el modelo de religiosidad más extendido en nuestro país.

Las interacciones entre el agua y los sistemas humanos son tales, y de tal calibre, que incluso ha surgido una rama de una ciencia aplicada como es la hidrología para favorecer un mejor entendimiento de los fenómenos asociados a dichas interacciones. Internacionalmente se conoce como «socio-hidrología». Su papel resulta muy relevante para considerar la retroalimentación dinámica entre las dimensiones naturales, técnicas y sociales de los sistemas humanos (Magdaleno, 2018). Su creciente relevancia durante los últimos años tiene una clara explicación. En muchos países (y España no es una excepción, más bien un paradigma), la planificación y gestión del agua han venido estando dominadas por enfoques tecnocráticos, basados en escenarios hidrológicos, que pueden resultar oportunos en el corto plazo (en términos de contabilidad de las aportaciones de agua), pero que en el largo plazo resultan insuficientes, y dan lugar a consecuencias no deseadas, debido a la escasa consideración de las complejas interacciones señaladas con anterioridad. Por ello, la socio-hidrología surge como una herramienta concebida para abrir el plano de la discusión pública sobre las aproximaciones más idóneas para gestionar el agua, incorporando elementos vinculados a las ciencias sociales (heterogeneidad social, relaciones de poder, confianza, creencias culturales y sesgos cognitivos), que influyen fuertemente en la manera en que la población entiende y se adapta a los cambios en los regímenes hidrológicos (Di Baldassarre *et al.*, 2019).

1.3. La evolución de las políticas del agua

España tiene agua, pero necesita políticas activas para optimizar su planificación y gestión. Que inicialmente surgieron como políticas hidráulicas a finales del siglo XIX, en un momento de gran necesidad para el país. El paulatino deterioro de sus frágiles estructuras políticas, sociales y económicas condujo a España a una situación muy complicada en todos los ámbitos, después de múltiples vicisitudes relacionadas con la inestabilidad política, la corrupción, el fraude electoral, el colapso financiero, el analfabetismo, las deficiencias en la forma de propiedad agrícola, la falta de desarrollo industrial y otros muchos aspectos que dieron lugar a un progresivo atraso en diferentes ámbitos económicos, sociales, científicos y culturales, y a una clara irrelevancia internacional. El regeneracionismo surge en esta época como movimiento orientado a frenar y revertir la decadencia del país, siguiendo la línea de otras corrientes como el arbitristo de los siglos XVI y XVII, y la Ilustración y el reformismo borbónico del siglo XVIII. Pero lo hace como un movimiento transversal, de ideología muy variada (que sentó las bases para diversos movimientos políticos en la primera mitad del siglo XX), obsesionado con mejorar la educación y alimentación de la sociedad («despensa y escuela»), y con soltar el lastre de diversos mitos relacionados con antiguas glorias del país, que solo parecían dificultar la asunción de las ya imprescindibles reformas socio-económicas. En ese sentido, se relacionaba también con las corrientes krauistas que acababan de llegar a España, y que posteriormente desembocarían en el institucionalismo gineriano.

En el marco del regeneracionismo hídrico, la planificación del agua constituía una baza de primer orden que podía devolver a España parte de su anhelada posición de fortaleza y

seguridad interior y exterior. Se consideraba que, a pesar de la desigual distribución del agua en el país, no había una escasez que imposibilitara el desarrollo agrario, industrial y urbano, si se acometía un amplio número de actuaciones tecnológicas. La política del agua aparece entonces como política hidráulica, que considera al agua como un recurso al servicio del desarrollo, cuyo incremento de disponibilidad podía ser un reflejo de la modernización y regeneración del país.

Es por ello por lo que los primeros planes hidrológicos (o más bien de obras hidráulicas) se publican en España justo tras el cambio de siglo. En concreto, en 1902, con el Plan Nacional de Obras Hidráulicas o Plan Gasset (en referencia a su principal impulsor, Rafael Gasset, Ministro de Agricultura, Industria, Agua y Comercio), que en realidad se llamaba «Plan Nacional de Canales de Riego y Pantanos», y que no era un Plan como tal, sino una relación de obras hidráulicas distribuidas por diversas zonas del país. Al que seguirían, en 1909, 1916 y 1919, sucesivos documentos con actualizaciones y modificaciones del mencionado Plan Gasset.

Estos esfuerzos planificadores se asentaron sobre la Ley de Aguas de 1879, que introdujo un marco normativo completo para la época, y que buscaba entre otras cuestiones una mayor seguridad para las inversiones en proyectos hidráulicos. La ley estuvo vigente durante más de un siglo, hasta la aprobación de la Ley de Aguas de 1985.

No obstante, estos Planes o catálogos de obras hidráulicas se ven reemplazados, ya en 1933, por el primer gran plan hidrológico nacional (Plan Nacional de Obras Hidráulicas o Plan Lorenzo Pardo), realizado y aprobado sobre unas bases técnicas y científicas más sólidamente asentadas. El Plan fue adoptado, en términos generales, tras la Guerra Civil, por el régimen franquista a través del Plan Nacional de Obras Públicas de 1940, que se presentó como una apuesta del régimen por el desarrollo hidráulico del país, y que fundamentó la construcción posterior de numerosas obras de regulación y distribución del agua.

La política hidráulica se configura, por todo ello, durante décadas, como uno de los pilares para la mejora socio-económica de un país que seguía adoleciendo de muchos de los problemas que atenazaban su desarrollo en la segunda mitad del siglo XIX. Se recuperan y aplican así varias de las tesis centrales del regeneracionismo hídrico, pero dejando a un lado las reformas sociales radicales que fundamentaban el crisol regeneracionista. Por el contrario, se opta por resolver la creciente tensión agrícola mediante el uso exclusivo de la ingeniería hidráulica, y la puesta a disposición del sector agrario de nuevos volúmenes de agua, hasta entonces no utilizables. El final de cualquier pretensión colonialista exterior contribuye también a que se vuelva a discutir la manera de recuperar y regenerar los territorios españoles, y a hacerlos finalmente aptos para el cultivo y, sobre todo, para el regadío (Swynghedouw, 2007).

La política del agua fue, por tanto, mera política hidráulica durante más de un siglo, orientada a corregir el «desequilibrio hidrológico» entre sus cuencas, con territorios deficitarios y otros con superávit de agua. El Estado se auto-encomendó la tarea de rectificar este «desorden natural», creando un sistema hidráulico arterial a través de todo el país. Con las justificaciones históricas, climáticas y geográficas que solo el contexto de la época, el co-

nocimiento científico y técnico existente por entonces, y los vaivenes socioeconómicos del país permiten explicar.

Llegamos a la década de los 80 del siglo XX, y al progresivo asentamiento de la democracia. La Ley de Aguas de 1985 supone un nuevo hito en esta secuencia histórica de acontecimientos en materia de agua, al introducir cambios relevantes en el régimen administrativo del uso del agua, y en los mecanismos de planificación hidrológica de las cuencas. Se siguen construyendo obras de regulación, algunas de ellas de gran importancia en términos técnicos y de desarrollo agrario. Pero cada vez con mayor dificultad por la contestación social, y por el desafío que suponía localizar emplazamientos eficientes para su ubicación. Por otra parte, el nuevo contexto normativo español y europeo fue paulatinamente cambiando el escenario de discusión. Ya no se trataba de la mera hidráulica. Hacía falta más. La política hidrológica había llegado.

Y lo hizo de la mano de nuevos y viejos debates políticos, socio-económicos y mediáticos sobre la necesidad de seguir re-equilibrando la disponibilidad hídrica entre las diferentes cuencas del país. Los Planes hidrológicos de cuenca y el esperado Plan Hidrológico Nacional impulsaron el debate sobre la manera de seguir avanzando en una mejor distribución del agua para los usuarios presentes y futuros. Se vuelven a plantear nuevos regadíos, nuevos desarrollos urbanísticos y nuevos proyectos sectoriales a través de ciertas transferencias de recursos basadas en las infraestructuras hidráulicas construidas en épocas anteriores. Los recursos disponibles vuelven a estudiarse, se actualizan las series de cálculo, se publica el Libro Blanco del Agua, el Plan Hidrológico Nacional está ya a punto de aprobarse, incorporando las nuevas transferencias y los nuevos trasvases. La maquinaria de propuestas acelera, se vuelve a pensar en la reconexión hidrológica de las cuencas. Si no fue posible con el regeneracionismo ideológicamente transversal de Gasset y Costa, si la visión ulterior y tecnocrática de Lorenzo Pardo no pudo verse plenamente plasmada, si la hidro-política de varias décadas de dictadura no logró acabar el trabajo, ¿por qué no finalizarlo antes del cambio de siglo? Nuevas tecnologías informáticas y técnicas, el contexto macro-económico europeo y español, el soporte financiero de los fondos comunitarios, y el interés de amplios sectores de usuarios podían y debían ayudar a alcanzar las metas nunca completamente alcanzadas. Pero había algo más que no encajaba en la ecuación. Algo que actuaba como una cuña que ya a finales de los 90 generaba opiniones encontradas y un creciente conflicto científico y social. El agua había sido durante siglos, y especialmente durante las últimas décadas, un recurso eminentemente instrumental. Agua para un único objetivo, agua mono-funcional. Pero las nuevas iniciativas legales europeas (especialmente la Directiva Marco del Agua, 2000/60/CE), el mayor conocimiento científico, y el progresivo re-acercamiento de la sociedad a la naturaleza y a los múltiples servicios ecosistémicos que el agua nos proporciona incorporaron un término no esperado en la ecuación. El de su multifuncionalidad y multidimensionalidad (Pahl-Wostl, 2006).

Dicho de otra manera, la complejidad del agua finalmente se reconoció. Se empezaba a entender así el empobrecimiento territorial que supone, en la práctica, la pérdida de los procesos naturales ligados al agua. Se comenzaba a asumir que una cuenca ofrece muchas más oportunidades sociales y económicas cuando no se la priva de los procesos que natu-

ralmente se producen en ríos, humedales y en sus aguas subterráneas y litorales asociadas. La ecuación ya no era lineal, de primer grado: esto es, a más disponibilidad, más crecimiento económico, y mayor progreso. Se había convertido en polinomial, de muchos grados y con muchas alternativas de resolución. ¿Y si no resultaba ser lineal, cómo se podía resolver? Pues como todas las cosas complejas. Con gobernanza, y de nuevo con política. Pero no solo con política hidráulica, no únicamente con política hidrológica. Había llegado el momento de la política hídrica. O lo que es lo mismo, de la política del agua, en todas sus facetas, en todas sus dimensiones. Y en ella estamos, con todos los claros y oscuros, en 2020.

Por supuesto, no debe entenderse que los diferentes enfoques descritos se sucedieron como eslabones de una cadena. En muchos momentos de nuestra historia, sobre todo de nuestra historia reciente, los enfoques hidráulicos, hidrológicos e hídricos han convivido en paralelo, y aún hoy lo hacen. Coexisten armoniosamente en unos casos, y en duro conflicto en otros muchos. En unas y otras cuencas españolas. Pero la secuencia descrita ha sido una constante en diversos lugares del mundo, y en España quizá de manera paradigmática. Por eso se presenta así en este texto. Por eso, y para establecer el marco de lo que se expone a continuación, sin lo cual no sería fácilmente entendido ni explicado en su necesario contexto.

2. La política del agua en España en 2020: reconectando agua, territorio y sociedad

2.1. El efecto de la gestión territorial en el agua

Políticas del agua, terminaba diciendo en la sección anterior. Políticas del agua en un país política y socialmente complejo. En un país pionero en la creación de Organismos de cuenca, que fueron originalmente Confederaciones Sindicales (Agrarias) en la década de 1920. Pionero también en un concepto esencial como es la unidad de cuenca. Pionero en obras hidráulicas, pionero en transferencias de recursos y en otros tipos de actuaciones. Pero que, aun así, y como se dijo anteriormente, olvidó en muchas ocasiones la multifuncionalidad del agua. Y su relación con el medio territorial.

Probablemente, un porcentaje enorme de la población española piense que el territorio en el que vive en la actualidad era, desde hace siglos, tal y como lo ve ahora. Que los valles eran iguales, las montañas idénticas, y que muchos otros accidentes geográficos han permanecido inalterados en el curso de nuestra historia. Y, sin embargo, nada más lejos de la realidad. ¿Cómo se explica esto?

El territorio en el que realizamos nuestras actividades cotidianas es, en realidad, la fusión del complejo agua-suelo-vegetación. Que es lo mismo decir que es el resultado de la manera en que el agua incide en un suelo cubierto por unos determinados usos. Sobre la ocurrencia del agua los humanos tenemos una capacidad bastante limitada de actuación, aunque hayamos intentado incrementarla bombardeando las nubes con sales, o realizando determinadas actuaciones que modifican la evapotranspiración y la intercepción del agua

(por ejemplo, generando grandes láminas de agua, o usando dispositivos para la captación de nieblas). Pero al final, con pocos o nulos resultados. Sobre el suelo, la orografía y la topografía tampoco podemos imponer demasiados cambios. Pero en lo que sí influimos mucho, y no con pocos efectos, es en los usos del suelo. Somos capaces de transformar las cuencas, a través de cambios en la cobertura vegetal, de la impermeabilización del suelo de zonas urbanas e infraestructuras, y un largo etcétera. Y aquí sí que el ciclo hídrico se ve completamente alterado, porque todo ello condiciona intensamente varios términos fundamentales de la ecuación del balance del agua: los relativos a la infiltración y a la intercepción, pero también el correspondiente a la evapotranspiración. Induciendo, a partir de ello, notables variaciones en las escorrentías, y en la génesis, transporte y deposición de sedimentos. Lo que, progresivamente, modifica la morfología de cauces, humedales y costas.

Ejemplos los tenemos de todos los colores. ¿Qué sería del Delta del Ebro sin la variación climática ocurrida durante el siglo XIX, y sobre todo sin la deforestación de su cuenca? En el comienzo del siglo XXI, el clima de la cuenca y los usos del suelo poco tienen que ver con los de hace 200 años, por no hablar de las obras que los humanos hemos ido construyendo para modular los flujos hídricos a nuestro antojo. Como resultado, el Delta que era joven en el Medioevo, pasó a hacerse adulto en el siglo XIX, y anciano en el siglo XXI, con síntomas avanzados de regresión y empequeñecimiento. ¿Pero cuál es el Delta que debemos tener, el del siglo I, el del X o el del XX? Lo cierto es que no hay uno que sea el estándar, el de catálogo. Será aquel que los humanos queramos tener, en función de nuestra preferencia en este momento, formulada a través de nuestra gestión de los usos del suelo y de las obras hidráulicas en la cuenca. Lo curioso es que ahora se reivindique en determinados foros que hay demasiados árboles y arbustos creciendo en la cabecera de la cuenca del Ebro, porque tantas plantas se llevan el agua, y no dejan que circule el agua y el sedimento hacia el sedimento valle y hacia la regresiva línea de costa. Curioso, sin duda. Se propugna el respeto a la naturaleza, pero solo si su recuperación no modifica los elementos que se generaron por su alteración histórica, y que ahora queremos mantener. En suma, y con todos sus matices, el ejemplo del Delta del Ebro puede llegar a ser ilustrativo de la complejidad del diálogo entre la sociedad y el territorio en el que se asienta.

Aunque otros muchos ejemplos hay. Doñana a partir de su original Golfo Tartésico. La manga del mar Menor y otras restingas similares, y con similares problemas. Las lagunas litorales valencianas, y otros humedales costeros. Daimiel y Ruidera. Los arenales del Duero y sus acuíferos. Las rías cantábricas. Los fértiles valles navarros y aragoneses. El agua de Madrid. Todos ellos paradigmas de la capacidad de cambio del medio que nos rodea, y de nuestra capacidad para modificarlo. Modelos de los servicios que ofrece a la sociedad una adecuada combinación de agua y territorio, y de cómo esos servicios se pueden perder si ambas componentes no se vinculan correctamente. Fragilidad en estado puro, para bien y para mal. Apasionante conexión para el gestor, pero también origen último de sus dolores de cabeza.

2.2. ¿Cuáles son las principales políticas e iniciativas que España desarrolla en la actualidad?

Por fortuna, la consideración del territorio en la ecuación del agua va, poco a poco, ganando peso normativo en Europa. Y a partir de ahí, y de nuestra propia experiencia, en España. Las Directivas europeas han ido dejando de ser documentos normativos aislados, para pasar a configurar una estructura legal que tiene en su epicentro el territorio de cada Estado miembro. Un buen ejemplo sería el de la Directiva de evaluación y gestión del riesgo de inundación (2007/60/CE), que obliga a los Estados a inventariar y caracterizar aquellas cuencas y zonas más propensas a sufrir el efecto negativo de las inundaciones (porque hay muchos otros efectos que son enteramente positivos). Y en todas ellas, a publicar planes de gestión del riesgo, a través de los cuales se implementen actuaciones capaces de mitigar dicho riesgo, mediante una combinación adecuada de infraestructuras grises y (sobre todo) verdes. La densamente poblada Europa reconoce que ni con todas las presas y encauzamientos del mundo podría afrontar con plenas garantías el riesgo de inundación. Que necesita algo más, algo que esté basado en la forma en que funciona cada territorio. Y en la puesta en marcha de medidas que hagan uso de su propia capacidad para reducir las escorrentías peligrosas. Y una vez generadas, para retenerlas en áreas menos sensibles. Y cuando llegan a las aglomeraciones urbanas, para reducir los daños materiales y humanos. En otras palabras, el territorio al servicio del ciclo hídrico. Agua, territorio y sociedad. Así surge la citada Directiva, y sus planes de gestión, que incluyen un catálogo de medidas para y con el territorio, ya no contra el territorio. En paralelo, otros países como Estados Unidos transitan por sendas parecidas, si bien cuentan con ejemplos de medidas naturales de retención del agua que tienen más de un siglo de vida, y que aún siguen siendo exitosas (por ejemplo, el Yolo bypass, para evitar la inundación de Sacramento, capital de California, pero también otros repartidos por todo el país).

En España, las políticas públicas relacionadas con la gestión de los riesgos de inundación son especialmente activas en la actualidad. Lo que no quita que siga habiendo casos problemáticos, y necesaria la mejora de la coordinación interadministrativa y la divulgación a la sociedad. Una expresión política del reconocimiento de esos nuevos enfoques nacionales e internacionales es la recientemente creada Subdirección General para la Protección del Agua y la Gestión de Riesgos, de la Dirección General del Agua del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITERD). La gestión de riesgos pasa a ser parte del enfoque político. No se crea una Subdirección de Defensa frente a Inundaciones o frente a Sequías, sino una Subdirección que promueve la protección de las masas de agua, conjuntamente con la gestión de los riesgos que puede poner en peligro esa protección, y otros a los que se enfrenta la sociedad debido a los fenómenos hidrometeorológicos. La planificación, la gestión y las infraestructuras entendidas desde la gestión de los riesgos inevitables a los que nos enfrentamos como sociedad. Y los que inducimos adicionalmente como consecuencia de nuestra modificación del territorio, e incluso del clima. Los nuevos enfoques de gestión que están desarrollando el resto de Subdirecciones de la DGA, como son la de Planificación Hidrológica, la de Dominio Público Hidráulico e Infraestructuras, y

la de Programación y Gestión Económica y Presupuestaria, abundan en el planteamiento político y técnico anteriormente señalado.

Pero finalizando con la gestión del riesgo de inundación, cabe destacar un conjunto de medidas desarrolladas por el MITECO, y que resultan paradigmáticas de la política hídrica actual:

- i. El Sistema nacional de cartografía de zonas inundables (SNCZI), y su visor correspondiente (Fig.1).
- ii. Las actuaciones de reconexión de los cauces con sus llanuras de inundación, para laminar las crecidas, favoreciendo la retención de las aguas de avenida (Fig.2). Conexión que se establece, en particular, con elementos como meandros abandonados y cauces secundarios. Cabe mencionar, en este sentido, las actuaciones realizadas en el sector central del Ebro (Zaragoza), en la cuenca baja de su tributario el río Aragón (Navarra), en el río Júcar a su paso Cuenca, o en el río Órbigo en León. A los que se unirá, en breve plazo, otras actuaciones relevantes en el río Tago en Madrid, o en el río Segura en Murcia.
- iii. Las actuaciones de sensibilización y comunicación (Escuelas de Alcaldes, campañas informativas, videos en redes sociales y en la página web del Ministerio, intervención en foros nacionales e internacionales).

Figura 1

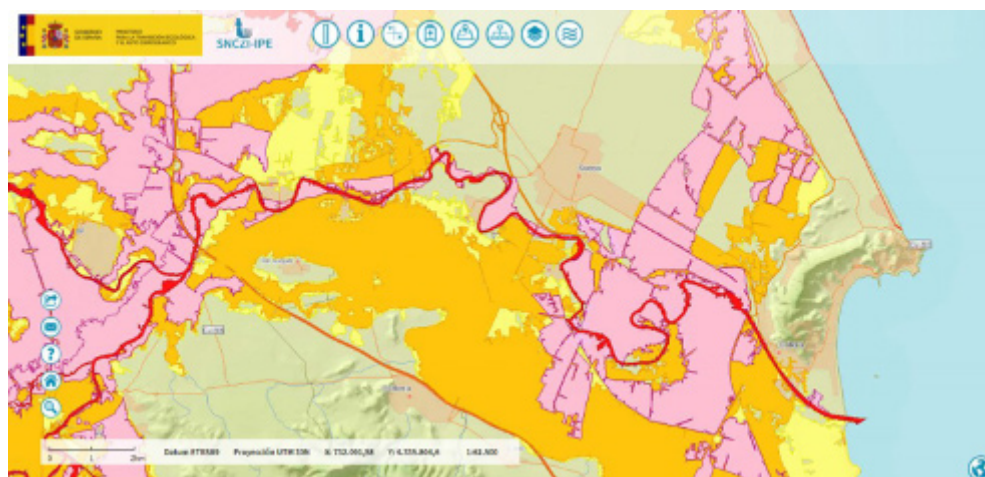
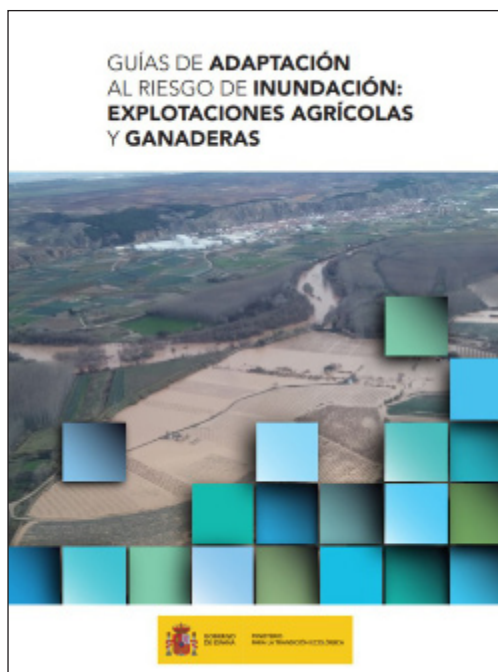


Imagen del visor del Sistema nacional de cartografía de zonas inundables, del Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico. En él, cualquier persona interesada puede acceder a la información relativa a los riesgos de inundación en cualquier zona del territorio español. En la figura se representan las láminas de inundación para diferentes periodos de retorno en la cuenca baja del río Júcar (Valencia).

Figura 2



Guía de adaptación al riesgo de inundación en explotaciones agrícolas y ganaderas, publicada por el MITERD para mejorar las estrategias de adaptación de las zonas agropecuarias, a través de diferentes herramientas alineadas con el enfoque normativo y técnico actual sobre la gestión de los riesgos de inundación.

El escenario de la gestión de riesgos se completa con una herramienta de gestión plenamente española, como son los Planes Especiales de Sequías (PES). Estos Planes, definidos bajo el paraguas de los Planes hidrológicos, incluyen un conjunto de indicadores que activan diferentes niveles y escenarios de gestión, para cada uno de los cuales están definidas baterías de medidas concretas. Estas medidas se reparten entre todas las administraciones competentes, y también entre los usuarios del agua. Los PES son otro ejemplo de la nueva manera de entender los riesgos inherentes a la planificación y gestión del agua, y han demostrado ya su efectividad en muchas cuencas del país.

En muchos de los Planes mencionados, tienen un papel especialmente destacado ya las infraestructuras verdes y azules (Fig.3), las medidas naturales de retención del agua (NWRM), y las actuaciones de drenaje urbano sostenible (SuDS). Todas ellas exponentes de las «soluciones basadas en la naturaleza» (NBS) que se encuentran en la base de varias de las principales políticas y estrategias europeas en materia de economía y medio ambiente: Plan de acción para la Economía Circular (COM/2020/98 final), Estrategia de Biodiversidad (COM/2020/380 final), Estrategia de la Granja a la Mesa (COM/2020/381 final), Estrategia de Adaptación al Cambio Climático (COM/2013/ 216), etc. Y en el contexto del Pacto Ver-

de Europeo, presentado en diciembre de 2019. Las instituciones europeas lanzan un mensaje reiterado a través de todas ellas: las infraestructuras deben diseñarse, ejecutarse y explotarse de manera que contribuyan a la consecución de múltiples objetivos normativos y técnicos. Y se pide que la planificación del agua interiorice esta aproximación. Ya no vale hacer una obra para un solo fin. Resulta demasiado poco eficiente.

Figura 3



Con el fin de impulsar la implantación del plan de gestión del riesgo de inundación en el ámbito territorial del sector central del río Ebro, y de establecer un marco de colaboración eficaz entre las distintas administraciones y actores implicados, el MITERD y la Confederación Hidrográfica del Ebro está desarrollando el proyecto Ebro Resilience como un sub-programa del Plan de Gestión del Riesgo de Inundación (PGRI) de la demarcación hidrográfica del Ebro, conjuntamente con las comunidades autónomas de La Rioja, Navarra y Aragón. En la imagen, ejemplo de la creación de un cauce de alivio en el municipio de Alcalá de Ebro (Zaragoza).

Fuente: CHEbro.

Y de acuerdo con el espíritu de la Directiva Marco del Agua, y de la Estrategia común para su implementación (CIS, en inglés), las actuaciones en materia de agua deben estar recogidas en los Programas de Medidas (PoM) de los Planes hidrológicos. Siendo, al tiempo, coherentes con el diagnóstico del estado de cada masa de agua y con los objetivos medioambientales establecidos para cada una de ellas. Lo que significa que los Programas de Medidas no tienen que contener un conjunto infinito de medidas, simplemente porque ya figuraban en anteriores Planes y nunca fueron ejecutadas, o porque los pida unilateralmente una determinada autoridad competente. Este último enfoque puede dar lugar a una acumulación interminable de medidas heterogéneas e incluso incoherentes, y ofrecer un estímulo erróneo al conjunto de la sociedad. Los objetivos de la Directiva, y los de la propia planificación hidrológica son claros: alcanzar un buen estado de las masas de agua, superficiales y subterráneas, continentales, de transición y costeras, de manera compatible con la satis-

facción ordenada de las demandas y con otros objetivos definidos por los Planes sectoriales, además de con los Planes de gestión de las zonas protegidas.

¿Cómo lograr algo tan complejo, casi la cuadratura del círculo? Pues de nuevo con política, expresada en este momento a través del Plan de Depuración, Saneamiento, Eficiencia, Ahorro y Reutilización (o Plan DSEAR). El objetivo de este Plan es la revisión de las estrategias de intervención definidas en los actuales planes hidrológicos de segundo ciclo, y de cara a la preparación de los planes del tercer ciclo, que van a suponer un hito importante en la planificación hidrológica española. Para ello, aborda la ordenación, clarificación y priorización de las medidas que España está obligada a llevar a cabo en las materias señaladas (depuración, saneamiento, eficiencia, ahorro y reutilización) y otras conexas, para lograr su alineamiento con la transición ecológica que requiere nuestra economía, y sinérgicamente, atender sin mayores demoras nuestras obligaciones jurídicas en el ámbito comunitario. El Plan DSEAR se ha sometido a un amplio proceso de participación pública, y está enteramente vinculado a la aplicación PHWeb del MITERD, que permite consultar la información reportada a la Comisión Europea sobre los planes hidrológicos, y visualizar la información de la base de datos de los Programas de Medidas incluidos en dichos planes, y anteriormente mencionados. De nuevo, ejemplos sobre cómo la administración del agua está actualizando y avanzando en su visión de la planificación hidrológica.

Otra cuestión que refuerza la nueva perspectiva en materia de gestión hidrológica y territorial es la de la apuesta europea por la integración de los objetivos de las Directivas de Agua y Naturaleza. Una manifestación de este hecho es que la Comisión Europea valora muy especialmente, en sus convocatorias de proyectos de investigación y gestión, que las propuestas que remiten los consorcios y los propios Estados asuman y reflejen implícitamente la integración de la Directiva Marco del Agua (2000/60/CE), la Directiva relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación (2007/60/CE), la Directiva Hábitats (92/43/CEE) y la Directiva Aves (2009/147/CE). De esta manera se asegura la conciliación entre la gestión de las masas de agua, la gestión de los riesgos hidrometeorológicos, y la gestión de los espacios naturales protegidos y de los hábitats de mayor valor del continente. Adicionalmente, la Comisión señala la conveniencia de vincular las citadas Directivas con otras que permiten asegurar la conectividad hidrológica y ecológica, en relación con otras componentes territoriales de máxima importancia, como son la Directiva de aguas subterráneas (2006/118/CE) y la Directiva Marco sobre la Estrategia Marina (2008/56/CE). Para ello, el MITERD está trabajando activamente en la mejora de los regímenes ecológicos de caudales, así como en la definición e implementación de regímenes ecológicos de crecidas que contribuyan a la consecución integrada de los objetivos medioambientales de las masas de agua y de los objetivos de conservación de las zonas protegidas sustentadas por ellas (Fig.4). Adicionalmente, se están dando los primeros pasos para la mejora de la gestión sedimentaria, con medidas concretas orientadas a re-equilibrar la génesis, el transporte y la retención de sedimentos en las cuencas y en las masas de agua, y reducir o revertir así los fenómenos de erosión, incisión y deterioro de hábitats habitualmente asociados a los desequilibrios hidro-sedimentarios.

Figura 4

Imágenes de las sueltas de crecidas controladas desde grandes embalses de regulación (izqda., caudal generador en el río Esla desde el embalse de Riaño, en marzo de 2019; dcha., caudal generador combinado con inyección de sedimentos en el río Llobregat desde el embalse de La Baells, realizado por la Agencia Catalana del Agua en mayo de 2019).

Fuente: Confederación Hidrográfica del Duero.

Por otra parte, con el objetivo de mejorar el diagnóstico sobre el estado de las masas de agua, y de favorecer la mejora de los mecanismos de integración normativa antes citados, la Dirección General del Agua ha promovido, durante los últimos meses, el desarrollo y aplicación de un amplio conjunto de normas y procedimientos técnicos que colocan a España en una posición de vanguardia en estas materias. En particular, cabe citar las siguientes, todas ellas aprobadas por Instrucción del Secretario de Estado de Medio Ambiente:

- «Guía para la evaluación del estado de las aguas superficiales y subterráneas» y «Guía del proceso de identificación y designación de las masas de agua muy modificadas y artificiales categoría río» (agosto de 2020).
- «Actuaciones de conservación, protección y recuperación en cauces de dominio público hidráulico» (julio de 2020), que tiene como referencia técnica la «Guía técnica de Buenas prácticas en actuaciones de conservación, mantenimiento y mejora de cauces», publicada en 2019.
- Revisión del «Protocolo de caracterización hidromorfológica de masas de agua de la categoría ríos» y nuevo «Protocolo para el cálculo de métricas de los indicadores hidromorfológicos de las masas de agua categoría río» (abril de 2019).
- «Erradicación y control de especies exóticas invasoras» (en preparación).

También está previsto que, durante los próximos meses, se avance en el desarrollo de una serie de modificaciones legales y reglamentarias capaces de optimizar la planificación y gestión actuales en materia de agua.

Todos estos desarrollos normativos y técnicos permiten, al tiempo, reforzar otra de las iniciativas que mayor relevancia ha tenido para la progresiva mejora de la estructura y funcionamiento de las masas de agua españolas: la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos (ENRR). Esta Estrategia nació en el año 2007, con el objetivo de impulsar la gestión de los ríos españoles, para la consecución del buen estado ecológico de las masas de agua, de acuerdo con lo establecido en la Directiva Marco del Agua.

En la actualidad, se está volviendo a impulsar de manera decidida dicha Estrategia. Como resultado de su implementación durante estos últimos años, se han eliminado ya en España unos 250 obstáculos transversales en los ríos, que dificultaban o impedían la continuidad fluvial (hídrica, sedimentaria y de la biota presente en ellos). Asimismo, se han restaurado o rehabilitado varios cientos de kilómetros de ríos (Fig.5). En esta legislatura, se pretende acelerar el ritmo de mejora de las masas de agua a través de la ENRR, y de nuevo con la doble intención de recuperar sus funciones ambientales, pero también los servicios ecosistémicos que proporcionan a la sociedad, y que tienen una probada repercusión socio-económica para las cuencas del país.

Figura 5



Rampas para peces construidas en ríos con obstáculos transversales, para asegurar la conectividad ecológica de las poblaciones piscícolas, y mejorar los flujos biológicos, de sedimentos y de nutrientes (izqda., rampa en el río Manzanares, Madrid; dcha., rampa en el río Uces, Salamanca).

Fuente: CHTajo y CHDuero.

En la línea de los objetivos de la ENRR, el actual enfoque de las labores tradicionales de mantenimiento y conservación de cauces ha experimentado también una notable modificación. La mejora del conocimiento científico y técnico sobre los beneficios y perjuicios de diversas estrategias de mantenimiento han dado lugar a un cambio normativo y de gestión sobre la manera de abordar dichas tareas, tal y como define la Instrucción aprobada en julio de 2020 y citada con anterioridad. En concreto, las labores de mantenimiento que actualmente se realizan deben contribuir a: i. mejorar la continuidad fluvial, ii. mejorar la estructura del trazado de los cauces, iii. mejorar la composición y estructura de la vegetación de ribera, iv. la retirada de elementos obstructivos, v. estabilizar las márgenes en zonas con

riesgo, vi. luchar contra las especies invasoras que puedan afectar al estado de las masas de agua, y vii. eliminar infraestructuras obsoletas.

Cabe igualmente destacar todas las actuaciones que el MITERD desarrolla en materia de construcción, explotación y mantenimiento de infraestructuras hidráulicas, y de satisfacción de las demandas hídricas. En este sentido, cabe destacar la política relacionada con la seguridad de presas, articulada a través de unas nuevas Normas técnicas para la seguridad de presas y embalses, que se encuentran en la fase final de su aprobación, y de las labores de mantenimiento correspondientes. Pero también las numerosas actuaciones que el Ministerio está desarrollando para dar cumplimiento a la Directiva sobre aguas residuales (91/271/CEE), y que incluye la construcción o mejora, como se indicó al mencionar el Plan DSEAR, de diferentes estaciones depuradoras de aguas residuales, plantas de desalación y desalobración de agua, etc.

Asimismo, cabe mencionar también las actuaciones especiales que se están llevando a cabo para la recuperación de enclaves de especial singularidad y problemática hidrológica y ambiental. Es el caso del Delta del Ebro, el mar Menor, Doñana y su entorno, o las Tablas de Daimiel. Para todos ellos se están desarrollando o aplicando Planes o estrategias alineadas con el enfoque de planificación y gestión descrito con anterioridad, con los que se espera una paulatina mejoría de sus condiciones.

Finalmente, cabe hacer una mención específica a la participación del MITERD en los grupos de trabajo y foros europeos relacionados con el agua, con un tipo de participación cada vez más activo y de coordinación de numerosas guías e iniciativas técnicas. A lo que habría que añadir la intervención en otras muchas iniciativas internacionales, a través de instituciones de gobernanza y cooperación. Con particular énfasis en Latinoamérica y en la cuenca mediterránea, pero también de manera progresiva en otras regiones del mundo.

3. Conclusiones

Las políticas del agua actualmente vigentes en España están asumiendo, de manera paulatina pero dinámica, la multifuncionalidad y multidimensionalidad del agua. Por ello, aunque siguen dando respuesta a la necesaria armonización entre satisfacción de las demandas y conservación de las masas de agua, están introduciendo cambios relevantes en los mecanismos de planificación y gestión de las demarcaciones hidrográficas y de las masas de agua. Entre otras cuestiones, estas modificaciones se relacionan con la mejora del contexto normativo, de los procesos de diagnóstico del estado y de desarrollo de los programas de medida necesarios para la consecución de los objetivos medioambientales correspondientes, así como con la integración de los objetivos de gestión de las zonas protegidas. En estos programas de medidas están tomando particular importancia aquellas dirigidas a la gestión de los riesgos asociados a los fenómenos extremos, a la seguridad de las infraestructuras hidráulicas, y a la recuperación de la estructura y funcionamiento de las masas de agua. Adicionalmente, se están mejorando progresivamente los procesos de participación pública,

y el papel de la administración del agua española en los foros e iniciativas europeas e internacionales.

Bibliografía

- Di Baldassarre, G., Sivapalan, M., Rusca, M., Cudennec, C., Garcia, M., Kreibich, H., Konar, M., Mondino, E., Mård, J., Pande, S. and Sanderson, M. R. (2019). «Sociohydrology: Scientific challenges in addressing the sustainable development goals». *Water Resources Research*, 55(8): 6327-6355.
- Magdaleno, F. (2018). «Flows, ecology and people: is there room for cultural demands in the assessment of environmental flows?». *Water Science and Technology*, 77(7), 1777-1781.
- Mallarach, J. M. (2011). «Spiritual and religious values of northern Mediterranean wetlands: challenges and opportunities for conservation. Culture and wetlands in the Mediterranean: an evolving story». Athens: Med-INA.
- Pahl-Wostl, C. (2006). «The importance of social learning in restoring the multifunctionality of rivers and floodplains». *Ecology and Society*, 11(1): 10.
- Swyngedouw, E. (2007). «Technonatural revolutions: the scalar politics of Franco's hydro-social dream for Spain, 1939-1975». *Transactions of the Institute of British Geographers*, 32(1): 9-28.

La gobernanza del agua subterránea y la seguridad hídrica en España

ELENA LÓPEZ GUNN*

I-Catalist S. L

ELISA VARGAS AMELIN*

DG Medio Ambiente, Comisión Europea

Recibido: Noviembre 2020

Aceptado: Noviembre 2020

Resumen

Este artículo resume los aspectos claves de la seguridad hídrica y las aguas subterráneas, analizando su papel y relevancia en áreas clave donde una mejor gobernanza aumentaría la seguridad hídrica. En concreto, se analiza la relevancia de las aguas subterráneas en diferentes actividades económicas, así como su vulnerabilidad frente al cambio climático, y se examina como su buena gestión aporta resiliencia al sistema. También se aborda la cooperación transfronteriza, la estabilidad política y los conflictos en algunos «puntos calientes» de uso intensivo de las aguas subterráneas. Finalmente, se identifican aspectos claves de gobernanza para proponer posibles principios rectores o puntos críticos para garantizar la seguridad hídrica.

Palabras clave: agua subterránea, gobernanza, seguridad hídrica, cambio climático.

Clasificación JEL: Q15,Q25,Q28,Q54.

Abstract

This article summarizes the key aspects of water security in terms of groundwater, specifically analyzing the role and relevance of groundwater in a number of key areas. Specifically, the relevance of groundwater in economic activities and development, and in relation to climate change. Also, in relation to transboundary cooperation, political stability and conflicts in relation to some of the best-known cases regarding the intensive use of groundwater as «hot spots» in the Spanish geography. Finally, key aspects in terms of governance, financing and economic aspects are considered to finally present some conclusions on the governance of groundwater in Spain and possible guiding principles or critical points to guarantee water security through good governance.

Keywords: underground water, governance, water assurance, climatic change.

JEL Classification: Q15, Q25, Q28, Q54.

1. Introducción

Este artículo analiza el concepto de la seguridad hídrica desde la perspectiva del agua subterránea. El objetivo es ofrecer una panorámica de los elementos más importantes de la

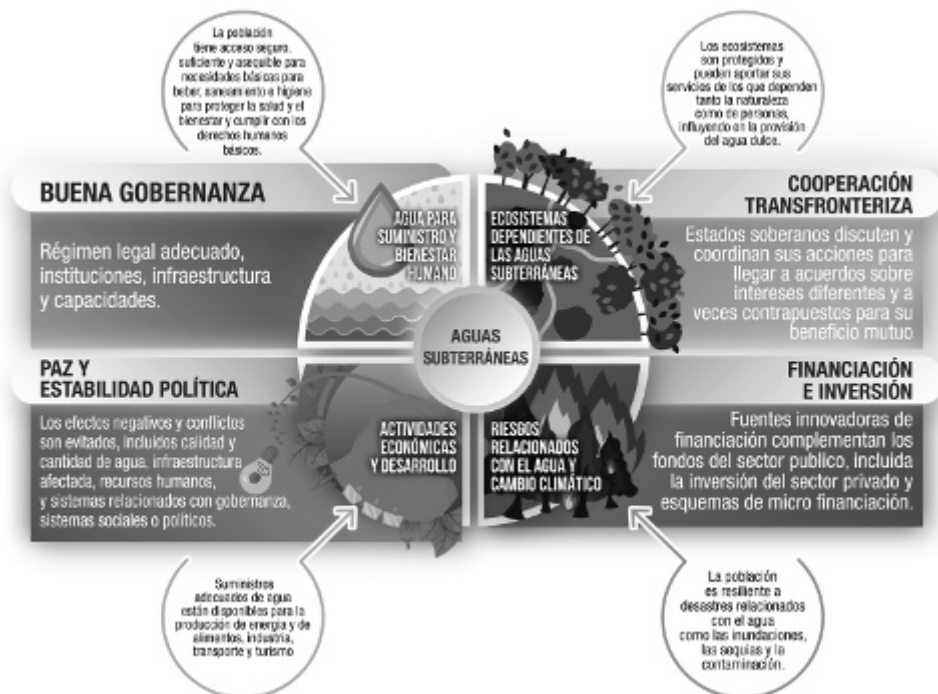
* Las opiniones reflejadas en este artículo son las de las autoras y no representan la posición oficial de las entidades en las que trabajan.

seguridad hídrica relacionados con las aguas subterráneas en España, aportando datos y ejemplos concretos. Al final, se ofrecen unas reflexiones sobre la gobernanza de este recurso considerado un ejemplo clásico de bien común. El agua subterránea es un tesoro bajo nuestros pies. Cubre un 70% del territorio nacional y sin embargo sigue siendo una gran desconocida excepto en ciertas zonas donde se ha convertido en recurso estratégico. Esta gran desconocida es el motor de la economía del regadío en zonas como Almería, Murcia, Castilla La Mancha, zonas de Huelva, Jaén y Castilla y León. También es un recurso que amortigua los impactos de las sequías en grandes urbes como Madrid, Barcelona o Valencia. Asimismo, y no menos importante, las aguas subterráneas son esenciales para áreas protegidas y parques nacionales, como el Parque Nacional de Doñana, las Tablas de Daimiel o la Albufera de Valencia.

La **seguridad hídrica** se define por las Naciones Unidas (2013) como: «*La capacidad de una población para salvaguardar el acceso sostenible a cantidades adecuadas de agua subterránea de calidad aceptable para sustentar los medios de vida, el bienestar humano y el desarrollo socioeconómico, para garantizar la protección frente a la contaminación de las aguas subterráneas y los desastres relacionados, y para preservar ecosistemas dependientes del agua subterránea en un clima de paz y estabilidad política*».

Figura 1

Concepto de Seguridad Hídrica aplicado a las aguas subterráneas



Fuente: elaboración propia modificado en base a UN Water 2013.

2. El recurso de aguas subterráneas y sus principales usos

Las aguas subterráneas, a pesar de ser unas grandes desconocidas, son el recurso más abundante de agua dulce disponible en el planeta, representando el 97% en la Tierra (sin contar glaciares y casquetes polares). Las aguas subterráneas en España se estima que cuentan con más de 29.000 hm³/año (de la aportación total anual de 111.000 hm³ en régimen natural) (MITERD 2020, FAO, Aquastat, 2020).

El país cuenta con 1.064 grandes presas con una capacidad del embalse de 55.720 hm³. Actualmente, la reserva hídrica en estos embalses es de 25.600 hm³ (un 45.85% de su capacidad total)¹. Podría afirmarse que los recursos subterráneos son comparables a estas reservas artificiales, sin presentar los problemas asociados de evaporación, sedimentación o riesgos de rotura de presas, y por supuesto, conllevan un coste mínimo tanto de construcción (pozos de extracción) como de mantenimiento u operación. El agua subterránea es especialmente importante porque como se explica más adelante, actúa como amortiguador frente a la escasez de agua, ya que permite mantener en funcionamiento los cursos de agua durante las sequías.

Según los criterios y terminología de la Directiva Marco del Agua (2000/60/EC) —el instrumento normativo que estructura la mayor parte de la política del agua a nivel europeo— España cuenta con 762 masas de agua subterráneas de un total de 5.924 masas de agua (incluyendo ríos y lagos, por ejemplo) (MITERD, 2020). Este número es probable que aumente a poco más de 800 en los siguientes planes hidrológicos según fuentes consultadas del Ministerio.

Figura 2

Masas de agua subterránea en España e indicación de las masas en mal estado



Fuente: Sistema de Información del Agua (página web del MITERD). Martínez Cortina, 2019.

Tabla 1
Masas de Agua subterránea, recursos y agua utilizada

Cuenca	# MAS ^c (2.º Ciclo)	Area MAS (km ²) ^a	Extension media (km ²) ^c	Recarga (mm/year) ^a	Recursos renovables subterráneos ^b (hm ³ /año) ^a	Recursos subterráneos disponibles (hm ³ /año) ^a	Aguas subterráneas Utilizada usos consuntivos ^b
Costa de Galicia	18	12.988	722	242	3.869	3.471	12,97
Miño-Sil	6	17.602	2.930	ND	3.774	3.193	30,59
Cuenca cantábrica Occidental	20	13.875	694	301	4.217	3.328	112,40
Cuenca cantábrica oriental	20	3.472	286	386	1.273	1.090	40,61
Duero	64	75.885 ^c	1.365	71	3.737	2.990	775,77
Ebro	105	54.125	521	ND	ND	ND	325
Cuencas catalanas	37	11.254	294	70	1.930	1.141	434,46
Tajo	24	21.866	910	ND	ND	ND	227,89
Guadiana	20	22.484	1.124	34	550	623	508,69
Júcar	90	40.135	450	61	3.355	2.327	1469,28
Segura	63	18.500	242	36	700	535	575,40
Guadalquivir	86	35.609	394	ND	2.700	1.962	928,18
Tinto, Odiel y Piedras	4	1.018	378	56	66	46	24,93
Guadalete & y Barbate	14	1.927	305	ND	166	52	65,34
Cuencas andaluzas	67	10.395	155	80	833	676	528,39
Islas baleares	87	4.737	55	ND	410	181	171,22
Islas canarias	32	7.425	–	2-370	ND	360	246,51(*)
Total	730	353.297		–	–	21.975 ^e	

Fuente: De Stefano *et al.*, 2014^a, Martínez-Cortina, 2019^b, Estrela, 2019^c.

La Directiva Marco del Agua ha incentivado un diagnóstico exhaustivo del estado de nuestros recursos hídricos. Actualmente, se está ya en el tercer ciclo de planificación de la directiva que cubren el período del 2021 al 2027. En el caso del estado cuantitativo, por ejemplo, la Agencia Europea de Medio Ambiente (AEMA) señaló respecto al segundo ciclo de planificación que «84 masas de agua subterránea todavía no están sujetas a un seguimiento cuantitativo [sin contar las demarcaciones canarias] y en las demarcaciones hidrográficas de Ceuta y Melilla no existe un seguimiento cuantitativo. El número de puntos de monitoreo aumentó aproximadamente en un 15% al comparar los dos ciclos de planificación».

Todas las masas de agua subterránea ahora tienen un estado definido. Aproximadamente el 25% de las masas de agua subterránea corren el riesgo de perder el buen estado cuantitativo². Es positivo ver que la situación en general ha mejorado, ya que el número de masas de agua subterránea que no tenían un buen estado cuantitativo disminuyó ligeramente entre el primer y el segundo ciclo de planificación. Según este informe, *grosso modo*, el 75% de las masas de agua subterránea se encuentran en buen estado. Mientras tanto, 1/4 están en mal estado (24%)³. También es relevante indicar que, en general, las cuencas que presentan masas de agua en peor estado son aquellas que presentan mayor escasez de agua y que a menudo son más dependientes de recursos subterráneos.

Aquí se resumen algunos ejemplos de cuencas hidrográficas que presentan un peor estado de masas de agua subterránea (MITERD, 2020): primero Melilla (que cuenta únicamente con 3 masas de agua subterráneas y todas en mal estado); segundo el Guadiana (con 20 masas de agua subterráneas y 16 de ellas en mal estado. En 2021 se prevé alcanzar los objetivos medioambientales para el 35% de las masas); tercero las Islas Baleares (de las 87 masas de agua subterráneas, 52 están actualmente en mal estado. Se espera que 72% de las masas cumpla los objetivos ambientales en 2021); y cuarto las Cuencas mediterráneas andaluzas (de las 67 masas, 44 están en mal estado y se prevé alcanzar los objetivos de solo el 60% en 2021).

3. Actividades económicas y desarrollo: agua para consumo humano y bienestar⁴

Desde el punto de vista de usos, el agua subterránea es un recurso muy importante para la agricultura de regadío, así como para el suministro de agua, sobre todo para pequeñas poblaciones y es fundamental (junto cada vez más con el agua desalada) en las Islas Canarias.

La agricultura se estima que consume unos 4.300 hm³/año lo cual supone 2/3 del agua total extraída (74%), para el riego de unas 920.000 hectáreas con un consumo medio de unos 4.670 m³/ha/año. Las aguas subterráneas son fundamentales para la agricultura de regadío de zonas de Almería y Jaén, en Murcia y en Castilla La Mancha. Es importante enfatizar que es la agricultura de mayor valor añadido y enfocada en gran parte a la exportación de frutas y verduras.

Asimismo, las aguas subterráneas son clave para el suministro de agua en ciertas poblaciones que representan 1/5 parte del uso de aguas subterráneas a nivel nacional, con unos 1.100 hm³/año (19%) que suministran agua a unos 12.5 millones de personas (alrededor de una cuarta parte de la población [26.7%]). Sin embargo, esto esconde importantes diferencias como por ejemplo el caso de las Islas Canarias y su sistema de galerías donde es casi la fuente fundamental. Asimismo, un 70% de pequeñas o medianas poblaciones dependen mayoritariamente del agua subterránea (De Stefano *et al.*, 2014). Finalmente, el uso industrial representa unos 400 hm³/año de extracciones (7%).

El agua subterránea juega un papel crítico en el agua para consumo humano, ya que a menudo el terreno actúa de filtro natural. Por otro lado, la contaminación por nitratos, y por purines de la ganadería intensiva o la movilización del arsénico ha provocado que zonas rurales hayan tenido que buscar otras alternativas de suministro y elevado el coste de las medidas necesarias para recuperar estos acuíferos. Esto enlaza con debates actuales entorno a la justicia ambiental en comunidades rurales y de poblaciones más vulnerables.

Un área importante de cara al futuro es la gestión del llamado nexo agua (subterránea)/ agricultura/energía donde aspectos como el riego solar (Shah *et al.*, 2014; FAO, 2018), la producción agrifotovoltaica (Ketzer *et al.*, 2020; Schindele *et al.*, 2020 Sekiyama, & Nagashima, 2019, Parkinson, and Hunt, 2020), y cultivos mejor adaptados al agua disponible serán fundamentales a futuro, ya que abren oportunidades muy importantes de gestión directa e indirecta de las aguas subterráneas mediante esquemas aún por definir de incentivos inteligentes.

4. Riesgos naturales asociados al agua subterránea y cambio climático

Las aguas subterráneas se consideran un importante recurso estratégico frente al cambio climático, por su efecto de amortiguación, ya que tienen una inercia que hace que el agua subterránea permanezca disponible en muchos casos cuando ya no hay recursos superficiales disponibles. Es por tanto importante considerar una gestión conjunta o alterna entre recursos superficiales y subterráneos. En el caso de la ciudad de Madrid, por ejemplo, hasta cierto punto se reserva el uso de aguas subterráneas para épocas de escasez.

Sin embargo, el agua subterránea y los acuíferos también son vulnerables en sí al cambio climático. Y esto se relaciona con varios riesgos, en concreto, la disminución de la recarga de los acuíferos, una mayor intrusión salina debido a la subida del nivel del mar y la sobreexplotación y el posible impacto de una menor disponibilidad del agua subterránea para sus diferentes usos.

La manera más sencilla de entender las aguas subterráneas y también su relación con el cambio climático es el símil de un acuífero con una cuenta bancaria con entradas y salidas, y su capacidad de «ahorro» o de almacenamiento. El impacto del cambio climático en las aguas subterráneas se debe a que la precipitación, las temperaturas y la evapotranspiración

pueden afectar a la recarga, descarga y calidad de las aguas subterráneas y por tanto a todos sus usos. En los informes recientes del IPCC, y en concreto para la zona mediterránea donde está ubicada España, las predicciones apuntan a que estas tres variables van a cambiar: se esperan menores precipitaciones, un cambio también en la estacionalidad (es decir con un cambio en el patrón de las lluvias), y mayores temperaturas, así como mayor evapotranspiración que afectaría a la recarga. Esto equivaldría a un descenso en los ingresos esperado en nuestra cuenta bancaria o unos ingresos en meses diferentes a lo que estábamos acostumbrados y por tanto el equivalente a un flujo de caja diferente.

A estos cambios se unen los ya experimentados recientemente por el uso intensivo de las aguas subterráneas que reducen la resiliencia del sistema. Los impactos por este uso intensivo se ven reflejados en cambios en las últimas décadas como ríos secos o con el caudal mermado, ya que dependían del caudal base de los acuíferos, o la desaparición de humedales en España que se estima en un 70%. Todos estos cambios afectan en gran manera a los servicios ecosistémicos que puede proporcionar el agua subterránea (Manzano Arellano, y Lambán Jiménez, 2012).

El cambio climático, no solo puede afectar al agua almacenada, sino también a la morfología y a la dinámica del acuífero en sí. Por ejemplo, una reducción en las aguas subterráneas más someras podría causar subsidencias del terreno, como ya se ha visto en el caso de la ciudad de Murcia por el uso intensivo de los recursos subterráneos. Asumiendo un escenario de gestión como el actual, los impactos del cambio climático serían muy significativos en el hundimiento del terreno (Collados-Lara *et al.*, 2020). Estudios en esta área pueden ayudar a identificar las áreas más vulnerables donde el hundimiento puede aumentar el riesgo de inundación al descender la superficie del terreno, y provocar cambios en los gradientes topográficos (con la consecuente ruptura de la superficie, daños estructurales en edificios e infraestructuras), y en general traducirse en una menor capacidad de almacenaje de agua en los acuíferos (CADC, 2017).

Respecto a la recarga de los acuíferos, un estudio de Pulido-Velázquez *et al.* (2018) evalúa la recarga promedio de los acuíferos en la península a partir la precipitación y la temperatura como las variables más determinantes para la tasa de recarga de nuestros acuíferos. El estudio proyecta una reducción de la tasa media de recarga en torno al 12% de media, siendo mayor la reducción en la recarga media neta en el centro y sureste del territorio, con una reducción de hasta un 28% en algunas áreas para un escenario de futuro cercano (2016-2045).

También Pulido-Velázquez *et al.* (2018) y Baena-Ruiz *et al.* (2020) han analizado el impacto del cambio climático en relación con la intrusión salina, la subida del nivel del mar y la salinización de los acuíferos. Por ejemplo, aplican la modelización a futuro del acuífero Plana Oropesa-Torreblanca, donde ya existe un problema de intrusión de agua de mar. Se estima que el problema se agravará aún más con el cambio climático y el cambio de usos del suelo, como por ejemplo si tiene lugar una mayor urbanización de la zona costera. Estos cambios en su conjunto podrían afectar negativamente a la disponibilidad de agua subterránea en el futuro.

Se espera que estos impactos (por ejemplo, en la recarga o en la intrusión marina) tendrían un impacto mucho mayor a finales de siglo y en escenarios de altas emisiones y poca mitigación. Sin embargo, el grado de incertidumbre a largo plazo es mayor. Por tanto, en el caso del agua subterránea la adaptación al cambio climático es crítica, tanto por su vulnerabilidad como por su potencial de amortiguar los efectos de la escasez si se hace una buena gestión del recurso. Estudios recientes ya empiezan a detectar la «huella» del cambio climático, en lo que llaman la ciencia de la atribución. En concreto requiere una gestión mucho más adaptativa (incluyendo el potencial de recarga de acuíferos) una adecuada gestión de la demanda y medidas que se centren en aumentar la resiliencia de los sistemas hidrogeológicos ya la incertidumbre sobre la oferta es cada vez mayor (de la Hera *et al.*, 2020; Taylor, comunicación personal⁵).

5. Las aguas subterráneas y su papel como sustento de humedales y ríos

Un aspecto esencial de las aguas subterráneas es que estas aportan el llamado caudal de base de muchos ríos y humedales en la Península Ibérica. Teniendo en cuenta la acelerada desaparición de humedales en todo el arco mediterráneo, el agua subterránea adquiere un valor adicional para la conservación de áreas de un alto valor ecológico.

En España hay unas 114.000 ha de humedales, la mayoría en zonas costeras con 98.000 ha de humedales costeros (casi el 90% aproximadamente) y casi el 10% en zonas interiores (unas 16.000 ha). Hay 74 humedales españoles con un alto valor ambiental de los cuales 59 se consideran sitios Ramsar⁶ (303 ha), y que presentan interacciones con acuíferos (de La Hera y Custodio, 2017).

El «Estudio de los Ecosistemas del Milenio para España» (EME) utilizó el marco de los servicios ecosistémicos, evaluando los servicios que aporta la naturaleza al ser humano dividiéndolos en tres grandes grupos: aprovisionamiento, regulación y culturales. En este análisis se incluyó la relevancia tanto de las aguas subterráneas como de los humedales para la sociedad, con un diagnóstico de estos servicios. Entre los de aprovisionamiento se encuentra por ejemplo el agua para consumo humano, para regadío, etc. Entre los servicios de regulación se incluyen aspectos más funcionales, donde a menudo no hay una transacción económica directa y que sin embargo sí nos aportan unas funciones muy importantes como por ejemplo de amortiguación de inundaciones, etc. Entre los culturales estarían por ejemplo las galerías drenantes o acequias de careo, que aparte de una función demostrada de aumentar la disponibilidad de agua en época de verano, tienen un enorme valor cultural y patrimonial con una antigüedad que se estima en por lo menos unos ochocientos años (Martos Rossillo, *et al.*, 2018; 2019; Hermosilla, 2008).

El estudio EME en cuanto a los humedales concluye, primero, como la pérdida y / o transformación de humedales comprometen los servicios que brindan a la sociedad. En nuestro país, esta pérdida se debe sobre todo a la sobreexplotación de los acuíferos, y a la canalización y regulación de cauces que los «alimentan». Segundo, los humedales españoles

nos aportan una serie de servicios de aprovisionamiento, como agua para numerosos pueblos. Tercero, los servicios culturales se ven también comprometidos (las lagunas de Ruidera y los Ojos del Guadiana aparecen en el Quijote; y numerosos manantiales poseen un alto significado religioso y cultural). Finalmente, son ecosistemas altamente sensibles al cambio del uso de la tierra como puede ser un cambio de agricultura de secano al regadío. El impacto directo de estas transformaciones puede verse en humedales como los del Parque Nacional de Doñana o el Parque Nacional de las Tablas de Daimiel.

En un estudio de la Hera *et al.* (2017) analizan las tendencias en los servicios ecosistémicos, y se ve un aumento de los servicios culturales y una continuidad y pequeña reducción de los servicios de aprovisionamiento en los últimos años. Lo que es clave, sin embargo, es internalizar como sociedad que las aguas subterráneas nos aportan una serie de valores que van más allá del puro valor monetario del agua y sus usos, y que también implican aportaciones económicas muy importantes no contabilizadas en cuanto a mitigación de riesgos (sequías) y costes/daños evitados, y bienestar (p. ej. reducción de polución del agua subterránea por contaminantes). Asimismo, la importancia de considerar el agua subterránea como un recurso estratégico introduce la posibilidad de designar reservas estratégicas de aguas subterráneas por su relación con servicios ecosistémicos críticos (de suministro, por su capital natural, por su efecto amortiguador frente a sequías e inundaciones, etc.). De hecho con los acuíferos entendidos como infraestructura verde se pueden considerar esquemas de aseguramiento natural (Lopez-Gunn *et al.*, 2019)⁷.

Figura 3
Servicios ecosistémicos del agua subterránea

Servicios ecosistémicos del agua subterránea		
APROVISIONAMIENTO	REGULACIÓN	CULTURALES
- Suministro de agua de buena calidad - Agua para el regadío, acuicultura y productos/frutos silvestres - Agua para la ganadería - Agua mineral - Materias primas (turba, sales, etc) - Spas y turismo - Energía geotérmica	- Regulación climática local (vegetación, almacenamiento de CO₂, p.e. turbas) - Amortiguación frente a sequías e inundaciones - Depuración del agua a través del terreno - Almacenamiento de agua (mejora de la disponibilidad) - Regulación de sedimentos	- Valor ambiental (p.e. biodiversidad en zonas húmedas,...) - Valor paisajístico - Valor educativo y científico - Valiosos religiosos p.e. fuentes, etc.

Fuente: en base a Manzano y Lamban, 2012 y de la Hera *et al.*, 2017.

6. Cooperación transfronteriza, recursos subterráneos compartidos y gestión interdependiente

Otro aspecto fundamental de la seguridad hídrica, y también para las aguas subterráneas es el análisis como un recurso transfronterizo o compartido. En el caso de España y las aguas subterráneas los recursos subterráneos compartidos con Portugal, Francia o Marruecos son muy escasos. No existe el equivalente a grandes acuíferos compartidos como pueden ser los del Guaraní, el acuífero de Nubia (en África) o el acuífero del Alto Rin. Sin embargo, hay importantes acuíferos compartidos entre demarcaciones hidrográficas como por ejemplo entre las cuencas del Guadiana y del Guadalquivir. Un caso curioso es el de algunos acuíferos que, aunque no son compartidos, al estar contiguos, la sobreexplotación de uno puede afectar al flujo del otro. Este es el caso del acuífero de Rus Valdelobos, en la Cuenta Alta del Guadiana, y acuífero colindante con la Mancha Oriental en la Cuenca del Júcar.

El 42% del territorio español se encuentra en cuencas internacionales compartidas con Portugal, que en el caso portugués representa un 64% de su territorio (Octavio de Toledo, 2008). En comparación con los ríos, el caso de los acuíferos transfronterizos internacionales es diferente porque las cuencas hidrográficas y las masas de aguas subterránea no necesariamente coinciden. También hay grandes diferencias en cuanto a la superficie. Las cuencas hidrográficas ibéricas compartidas representan alrededor de 250.000 km². En comparación, la superficie total de los cinco pequeños acuíferos compartidos entre España y Portugal suman un total de 5.000 km² (CEPE, 2009).

El Plan Hidrológico Nacional de España de 2001 dedicó un informe completo (130 páginas) a la identificación de las llamadas unidades hidrogeológicas compartidas (concepto anterior al posteriormente unificado a raíz de la Directiva Marco Europea en «masa de agua») (Revilla Cortezón, 2002). Finalmente, y debido a que los acuíferos entre los dos países no se consideran relevantes, se consideró que las masas de agua correspondientes no se identificarían como masas de agua subterráneas compartidas. Éstas pueden sin embargo tener importancia local.

Debido a la ausencia de importantes masas de agua subterráneas compartidas entre ambos países, a continuación, se recogen ejemplos de masas situadas entre varias demarcaciones hidrográficas⁸. Según Estrela (2019) para los acuíferos compartidos se le atribuye a cada demarcación la parte de acuífero correspondiente a su ámbito territorial. Son acuíferos compartidos los definidos en la Ley del PHN (art 1.3 RD 125/2007).

La cuenca del Guadiana nos sirve para el análisis de los diferentes casos: el primer caso es el acuífero «Campo de Montiel», un acuífero compartido entre las cuencas del Guadiana y Guadalquivir. El segundo caso es la masa de agua subterránea Rus-Valdelobos, que es parte de una unidad acuífera más grande del acuífero Mancha Occidental, donde el manejo intensivo ha cambiado la dirección del flujo y ha creado problemas de gestión compartidos con la cuenca del Júcar.

En el Plan Hidrológico Nacional de 2001, el Campo de Montiel fue catalogado como acuífero compartido, a caballo entre las cuencas del Guadalquivir y Guadiana, con un re-

curso hídrico renovable asignado por cuenca de 10 hm³ y 130 hm³ respectivamente. El acuífero del Campo de Montiel está formado principalmente por estructuras de piedra caliza y se caracteriza por una capacidad de almacenamiento reducida y una alta transmisividad. El flujo de agua subterránea va desde áreas debajo de la cuenca del Guadalquivir hacia la cuenca del Guadiana. El agua subterránea se acumula en los humedales de las «Lagunas de Ruidera», una serie de lagos kársticos alimentados por aguas subterráneas (designados como Parque Natural) que desembocan en el acuífero de la Mancha Occidental. En 1989, el acuífero del Campo de Montiel fue declarado sobreexplotado, con una extracción de agua subterránea estimada en ese momento de aproximadamente 15 hm³, según datos oficiales. La proliferación de grandes sistemas de riego por pivot en el área central del acuífero representó la mayor parte de este consumo. Sin embargo, la concienciación social sobre las consecuencias de la sobreexplotación, agravada por una intensa sequía entre 1990 y 1995, el duro impacto en las Lagunas de Ruidera, la estrategia de control de la Confederación del Guadiana y el apoyo gradual, por parte de la Comunidad de Regantes central, han sido impulsores clave hacia el nivel actual, de extracciones sostenibles.

En el caso de Rus-Valdelobos, la declaración de sobreexplotación del acuífero manchego occidental, también supuso fuertes restricciones al agua extraída por hectárea. Mientras tanto, el acuífero adyacente, el denominado acuífero Mancha Oriental, en la cuenca del Júcar, no está declarado sobreexplotado. Actualmente, se ha estimado que, en promedio, 60 hm³ están fluyendo cada año desde la masa de agua subterránea Rus-Valdelobos hacia la masa de agua subterránea adyacente de la Mancha Oriental en la cuenca del Júcar. Es decir, hay una transferencia de agua entre dos demarcaciones hidrográficas: el Guadiana y el Júcar. La llanura del terreno ya ha hecho que la delimitación de aguas superficiales haya sido difícil entre ambas cuencas (Júcar y Guadiana). Tradicionalmente, se ha considerado que el límite de las aguas subterráneas entre los acuíferos de Mancha Occidental y Mancha Oriental era el mismo que el límite de las aguas superficiales. Sin embargo, estudios del Servicio Geológico Español (López-Gutiérrez *et al.*, 2013) han demostrado que los límites de las aguas subterráneas son más difíciles de determinar de lo que se estimaba anteriormente. Es una línea que avanza y retrocede (de Este a Oeste) en función de la cantidad de captaciones de agua que se estén produciendo en cada cuenca. Es un límite natural que cambia, pero también un problema compartido debido a la alteración de los flujos naturales por la intervención humana y al uso intensivo⁹. Según el antiguo Jefe de la Oficina de Planificación Hidrológica del Júcar y actual Director del Agua «aunque no puede hablarse formalmente de masas de aguas subterráneas compartidas, sin embargo, existen masas en demarcaciones contiguas conectadas hidrogeológicamente».

7. Estabilidad política y conflictos

En esta sección analizamos de forma esquemática algunos de los casos más paradigmáticos en el uso de las aguas subterráneas en España, que se pueden considerar «puntos calientes» (hotspots) para la gestión, como las zonas del Mar Menor (Murcia), Doñana (Huelva), Tablas de Daimiel (Ciudad Real), zonas de Úbeda (Jaén), Campo de Dalías (Al-

mería), varios acuíferos del Júcar y los casos de la Cuenca del Duero, como Medina del Campo (Valladolid), Cantalpino (Salamanca) y el Carracillo (Segovia). Tal y como se ha indicado, en ámbito global o general no hay un problema grave del estado de las aguas subterráneas, sino problemas focalizados en áreas específicas que presentan un reto para la gobernanza y la gestión. Por esta razón, se esperaría que la voluntad tanto técnica, como política y social centrara esfuerzos en resolver estos problemas concretos.

En España ha habido numerosos casos donde la sobreexplotación o mala gestión de las aguas subterráneas principalmente ligadas a un uso intensivo por actividades agrarias se ha traducido en conflictos sociales y ambientales. Sin embargo, se empieza a vislumbrar posibles mecanismos para poder reconducir estas situaciones hacia un uso más sostenible a largo plazo en base a la buena gobernanza y la participación de todas las partes implicadas.

Caso 1: El caso del Mar Menor

El caso del Mar Menor es quizá uno de los que ha acaparado más atención en los medios recientemente. Es una laguna costera somera en la demarcación del Segura. Es de una gran complejidad ya que reúne numerosos problemas que incluyen contaminación puntual y difusa, planificación territorial (y gestión en una zona de alto riesgo por inundación) o presencia de especies exóticas, entre otros. Probablemente el mayor problema sea el arrastre del exceso de nutrientes desde las zonas de cultivo del interior hacia la laguna (tanto de manera continua como puntual durante avenidas). Esto ha derivado en una eutrofización de la laguna (crecimiento masivo de fitoplancton) y graves episodios de anoxia (falta total de oxígeno), que se ha traducido en una alta mortandad de todo tipo de especies y desequilibrios en el ecosistema.

En este escenario tan complejo, la gestión de las aguas subterráneas ha jugado un papel importante. El acuífero cuaternario de Campo de Cartagena está conectado con el Mar Menor y ha sido declarado en situación de riesgo de no alcanzar el buen estado para 2027 por el exceso de nitratos (se ha calculado un promedio diario de entrada de nitratos en el Mar Menor en torno a 4.111 kg). Asimismo, la masa de agua subyacente a este acuífero superficial, correspondiente a un acuífero del terciario, ha sufrido un uso muy intensivo por encima de los índices de recarga desde hace décadas (Delgado y Tudela, 2019). Parte de las extracciones en ambos acuíferos se han hecho sin los adecuados permisos, estimándose a finales de 2019 en 9.500 ha la superficie regada fuera de los límites de zonas regables (MITERD-TRAGSATEC, 2019). Tratándose de un acuífero de agua salobre, la utilización de aguas subterráneas llevó a la instalación de desalobradoras privadas que evacuaban la salmuera por las canalizaciones de drenaje agrícola que vierten a las ramblas que desembocan en el Mar Menor (La Verdad, 2020). No obstante, la Administración (Confederación Hidrográfica del Segura dependiente del MITERD) ha puesto en marcha medidas para la regulación de la situación y se han realizado progresos desde 2019 en la clausura de regadíos ilegales y desmantelamiento de desaladoras privadas (MITERD, 2020).

Caso 2: El caso de Doñana

El caso de Doñana es un caso emblemático por la relevancia de este Parque nacional no solo para España sino a nivel europeo como zona de tránsito importante para las aves migratorias entre Europa y África. Es un caso complejo por la competencia que existe entre los cultivos de frutos rojos de regadío intensivo y el parque nacional de Doñana, que dependen del mismo acuífero. Las marismas de Doñana que se encuentran en la desembocadura del Guadalquivir reciben aguas superficiales del río Guadalquivir y aportes de aguas subterráneas de las zonas circundantes del acuífero Almonte-Marismas con una gran importancia (UNESCO)¹⁰. El aporte de aguas subterráneas es especialmente relevante para asegurar el buen estado de un gran número de lagunas semipermanentes, que son algunos de los hábitats de mayor biodiversidad del espacio natural de Doñana. Muchas de las lagunas que eran permanentes han dejado de serlo, y otras estacionales llevan secas desde hace años.

En las últimas décadas, los cultivos de bayas de invernadero o bajo cubierta plástica se han extendido por los alrededores del Parque Nacional de las Marismas de Doñana. El cultivo principal es la fresa, aunque otros cultivos como el arándano, la frambuesa o la mora también cubren superficies importantes. En términos económicos, la agricultura intensiva de frutos rojos es crucial para la región. Alrededor del 25% de la producción de fresa en Europa se concentra en la zona. Sin embargo, el turismo de naturaleza (por ejemplo, la observación de aves) también es una actividad económica relevante. El regadío intensivo está teniendo efectos negativos en la conservación del espacio natural de *Doñana*, principalmente por las extracciones intensivas de agua subterránea, que están reduciendo el aporte de agua del acuífero «Almonte-Marismas» a las marismas y transformando de áreas forestales y espacios clave para la conexión de *Doñana* con otros espacios naturales.

El consumo medio anual de agua por hectárea se sitúa entre 5.000 y 9.000 m³/ha, según el cultivo y las precipitaciones anuales. La disponibilidad anual de recursos hídricos subterráneos sostenibles oscila entre 22,7 y 31,4 hm³, mientras que el consumo anual de agua se ha cuantificado en el rango de 35 a 45 hm³, bastante por encima de la media de recursos sostenibles. Recientemente, se aprobó una desviación de agua de una cuenca vecina para ayudar a reducir la presión sobre el acuífero (aún sin abordar directamente la raíz del problema ni asegurar una reducción de las demandas). Además, una gran parte de estas extracciones de agua son ilegales según el Plan Especial de Riego porque las áreas agrícolas están ocupando áreas forestales transformadas ilegalmente en tierras agrícolas. Es un problema, ya que los cultivos son tan rentables que el sistema sancionador no ha sido efectivo. Por eso la gobernanza es un tema clave considerando que el riego es una parte importante de la política de la zona, ya que casi toda la economía local está vinculada a la agricultura intensiva de una forma u otra. Es un buen ejemplo donde se podría plantear una transformación o reconversión de la zona hacia un modelo económico más sostenible y que aportara retornos tanto económicos como sociales y ambientales en el futuro.

Caso 3 Cuenca del Duero: Cantalpino, Medina del Campo y el Carracillo

Otra área donde ha habido un uso intensivo del agua subterránea es en la cuenca del Duero, en varias zonas como Medina del Campo, Cantalpino y el Carracillo. Es una de las zonas acuíferas más grandes de España e incluso de Europa y que, de manera similar a los otros casos, empezó a experimentar un uso intensivo de las aguas subterráneas desde los años 70 y 80. En estas zonas lo más relevante ha sido la experimentación de medidas que intentan atajar tanto la oferta como la demanda de agua. En cuanto a la oferta, es una de las zonas donde se han llevado a cabo algunos de los experimentos más relevantes a nivel mundial centrándose en la recarga de acuíferos en la zona del Carracillo (Escalante y López-Gunn, en prensa). También se ha abordado la demanda mediante la creación de Comunidad de Usuarios de Aguas Subterráneas (CUAS) o gestión colectiva de las aguas subterráneas con acuerdos entre la administración, en este caso la Confederación Hidrográfica del Duero (CHD) y los regantes.

Por ejemplo, en el caso de la Comunidad de Cantalpino como un prototipo de otras 39 CUAS que están en diferentes fases de proceso de constitución¹¹ La CUA de Cantalpino cubre unas 800 ha dentro del término municipal de Cantalpino (Salamanca), dedicando el agua subterránea fundamentalmente al cultivo de la patata, y en menor medida cereal (cebada y trigo), con algo de cebolla y remolacha. La dotación media es de aproximadamente 3.600 m³/ha, con unos 170 comuneros que están llegando a acuerdos para la gestión colectiva de 3 hm³, bajo la supervisión de la CHD, de los cuales el riego no declarado o por encima de lo declarado no es más de 50.000 m³ (un 1,5%), lo cual indica un nivel de éxito en la cogestión.

En una escala mayor, para el acuífero de Medina del Campo se ha visto como cinco décadas de explotación intensiva de aguas subterráneas han traído importantes cambios económicos, sociales y ambientales en la zona. Esto sin embargo ha llevado a una disminución de los niveles piezométricos que ha empeorado la calidad del agua, aumentado los costes de suministro y extracción de agua y que ha drenado los humedales y ríos conectados. Un análisis reciente de Borowiecka *et al.* (2019) muestra el valor de un análisis integrado sobre tendencias para ayudar a la toma de decisiones. El estudio muestra como desde el 1985 a 2001 hubo una clara y generalizada tendencia de bajada de niveles piezométricos por la explotación intensiva de aguas subterráneas para riego. Esto redujo la descarga a la superficie de los ecosistemas dependientes y condujo también a la profundización de los pozos. Por lo tanto, la extracción intensiva redujo rápidamente el flujo de los servicios ecosistémicos del agua subterránea. Para el período del 2002 a 2018, solo una cuarta parte de los puntos de observación muestran una clara tendencia de aumento piezométrico, mientras que la mayoría solo muestran tendencias débiles y poco claras. Esto apunta a cambios diversos y localizados, los más probable debido al abandono de explotaciones con costes de operación más caros y la sustitución de aguas subterráneas por aguas superficiales como recurso sustitutivo. La reducción de la explotación de aguas subterráneas indujo una lenta recuperación de los niveles de aguas subterráneas en las dos últimas décadas, lo que apunta a un aumento también lento del flujo de servicios ecosistémicos provenientes del agua subterránea. El estudio apunta a que las medidas más efectivas para revertir la actual situación serían las reducciones de la extracción de aguas subterráneas mediante un cambio de cultivos para conseguir la recuperación generalizada de los niveles, así como mecanismos de colaboración efectivos entre los diferentes actores involucrados.

Finalmente, el caso de Carracillo es especialmente interesante por la emergencia de un nuevo modo de gestión que conjuga la gestión colectiva de las aguas subterráneas con la recarga artificial de acuíferos. Aunque esto no quita la necesidad de ajustar los usos a los recursos disponibles, la recarga de acuíferos y su cogestión en un contexto de cambio climático ofrece oportunidades importantes de recuperación junto con la cogestión entre usuarios, administración y apoyo científico-técnico (Escalante y López Gunn, en prensa).

La cogestión del agua en Comunidades de Usuarios de aguas subterráneas donde España ha sido y es pionera, siendo representativas de los regantes de base, pueden crear espacios de colaboración y de resolución de conflictos. Con este tipo de entidades se puede fomentar el control de extracciones, la repartición equitativa y en definitiva conocer con mayor detalle los recursos disponibles. Es fundamental marcar objetivos claros y compartidos entre todos los usuarios, como por ejemplo una reducción concreta y cuantificada (basándose por ejemplo en los objetivos ambientales marcados por la DMA) e identificar de forma conjunta la hoja de ruta, los plazos y la serie de medidas a utilizar entre todos los beneficiarios del acuífero o masa de agua. Es esencial también hacer un uso inteligente de tarifas por bloques, o de incentivos para reducir áreas regadas o fomentar cultivos menos intensivos en agua. Algunas de estas medidas encajan en el marco de los nuevos eco-esquemas de la PAC. También la formación de los usuarios y la transparencia en la gestión de datos, apoyada por la teledetección, y la toma de decisiones conjuntas por todos los actores serán clave en una gestión más sostenible de las aguas subterráneas.

8. Gobernanza y seguridad hídrica de las aguas subterráneas como una inversión a futuro en seguridad hídrica

Tal y como se ha expuesto la seguridad hídrica engloba muchos aspectos. Esto nos indica que la gobernanza del agua subterránea se debe entender como la gobernanza de un sistema complejo donde no hay soluciones simplistas. La clave de la gestión y protección de las aguas subterráneas recae en identificar las palancas o resortes que se deben utilizar, idealmente de forma simultánea para transformar el sistema hacia una explotación más sostenible que garantice la seguridad hídrica a largo plazo.

En una conferencia reciente de la IWRA¹² donde se analizó la gobernanza del agua subterránea a nivel mundial, surgieron algunas reflexiones que son también trasladables al caso de España. Las experiencias que están surgiendo en otros países con los que compartimos un uso intensivo del agua subterránea como son EE.UU., China o la India, unido a nuestra propia experiencia, nos indican que hay que hacer un uso combinado y estructurado de instrumentos políticos de regulación, económicos y otros relacionados con la colaboración voluntaria, la capacitación y el uso de la información y la digitalización.

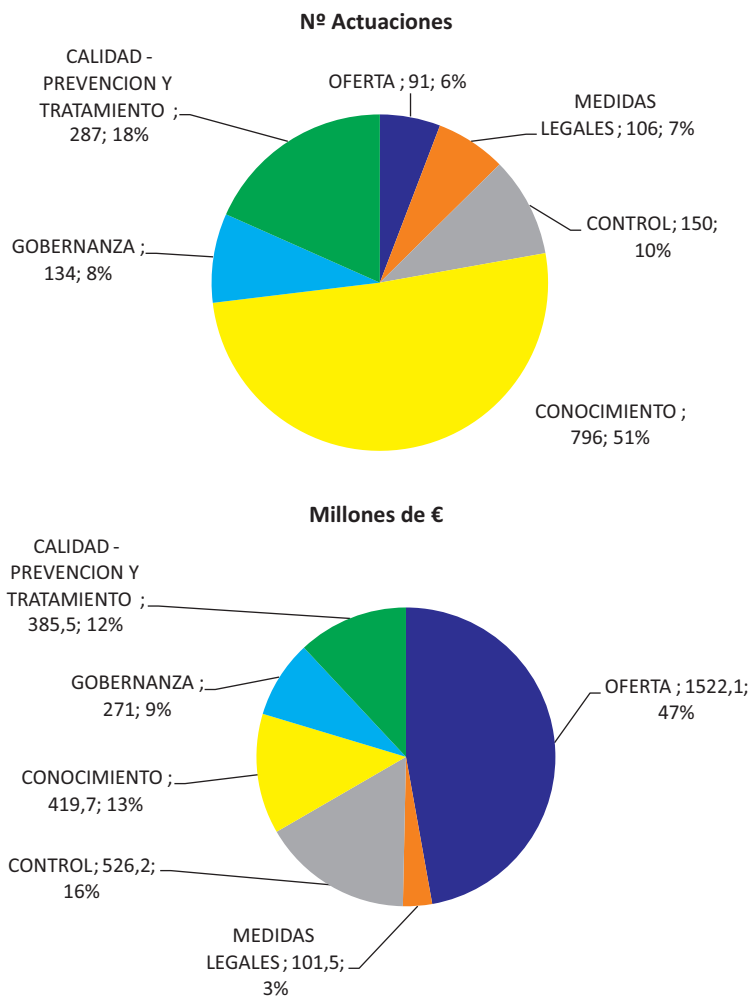
Tabla 2
Clasificación del Tipo de actuaciones e inversión de los planes de medidas
de los Planes de Cuenca del 2.º Ciclo

Tipo de medida	Subtipo actuaciones	N.º actuaciones	M €
Oferta	Sustitución bombeos en masas en riesgo	79	1.420,90
	Recarga artificial de acuíferos	12	101,2
Medidas legales	Ofertas públicas de adquisición de derechos concesionales por la A.H.	5	50
	Registro y Catálogo. Tramitación, nuevas solicitudes, revisión concesiones	101	51,5
Control	Definición de perímetros de protección	18	40
	Redes de control aguas subterráneas (calidad, piezometría)	50	75,8
	Instalación contadores de agua	36	404,1
	Control extracciones (guardería), establecimiento normas, inspección concesiones	46	6,3
Conocimiento	Estudios planificación, Mejora conocimiento, Modelos simulación	796	419,7
Gobernanza	Medidas de Gobernanza	113	252,3
	Constitución de Comunidades de usuarios	21	18,8
Calidad-prevención y tratamiento	Reducción contaminación difusa, Códigos BPA, Balances Nitratos	258	338,4
	Tratamiento suelos o aguas subterráneas contaminadas, o purines	29	47,1
	TOTAL	1.564	3.226,10

Fuente: información en base a Martínez Cortina, 2019.

Recientemente, se ha realizado un extenso proceso participativo para elaborar un Libro Verde de la Gobernanza (MITECO, 2019) que también incluía como tema clave las aguas subterráneas. Estos resultados son muy útiles de cara al siguiente tercer ciclo de planificación, y la implementación de los planes actuales de cuenca. Por ejemplo, haciendo un análisis sobre las medidas para aguas subterráneas en los actuales planes del 2.º ciclo de Planificación, se aprecia como el mayor número de actuaciones se centra en aumentar el conocimiento seguido por medidas para calidad, control, medidas legales, la gobernanza y por último aumento de la oferta de agua.

Figura 4
Tipo de actuaciones en los planes de medidas de los Planes de Cuenca del 2.º Ciclo



Fuente: información en base a Martínez Cortina, 2019.

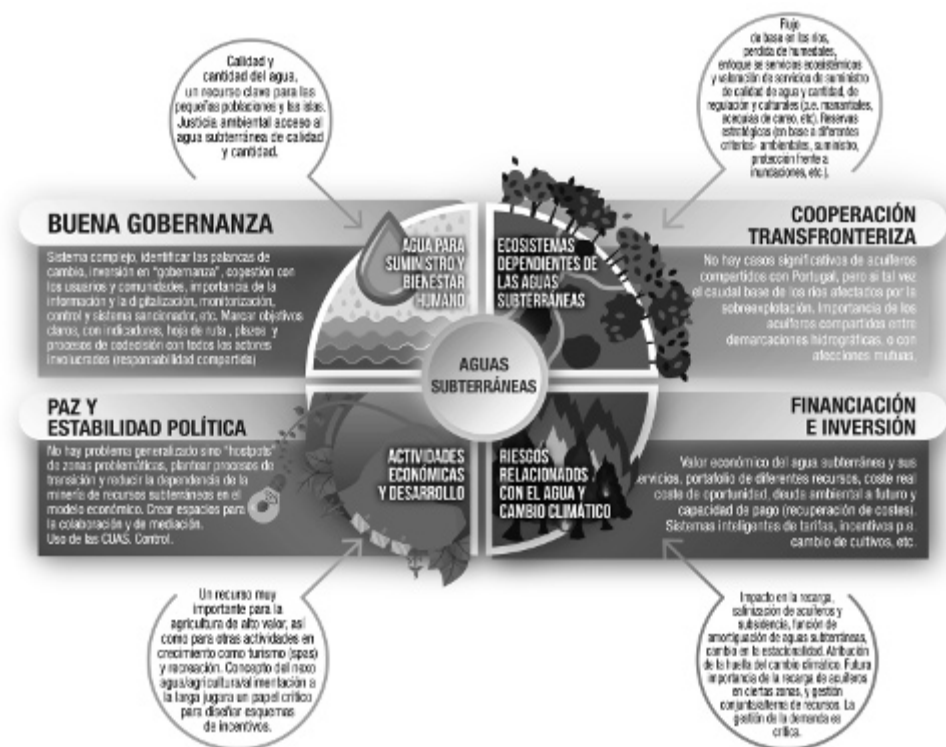
Sin embargo, en cuanto a inversión se ve que lo primero es el aumento de la oferta seguido por el control, el conocimiento, la calidad y prevención y en último término la gobernanza y las medidas legales.

9. Conclusiones

Este artículo ha presentado un diagnóstico del uso del agua subterránea, en base al marco regulatorio de la Directiva Marco Europea del Agua y ciertos elementos de la Ley de Aguas y su TRLA. De este análisis se pueden sacar una serie de conclusiones.

Figura 5

Concepto de Seguridad Hídrica aplicado a las aguas subterráneas en España (resumen de resultados)



Fuente: elaboración propia.

Primero, los «problemas» de las aguas subterráneas están bien identificados y focalizados con un extenso análisis y datos por parte de la administración. Por tanto, sería importante plantear que se dediquen esfuerzos y capacidad adicionales para resolver estos «puntos calientes» de la geografía española, abordando la raíz de los problemas (y no aplicando «parches» que ofrecen soluciones temporales y poco sostenibles). Esto sería esencial no solo por obligado cumplimiento de la legislación ambiental, sino porque a largo plazo este uso intensivo con problemas asociados de cantidad y calidad incrementa el riesgo y la vulnerabilidad en la misma base que sustenta la economía de estas zonas.

Segundo, nuestro marco legal tiene instrumentos adecuados como puede ser la declaración de sobreexplotación, o la misma Directiva Marco establece objetivos ambientales que deberían alcanzarse como muy tarde en 2027. Sin embargo, en varios casos muy conocidos estas declaraciones de sobre explotación se hicieron hace ya varias décadas sin mejoras apreciables en la actualidad. Tampoco parece probable que todos los objetivos marcados por la DMA se puedan alcanzar en unos pocos años.

La dificultad en ejecutar las medidas que conlleva la declaración de sobre explotación nos indica otra serie de instrumentos (o palancas) adicionales necesarios. Por ejemplo, se debería identificar en qué casos, como pueden ser áreas de la Demarcación del Júcar (Estrela, 2019), de la Cuenca Alta del Guadiana, o de las cuencas andaluzas, hay problemas estructurales de sobre concesionamientos de agua subterránea considerando los recursos disponibles. Esto es más importante aún en un contexto de cambio climático donde es más que probable que estos recursos disminuyan. Este tema merece una discusión clara y abierta en base a un dialogo entre las partes afectadas para llegar a una serie de posibles soluciones ya sean regulatorias, económicas, sociales o combinación de varios instrumentos. Aun así, la declaración de sobre explotación sigue siendo un instrumento importante. Representa un «palo» respaldado por una mejor monitorización y régimen sancionador, acompañado de «zanahorias» o incentivos, y otros instrumentos positivos como pagos por servicios ambientales, y la colaboración entre usuarios.

Tercero, los instrumentos económicos han sido poco utilizados en el contexto de las aguas subterráneas. La aplicación de precios y tasas o el establecimiento de mercados se han utilizado de forma esporádica. No se ha hecho sin embargo un análisis en profundidad sobre cómo combinar instrumentos económicos con otros regulatorios y de colaboración, como se está haciendo por ejemplo en China o India. Esto indica que hay espacio para analizar la combinación de diferentes instrumentos como palancas de cambio, incluyendo precios a través de medidas indirectas como la electricidad¹³, o los cultivos mejores adaptados a la disponibilidad de agua. Sin embargo, más allá de los instrumentos económicos, sería necesario establecer la relevancia y el peso que tiene el agua subterránea como insumo fundamental en ciertas zonas de España. Este análisis también debería analizar los riesgos derivados del actual modelo de explotación muy intensivo, y también la pérdida de otros servicios ecosistémicos asociados al agua y que en el futuro tendrán aún más valor (función de mitigación, regulación, biodiversidad, valores recreativos, etc.). Es decir, se deberían incluir en este análisis todos los valores (tangibles e intangibles) que nos aporta el agua subterránea (López-Gunn *et al.*, 2020). Estos valores se tienen que reflejar en el precio del agua como la señal para que se haga un uso más inteligente en base a sus características intrínsecas. Idealmente, el precio debería reflejar tanto su valor actual como su coste de oportunidad y por supuesto la capacidad de pago del que utiliza el agua. Por ejemplo, el agua subterránea es relativamente barata con respecto al agua desalada, pero su coste de oportunidad es muy alto y más aún su valor de mitigación frente a eventos extremos como las sequías. Todos estos «valores» se tendrían que internalizar y computar para hacer una toma de decisiones adecuada. En este contexto, el uso de las reservas (o minería del agua subterránea) es el equivalente a asumir una deuda ambiental a futuro, ya que se limitarán

las opciones de desarrollo socioeconómico a largo plazo, más aún en un contexto de incertidumbre con el cambio climático.

Cuarto, los instrumentos basados en la colaboración y en el buen uso de la información, son clave para el futuro en un contexto de digitalización y donde estas nuevas herramientas pueden permitir una gestión más eficiente de los recursos. Por ejemplo, herramientas gratuitas de asesoramiento para gestionar la demanda y reducir el regadío en acuíferos sobreexplotados, pueden fomentar el ahorro y la recuperación (Fernández Lop, 2019). Los casos en España donde se ha conseguido revertir hasta cierto punto el uso intensivo del agua subterránea generalmente han tenido dos factores en común: (1) la existencia de la colaboración con los que utilizan el agua para llegar a acuerdos sobre la gestión (caso del Llobregat, Mancha Oriental o Cantalpino), y (2) un buen uso de la información, tanto para hacer una mejor gestión de los recursos disponibles, como para poder sancionar y controlar usos no autorizados. Este uso además de fomentar la eficiencia, puede ser asimismo más equitativo, ya que permite un mejor control y, si fuera necesario, la aplicación del régimen sancionador. El agua subterránea es un ejemplo clásico de «bien común» junto con los bosques o la pesca. Una gestión colectiva del recurso incluye llegar a acuerdos justos y equitativos entre las partes con una capacidad delegada de autogestión así como establecer la capacidad de penalizar y sancionar a aquellos que no cumplen las reglas para que estas acciones no minen la base de cualquier proceso colaborativo de confianza mutua.

Finalmente, es fundamental entender que dedicar recursos para mejorar el conocimiento y la gestión de las aguas subterráneas no es un coste sino una inversión para el futuro. Por tanto, es esencial dedicar fondos públicos y privados adecuados para capacitar a los usuarios y gestores, sobre todo en las zonas más críticas. Invertir en conocimiento y control es invertir en «recursos naturales» de alto valor, que nos retornará un sistema más sostenible y resiliente de las aguas subterráneas para asegurar una seguridad hídrica del país a largo plazo.

Notas

1. Datos de octubre 2020 (embalses.net).
2. Sobre los cálculos de recarga, en la planificación hidrológica española se introduce el término de «índice de explotación». Ese índice se calcula mediante el cociente entre el volumen de extracciones de agua subterránea y el volumen de recursos subterráneos disponibles. En la Instrucción de Planificación Hidrológica (orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre), en su punto 5.2.3.1. se hace referencia a este índice: «Se considerará que una masa o grupo de masas se encuentra en mal estado cuando el índice de explotación sea mayor de 0,8 y además exista una tendencia clara de disminución de los niveles piezométricos en una zona relevante de la masa de agua subterránea». Esto se reforzó porque, según la ley española, los acuíferos donde las extracciones son superiores a la recarga pueden declararse legalmente sobreexplotados (con la Ley de Aguas de 1985) y ahora bajo la DMA de la UE, como una masa de agua subterránea en mal estado.
3. Actualmente, según la base de datos del MITERD, del total de masas de agua subterránea, se considera en global que 336 están en mal estado, y 425 están en buen estado (estado cuantitativo: 557 en buen estado, 185 en mal estado; estado químico: 494 en buen estado, 267 en mal estado).

4. La información de esta sección se apoya en el artículo de Fornés, López-Gunn y Villarroja (en preparación) *Water in Spain: paradigm changes in water policy*.
5. Agradecemos a Luis Martínez Cortina del MITERD su apoyo en la preparación de este artículo.
6. Un sitio Ramsar es un humedal designado como de importancia internacional bajo el marco de la Convención Ramsar de 1971. www.ramsar.org/.
7. Para ver este concepto de esquemas de aseguramiento natural visite el proyecto europeo NAIAD (www.naiad2020.eu).
8. Art. 16 bis Los acuíferos que no correspondan plenamente a ninguna demarcación en particular se incluirán en la demarcación más próxima o apropiada, pudiendo atribuirse a cada una de las demarcaciones la parte de acuífero correspondiente a su respectivo ámbito territorial, y debiendo garantizarse, en este caso, una gestión coordinada mediante las oportunas notificaciones entre demarcaciones afectadas.
9. Los flujos de agua subterránea de hecho se invierten, y más que un fenómeno natural, es provocado por las explotaciones. Este caso ha necesitado de una coordinación entre la Confederación del Guadiana y la Confederación del Júcar, para buscar una posible solución al cambio de flujo del régimen natural de aguas subterráneas hacia el este (hacia el Júcar) en lugar de Oeste (hacia al Guadiana), ya que para cumplir con los requisitos del buen estado cuantitativo de la DMA es necesario reducir las extracciones de agua subterránea en la cuenca vecina del Júcar debiendo garantizarse una gestión coordinada entre demarcaciones.
10. <http://www.unesco.org/new/en/natural-sciences/environment/ecological-sciences/biosphere-reserves/europe-north-america/spain/donana>.
11. <https://www.salamanca24horas.com/texto-diario/mostrar/1294786/cantalpino-sumara-otras-39-comunidades-regantes-20-miembros-region>.
12. IWRA Online conference 28-30th October 2020 (<https://www.iwra.org/onlineconference/>).
13. Si bien con el riego solar este posible instrumento de precio vía electricidad no solamente podría desaparecer sino agravar la situación actual en ciertas zonas. En estos casos se podría plantear otros modelos como por ejemplo sistemas agrifotovoltaicos que generan tanto productos agrícolas como energía renovable.

Bibliografía

- Baena-Ruiz, L., Pulido-Velázquez, D., Collados-Lara, A. J., Renau-Pruñonosa, A., Morell, I., Sinent-Aparicio, J., and Llopis-Albert, C. (2020). «Summarizing the impacts of future potential global change scenarios on seawater intrusion at the aquifer scale». *Environmental Earth Sciences*, 79(5), 1-13. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-8847-2>.
- Borowiecka M, García-Alcaraz MM, Manzano M. (2019). «Analysis of piezometric trends in the Medina del Campo Groundwater Body to understand the status and drivers of changes of groundwater-related ecosystem services». *NAIAD EU Project*. Proceedings of IAH2019, the 46th Annual Congress of the International Association of Hydrogeologists, Málaga (Spain). J. Jaime Gómez Hernández and Bartolomé Andreo Navarro (eds.) Electronic Ed. www.aih-ge.org, pp. 296.
- CADC (2017). Documento de coordinación internacional del proceso de planificación 2016-2021 en las demarcaciones hidrográficas internacionales compartidas por España y Portugal.
- Collados-Lara, A. J., Pulido-Velázquez, D., Mateos, R. M., and Ezquerro, P. (2020). «Potential impacts of future climate change scenarios on ground subsidence». *Water (Switzerland)*, 12(1). <https://doi.org/10.3390/w12010219>.

- Custodio, E., Llamas, M. R., Hernández-Mora, N., Martínez-Cortina, L., and Martínez-Santos, P. (2010). «Issues related to intensive groundwater use». In: *Water policy in Spain*. Garrido, A., and Llamas, M. R. (eds.), 143-162.
- Custodio, E. (2017). «Aspectos hidrológicos, ambientales, económicos, sociales y éticos del consumo de reservas de agua subterránea en España: minería del agua subterránea en España». *CETAQUA/UPC*. <https://upcommons.upc.edu/handle/2117/111272>.
- Delgado A. y Tudela, A. Datadista (2019). <https://datadista.com/medioambiente/desastre-mar-menor/acuifero-contaminado/>.
- de la Hera, A., Custodio, E., and García Cortés, À. (2017). «Evaluating ecosystem services and drivers of change in Spanish groundwater-related wetlands included in the Ramsar Convention». *AIMS Environmental Science*, 4(2), 232-250. <https://doi.org/10.3934/environsci.2017.2.232>.
- de la Hera-Portillo, Á. De, López-Gutiérrez, J., Zorrilla-Miras, P., Mayor, B. & Lopez Gunn, E. (2020). «The Ecosystem Resilience Concept Applied to Hydrogeological Systems: A General Approach». *Water* 1-19. <https://doi.org/10.3390/w12061824>.
- De Stefano, L., Fornés, J. M., López-Geta, J. A., and Villarroja, F. 2014. «Groundwater use in Spain: an overview in light of the EU Water Framework Directive». *International Journal of Water Resources Development*, 31 (4): 640-656. DOI: 10.1080/07900627.2014.938260.
- Escalante, E. and López Gunn, E. (en prensa). «Co-managed aquifer recharge: Case studies from Castilla y León (Spain) in the Role of Sound Groundwater Resources Management and Governance to Achieve Water Security», 2020 GWSI Paper Series' on Water Security and Sustainable Development Goals by UNESCO i-WSSM and UNESCO Headquarters.
- Estrela, T. (2019). «Conceptos legales y administrativos de las aguas subterráneas. El caso de la Mancha Oriental». Presentación en la *Jornada sobre la sostenibilidad de las aguas subterráneas y la Directiva Marco del Agua* 15/11/2019. Coorganizado por el Observatorio del Agua de la Fundación Botín y WWF.
- FAO, «Aquastat». <http://www.fao.org/nr/water/aquastat/data/query/results.html>.
- FAO (2018). «The benefits and risks of solar-powered irrigation — a global overview».
- Fernández Lop, A. (2019). «Un proyecto para optimizar la gestión de los recursos hídricos de La Mancha». Presentación en la *Jornada sobre la sostenibilidad de las aguas subterráneas y la Directiva Marco del Agua* 15/11/2019. Coorganizado por el Observatorio del Agua de la Fundación Botín y WWF.
- Hermosilla Pla, J. (2008). *Galerías Drenantes en España: Análisis y Selección de Qanat(s)*. Ministerio de Medio Ambiente. 270 pp.
- Ketzer, D., Schlyter, P., Weinberger, N., & Rösch, C. (2020). «Driving and restraining forces for the implementation of the Agrophotovoltaics system technology — A system dynamics analysis». *Journal of Environmental Management*, 270 (April). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110864>.
- Octavio de Toledo, F. (2008). «La planificación hidrológica y el cambio climático en el contexto transfronterizo: Los Trabajos de Planificación en los Grupos de Trabajo de la CADC»; coordinador STCADC parte española; Lisboa, 21 April 2008.

- PHN (2000). «Delimitación y asignación de recursos en acuíferos compartidos». *Plan Hidrológico Nacional*, sept.
- Revilla Cortezón, J. A. (2002). «Informe sobre la documentación técnica aneja al Anteproyecto de Ley del Plan hidrológico Nacional».
- La Verdad (2020). <https://www.laverdad.es/lospiesenlatierra/noticias/aumento-vigilancia-menor-20200911211839-nt.html>.
- López Gutiérrez, J., Plata Torres, J. L., and Mejías Moreno, M. (2013). «Caracterización de la divisoria hidrogeológica Guadiana-Júcar en la Llanura Manchega mediante técnicas geológicas y geofísicas». *Boletín Geológico y Minero*, 124 (3): 381-404.
- López Gunn, E., Marcos, C., Vay, L., Burke, S., Giordano, R., Graveline, N., Le Coent, P. Mayor, B., Marchal, R., Moncoulon, D., Mulligan, M., Nanu, F. and Peña, K. (2020). «Sistemas de aseguranza natural: actuar antes en el ciclo de gestión del riesgo con soluciones y estrategias basadas en la naturaleza». *Consorseguros*, núm. 12, primavera 2020, pp. 1-22.
- Manzano Arellano, M. y Lambán Jiménez, J. (2012). «Una aproximación a la evaluación de los servicios de las aguas subterráneas al ser humano en España». *Ambienta*, 98 (marzo).
- Martínez Cortina, L. (2019). «Las Aguas subterráneas en la planificación hidrológica Presentación en la Jornada sobre la sostenibilidad de las aguas subterráneas y la Directiva Marco del Agua 15/11/2019». Coorganizado por el Observatorio del Agua de la Fundación Botín y WWF.
- Martos Rosillo, S. *et al.* (2018). *Careos: siembra y cosecha de agua en la cuenca del río Bérchules (Sierra Nevada, Granada)*. Pub. IGME.
- Martos-Rosillo, S., Ruiz-Constán, A., González-Ramón, A., Mediavilla, R., Martín-Civantos, J. M., Martínez-Moreno, F. J., Jódar, J., Marín-Lechado, C., Medialdea, A., Galindo-Zaldívar, J., Pedreira, A., and Durán, J. J. (2019). «The oldest managed aquifer recharge system in Europe: New insights from the Espino recharge channel (Sierra Nevada, southern Spain)». *Journal of Hydrology*, 578 (August), 124047. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.124047>.
- MITECO. (2019). *Libro Verde de la Gobernanza del Agua* (Green Book on Water Governance). Ministry for the Ecological Transition and the Demographic Challenge. <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/sistema-espaniol-gestion-agua/Libro-Verde-de-la-Gobernanza-del-Agua.aspx>.
- MITERD (2020). *Planes Hidrológicos y Programa de Medidas*. <https://servicio.mapama.gob.es/pphh/>.
- MITERD (2020). *Informes de actualización de implementación de la Hoja de Ruta para recuperación del Mar Menor*
- Naciones Unidas (2013). *What is water security?* <https://www.unwater.org/publications/water-security-infographic/>.
- Parikh, P., Diep, L., Hofmann, P., & Tomei, J. (2014). *Civil, environmental and geomatic engineering* 07. 44 (October), 7679. <https://doi.org/10.14324/111.444/000054.v1>.
- Parkinson, S., & Hunt, J. (2020). «Economic Potential for Rainfed Agrivoltaics in Groundwater-Stressed Regions». *Environmental Science and Technology Letters*, 7(7), 525-531. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00349>.

- Pulido-Velázquez, D., Collados-Lara, A. J., and Alcalá, F. J. (2018). «Assessing impacts of future potential climate change scenarios on aquifer recharge in continental Spain». *Journal of Hydrology*, 567, 803-819. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.10.077>.
- Schindele, S., Trommsdorff, M., Schlaak, A., Obergfell, T., Bopp, G., Reise, C., Braun, C., Weselek, A., Bauerle, A., Högy, P., Goetzberger, A., & Weber, E. (2020). «Implementation of agrophotovoltaics: Techno-economic analysis of the price-performance ratio and its policy implications». *Applied Energy*, 265(February), 114737. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2020.114737>.
- Sekiyama, T., & Nagashima, A. (2019). «Solar sharing for both food and clean energy production: Performance of agrivoltaic systems for corn, a typical shade-intolerant crop». *Environments — MDPI*, 6(6). <https://doi.org/10.3390/environments6060065>.
- Shah, T., Rajan, A., Rai, G. P., Verma, S., & Durga, N. (2018). «Solar pumps and South Asia's energy-groundwater nexus: Exploring implications and reimagining its future». *Environmental Research Letters*. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aae53f>.
- Riedel, T., & Weber, T. K. (2020). «Review: The influence of global change on Europe's water cycle and groundwater recharge». *Hydrogeology Journal*, 28, 1939-1959.
- TRAGSA-MITERD (2019). *Plan Vertido Cero Anexo 1. Diagnóstico*.

Cambio climático y recursos hídricos ¿qué dicen los Organismos Internacionales?

EMILIO CERDÁ TENA

*Departamento de Análisis Económico y Economía Cuantitativa e ICEI
Universidad Complutense de Madrid*

SONIA QUIROGA

*Departamento de Economía
Universidad de Alcalá*

Recibido: Noviembre 2020

Aceptado: Noviembre 2020

Resumen

El cambio climático afecta y se ve afectado por los recursos hídricos mundiales. En este trabajo se parte del marco conceptual de la seguridad hídrica, elaborado por el Banco Mundial. A continuación, se analizan los capítulos correspondientes a hidrología y recursos hídricos contenidos en los diferentes informes del *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC), se presentan y comentan algunos aspectos importantes contenidos en el informe mundial de Naciones Unidas de 2020 sobre agua y cambio climático en el contexto de desarrollo sostenible, y se considera el enfoque de adaptación basado en el desarrollo de los servicios ecosistémicos. En el trabajo se consideran elementos de mitigación, impactos, vulnerabilidad y adaptación. El trabajo continúa presentando los resultados fundamentales de un importante trabajo del *Joint Research Centre* (JRC) de la Unión Europea sobre impactos climáticos relacionados con los recursos hídricos.

Palabras clave: Agua, cambio climático, impactos, mitigación desde los recursos hídricos, adaptación de los recursos hídricos, IPCC.

Clasificación JEL: O13, Q01, Q25, Q54.

Abstract

Climate change affects and is affected by global water resources. The conceptual framework on water security is the starting point for this work. Next, the chapters corresponding to the hydrology and water resources contained in the different reports of the *Intergovernmental Panel on Climate Change* (IPCC) are analyzed, some important aspects contained in the 2020 United Nations world report on water and climate change in the context of sustainable development are studied, and the adaptation approach based on the development of ecosystem services is presented. In this work, elements of mitigation, impacts, vulnerability and adaptation are considered. The work continues presenting the fundamental results of an important work of the *Joint Research Centre* (JRC) of the European Union on climate impacts related to water resources.

Keywords: Water, Climate change, impacts, mitigation from global water resources, adaptation of global water resources, IPCC.

JEL Classification: O13, Q01, Q25, Q54.

1. Introducción

Tal como se afirma en el quinto informe del IPCC, el agua es el agente que reparte muchos de los impactos del cambio climático a la sociedad, por ejemplo, a la energía, la agricultura o el transporte. El cambio climático antropogénico es uno de los muchos factores que afectan a los recursos hídricos. Factores no climáticos como el aumento de población, el desarrollo social y económico, la urbanización, el uso de la tierra o los cambios naturales geomórficos también suponen un reto a la sostenibilidad de los recursos, disminuyendo la oferta de agua o aumentando su demanda. En este contexto, la adaptación al cambio climático en el sector del agua puede contribuir a mejorar la disponibilidad de agua (Jiménez Cisneros *et al.*, 2014), pero también la arquitectura del sector hídrico desde el punto de vista de su gobernanza (Bisaro *et al.*, 2018; Huntjens *et al.*, 2011). Por tanto, es importante encontrar proyecciones de ofertas y demandas de agua para diferentes usos, a lo largo de horizontes temporales futuros y también analizar la perspectiva de la seguridad hídrica en una perspectiva de cambio en la vulnerabilidad social e institucional.

Este artículo pretende proporcionar una visión del papel de los organismos internacionales en la relación entre cambio climático y recursos hídricos. En primer lugar, se repasarán todos los principales informes internacionales de valoración de los impactos, entre ellos todos los informes del IPCC, a nivel mundial. Posteriormente se pondrá el foco en la Unión Europea.

Entendemos que el estudio de los recursos hídricos que se hace en este trabajo debe insertarse en el marco de los impactos, adaptación y vulnerabilidad a causa del cambio climático, además del papel que corresponde a los recursos hídricos en las posibilidades de mitigación. Este artículo intenta esclarecer dicho marco.

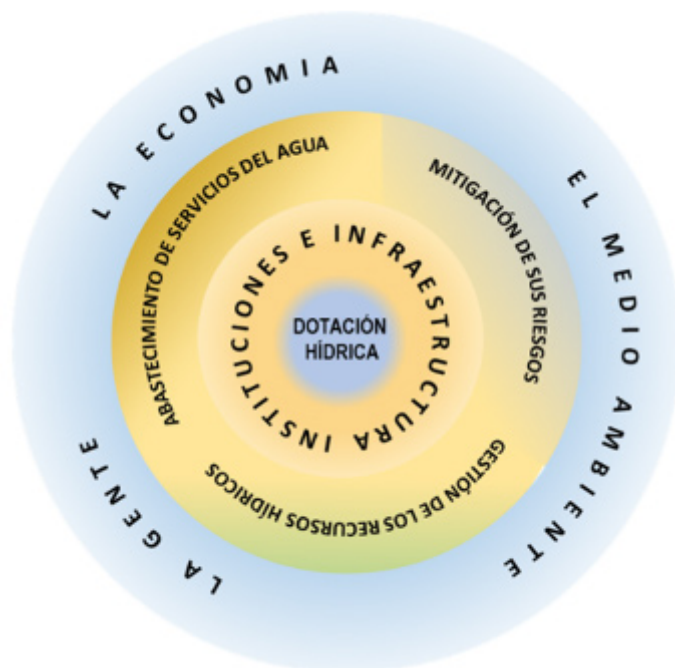
2. Marco conceptual de la seguridad hídrica y el papel de los organismos internacionales en la adaptación al cambio climático

El concepto de seguridad hídrica es complejo. Se puede considerar su primera definición en el II Foro Mundial de La Haya (2000), donde se pone de manifiesto la importancia del agua en el desarrollo social. De ese modo, se establecen criterios para definir objetivos y evaluar políticas públicas a partir del análisis de los riesgos que resultan aceptables y de las disponibilidades que son adecuadas para la población. Desde entonces son múltiples las definiciones y aproximaciones al concepto de seguridad hídrica. CEPAL (2016) propone una definición según la cual la seguridad hídrica comprendería las siguientes áreas: (i) Una disponibilidad de agua que sea adecuada, en cantidad y calidad, para el abastecimiento humano, los usos de subsistencia, la protección de los ecosistemas y la producción; (ii) la capacidad —institucional, financiera y de infraestructura— para acceder y aprovechar dichos recursos de forma sustentable y manejar las interrelaciones y externalidades entre los dife-

rentes usos y sectores, de manera coherente; y (iii) un nivel aceptable de riesgos para la población, el medio ambiente y la economía, asociados a los recursos hídricos.

En el mismo contexto el Banco Mundial (2018) ha sintetizado las definiciones existentes en un marco conceptual que se basa en una serie de capas, que se detallan en la Figura 1.

Figura 1
Marco conceptual de la seguridad hídrica. Banco Mundial (2018)



Las cuatro capas reflejadas en los círculos concéntricos se pueden resumir en:

- Impacto del sector hídrico: Alude a cómo el agua contribuye al bienestar de las personas, al incremento de la prosperidad económica y a la convivencia sostenible con el medio ambiente. Es en esta capa donde se manifiesta verdaderamente el concepto de seguridad hídrica, poniendo énfasis en los objetivos o impactos finales, y no meramente en el recurso disponible.
- Desempeño del sector del agua: Analiza la gestión de los recursos hídricos en tres aspectos: (i) la gestión del recurso, (ii) la provisión de servicios (población, agricultura, industria, etc.), (iii) la gestión de los riesgos de desastres (ej. Inundaciones). Este aspecto es el que normalmente atienden los planes de gestión de cuencas

hidrográficas. La diferencia con el marco de seguridad hídrica propuesto desde los organismos internacionales es que se pretende un mejor desempeño, pero basado en la evaluación del impacto en los objetivos sociales, ambientales y económicos. Dicha orientación a los objetivos es consistente con el marco de los Objetivos de Desarrollo Sostenible, que ponen el foco en los logros más que en los procesos.

- c) **Arquitectura del sector hídrico:** Incluye los aspectos vinculados a la gobernanza, las instituciones relacionadas con el agua, su financiación, el capital humano y las infraestructuras, que pueden ayudar a lograr una mayor resiliencia en el sector. No es posible llegar a un nivel adecuado de cumplimiento de los objetivos en el círculo externo si no se dispone de una buena gestión y arquitectura del sector hídrico.
- d) En último lugar, el recurso natural constituye la esencia misma del sistema. En un contexto de adaptación al cambio climático es importante evaluar los impactos en el recurso en términos de cantidad, calidad y oportunidad para poder mejorar su gobernanza, lo que permitiría un mejor desempeño y por tanto reducir el impacto social, económico y ambiental.

El marco en su totalidad responde a la lógica de gestión o análisis por resultados, en la línea de los ODS que en su objetivo número 6 se propone garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos (ODS, 2015). Los indicadores o metas en las capas exteriores, que son las que impactan a la población de manera directa, deben forzar el desarrollo de las capas internas. En respuesta a retos como el cambio climático, este marco responde a una necesidad de no entender la dotación como un fin en sí mismo, sino como un recurso para dar un mejor servicio que redunde en bienestar humano, el desarrollo económico y el respeto por el medio ambiente. A continuación se detallan las principales conclusiones de los distintos informes del IPCC, tanto en lo referente a los efectos del cambio climático sobre el agua como recurso natural, como en los aspectos de gestión y sus impactos, más relacionados con la adaptación teniendo en cuenta el enfoque global de la seguridad hídrica.

3. El cambio climático y los recursos hídricos en los informes del IPCC

Todos los informes del IPCC reflejan la enorme importancia que tienen los recursos hídricos en relación al cambio climático. En los cinco informes de evaluación del IPCC, publicados en 1990, 1995, 2001, 2007 y 2014, el grupo de trabajo II dedica un capítulo completo a hidrología y recursos hídricos. Además, en el año 2008, el IPCC publicó un documento técnico monográfico sobre el cambio climático y el agua. En este apartado se repasan estos seis documentos, señalando en cada caso las principales conclusiones que presentan. Se irán comentando los documentos siguiendo el orden que marca la fecha de publicación. Se intentará, en la medida de lo posible, no repetir conclusiones ya recogidas en documentos previos. Cuando se revisan estos importantes trabajos se observa claramen-

te la evolución en cuanto a la forma de abordar los problemas, al lenguaje que se utiliza así como al enorme aumento en la cantidad y calidad de las investigaciones y publicaciones que sirven de base a los documentos.

3.1. El primer informe de evaluación (1990)

En el documento (Tegart *et al.*, 1990) preparado por el Grupo de Trabajo II (Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad) correspondiente al primer informe de evaluación del IPCC, el capítulo 4 trata sobre hidrología y recursos hídricos.

En este primer informe se utiliza mucho un lenguaje que expresa lo que cabe esperar, lo que podría ocurrir o lo que probablemente ocurrirá en el futuro. En estos términos ya plantea algunos de los aspectos más importantes en cuanto a los impactos del cambio climático en la hidrología y los recursos hídricos.

A continuación se presentan algunas de las consideraciones más importantes que aparecen en el documento:

- Cambios en las condiciones climáticas debidas al aumento en las concentraciones de gases de efecto invernadero probablemente alterarán los recursos hídricos, su distribución en el espacio y el tiempo, el ciclo hidrológico de los cuerpos de agua, la calidad del agua, los sistemas de suministro de agua y los requerimientos de recursos hídricos en diferentes regiones.
- Cabe esperar que el cambio climático lleve a cambios en la humedad del suelo y en los recursos hídricos. La variable climática más importante que puede cambiar es la precipitación regional, que es una variable que no se pronostica bien.
- Tanto el suministro como el uso del agua en tierras semiáridas son muy sensibles a pequeños cambios en precipitación y en evapotranspiración¹ por vegetación, porque la fracción de precipitación que discurre por la superficie o se filtra hacia las aguas subterráneas es pequeña. Un aumento de calor dará lugar a mayor evapotranspiración, aunque este aumento se espera que sea parcialmente contrarrestado por una reducción en el uso de agua por las plantas en una atmósfera con mayor concentración de gases de efecto invernadero.
- Temperaturas más altas pueden tener también un impacto en las zonas de transición en cuanto a nieves invernales. Mayor precipitación en invierno debería ser en forma de lluvia, en lugar de nieve, de ese modo aumentando la escorrentía en invierno y disminuyendo los flujos de nieve fundida en primavera y verano. Allá donde la escorrentía adicional invernal no pueda ser almacenada debido a consideraciones que tienen que ver con el control de inundaciones o falta de almacenaje adecuado, podría producirse una pérdida en la cantidad de agua disponible para suministro.

- A consecuencia del cambio climático, cabe esperar cambios en la demanda de recursos hídricos en muchas regiones del mundo.
- Resultados obtenidos a partir de simulaciones realizadas en modelos atmosféricos de circulación general indican que los valores medios de precipitación en zonas del sur de España, Portugal y Grecia van a disminuir.

Entre las conclusiones principales del capítulo destacamos las siguientes:

- Cambios relativamente pequeños en el clima pueden causar grandes problemas en cuanto a recursos hídricos en muchas zonas, especialmente en las regiones áridas y semiáridas.
- En muchos casos, cabe esperar que cambios en los extremos hidrológicos en respuesta al calentamiento global sean más significativos que cambios en las condiciones hidrológicas medias. Por tanto, hay que poner mucha atención a los cambios en la frecuencia y magnitud de sequías e inundaciones al evaluar las ramificaciones sociales provocadas por cambios en los recursos hídricos.

3.2. El segundo informe de evaluación (1995)

La contribución del Grupo de Trabajo II al segundo informe de evaluación del IPCC de 1995, se recoge en un documento de 891 páginas (Watson *et al.*, 1996), que consta de cuatro partes: (I) Materiales introductorios, (II) Valoración de opciones de impactos y adaptación, (III) Valoración de opciones de mitigación, y (IV) Apéndices técnicos. La parte II consta de 18 capítulos, tratando el capítulo 14 de gestión de recursos hídricos.

El capítulo 14 trata, en la parte referente a impactos, del rango esperado de cambios en los recursos hídricos existentes, a consecuencia del cambio climático y de la sensibilidad al cambio climático de los componentes de la oferta y demanda de agua de los sistemas de gestión del agua. Además, hace una valoración de la viabilidad de medidas de adaptación en cuanto a gestión de recursos hídricos, en respuesta a los impactos.

En el capítulo se señalan algunas incertidumbres que están presentes en la valoración de los efectos del cambio climático en los recursos hídricos:

- Incertidumbres en los modelos de circulación general, con una falta de especificación regional de localizaciones en las que se producen las consecuencias.
- Conocimiento insuficiente acerca de la variabilidad futura del clima, lo cual es un elemento básico de gestión del agua.
- Incertidumbres en la estimación de los cambios en los balances hídricos (relación entre entradas y salidas de agua), a nivel de cuenca, debidos a los cambios en la vegetación, en la atmósfera y en otras condiciones que probablemente existirán dentro de 50 o 100 años.
- Incertidumbre en las demandas futuras de agua para cada sector.

- Incertidumbre en los impactos ambientales y socioeconómicos de las medidas de respuesta.

En el informe se destaca el hecho de que, al menos en aquellos momentos, la predicción acerca de dónde se producirán los problemas de los recursos hídricos a causa del cambio climático sólo puede ser realizada a escala subcontinental, mientras que las decisiones sobre la gestión del agua tienen lugar a nivel de cuenca.

A continuación se presentan algunas conclusiones del informe, que hemos seleccionado:

- Un cambio en el volumen y distribución de agua afectará a la oferta de agua superficial y subterránea para usos domésticos e industriales, para riego, generación de energía hidroeléctrica, navegación, ecosistemas acuáticos y usos recreativos de los cuerpos del agua.
- Cambios en la cantidad total de precipitación y en su frecuencia e intensidad afectan directamente a la magnitud y al ritmo de la escorrentía, así como a la intensidad de sequías e inundaciones.
- Cambios relativamente pequeños en temperatura y precipitación, junto a efectos no lineales sobre la evapotranspiración y humedad del suelo pueden dar lugar a cambios relativamente grandes en la escorrentía, especialmente en regiones áridas y semiáridas.
- Los impactos del cambio climático dependerán de las condiciones de referencia del sistema de suministro de agua y también de la habilidad de los gestores de los recursos hídricos para responder no sólo al cambio climático sino también al crecimiento de la población y cambios en las demandas, tecnología y condiciones económicas, sociales y legislativas. En algunos casos, en particular en países ricos, con sistemas integrados de gestión de los recursos hídricos, la mejora en la gestión puede proteger del cambio climático a los usuarios de los recursos hídricos a un coste mínimo. En otros muchos casos podría haber costes económicos, sociales y ambientales sustanciales, en particular en regiones en las que ya tienen limitaciones en los recursos hídricos y donde ya hay competencia considerable entre usuarios.
- Entre las opciones para abordar posibles impactos de un clima cambiante y de mayor incertidumbre sobre oferta y demanda futuras de recursos hídricos, se pueden citar: (a) gestión más eficiente de ofertas existentes y de infraestructuras, (b) acuerdos institucionales para limitar demandas futuras y promover conservación, (c) mejora de sistemas de monitorización y pronóstico para sequías e inundaciones, (d) rehabilitación de líneas divisorias de aguas, especialmente en los trópicos, (e) construcción de nueva capacidad de embalses para capturar y almacenar excesos de flujo producidos por patrones alterados de tormentas y de fusión de nieve.

3.3. El tercer informe de evaluación (2001)

La aportación del Grupo de Trabajo II al tercer informe de evaluación del IPCC se materializa en un volumen de 19 capítulos (McCarthy *et al.*, 2001), y se centra en las consecuencias ambientales, sociales y económicas del cambio climático y las potenciales respuestas de adaptación. A lo largo de los capítulos se cubre la sensibilidad, capacidad adaptativa y vulnerabilidad de los sistemas naturales y humanos al cambio climático, así como los impactos potenciales y las opciones de adaptación a escalas regional y global. El capítulo 4 trata sobre hidrología y recursos hídricos. El capítulo 13 se refiere a Europa. A continuación se presentan algunas de las conclusiones más importantes de ambos capítulos, que se han seleccionado.

Algunas conclusiones importantes del capítulo 4:

- Hay tendencias aparentes en los caudales en ríos, arroyos y canales en muchas regiones, en unos casos crecientes y en otros decrecientes. Estas tendencias no pueden ser directamente atribuidas a cambios regionales de temperatura o de precipitación. Sin embargo, el extendido retroceso acelerado de glaciares y los cambios en los ritmos de los flujos de agua en muchas zonas, de primavera a invierno están asociadas muy probablemente al cambio climático.
- El efecto del cambio climático en los caudales y en la recarga de acuíferos varía entre regiones y también entre escenarios, siguiendo sobre todo los cambios en precipitación que aparecen en las proyecciones. En algunas partes del mundo, la dirección del cambio es consistente entre escenarios, aunque no lo es la magnitud del cambio. En otras partes del mundo, la dirección del cambio es incierta.
- El valor máximo que alcanzan los caudales de agua es probable que pase a alcanzarse en invierno, en lugar de alcanzarse en primavera, en muchas zonas en las que actualmente el flujo de nieve es un componente importante del balance hídrico.
- El retroceso de glaciares es probable que continúe, y muchos glaciares pequeños pueden desaparecer.
- La calidad del agua es probable que, en general se deteriore, con mayores temperaturas del agua, aunque este efecto puede ser contrarrestado a nivel regional con mayores caudales. Caudales más bajos harán que aumente el deterioro de la calidad del agua.
- La magnitud y frecuencia de las inundaciones probablemente se incrementará en la mayor parte de las regiones. Caudales bajos probablemente disminuirán en muchas regiones.
- La demanda de agua, en general, está creciendo a causa del crecimiento de la población y del desarrollo económico, pero está decreciendo en algunos países. Es improbable que el cambio climático tenga un gran impacto en las demandas municipales e industriales, pero puede afectar de manera sustancial a las capturas de agua para irrigación.

- El impacto del cambio climático en los recursos hídricos no sólo depende de los cambios en el volumen, ritmo y calidad de los flujos de agua y de las recargas de acuíferos, sino que también depende de las características de cada sistema, de los cambios en las presiones sobre el sistema, de cómo evoluciona la gestión del sistema y de qué medidas de adaptación al cambio climático son implementadas. Los cambios que no tienen que ver con el clima pueden tener un impacto sobre los recursos hídricos mayor que los ocasionados por el cambio climático.
- Los sistemas no gestionados son probablemente más vulnerables al cambio climático.
- El cambio climático supone un reto para las prácticas existentes en la gestión de recursos hídricos, ya que añade más incertidumbre. La gestión integrada de recursos hídricos puede aumentar el potencial para adaptación al cambio.
- La capacidad de adaptación (especialmente, la habilidad para implementar la gestión integrada de recursos hídricos) está distribuida de manera desigual a través del mundo.

Del capítulo 13, sobre Europa merece la pena destacarse lo siguiente, en relación a los recursos hídricos:

- Los recursos hídricos y su gestión están actualmente sometidos a presión. Estas presiones probablemente se agravarán por el cambio climático (*confianza alta*).
- El riesgo de inundaciones probablemente aumentará en la mayor parte de Europa, excepto en los lugares en los que el máximo de nieve fundida se ha reducido. Además, se prevé un aumento del riesgo de escasez de agua, sobre todo en el sur de Europa (*confianza media a alta*).
- El cambio climático, probablemente va a ampliar las diferencias de recursos hídricos entre el norte y el sur de Europa (*evidencia bien establecida, confianza alta*).
- En las regiones europeas del Mediterráneo, el cambio climático probablemente incrementará de manera considerable la diferencia en los caudales entre invierno y verano.

3.4. El cuarto informe de evaluación (2007)

La aportación del Grupo de Trabajo II al cuarto informe de evaluación del IPCC se materializa en un volumen de 20 capítulos (Parry *et al.*, 2007), el tercero de los cuales trata sobre «Recursos de agua dulce y su gestión», mientras que el capítulo 12 se refiere a Europa.

A continuación se presentan, para cada uno de los dos capítulos a los que se hace referencia en el párrafo anterior, algunas de las conclusiones con confianza muy alta y confianza alta.

Capítulo 3, sobre recursos hídricos y su gestión. A continuación se presentan las principales conclusiones con confianza muy alta (las cinco primeras) y confianza alta (las cinco últimas):

- Los impactos del cambio climático en los sistemas de agua y su gestión se deben principalmente a incrementos (observados y proyectados) de temperatura y nivel del mar, cambios locales de precipitación y cambios en la variabilidad de tales cantidades.
- El aumento del nivel del mar extenderá áreas de salinización de aguas subterráneas y estuarios, dando lugar a una disminución en la disponibilidad de agua dulce para las personas y los ecosistemas en zonas costeras.
- El cambio climático afecta al funcionamiento de las infraestructuras de agua existentes, así como a las prácticas en la gestión del agua.
- Los efectos adversos del cambio climático sobre los recursos hídricos agravan los impactos de otras presiones, tales como el crecimiento de población, el cambio en la actividad económica, el cambio en los usos del suelo y la urbanización.
- Desde el Tercer Informe de Evaluación del IPCC, muchas incertidumbres han sido evaluadas, se ha mejorado su interpretación y se han desarrollado nuevos métodos para su caracterización. Sin embargo, proyecciones cuantitativas de cambios de precipitación, flujos fluviales y niveles de agua a escala de cuenca aún permanecen con muchas incertidumbres.
- Más de un sexto de la población mundial vive en zonas en las que las cuencas de sus ríos están alimentadas por agua procedente de la fusión de nieves o de glaciares. Se verá afectada por un cambio estacional en el flujo fluvial, con un incremento del ratio del flujo invernal sobre el flujo anual y posible reducción en los flujos bajos causada por disminución en la extensión de los glaciares o del almacenamiento del agua en forma de nieve.
- Los esfuerzos para contrarrestar la menor disponibilidad de agua de superficie, debido a una mayor variabilidad en las precipitaciones pueden ser más difíciles por el hecho de que la recarga de los acuíferos disminuirá de manera considerable en algunas regiones que ya tienen problemas de estrés hídrico.
- Agua más caliente, precipitación más intensa y períodos más largos de flujo bajo reducen la calidad del agua, lo cual impacta a los ecosistemas, a la salud humana y a la fiabilidad y costes de operación de los servicios de agua.
- En términos globales, la demanda de agua crecerá en las próximas décadas, debido principalmente al crecimiento de la población y aumento de la riqueza. En términos regionales, es probable que se produzcan grandes cambios en la demanda de agua para irrigación a causa del cambio climático.
- Los impactos negativos del cambio climático en los sistemas de agua pesan más que los beneficios. Todas las regiones amplias analizadas por el IPCC muestran

un impacto neto negativo total del cambio climático sobre los recursos hídricos y los ecosistemas de agua dulce.

En el Capítulo 12, sobre Europa, destacamos las siguientes conclusiones:

- Condiciones climáticas más cálidas y más secas implicarán más frecuentes y prolongadas sequías, así como estaciones más largas con mayor riesgo de incendios, en particular en la región mediterránea europea. Se prevé que la precipitación media anual aumentará en el norte y disminuirá en el sur de Europa (confianza muy alta).
- El estrés hídrico aumentará en el centro y sur de Europa. El porcentaje de área con alto estrés hídrico probablemente se incrementará del 19% en 2007 al 35% en 2070, y el número adicional de personas afectadas en 2070 se espera que esté entre 16 y 44 millones. Las regiones más afectadas son las del sur de Europa y algunas partes de Europa central y oriental, donde los flujos fluviales pueden llegar a reducciones de hasta el 80% (confianza alta).

3.5. El cambio climático y el agua. Documento técnico del IPCC (2008)

Este documento de 224 páginas fue publicado en junio de 2008 (Bates *et al.*, 2008) y realizado por un equipo interdisciplinario seleccionado por las tres oficinas de los grupos de trabajo del IPCC. Se elaboró en respuesta a una propuesta de la Secretaría del Programa Mundial sobre el Clima-Agua y del comité directivo internacional para el diálogo sobre el agua y el clima, durante la decimonovena reunión plenaria del IPCC que tuvo lugar en Ginebra, en abril de 2002.

La *conclusión fundamental* que se obtiene en el trabajo es la siguiente:

Los registros de observaciones y las proyecciones climáticas aportan abundante evidencia de que los recursos de agua dulce son vulnerables y pueden resultar gravemente afectados por el cambio climático, con muy diversas consecuencias para las sociedades humanas y los ecosistemas.

A continuación se presentan otras conclusiones importantes que aparecen en el documento.

- *El calentamiento observado durante varias décadas ha sido vinculado a cambios experimentados por el ciclo hidrológico a gran escala.* En particular, aumento del contenido de vapor de agua en la atmósfera; variación de las características, intensidad y valores extremos de la precipitación; disminución de la capa de nieve y fusión generalizada del hielo; y cambios en la humedad del suelo y en la escorrentía. Los cambios de la precipitación están sujetos a una variabilidad espacial e inter-decenal (cada diez años) considerable. Durante el siglo XX, la precipitación ha aumentado en mayor medida en extensiones terrestres y en latitudes septentrionales altas y ha disminuido entre los 10.º S y los 30.º N, a partir de los años 70.

En la mayoría de las áreas, la frecuencia de fenómenos de precipitación intensa, o la proporción total de lluvia descargada por lluvias intensas ha aumentado. La superficie mundial de tierra clasificada como muy seca se ha duplicado con creces desde los años 70.

- Las simulaciones mediante modelos climáticos concuerdan en proyectar para el siglo XXI un aumento de la precipitación en latitudes altas (*muy probable*) y parte de los trópicos, y una disminución en algunas regiones subtropicales y en latitudes medias y bajas (*probable*).
- Para mediados del siglo XXI, las proyecciones indican que, como consecuencia del cambio climático, la escorrentía fluvial media anual y la disponibilidad de agua aumentarían en latitudes altas y en algunas áreas tropicales húmedas, y disminuirían en algunas regiones secas de latitudes medias y en regiones tropicales secas. *Muchas áreas semiáridas y áridas, por ejemplo, la cuenca mediterránea, el oeste de Estados Unidos, el sur de África o el nordeste de Brasil, están particularmente expuestas a los efectos del cambio climático, y experimentarían una disminución de sus recursos hídricos como consecuencia del cambio climático (nivel de confianza muy alto).*
- Según las proyecciones, la intensidad y variabilidad crecientes de la precipitación agravarían el riesgo de inundaciones y sequías en numerosas áreas. La frecuencia de episodios de precipitación intensa (o la proporción total de lluvia descargada por lluvias intensas) aumentará muy probablemente en la mayoría de las áreas durante el siglo XXI, repercutiendo así en el riesgo de inundaciones provocadas por lluvias. Al mismo tiempo, aumentará la proporción de superficie terrestre que padece sequía extrema y se manifestará una tendencia a la sequía en el interior de los continentes durante el verano, particularmente en las regiones subtropicales de latitudes bajas y medias.
- Los cambios en la cantidad y calidad del agua por efecto del cambio climático afectarían a la disponibilidad, estabilidad, accesibilidad y utilización de los alimentos. Se prevé una disminución de la seguridad alimentaria y un aumento de la vulnerabilidad de los agricultores rurales pobres, particularmente en los trópicos áridos y semiáridos y en los grandes deltas de Asia y África.
- El cambio climático afecta a la función y utilización de las infraestructuras hídricas existentes, en particular la energía hidráulica, las protecciones estructurales contra inundaciones, el drenaje y los sistemas de riego, así como a las prácticas de gestión hídrica.
- Las prácticas de gestión hídrica actuales pueden no ser suficientemente sólidas para contrarrestar los efectos del cambio climático sobre la fiabilidad del abastecimiento, el riesgo de inundación, la salud, la agricultura, la energía o los ecosistemas acuáticos. En muchos lugares, la gestión del agua no puede contrarrestar satisfactoriamente ni siquiera la variabilidad climática actual, y las crecidas y sequías ocasionan grandes daños. En una primera fase, una mejor integración de

la información sobre la variabilidad climática actual en la gestión hídrica permitiría adaptarse a los efectos del cambio climático a largo plazo. Factores climáticos y no climáticos, como el crecimiento de la población o el aumento de los posibles daños, agudizarán los problemas en el futuro (*nivel de confianza muy alto*).

- *El cambio climático desafía la hipótesis tradicional de que la experiencia hidrológica del pasado es un antecedente adecuado para las condiciones futuras.* Las consecuencias del cambio climático pueden alterar la fiabilidad de los actuales sistemas de gestión hídrica y de las infraestructuras relacionadas con el agua. Aunque las proyecciones cuantitativas de los cambios en precipitación, del caudal de los ríos y de los niveles hídricos en las cuencas fluviales son inciertas, es muy probable que las características hidrológicas varíen en el futuro.
- *Las opciones de adaptación destinadas a asegurar el abastecimiento de agua en condiciones normales y en caso de sequía requieren estrategias integradas orientadas tanto a la demanda como a la oferta.* Estas últimas mejoran la eficacia del uso del agua, por ejemplo mediante el reciclado. Para ahorrar agua y dedicarla a usos más apreciados, una idea prometedora consistiría en hacer un mayor uso de incentivos económicos, en particular mediante la medición del suministro y la fijación de precios, a fin de promover la conservación y comercialización del agua y la implantación de un comercio virtual de agua. Las estrategias orientadas a la oferta implican, por lo general, aumentos de la capacidad de almacenamiento, extracciones de los cursos de agua y transvases. La gestión integrada de los recursos hídricos proporciona un marco de referencia importante para lograr medidas de adaptación en los sistemas socioeconómicos, medioambientales y administrativos. Para ser eficaces, las metodologías integradas deben plantearse a una escala adecuada.
- Las medidas de mitigación podrían reducir la magnitud de los efectos del calentamiento mundial sobre los recursos hídricos, lo cual, a su vez, reduciría las necesidades de adaptación. Sin embargo, pueden tener efectos secundarios negativos considerables (por ejemplo, un aumento de las necesidades de agua para las actividades de forestación/reforestación, o para los cultivos bioenergéticos) si los proyectos no han sido ubicados, diseñados y gestionados con criterio sostenible. Por otro lado, las medidas abarcadas por las políticas de gestión hídrica (por ejemplo los embalses) podrían influir en las emisiones de gases de efecto invernadero.
- La gestión de los recursos hídricos afecta claramente a muchos otros ámbitos de políticas. Por ejemplo, energía, salud, seguridad alimentaria o conservación de la naturaleza. Por consiguiente, en la adopción de medidas de adaptación y mitigación deben participar múltiples sectores que dependen del agua.

3.6. El quinto informe de evaluación (2014)

El *Informe sobre Impactos, Adaptación y Vulnerabilidad, del Grupo de Trabajo II* (2014) consta de 30 capítulos más 4 anexos, está dividido en dos partes: la parte A (con 20 capítulos) sobre aspectos globales y sectoriales (Field *et al.*, 2014), mientras que la parte B (con 10 capítulos) cubre los aspectos regionales (Barros *et al.*, 2014). El capítulo 3 está dedicado a los recursos hídricos. El capítulo 23 (tercero de la parte B) se refiere a Europa.

A continuación se presentan las principales conclusiones del capítulo 3, sobre recursos hídricos:

- *Los riesgos relacionados con los recursos hídricos a causa del cambio climático aumentan de manera significativa con el incremento de concentraciones de gases de efecto invernadero (evidencia robusta, acuerdo alto).* Diferentes modelos utilizados desde el 4.º informe de evaluación del IPCC, con incertidumbres mayores pero mejor cuantificadas, han demostrado diferencias claras entre los valores futuros a nivel global con mayores emisiones, que tienen impactos adversos más fuertes, y valores con menores emisiones, que causan menos daños y cuestan menos de adaptar. Cada grado de aumento de calentamiento global (hasta 2,7° C por encima de niveles preindustriales), según las proyecciones, hace que decrezcan los recursos de agua renovable al menos un 20% para un 7% de población mundial adicional. El porcentaje de población mundial viviendo en cuencas de ríos con escasez nueva o agravada de agua aparece en las proyecciones que aumentará con el cambio climático del 8% para 2° C al 13% para 5° C.
- *Las proyecciones indican que el cambio climático reducirá de manera significativa los recursos hídricos renovables de superficie y subterráneos en la mayor parte de las regiones secas subtropicales (evidencia robusta, acuerdo alto).* Ello intensificará la competencia por el agua entre agricultura, ecosistemas, asentamientos humanos, industria y producción de energía, afectando al agua, la energía y la seguridad alimentaria a nivel regional (*evidencia limitada, acuerdo medio a alto*). Por el contrario, los recursos hídricos aumentarán en latitudes altas, de acuerdo con las proyecciones. Los cambios proporcionales son típicamente de uno a tres veces mayores para escurrimiento que para precipitación.
- El cambio climático probablemente aumentará la frecuencia de *sequías* meteorológicas (menor precipitación) y *sequías* agrícolas (menor humedad del suelo) en regiones actualmente secas, a finales del siglo XXI (*confianza media*). Ello probablemente incrementará la frecuencia de *sequías* hidrológicas cortas (menor agua superficial y subterránea) en dichas regiones (*evidencia media, acuerdo medio*). Muy pocos estudios han considerado variaciones en el tiempo de *sequía* hidrológica, principalmente porque hay muy pocos registros largos en zonas de influencia sin intervenciones humanas directas. Se ha encontrado una tendencia sobre caudales mínimos en verano más bajos en el período 1962-2004 en algunas zonas de estudio en el sur y este de Europa, aunque no se encontró ninguna tendencia clara en el norte y oeste de Europa.

- El cambio climático impacta negativamente a los *ecosistemas* de agua dulce, cambiando los caudales y la calidad del agua (*evidencia media, acuerdo alto*).
- El cambio climático va a reducir la *calidad del agua* bruta (agua que no ha recibido ningún tratamiento), generando riesgos sobre la calidad del agua potable incluso con tratamiento convencional (*evidencia media, acuerdo alto*). Los riesgos vienen por el aumento de temperatura, aumento de sedimentos, cargas de nutrientes y contaminantes debidos a lluvias intensas, dilución reducida de contaminantes durante las sequías e interrupción en el uso de instalaciones de tratamiento durante las inundaciones.
- En regiones con almacenaje estacional de *nieve*, el cambio climático ha alterado la estacionalidad de los caudales y, de acuerdo con lo que dicen las proyecciones, tales alteraciones se incrementarán (*evidencia robusta, acuerdo alto*). Hay evidencia robusta de una ruptura del hielo más temprana en los ríos del Ártico. Allá donde el caudal es más bajo en verano, la disminución del almacenaje de nieve ha exacerbado la sequedad en verano.
- Durante el siglo XXI los episodios de lluvia intensa van a ser más pronunciados y frecuentes en muchas partes del mundo, lo cual puede dar lugar a una erosión del suelo más intensa incluso si la cantidad de lluvia total caída no se incrementa. A escala global, la erosión del suelo simulada suponiendo que se dobla el CO₂ se proyecta que va a crecer alrededor del 14% para la década de 2090, en comparación con la década de 1980. Los mayores incrementos se esperan en las zonas semiáridas, donde eventos extremos pueden contribuir aproximadamente a un 50% de la erosión total. Prácticas de gestión de la tierra son críticas para la mitigación de la erosión del suelo bajo el cambio climático proyectado.
- Un *enfoque adaptativo* a la gestión de los recursos hídricos puede abordar la incertidumbre debida al cambio climático (*evidencia limitada, acuerdo alto*). Entre las opciones de adaptación cabe citar la planificación de escenarios, enfoques experimentales que implican el aprendizaje desde la experiencia, y el desarrollo de soluciones flexibles y *low-regret*², que son resistentes a la incertidumbre. Barreras a la adaptación en el sector de recursos hídricos incluyen: falta de capacidad humana e institucional, falta de recursos financieros, falta de conocimiento y falta de comunicación.
- Bajo el cambio climático, la oferta fiable de agua de superficie se espera que disminuya a causa de un aumento en la variabilidad de los caudales debido a una mayor variabilidad en las precipitaciones y a un descenso en el hielo y la nieve almacenados. En estas circunstancias, podría ser beneficioso aprovechar la capacidad de almacenamiento del *agua subterránea* y aumentar la retirada de la misma. Sin embargo, esta opción es sostenible sólo donde, a largo plazo, las cantidades retiradas están bien por debajo de la recarga, teniendo que tener cuidado además de evitar la reducción excesiva de flujo de agua subterránea hacia los ríos. El porcentaje de población global que sufrirá una disminución de recursos de agua

subterránea renovable de más del 10% entre 1980 y 2080 fue calculado en un rango que va del 24% al 38%. El área afectada por una disminución de recursos de agua subterránea se incrementa linealmente con un aumento de temperatura entre 0° y 3° C. Por cada grado de aumento de temperatura, un 4% de área global se proyecta que sufra una disminución de recursos de agua subterránea de más del 30%, y un adicional 1% que sufra una disminución de más del 70%.

- *Algunas decisiones de gestión de recursos hídricos afectan a las emisiones de gases de efecto invernadero.* Así, la gestión de demanda de agua tiene un impacto significativo sobre el consumo de energía porque requiere energía para bombear y tratar agua, calentarla y tratar las aguas residuales. Por ejemplo, el suministro y tratamiento de agua fueron responsables del 1,4% del consumo total de electricidad en Japón en 2008.

A continuación se presentan las principales conclusiones del capítulo 23, sobre Europa, en cuanto a recursos hídricos:

- Se espera que el cambio climático impida actividad económica en el sur de Europa más que en otras regiones europeas (*confianza media*), y en el futuro pueden incrementarse las disparidades entre regiones (*confianza baja*). El sur de Europa es particularmente vulnerable al cambio climático (*confianza alta*), y muchos sectores se verán afectados de manera adversa (turismo, agricultura, recursos forestales, infraestructuras, energía, salud de la población) (*confianza alta*).
- El aumento del nivel del mar y el incremento de eventos extremos en cuanto a precipitación aumentará el riesgo de inundaciones fluviales y costeras en Europa y, sin medidas adaptativas, aumentarán sustancialmente los daños por inundación (personas afectadas y pérdidas económicas) (*confianza alta*).
- El cambio climático incrementará las necesidades de irrigación (*confianza alta*), pero la irrigación futura estará restringida por una escorrentía reducida, por las demandas de otros sectores y por los costes económicos. En torno al año 2050, la irrigación no será suficiente en algunas sub-regiones para prevenir los daños que las olas de calor causan a los cultivos (*confianza media*). Los costes del sistema aumentarán bajo todos los escenarios climáticos (*confianza alta*). La gestión integrada del agua, también a través de las fronteras de los países, se hace necesaria para abordar la competencia entre las demandas futuras de la agricultura, la energía, la conservación y los asentamientos humanos.
- A consecuencia del aumento de demandas debidas a la evaporación, el cambio climático probablemente reducirá de manera significativa la cantidad de agua disponible procedente de ríos y aguas subterráneas (*confianza media*), en el contexto de mayores demandas para agricultura, energía, industria y uso doméstico y de implicaciones entre los distintos sectores que no están totalmente comprendidas. Las medidas de adaptación apropiadas al respecto consisten en tecnologías más eficientes en cuanto a recursos hídricos y estrategias de ahorro de agua.

4. Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2020. Agua y cambio climático

El *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos* es el reporte emblemático de ONU-Agua sobre cuestiones de agua y saneamiento, centrándose en un tema diferente cada año. El informe lo publica la UNESCO, en nombre de ONU-Agua, y su producción está coordinada por el Programa Mundial de la UNESCO de Evaluación de Recursos Hídricos. Tiene como objetivo proporcionar herramientas a los responsables de la toma de decisiones para la implementación del uso sostenible de los recursos hídricos.

En el Prefacio se indica que este informe de 2020 (UNESCO, ONU-AGUA, 2020) aborda los vínculos fundamentales entre el agua y el cambio climático, en el contexto de una agenda más amplia de desarrollo sostenible. Se centra en los desafíos, oportunidades y potenciales respuestas al cambio climático, en términos de adaptación, mitigación y aumento de resiliencia, que pueden ser atendidos mediante la mejora en la gestión y uso de los recursos hídricos, en tanto que se suministren agua y servicios de saneamiento para todos, de forma sostenible.

El informe, de 260 páginas, tras un extenso Prólogo sobre el estatus de los recursos hídricos bajo el contexto del cambio climático, consta de 14 capítulos. El informe es extenso y trata muchos temas interesantes, de los que a continuación sólo vamos a comentar algunos de ellos que hemos seleccionado.

Marcos de política internacional. En el informe se examinan los siguientes marcos de política internacional en lo que respecta al agua y cambio climático: La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, el Acuerdo de París sobre el cambio climático y el Marco de Sendai para la Reducción del Riesgo de Desastres.

La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible. Fue adoptada el 25 de septiembre de 2015 por la Asamblea General de Naciones Unidas. Plantea 17 objetivos (ODS), con 169 metas que abarcan las esferas económica, social y ambiental.

Como ya se ha comentado en el apartado 2, el ODS 6 consiste en «garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos». Este objetivo lleva 8 metas asociadas, algunas de ellas son las siguientes:

- De aquí a 2030, lograr el acceso universal y equitativo al agua potable a un precio asequible.
- De aquí a 2030, lograr el acceso a servicios de saneamiento e higiene adecuados y equitativos para todos y poner fin a la defecación al aire libre, prestando especial atención a las necesidades de las mujeres y las niñas y las personas en situaciones de vulnerabilidad.
- De aquí a 2030, implementar la gestión integrada de los recursos hídricos a todos los niveles, incluso mediante la cooperación transfronteriza, según proceda.

- De aquí a 2020, proteger y restablecer los ecosistemas relacionados con el agua, incluidos los bosques, las montañas, los humedales, los ríos, los acuíferos y los lagos.

En el Informe de Naciones Unidas de 2020 sobre los Objetivos de Desarrollo Sostenible (UN, 2020), se destaca que, a menos que las tasas actuales de progreso se incrementen sustancialmente, las metas fijadas para el ODS 6 no se alcanzarán en 2030. Se presentan algunos datos interesantes:

- La proporción de población mundial que utiliza servicios seguros de agua potable aumentó del 61% en 2000 al 71% en 2017. A pesar del progreso, 2.200 millones de personas en el mundo aun no disponen de esos servicios, incluyendo 758 millones que ni siquiera disponen de un nivel básico.
- La proporción de población mundial que utiliza servicios seguros de saneamiento aumentó del 28% en 2000 al 45% en 2017. A pesar del progreso, 4.200 millones de personas en el mundo aun no disponen de esos servicios, incluyendo 2.000 millones que ni siquiera disponen de un nivel básico.
- En 2017, solo el 60% de las personas disponía de instalaciones para lavarse las manos con agua y jabón en sus casas. Sólo el 28% en el conjunto de países menos desarrollados.
- Dos de cada cinco consultorios de salud en el mundo no disponen de instalaciones para lavado de manos con agua y jabón o para frotarse las manos con alcohol.
- La gestión integrada de recursos hídricos es un marco global que cubre políticas, instituciones, instrumentos de gestión y financiación para la gestión exhaustiva y colaborativa de los recursos hídricos. De 172 países, el 60% reconocen un nivel de implementación muy bajo, bajo o medio-bajo.
- La escasez de agua podría desplazar a 700 millones de personas en 2030.

Tal como se indica en el informe que se analiza en este apartado, el agua es esencial para las necesidades humanas básicas (ODS 6), pero también para los ecosistemas marinos (ODS 14) y terrestres (ODS 15), para la producción de alimentos (ODS 2) y energía (ODS 7), apoyar los medios de subsistencia (ODS 8) y la industria (ODS 9, 12) y proporcionar entornos sostenibles y saludables para vivir (ODS 1, 3, 11). Además, el agua tiene un papel fundamental que desempeñar tanto en la mitigación como en la adaptación al cambio climático (ODS 13), y contribuye a promover sociedades justas, pacíficas e inclusivas (ODS 16) (UNESCO, ONU-AGUA, 2020).

Acuerdo de París sobre el cambio climático. Se adoptó el 12 de diciembre de 2015, en la COP 21 de París, entrando en vigor el 4 de noviembre de 2016, habiendo sido ratificado (a mediados del año 2020) por 189 de las 197 partes de la Convención.

Como ya se ha comentado en el apartado 3.7, el objetivo a largo plazo del Acuerdo de París es limitar el aumento de la temperatura mundial muy por debajo de los 2 grados centígrados por encima de los niveles preindustriales, y proseguir los esfuerzos para limitar aún

más el aumento de la temperatura a 1,5 grados centígrados. El Acuerdo se centra en hacer frente a la mitigación y adaptación al cambio climático, así como a las necesidades financieras necesarias para alcanzar este objetivo.

En virtud del Acuerdo, cada Parte se compromete (de manera vinculante) a preparar, comunicar, mantener y aplicar medidas determinadas a nivel nacional (NDC por sus siglas en inglés) para mitigar y adaptarse al cambio climático. Estas medidas deben ser revisadas cada cinco años y están diseñadas para ser progresivas, siendo voluntarios los informes de las NDC sobre las medidas de adaptación. Se alienta a las Partes a que elaboren Planes Nacionales de Adaptación, destinados a identificar las necesidades de adaptación a medio y largo plazo y desarrollar las estrategias necesarias para abordarlas.

Aunque el agua no aparezca mencionada expresamente en el Acuerdo de París, es un componente esencial de casi todas las estrategias de mitigación y adaptación. En cambio, el agua sí se identifica como la prioridad número uno de las acciones de adaptación de la mayoría de las contribuciones previstas y determinadas a nivel nacional (NDC) y está directa o indirectamente relacionada con otras áreas prioritarias (UNESCO, ONU-AGUA, 2020).

El informe señala en el capítulo 10 sobre perspectivas regionales que hay variaciones significativas en cómo figura el agua en las NDC.

Es menos probable que el agua cuente en las NDC de los países desarrollados, que han tenido que centrarse en la mitigación, y pocas incluyen algún componente de adaptación. No incorporar el tema del agua en una NDC no significa necesariamente una falta de integración climática más amplia con respecto al agua. En los países de la Comisión Económica para Europa (CEPE), hay poco énfasis en el agua en sus NDC centradas en mitigación, pero la región tiene algunos de los ejemplos más sólidos de iniciativas climáticas-hídricas transfronterizas y regionales (UNESCO, ONU-AGUA, 2020).

En los países correspondientes a las Comisiones Económicas para África, Asia y Pacífico y Asia Occidental, más de la mitad de las NDC que mencionan medidas relacionadas con el agua describen actividades relacionadas tanto con la creación de instituciones como con la infraestructura. Los planes del sector del agua se mencionan en un poco más de un tercio de las NDC examinadas de los países de América Latina (UNESCO, ONU-AGUA, 2020).

No hay mecanismos formales que enlacen los objetivos de desarrollo sostenible con el Acuerdo de París, lo que resulta en procesos paralelos (UNESCO, ONU-AGUA, 2020).

Marco de Sendai para la Reducción del Riesgo de Desastres 2015-2030. Se adoptó en la tercera Conferencia Mundial de las Naciones Unidas celebrada en Sendai (Japón), el 18 de marzo de 2015. Se trata de un instrumento sucesor del Marco de Acción de Hyogo para 2005-2015. Un cambio importante con respecto al marco anterior consiste en el marcado énfasis puesto en la gestión del riesgo de desastres, en lugar de la gestión de desastres.

Establece 7 metas mundiales y las siguientes cuatro prioridades de acción: comprender el riesgo de desastres, fortalecer la gobernanza del riesgo de desastres para gestionar dicho

riesgo, invertir en la reducción del riesgo de desastres para la resiliencia y aumentar la preparación para casos de desastre a fin de dar una respuesta eficaz y para «reconstruir mejor» en los ámbitos de la recuperación, la rehabilitación y la reconstrucción (UNISDR, 2015).

Si bien el agua rara vez se menciona en el Marco de Sendai, el agua fluye a través de cada una de las prioridades de acción y es fundamental para las 7 metas. Las inundaciones y tormentas representan casi el 90% de los desastres naturales más graves. Los peligros relacionados con el agua son particularmente sensibles incluso a pequeños cambios en el clima, por lo que la frecuencia, magnitud e intensidad de estos peligros están cambiando en el tiempo (UNESCO, ONU-AGUA, 2020).

Estos tres marcos de política internacional constituyeron un paso histórico para hacer frente a los desafíos mundiales más apremiantes, pero siguen sufriendo algunos de los problemas de acuerdos anteriores. En la práctica no se ha producido interrelación entre los diferentes objetivos de desarrollo sostenible, que además se abordan de manera separada a nivel mundial y nacional. De igual forma, la integración entre las agendas mundiales también se ha retrasado (UNESCO, ONU-AGUA, 2020).

Opciones de mitigación desde los recursos hídricos.

La adaptación y la mitigación son estrategias complementarias para gestionar y reducir los riesgos del cambio climático. Normalmente se relaciona a los recursos hídricos con políticas de adaptación. Sin embargo, también existen opciones de mitigación en cada uno de los sectores relacionados con el agua, aunque la mayoría no se reconocen. Por ello, consideramos que es interesante hacer referencia a dichas opciones, tal como se hace en el capítulo 3 del informe.

La mayor parte de las emisiones de gases de efecto invernadero debidas a la gestión hídrica y al saneamiento provienen: 1) de la energía utilizada para hacer funcionar los sistemas, 2) de los procesos bioquímicos del agua o del tratamiento de las aguas residuales.

De acuerdo con lo que típicamente informan los países, las empresas de servicios públicos de agua y aguas residuales son responsables de entre el 3 y el 7% del total de emisiones de gases de efecto invernadero, aunque estas estimaciones no incluyen emisiones producidas por agua caliente en hogares y empresas, ni emisiones asociadas a la descarga de aguas residuales no tratadas (Trommsdorf, 2015). Según el Programa de Naciones Unidas para el Desarrollo, el 80% de las aguas residuales son vertidas a ríos o mares sin un tratamiento adecuado, por lo que las emisiones relacionadas con el sector de suministro de agua y saneamiento y su potencial para contribuir de manera significativa a la mitigación del cambio climático no deben descuidarse (UNESCO, ONU-AGUA, 2020).

El uso de electricidad por parte del sector del agua representa aproximadamente el 4% de la producción mundial de electricidad. La Agencia Internacional de Energía (IEA) estima (para 2020) un consumo de electricidad por parte del sector de recursos hídricos de 978 TWh, repartidos de la siguiente forma: extracción (35,99%), tratamiento de aguas residuales (22,7%), distribución (19,94%), transporte (15,03%), desalación (5,73%) y reutilización (0,61%). Para 2040 estima un consumo de electricidad de 1473 TWh (un aumento del 50,6%

con respecto a 2020), con los siguientes porcentajes: extracción (24,98%), desalación (23,42%), tratamiento de aguas residuales (21,32%), transporte (14,93%), distribución (13,93%) y reutilización (1,43%). Destaca el importante aumento que se estima para la desalación (IEA, 2020).

Una disminución de recursos hídricos puede llevar a una mayor dependencia de otras fuentes de suministro de agua intensivas en energía como la desalación. Hay un potencial significativo para ahorrar energía en el sector del agua si se explotan todas las posibilidades de eficiencia energética y de recuperación de energía. Las aguas residuales contienen cantidades significativas de energía incorporada que si se aprovecha puede cubrir más de la mitad de las necesidades de electricidad de las instalaciones municipales para aguas residuales. También hay una importante oportunidad de reducir pérdidas de agua a lo largo de la cadena de suministro (escapes, roturas y robos), que podrían ahorrar agua y energía (IEA, 2020).

Las emisiones de metano causadas por la descomposición de material orgánico en los embalses de presas pueden contribuir hasta en un 1,5% de las emisiones globales (CO₂ equivalentes), una cifra que puede aumentar debido a la construcción de nuevas presas en diversos lugares y al aumento de la erosión debido al cambio de uso del suelo y prácticas inadecuadas de manejo de la tierra. Además, el aumento de la descarga de aguas residuales y la escorrentía rica en fertilizantes pueden conducir a mayores niveles de eutrofización. Se estima que las emisiones de metano resultantes de lagos y embalses pueden aumentar entre un 30% y un 90% hasta 2100 (UNESCO, ONU-AGUA, 2020).

De entre los ecosistemas terrestres, los humedales, incluidas las turberas, son los que albergan las mayores reservas de carbono, ya que almacenan el doble de carbono que los bosques. Sin embargo, los humedales están bajo alta presión, y la tasa de pérdida de humedales es tres veces mayor que la de los bosques. Según el Programa de Desarrollo de Naciones Unidas, en el último siglo el mundo ha perdido el 70% de sus humedales naturales. Un humedal mal administrado puede convertirse en una fuente de gases de efecto invernadero en lugar de un filtro. Si se tiene en cuenta que los humedales brindan múltiples beneficios colaterales, como atenuación de inundaciones y sequías, depuración de agua y biodiversidad, su conservación y restauración son de suma importancia. Evitar la pérdida de humedales es menos costoso que su restauración (UNESCO, ONU-AGUA, 2020).

En el capítulo 12 sobre financiación climática se parte de que la gestión de los recursos hídricos está actualmente sub financiada y necesita una mayor atención por parte de los gobiernos. También se señala que la financiación del agua ofrece considerables beneficios potenciales ya que las medidas preventivas podrían tener un retorno positivo de las inversiones en forma de evitar pérdidas futuras al tiempo que mejoraría las prácticas actuales de gestión del agua. Los defensores de los proyectos hídricos podrían tener como objetivo aumentar la participación en la financiación climática y resaltar la relación del agua con otros sectores ligados al clima para así conseguir más financiación para la gestión hídrica. Los proyectos que deseen utilizar la financiación climática deben abordar explícitamente las causas y/o consecuencias del cambio climático para que se consideren financiables. Como hay mucha más financiación climática para mitigación que para adaptación (al menos así ha

sido hasta ahora), es importante insistir en los aspectos de mitigación de los recursos hídricos (UNESCO, ONU-AGUA, 2020).

5. El agua y la resiliencia al cambio climático: un enfoque más allá de la infraestructura tradicional natural

El cambio climático se manifiesta a través del agua. Nueve de cada diez desastres naturales se relacionan con el agua y el riesgo climático vinculado al agua se extiende en cascada a través de los sistemas alimentarios, energéticos, urbanos y ambientales (WB, 2019a). Para lograr los objetivos relacionados con el clima y el desarrollo (ODS, 2015) es necesario considerar los recursos hídricos como un elemento central para las estrategias de adaptación y tal y como se recoge en varias de las estrategias de organismos internacionales de referencia en la gestión del agua, así como el GWSP (*Global Water Security and Sanitation Partnership*), es necesario orientar la gestión hídrica a la reducción de la vulnerabilidad y el incremento de la resiliencia al cambio climático (WB, 2019b; BID, 2020a; BID, 2020b; UNESCO, ONU-AGUA, 2020).

Los servicios ecosistémicos proporcionados por cuencas y litorales saludables aparecen por tanto como un elemento esencial para propiciar el desarrollo con resiliencia al clima, con beneficios potenciales para el sector agrario y energético. Cada vez son más los estudios que ponen el foco de la resiliencia en los mecanismos de adaptación no basados en la infraestructura gris, dado que no todos los desastres naturales pueden evitarse y es necesario fomentar la recuperación o adaptación a los efectos de aquellos que ocurrirán. Por ejemplo, Hallegatte *et al.* (2017) señalan que las políticas que hacen que las personas sean más resilientes —es decir más capaces de afrontar las consecuencias de desastres que no se pueden evitar y recuperarse de los mismos— pueden ahorrar 100 mil millones de dólares al año. El Banco Interamericano de Desarrollo (BID, 2020a) indica que para cerrar su brecha de infraestructura, América Latina y el Caribe necesitan algo más que invertir en nuevas estructuras y pone de manifiesto cómo el desarrollo de una nueva gama de servicios basados en la tecnología, pero también en el desarrollo de servicios ecosistémicos puede revertir en una mayor eficiencia de las inversiones en infraestructura tradicional y que existe el potencial para transformar los sectores de energía, transporte y agua con un enfoque resiliente desde los servicios.

Otro ejemplo de este cambio de paradigma, se encuentra en la estrategia del Banco Mundial para la seguridad hídrica «Plan de Acción Estratégico: Un mundo con seguridad hídrica para todos» (WB, 2019a), que menciona las siguientes medidas clave para lograr los objetivos ODS y de desarrollo en un contexto de cambio climático:

- Ampliar la gestión integrada de los recursos hídricos más allá de los enfoques tradicionales.
- Promover inversiones y soluciones que incorporen la gestión de la infraestructura natural.

- Apoyar acciones a escala para generar resiliencia frente al clima combinando la gestión de cuencas, la infraestructura sostenible, y el empoderamiento y el aprendizaje a través de instituciones flexibles.

Las medidas de mitigación, adaptación y resiliencia tienen por tanto al agua como elemento central, no hay infraestructura, tecnología o servicio que logre la eficiencia sin una buena planificación de los recursos hídricos, tanto desde el punto de vista de su gestión (oferta) como desde el punto de vista de sus usos (demanda).

Otro reciente estudio del Banco Interamericano de Desarrollo (BID, 2020b) propone buenas prácticas que podrían demostrar que la adaptación al cambio climático puede ser rentable incluso para el sector privado (por tanto sin incluir el coste social). A través del proyecto de Proadapt, Mercados Privados para la Resiliencia Climática (PMCR, por sus siglas en inglés) un grupo de expertos de 6 países demostró que se puede involucrar a los productores privados y que las estrategias de adaptación fueron una oportunidad para aumentar sus beneficios, en muchos de los ejemplos a través de una mejora en la gestión del agua. Algunos ejemplos de dichas buenas prácticas incluyen: (i) la cosecha de agua a través de sembrado forestal para plantar café en sombra de calidad en Nicaragua, (ii) créditos para empresas desarrolladoras de sistemas eficientes de colecta de agua en las casas en Jamaica, (iii) información meteorológica a través de mensajería instantánea para evitar las pérdidas por inundaciones en el Gran Chaco en Paraguay, o (iv) el fomento de la economía circular en Sao Paulo, a través de la producción de diésel, para evitar la escasez de agua.

6. El proyecto PESETA II del JRC (2014) sobre impactos climáticos en Europa

En el proyecto PESETA II (*Projection of Economic impacts of climate change in Sectors of the European Union based on bottom-up Analysis*) han participado doce equipos de investigación diferentes, coordinados por el *Joint Research Centre (JRC)* de la Comisión Europea, con la contribución de más de 40 investigadores especializados en un amplio rango de disciplinas que van de la modelización de las inundaciones causadas por los ríos a la economía (European Commission, 2014). El principal objetivo consiste en el análisis integrado de los posibles impactos del cambio climático en Europa.

El proyecto cubre los impactos climáticos en el período 2071-2100, en comparación con el período 1961-1990. Se analizan diez categorías de impactos biofísicos: agricultura, energía, inundaciones causadas por ríos, sequías, incendios forestales, infraestructuras para el transporte, costas, turismo, idoneidad del hábitat de especies de árboles forestales y salud humana. Ocho de dichos impactos (todos, excepto sequías e idoneidad del hábitat de especies de árboles forestales) son además integrados en un modelo económico para valorar el impacto sobre la economía en su conjunto y sobre el bienestar, tanto a nivel regional como a nivel conjunto de Unión Europea.

Los impactos climáticos se analizan para las siguientes cinco grandes regiones de la Unión Europea³:

- Norte de Europa (Suecia, Finlandia, Estonia, Letonia, Lituania y Dinamarca).
- Reino Unido e Irlanda.
- Norte de Europa Central (Bélgica, Holanda, Alemania y Polonia).
- Sur de Europa Central (Francia, Austria, República Checa, Eslovaquia, Hungría, Eslovenia y Rumanía).
- Sur de Europa (Portugal, España, Italia, Grecia y Bulgaria).

Todos los modelos sectoriales han considerado las siguientes cuatro simulaciones esenciales:

- Simulación de Referencia, que representa las principales características del escenario de emisiones medio-alto sin mitigación, correspondiente al escenario A1B del *SRES* del IPCC, que lleva a un aumento global de la temperatura de 3,5° C en comparación con el nivel preindustrial. En el proyecto, se le considera el escenario *business-as-usual*.
- Referencia Variante 1, cuya base es el mismo escenario A1B del *SRES*, pero con un clima más cálido y seco que la media.
- Referencia Variante 2, cuya base es el mismo escenario A1B del *SRES*, pero con un clima más frío y húmedo que la media.
- Simulación 2° C, consistente con la meta climática fijada de un aumento global de temperatura de 2° C en comparación con el nivel preindustrial y, por tanto, con emisiones más bajas que para el escenario A1B del *SRES*.

Las simulaciones seleccionadas muestran una variabilidad significativa en la evolución del clima medio, tanto para la temperatura como para la precipitación.

Tabla 3
Variación de la temperatura, en grados centígrados, en las simulaciones climáticas para 2071-2100, en comparación con 1961-1990

	Referencia	Referencia Variante 1	Referencia Variante 2	2° C
Norte de Europa	3,8	4,8	3,4	3,2
Reino Unido e Irlanda	2,1	2,9	1,7	1,4
Norte de Europa Central	2,8	3,7	2,0	2,1
Sur de Europa Central	3,0	3,8	2,0	2,1
Sur de Europa	3,2	3,7	2,4	2,3
Unión Europea	3,1	3,9	2,4	2,4

Fuente: European Commission, 2014.

En la Tabla 3 se presentan los cambios de temperatura, en grados centígrados, en las simulaciones climáticas para 2071-2100, en comparación con el período 1961-1990. Se observa que el aumento de temperatura es mayor en la región Norte de Europa y menor en Reino Unido e Irlanda. Si se quiere establecer la comparación con el nivel pre-industrial, hay que tener en cuenta que el incremento de temperatura global del período 1961-1990, con respecto a la época pre-industrial, es aproximadamente de 0,3° C.

El cambio de temperatura es también heterogéneo desde el punto de vista estacional. En general, de las cinco regiones consideradas, el aumento de temperatura es más alto en el Norte de Europa en invierno, siendo en el Sur de Europa donde se producen las mayores subidas de temperatura en verano.

En la Tabla 4 se presentan los cambios de precipitación, en tanto por ciento, en las simulaciones climáticas para 2071-2100, en comparación con el período 1961-1990. En dicha Tabla se observa cómo las precipitaciones aumentan en el Norte de Europa y disminuyen en el Sur de Europa.

En invierno, todas las simulaciones muestran un aumento en la precipitación, con la única excepción del escenario de 2° C para el Sur de Europa (con una disminución del 6,5%). Las proyecciones sobre precipitación en verano muestran para el Sur de Europa disminuciones importantes para todos los escenarios (del 34,9% en el de Referencia, del 30,2% en el de Referencia Variante 1, del 18,7% en el de Referencia Variante 2 y del 20,9% en el de 2° C.

Tabla 4

Variación de la precipitación, en tanto por ciento, en las simulaciones climáticas para 2071-2100, en comparación con 1961-1990

	Referencia	Referencia Variante 1	Referencia Variante 2	2° C
Norte de Europa	18	16	21	11
Reino Unido e Irlanda	8	2	12	7
Norte de Europa Central	8	1	15	3
Sur de Europa Central	0	-7	5	-3
Sur de Europa	-19	-14	-14	-14
Unión Europea	1	-2	6	-1

Fuente: European Commission, 2014.

Impactos en agricultura

En la Tabla 5 se presentan los cambios en la productividad de las cosechas para el período 2071-2100 con respecto a 1961-1990, tal como pronostican las simulaciones. En el conjunto de la Unión Europea, de acuerdo con el modelo utilizado en el estudio, la productividad se reduce el 11% en el escenario de Referencia y el 2% en el escenario de 2° C. Sin embargo, el impacto varía mucho de unas regiones a otras, produciéndose un aumento de productividad en el Norte de Europa (sobre todo) y en el Sur de Europa Central para los dos

escenarios analizados, y una disminución de productividad en el Sur de Europa (sobre todo) y en el Norte de Europa Central. El caso de la región del Reino Unido e Irlanda es atípico, ya que se produce una pequeña disminución para el escenario de Referencia y un gran aumento para el escenario de 2° C. Los peores pronósticos en los dos escenarios corresponden al Sur de Europa.

Tabla 5
Impacto en la productividad de las cosechas. Se toma el índice de 100
para el período de control (1961-1990)

	Unión Europea	Norte de Europa	R. Unido e Irlanda	Norte de Europa Central	Sur de Europa Central	Sur de Europa
Control	100	100	100	100	100	100
Referencia	89	121	98	91	102	80
Cambio %	-11	21	-2	-9	2	-20
2° C	98	132	201	97	102	82
Cambio %	-2	32	101	-3	2	-18

Fuente: European Commission, 2014.

Impactos de las inundaciones causadas por los ríos

Para estimar los cambios en la frecuencia y severidad de las inundaciones causadas por ríos, se utiliza el modelo hidrológico LISFLOOD, desarrollado para pronosticar inundaciones y valorar los correspondientes impactos a escala Europea. El modelo utiliza rejillas de 5Km x 5Km de resolución. Los principales resultados que proporciona el modelo son los daños anuales esperados y la población afectada esperada (por año).

En la Tabla 6 se presentan los daños anuales esperados causados por inundaciones causadas por ríos. El período de control se refiere a 1961-1990.

Tabla 6
Impacto de las inundaciones causadas por ríos. Daños anuales esperados,
en millones de euros/año

	Unión Europea	Norte de Europa	R. Unido e Irlanda	Norte de Europa Central	Sur de Europa Central	Sur de Europa
Control	4.924	370	872	1.007	2.003	673
Referencia	11.338	222	3.317	1.248	5.203	1.347
Cambio %	130	-40	281	24	160	100
2° C	9.537	292	3.715	1.269	3.073	1.187
Cambio %	94	-21	326	26	53	76

Fuente: European Commission, 2014.

En cuanto al número de personas afectadas por inundación, tomando una base anual, se pasa de las 160.000 personas/año afectadas actualmente a 290.000 personas/año en el escenario de 2° C, a finales del siglo XXI. En los dos escenarios, el mayor incremento en el número de personas afectadas se da en el Reino Unido.

Sequías

El análisis de sequías hidrológicas está apoyado en simulaciones hidrológicas realizadas con el modelo LISFLOOD, con realizaciones climáticas basadas en el marco A1B. De las simulaciones diarias para todas las celdas correspondientes a ríos se extraen flujos anuales mínimos a lo largo de Europa y, utilizando análisis de valores extremos se obtiene la distribución de cambios en la frecuencia y magnitud de sequías evaluadas entre 2071-2100 y el período de control 1961-1990.

Los impactos que se presentan no dan valores monetarios y no incluyen consecuencias sobre otros sectores que pueden resultar afectados por sequías, como navegación o producción de energía. Se considera que el umbral a partir del cual se produce impacto consiste en el caudal mínimo para un período de 20 años; es decir, la productividad media de las cosechas o las personas afectadas sufren impactos negativos a partir de caudales bajos que ocurren una vez en 20 años o con menor frecuencia.

La Tabla 7 presenta la superficie de tierra agrícola afectada por sequías. El único escenario que se analiza es el de Referencia. En el conjunto de la Unión Europea, se pasa de una superficie afectada de 96.000 km²/año en el período base, a otra de 710.000 km²/año a finales del siglo XXI, lo que supone un incremento del 640%. El mayor empeoramiento se produce en la región del Sur de Europa, con un incremento del 1.407%. En el Norte de Europa se produce una reducción en la superficie afectada.

Tabla 7

Superficie de tierra agrícola afectada por sequía. En miles de km² por año

	Unión Europea	Norte de Europa	R. Unido e Irlanda	Norte de Europa Central	Sur de Europa Central	Sur de Europa
Control	96	8	8	22	31	27
Referencia	710	2	61	25	217	405
Cambio %	640	-77	627	16	601	1.407

Fuente: European Commission, 2014.

En cuanto al número de personas afectadas por sequías, los resultados se presentan en la Tabla 8. De nuevo, los peores resultados se dan en la región del Sur de Europa, con un aumento del 1.378% en el número de personas afectadas al año. En el Norte de Europa se produce una mejoría (reducción del 66% en el número de personas afectadas al año).

Tabla 8**Número de personas afectadas por sequías. En millones de personas al año**

	Unión Europea	Norte de Europa	R. Unido e Irlanda	Norte de Europa Central	Sur de Europa Central	Sur de Europa
Control	22	1	3	7	6	5
Referencia	153	0	18	18	37	80
Cambio %	592	-66	560	153	642	1.378

Fuente: European Commission, 2014

Costas

Para estudiar los impactos del cambio climático en las costas se utiliza DIVA (*Dynamic Interactive Vulnerability Assessment*), que es un modelo integrado de sistemas de costa que valora los impactos biofísicos y socioeconómicos de la subida del nivel del mar y el desarrollo socioeconómico. Se evalúan varios tipos de impacto biofísico para cada segmento costero, dependiendo de la subida del nivel del mar, incluyendo pérdidas en tierra seca a causa de la erosión costera e inundaciones debidas a oleajes y efectos sobre las aguas de los ríos. El modelo puede considerar dos tipos de adaptación pública: Construcción o elevación de diques y alimentación de playas/orillas. En este proyecto PESETA II no se considera adaptación pública.

Tabla 9**Impacto de las inundaciones causadas por mar. Daños anuales esperados, en millones de euros/año**

	Unión Europea	Norte de Europa	R. Unido e Irlanda	Norte de Europa Central	Sur de Europa Central	Sur de Europa
Control	4.963	225	966	2.613	997	163
Referencia	17.159	1.035	2.987	9.438	2.634	1.065
Cambio %	246	361	209	261	164	555
2° C	13.787	553	2.464	7.778	2.089	903
Cambio %	178	146	155	198	110	455

Fuente: European Commission, 2014.

En la Tabla 9 se presentan los resultados en cuanto a daños estimados a causa de inundaciones por mar. A nivel global de Unión Europea, los daños podrían más que triplicar los correspondientes al período de control, en el escenario de Referencia, debido principalmente al aumento de los daños estimados en la región del Norte de Europa Central, que es la región con mayores daños causados por este motivo. Para los dos escenarios considerados, los mayores daños se dan en la región del Norte de Europa Central, pero los mayores incre-

mentos (en tanto por ciento) con respecto al período de control se dan en la región del Sur de Europa.

7. Conclusiones

El cambio climático afecta a ecosistemas, sociedades humanas y economías de diversas formas, y el agua es el medio primario a través del cual se sienten estos impactos. En respuesta al reto que supone el cambio climático, el marco conceptual de la seguridad hídrica responde a la necesidad de no entender la dotación hídrica como un fin en si mismo, sino como un recurso para dar mejor servicio que redunde en bienestar humano, desarrollo económico y respeto por el medio ambiente.

Los impactos del cambio climático en los sistemas de agua y su gestión de deben principalmente a incrementos (observados y proyectados) de temperatura y nivel del mar, cambios locales de precipitación y cambios en la variabilidad de tales cantidades.

Si bien no hay mucha discrepancia acerca del incremento de las temperaturas, que han sido simuladas con diferentes Modelos de Circulación General (GCM por sus siglas en inglés) en escenarios con distintas condiciones, las previsiones sobre las tendencias de las precipitaciones son más variables y ambiguas. A menudo, las tendencias en los eventos extremos (precipitaciones más fuertes, olas de calor, sequías prolongadas) muestran una dirección más clara que las tendencias de las precipitaciones totales anuales y que los patrones estacionales.

El primer informe de evaluación del IPCC de 1990 ya advertía de que cambios en las condiciones climáticas debidas al aumento en las concentraciones de gases de efecto invernadero alterarían los recursos hídricos, su distribución en el espacio y en el tiempo, el ciclo hidrológico de los cuerpos de agua y los requerimientos de recursos hídricos en diferentes regiones.

Posteriormente el IPCC ha publicado otros cuatro informes de evaluación, además de un documento técnico monográfico sobre el cambio climático y el agua, en los que se recogen muchos impactos del cambio climático en la hidrología y los recursos hídricos, que se analizan en el trabajo, junto con otras importantes conclusiones de estos documentos. La cuenca Mediterránea y el sur de Europa aparecen repetidamente en estos informes como zonas especialmente vulnerables, que sufrirán una disminución de recursos hídricos a causa del cambio climático.

En el año 2015, la comunidad internacional puso en marcha tres importantes mecanismos para abordar importantes problemas globales que afectan a la humanidad, como el cambio climático y los problemas que afectan a los recursos hídricos: La Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible, el Acuerdo de París sobre el cambio climático y el Marco Sendai para la Reducción del Riesgo de Desastres. Estos tres marcos de política internacional constituyeron un paso histórico para hacer frente a los desafíos mundiales más apremiantes, pero siguen sufriendo algunos de los problemas de acuerdos anteriores. En la práctica no se ha producido interrelación entre los diferentes objetivos de desarrollo sostenible, que además

se abordan de forma separada a nivel mundial y nacional. No hay mecanismos formales que enlacen los objetivos de desarrollo sostenible con el Acuerdo de París, lo que resulta en procesos paralelos. La integración entre las diferentes agendas mundiales va con retraso.

Existe una idea bastante extendida de que la mitigación del cambio climático tiene que ver con la energía, mientras que la adaptación corresponde al agua. Esta idea está cambiando, ya que los recursos hídricos pueden y deben jugar también su papel en la mitigación, lo cual se analiza en este trabajo.

Los impactos climáticos en el período 2071-2100, en comparación con el período 1961-1990 que pronostican los modelos del JRC de la Unión Europea y en lo que respecta al sur de Europa consisten en importantes reducciones en las precipitaciones, disminución en la productividad de las cosechas, aumento en los daños esperados por inundaciones causadas tanto por los ríos como por el mar y aumento de superficie de tierra y de personas afectadas por sequías.

Los servicios ecosistémicos proporcionados por cuencas y litorales saludables aparecen como un elemento esencial para propiciar el desarrollo con resiliencia al clima, con beneficios potenciales para los sectores agrario y energético. De entre los ecosistemas terrestres, los humedales son los que albergan mayores reservas de carbono, ya que almacenan el doble de carbono que los bosques. Si se tiene en cuenta que los humedales brindan múltiples beneficios colaterales, como atenuación de inundaciones y sequías, depuración de agua y biodiversidad. Su conservación y restauración son de suma importancia.

Notas

1. La evapotranspiración se define como la pérdida de humedad de una superficie por evaporación directa junto con la pérdida de agua por transpiración de la vegetación. Se expresa en milímetros por unidad de tiempo.
2. Acciones *low-regret* son aquellas de coste relativamente bajo y que proporcionan relativamente grandes beneficios bajo climas futuros previstos.
3. En el análisis están incluidos los 28 países de la Unión Europea, excepto Luxemburgo, Malta, Chipre y Croacia. Se dice que la razón principal de la no inclusión de estos cuatro países es que no son regiones simples en el modelo económico GEM-E3.

Referencias

- Barros, V. R., Field, C. B., Dokken, D. J., Mastrandrea M. D., Mach, K. J., Bilir, T. E., Chatterjee, M., Ebi, K. L., Estrada, Y. O., Genova, R. C., Girma, B., Kissel, E. S., Levy, A. N., MacCracken, S., Mastrandrea, P. R. and White, L. L. (2014). *Climate Change 2014. Impacts, Adaptation and Vulnerability. Part B, Regional Aspects*. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Bates, B., Kundzewicz, Z. W., Wu, S. and Palutikof, J. (2008). *El cambio climático y el agua*. Documento Técnico VI del IPCC. Secretaría del IPCC, Ginebra.

- BID (2020a). *From structures to services: the path to better infrastructure in Latin America and the Caribbean*. [eds.] Cavallo E, Powell A, Serebrisky T. Inter-American Development Bank.
- BID (2020b). *Proadapt: Movilizando el sector privado para la resiliencia al cambio climático*. Autor: Marcelo Furlán. Co-autores y editors: Svante Persson, María Margarita Cabrera y David Zepeda.
- Bisaro A., Roggero M., Villamayor-Tomas S. (2018). «Institutional Analysis in Climate Change Adaptation Research: A Systematic Literature Review». *Ecological Economics*, 151, 34-43.
- CEPAL (2016). «Desafíos de la seguridad hídrica en América Latina y el Caribe». *Serie Recursos Naturales e Infraestructura*, 178. Autor: Humerto Peña, CEPAL.
- European Commission (2014). *Climate Impacts in Europe. The JRC PESETA II Project*. Joint Research Centre. Institute for Prospective Technological Studies, Seville, Spain.
- Field, C. B., Barros, V. R., Dokken, D. J., Mach, K. J., Mastrandrea M. D., Bilir, T. E., Chatterjee, M., Ebi, K. L., Estrada, Y. O., Genova, R. C., Girma, B., Kissel, E. S., Levy, A. N., MacCracken, S., Mastrandrea, P. R. and White, L. L. (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 University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Hallegatte S., Vogt-Schilb A., Bangalore M., Rozenberg J. (2017). «Indestructibles: Construyendo la resiliencia de los más pobres frente a desastres naturales», resumen, Banco Mundial, Washington, DC.
- Huntjens P., Lebel L., Pahl-Wostl P., Camkin J., Schulze R., Kranz N. (2011). «Institutional design propositions for the governance of adaptation to climate change in the water sector». *Global Environmental Change*, 22, 67-81.
- IEA (2020). «Introduction to the water-energy nexus». International Energy Agency, Paris. <https://www.iea.org/articles/introduction-to-the-water-energy-nexus>.
- Jiménez Cisneros, B. E., Oki, T., Arnell, N. W., Benito, G., Cogley, J. G., Döll, P., Jiang, T. and Mwakalila, S. S. (2014). *Freshwater resources*. In *Climate Change 2014. Impacts, Adaptation and Vulnerability. Part A, Global and Sectoral Aspects*. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Field, C. B. et al. (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 229-269.
- McCarthy, J. J., Canziani, O. F., Leary, N. A., Dokken, D. J. and White, K. S. (eds.) (2001). *Climate Change 2001. Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- MMA (2009). *Cambio climático y adaptación de los recursos hídricos*. Informe de la Agencia Europea de Medio Ambiente, editado por el Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Secretaría General Técnica, Madrid.
- ODS (2015). «Objetivos de Desarrollo Sostenible». Agenda para el desarrollo sostenible de las Naciones Unidas. En Internet: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/es/objetivos-de-desarrollo-sostenible>.

- Parry, M. L., Canziani, O. F., Palutikof, J., van der Linden, P. and Hanson, C. (eds.) (2007). *Climate Change 2007. Working Group II: Impacts, Adaptation and Vulnerability*. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Tegart, W. J. McG., Sheldon, G. W. and Griffiths, D. C. (eds.) (1990). *Climate Change: The IPCC Impacts Assessment (1990)*. Report prepared for Intergovernmental Panel on Climate Change by Working Group II. Australian Government Publishing Service, Canberra, Australia.
- Trommsdorf, C. (2015). *Can the water sector deliver on carbon reduction?* The International Water Association (IWA), London.
- UN (2020). *The Sustainable Development Goals Report 2020*. United Nations Publications, New York.
- UNESCO, ONU-AGUA (2020). *Informe Mundial de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos 2020: Agua y Cambio Climático*. UNESCO, París.
- UNISDR (2015). *Marco de Sendai para la Reducción del Riesgo de Desastres 2015-2030*. Oficina de las Naciones Unidas para la Reducción del Riesgo de Desastres, Ginebra. Suiza.
- Watson, R. T., Zingowera, M. and Moss, R. H. (1996). *Climate Change 1995. Impacts, Adaptations and Mitigation of Climate change: Scientific-Technical Analysis*. Contribution of Working Group II to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- WB (2019a). «Plan de Acción Estratégico: Un mundo con seguridad hídrica para todos». *Report 2019 (English)*. Washington, D.C.: World Bank Group. En Internet: <https://www.bancomundial.org/es/topic/water/overview#2>.
- WB (2019b). *Connecting the Drops: Global Water Security and Sanitation Partnership Annual Report 2019 (English)*. Washington, D.C.: World Bank Group.

Bloque 2

La gestión del regadío ante la escasez del agua

La gestión del regadío ante la escasez del agua

JULIO BERBEL

JAIME ESPINOSA-TASÓN

Grupo de Investigación WEARE

Dpto. Economía Agraria, Finanzas y Contabilidad

Recibido: Noviembre 2020

Aceptado: Noviembre 2020

Resumen

El regadío ha surgido históricamente en España como una adaptación al clima Mediterráneo con el fin de garantizar alimentos para la población. Desde los años 70' la apertura del país ha provocado que la baja rentabilidad (incluso negativa) del secano forzara a los agricultores a intensificar la actividad aumentando la superficie regada hasta llegar a un máximo de extracciones de agua alrededor del año 2004, que marca un fin de ciclo y cambio de tendencia, reduciéndose a partir de esa fecha las extracciones para el riego, aumentando el uso de fuentes no convencionales y acelerando el cambio tecnológico. Todo ello ha incrementado la productividad de los factores (agua, tierra, capital) aumentando el diferencial secano-riego por lo que la presión para aumentar extracciones sigue creciendo y solo una gobernanza firme puede garantizar el uso sostenible de los recursos.

Palabras clave: regadío, agricultura, agua, productividad de los factores, cambio, cambio tecnológico, nexo agua-energía.

Clasificación JEL: Q15, Q22, Q25, Q28.

Abstract

Irrigation has historically emerged in Spain as an adaptation to the Mediterranean climate to guarantee food for the population. Since the 1970s, the opening of the country has caused the low profitability (even negative) of rainfed land and force farmers to intensify cultivation increasing the irrigated area until reaching a maximum of water withdrawals around 2004, which marks an end of the cycle and a change in trend reducing from that date water abstractions, increasing the use of unconventional sources and accelerating technological change. All this has increased the productivity of factors (water, land, capital) increasing the rainfed-irrigation differential, so the pressure to increase extractions continues to grow and only firm governance can guarantee the sustainable use of resources.

Keywords: irrigation, agriculture, water, factor productivity, change, technological change, water-energy nexus.

JEL Classification: Q15, Q22, Q25, Q28.

1. Introducción

El sector del agua en general en España ha experimentado una fuerte modernización en los últimos 25 años. Entre el año 2000 y 2008 el PIB español creció un 25% mientras el uso del agua se redujo en un 34% situándose en 25,2 km³ (año 2018, estimación propia de varias fuentes). Debe hacerse notar que en el mismo período en la UE la reducción del uso del agua ha sido de un 17% (EEA 2019). Estos valores tan destacables de reducción del uso de agua han sido posible por la contribución de todos los sectores, en especial el agrario que con el 62% de las extracciones tiene un gran peso en el sector.

La reducción del consumo de agua por la agricultura es el resultado de la combinación de factores a) internos: escasez de agua, mejora de competitividad y b) externos: Directiva Marco de Aguas (Dir. 2000/60) y cambios políticos y sociales, han sido los motores que explican la reducción del uso del agua y el aumento de su productividad. No obstante, la percepción de escasez se hizo dramática con la gran sequía de 1992-95 que fue el catalizador de cambios importantes en todos los sectores en general y del riego en particular. No obstante, aunque la situación ha mejorado sensiblemente, siguen existiendo muchos problemas de sobreexplotación, falta de garantías, y contaminación que necesitan ser atendidos.

En este trabajo analizaremos los motores de la transformación del regadío español, su pasado reciente, su presente y la evolución esperada del sector. Veremos que la escasez y la productividad del recurso son las claves que explican las luces y las sombras del sector, su debilidad y su fortaleza.

2. El cambio en la agricultura española (1965-2018)

El riego surge en nuestro clima mediterráneo como una adaptación a los veranos secos, de modo que se trasladan las lluvias invernales para nutrir la planta durante el estiaje. Esto se consigue mediante sistemas de almacenamiento natural (acuíferos) o artificial (embalses) y recientemente mediante sistemas no convencionales (depuración y desalinización). La necesidad de regar estuvo justificada históricamente por la necesidad de alimentar la población mediante esta técnica tan vieja como la propia agricultura. Mas recientemente, la justificación del riego deja de ser por razones de subsistencia y pasa a ser por una cuestión de competitividad ya que el secano cada vez es menos rentable y sufre un abandono creciente o se transforma cuando es posible en riego. La figura 1, trata de hacer un esquema de las fuerzas, presiones y respuestas que se configuran entorno al regadío español.

La evolución del regadío se refleja de manera esquemática en la figura 1, que indica de manera aproximada unos hitos y fases de evolución donde las fuerzas externas e internas han provocado un cambio que en la tabla 1 a continuación podemos ver reflejados en la evolución de indicadores seleccionados. La figura está inspirada en el análisis de los procesos que se han venido observando en otras regiones del mundo que tienen un clima y condiciones socioeconómicas semejantes a España como son California o Australia (Berbel y Esteban 2019).

Figura 1

Esquema de fuerzas, presiones y respuestas en la evolución del regadío español.



Fuente: elaboración propia.

En el esquema que representa la figura 1 hemos incluido un remolino en el centro para indicar que el proceso es continuo y acumulativo como veremos en el trabajo. El esquema trata de transmitir un sistema que se inicia con la globalización [1] que produce una pérdida de rentabilidad de los cultivos de secano (*commodities*) y la respuesta es hacia la intensificación (leñosos y riego) [2 y 3]. La superficie regada crece hasta llegar al límite [4 y 5] que provoca una respuesta privada (mejora tecnológica, cambio de cultivos) y pública (subvenciones a modernización, fomento de recursos no convencionales) [6,7 y 8]. Todo ello genera un aumento del valor del agua por su mayor productividad y un incremento del diferencial secano-riego que incentiva nuevas puestas en regadío, retroalimentando el ciclo [9]. La entrada en el sistema del cambio climático [10] ampliará el diferencial secano-riego reforzando el ciclo de acción-reacción. Todo esto lo iremos viendo a lo largo del trabajo.

El análisis comienza en los años 70' donde la superficie cultivada alcanza un máximo alrededor del año 1975, fecha a partir de la cual empieza decrecer lentamente y de manera más acelerada a partir de nuestra entrada en la Comunidad Europea (año 1986). Hemos representado la apertura económica de España como catalizador de los cambios ([1] en esquema), el impacto diferencial que esto tiene en los secanos menos competitivos y el regadío es diferente ([2] en esquema). La tabla 1, muestra la evolución de los indicadores y de la tasa de cambio.

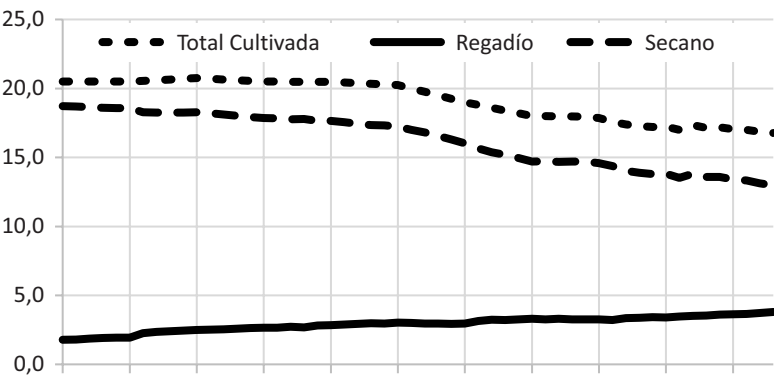
Tabla 1
Evolución de indicadores de secano y regadío en España

Indicador						Crecimiento anual			
	1965	1980	2004	2013	2018	1965-1979	1980-2004	2005-2013	2014-2017
Secano (10 ⁶ ha)	18.717	17.845	14.694	13.592	12.974	-0,3%	-0,8%	-0,9%	-0,9%
Regadío (10 ⁶ ha)	1.555	2.656	3.264	3.541	3.797	3,6%	0,9%	1,0%	1,2%
Agua riego (hm ³)	9.984	16.016	17.808	14.535	15.495	3,2%	0,4%	-1,6%	-0,3%
Energía riego (GWh)	345	1.336	1.788	2.056	2.520	9,0%	0,5%	-1,4%	1,1%
Dotación m ³ / ha	6.419	6.031	5.456	4.105	4.017	-0,4%	-0,4%	-2,6%	-1,5%
% Leñoso riego	23%	23%	37%	41%	43%	0,0%	2,0%	1,0%	1,2%
Eficiencia	0,6	0,6	0,8	0,8	0,8	0,4%	0,7%	0,4%	0,3%
Energía kWh/m ³	0,03	0,08	0,1	0,14	0,17	6,5%	0,8%	2,2%	4,5%

Fuente: elaboración propia basado en Espinosa-Tasón, Berbel *et al.* (2020), MAPA (2020).

La evolución del secano y del riego en España es muy reveladora al respecto tal como muestra la figura 2, el secano ha perdido en el período 1965-2018 una superficie de 5,7 millones ha (31%) mientras el riego ha ganado 2,0 millones de ha (210%), reduciéndose la superficie total cultivada en 3,7 millones ha (18%).

Figura 2
Evolución de la superficie cultivada de secano y regadío en España, 1965-2018



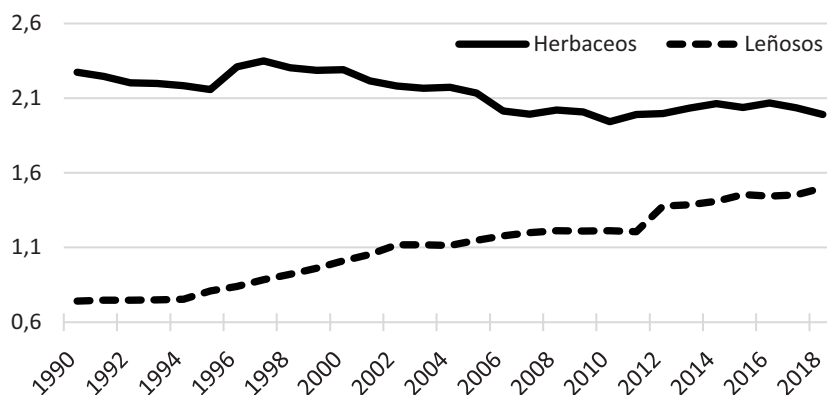
Fuente: elaboración propia a partir de datos del MAPA (2020).

El análisis de la evolución de los sistemas cultivados (figura 2) refleja la crisis del secano español. Gran parte del secano español tiene pérdidas en su cuenta de explotación

que a veces (pero no siempre) es compensada con las ayudas de la PAC. A esta situación de falta de rentabilidad generalizada se escapan la viña y el olivar en determinadas regiones y algunos secanos muy productivos (p. ej. norte de España, partes de Andalucía), con una conversión de los cultivos herbáceos a leñosos tanto en secano como en riego. En el período 2000-2018 la superficie cultivada se ha reducido un 7% (ver fig. 2).

La respuesta a la evolución de los mercados ha sido el aumento de cultivos leñosos (olivar, almendro, viña) que han soportado mejor la competencia exterior y el aumento del regadío ([3] en esquema). La fig. 3, muestra la evolución de los cultivos leñosos y herbáceos en España de manera conjunta.

Figura 3
Evolución de área de regadío de leñosos y herbáceos en España, 1990-2018



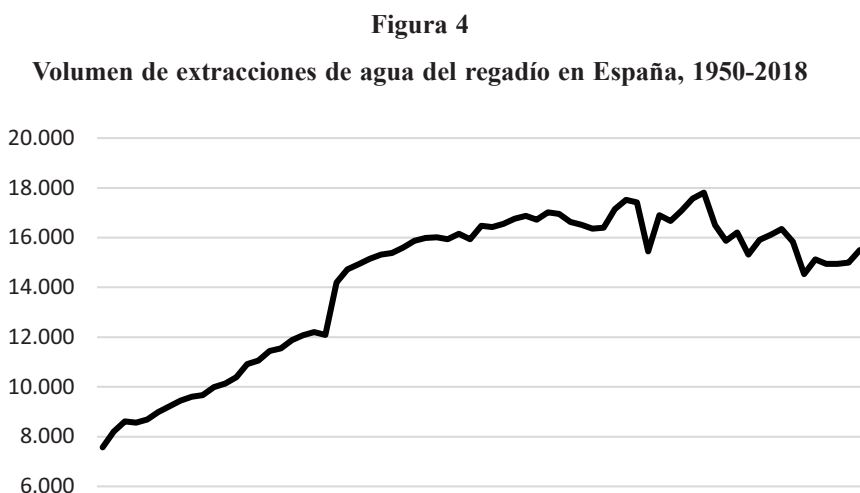
Fuente: elaboración propia a partir de datos del MAPA (2020).

La baja rentabilidad de la agricultura es corresponsable del despoblamiento de buena parte del mundo rural, lo que se ha venido llamando «la España vaciada». El contraste con el regadío es extraordinario, mientras un sistema no deja de reducir su importancia lastrado por unas pérdidas económicas insostenibles, hay orientaciones de regadío que siguen creciendo, estas son: a) horticultura y fruticultura especializada (sureste español con frutos rojos, subtropicales, fruticultura del Ebro, y hortícolas extensivos en el interior), b) cultivos leñosos tradicionales reconvertidos con riego deficitario (olivar, viña y recientemente almendro y pistacho), c) finalmente cultivos herbáceos tradicionales (cereales, etc.) muchos de ellos con apoyo de la PAC (arroz, algodón, y otros). En la próxima sección trataremos de ver con detalle los indicadores y fuerzas motoras de esta transformación.

3. La respuesta a la escasez: la modernización y la tecnificación del regadío

Como vemos, el proceso de intensificación de la agricultura se manifiesta en un abandono de terrenos marginales (en secano), a una intensificación de los secanos más productivos (plantaciones de cultivos leñosos) y a una transformación de secano a riego. La superficie regada en España ha pasado de ser 9% del total cultivado (1965) al 23% (2018) y como consecuencia la aportación del riego al valor de la producción agraria no ha dejado de crecer. Según Rodríguez-Chaparro (2013) el regadío es responsable del 65% de la producción final agraria (año 2012). La figura 4, muestra el impacto que el aumento de regadío tiene del proceso desde el punto de vista de la intensificación y el aumento de valor por superficie.

La figura 4, muestra la evolución de las extracciones totales del regadío. Podemos ver que se alcanza un máximo entorno al año 2004, año que vino marcado por ser el inicio de una sequía después de años relativamente lluviosos, lo que posibilitó unas extracciones generosas.



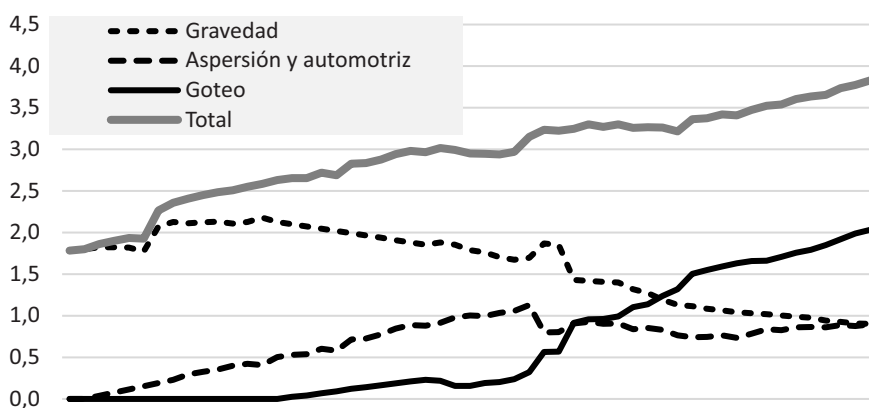
Fuente: Espinosa-Tasón, Berbel *et al.* (2020), INE (2020).

Desde el año 2004 como hemos comentado la superficie regada ha crecido en 500.000 ha, y sin embargo las extracciones se reducen significativamente. Los mecanismos correctores que han compensado el aumento de superficie regada han consistido en dos respuestas técnicas y económicas: a) por un lado, la modernización de regadíos, entendida como el aumento de la eficiencia de los sistemas de transporte, distribución y aplicación en parcela del agua de riego, y por otro b) la expansión del riego deficitario como técnica

agronómica aplicada a cultivos mediterráneos como vid, olivar y más recientemente almendro o pistacho.

El aumento de la eficiencia y el riego deficitario no serían posible sin la entrada en el sistema de los riegos de precisión. La Figura 5, muestra la evolución de los distintos sistemas de riego y muestra el aumento del goteo que ya supone el sistema predominante en muchas regiones y comarcas españolas.

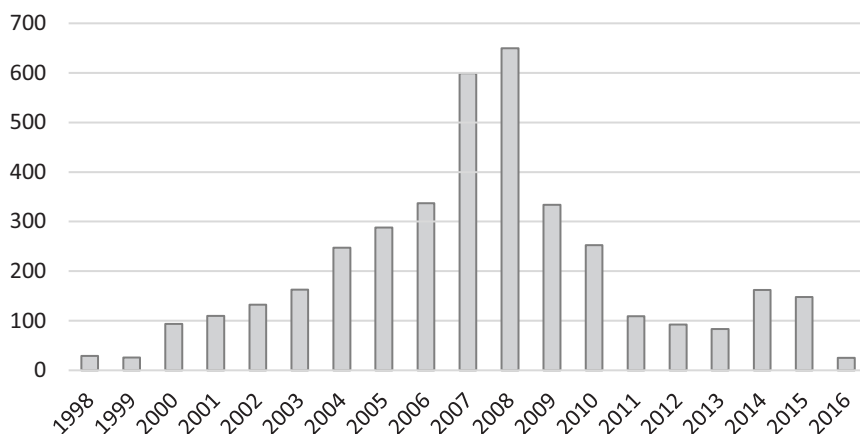
Figura 5
Superficie regada por sistemas de riego en España 1965-2019



Fuente: MAPA (2019), Espinosa-Tasón, Berbel *et al.* (2020).

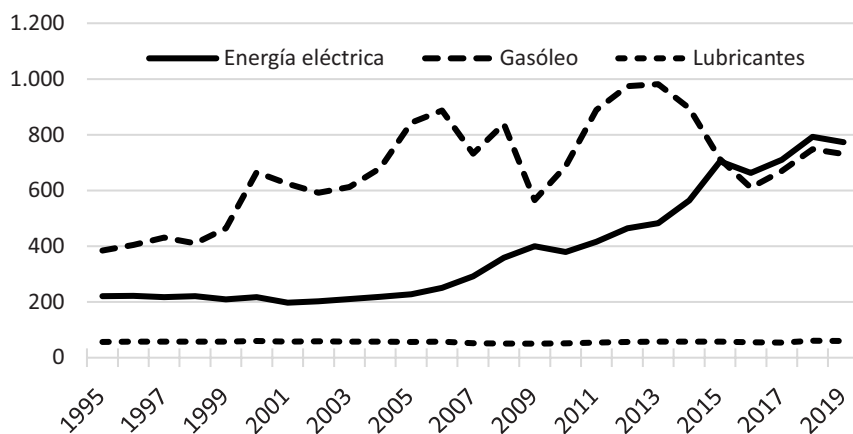
El Estado (Central y autonómico) ha sido un impulsor fundamental en la modernización de las grandes zonas regables. La Figura 6 muestra el esfuerzo inversor del estado en esta política. Dado que las subvenciones a la modernización vienen a ser un porcentaje (próximo al 50%) del total invertido, podemos ver que el esfuerzo público ha venido acompañado de un esfuerzo paralelo del sector privado.

Figura 6
Inversiones del Estado en modernización
(mil millones EUR constantes 2016)



Fuente: elaboración propia a partir de la Dirección General del Agua.

El capital invertido por unidad de superficie trae consigo unos costes anuales de amortización y gastos financieros asociados que en muchos casos ronda los 300 €/ha. Estos costes fijos suponen un riesgo financiero cuando vienen años malos y la necesidad de intensificar la producción para poder hacer frente a los pagos. Por otra parte, junto al coste fijo, hay un aumento de los costes variables derivados del aumento de la energía consumida. La Figura 7, muestra la evolución del gasto en combustibles y energía eléctrica en las explotaciones agrarias de España y se observa, como desde el año 2006 (entrada en funcionamiento de las modernizaciones) el gasto en energía eléctrica se incrementa muy sustancialmente.

Figura 7**Evolución del gasto en combustibles y energía eléctrica de la agricultura en España, 1995-2019 (año base 1990)**

Fuente: elaboración propia a partir de MAPA (2020).

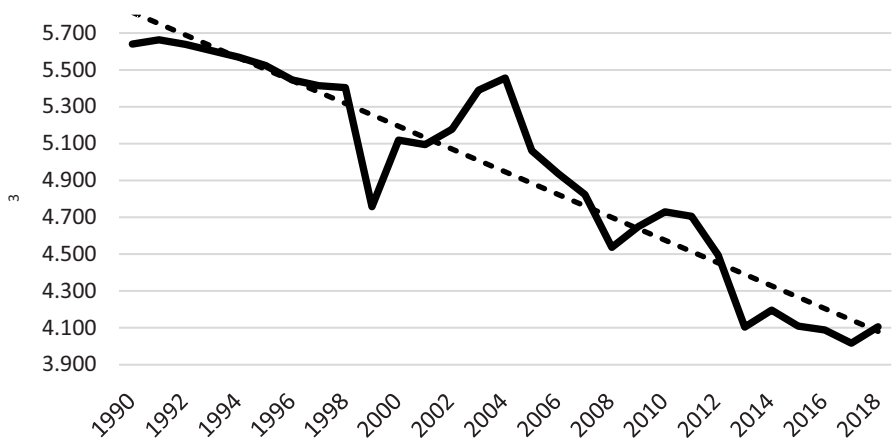
En resumen, las inversiones de capital en el sector han sido enormes en muchas actuaciones: a) aumento de superficie regada por los costes de transformación del secano al riego; b) modernización en zonas ya regadas previamente ya que los costes se estiman en unos 6.000 €/ha (Berbel and Gutiérrez Martín 2017); c) incremento del capital biológico como son las plantaciones de frutales y d) riego de precisión.

4. El impacto de la mejora de la eficiencia

Siguiendo el esquema que planteamos en la figura 1, las actuaciones anteriores conducen a un aumento de la productividad del agua ([8] en el esquema), que supone un mayor incentivo al regadío y un aumento del diferencial de productividad con el secano.

El uso creciente del riego deficitario requiere de una capacidad de gestión del riego con cierto nivel de precisión (goteo generalmente) que ha sido posible precisamente por la modernización. Un análisis detallado de los efectos de la modernización puede consultarse en Berbel, Expósito *et al.* (2019). La mejora en la gestión del agua en parcela y la reducción de pérdidas en transporte explican las menores dotaciones por hectárea que pueden observarse en la Figura 8.

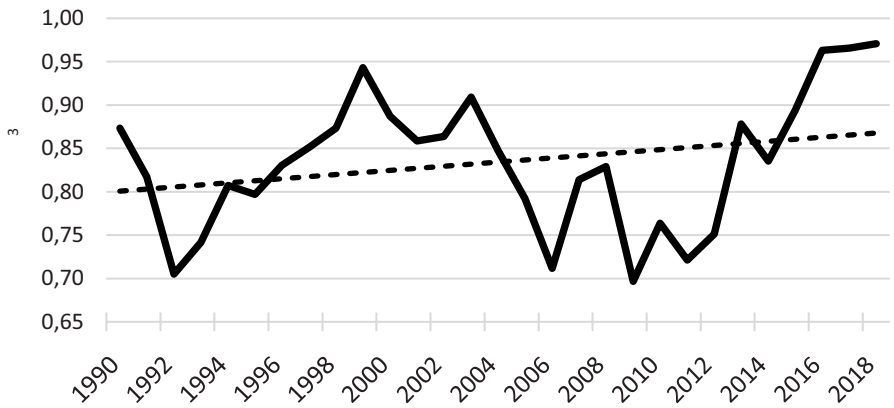
Figura 8
Volumen aplicado por hectárea de riego, España 1990-2018 (m³/ha)



Fuente: elaboración propia a partir de INE (2020), MAPA (2020).

La reducción del uso de agua por unidad de superficie mientras que se mantiene o aumenta la producción tiene como consecuencia la mejora de la productividad del agua definida como la ratio [PFA (vegetal)/agua extraída] que tiene una tendencia al aumento de la productividad (€/m³) como refleja la Fig. 9.

Figura 9
Productividad aparente del agua €/m³ 1990-2018 (año base 1990)



Fuente: elaboración propia a partir de datos del MAPA (2020).

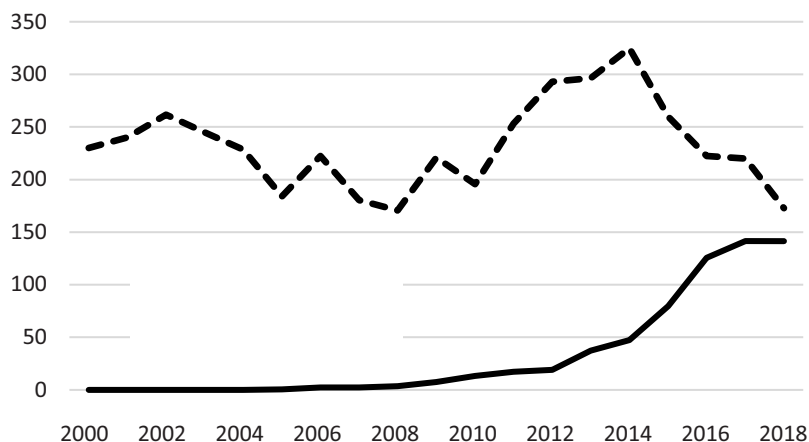
En resumen, a lo largo de esta sección hemos visto una transformación del regadío español hacia una reducción del uso del agua, aumento de la eficiencia y mejora de la productividad. Estos cambios han traído consigo necesidades de financiación importantes y un aumento del consumo de energía que ya comentaremos en la sección precedente.

5. El impacto de la mayor eficiencia: mayor consumo de energía y uso de fuentes no convencionales

Al analizar la trayectoria reciente del regadío español hemos visto que la modernización explica gran parte de la evolución reciente. La política de modernización se enmarca en la política de aguas y simultáneamente en la política de desarrollo rural de manera que ambas se entremezclan en esta medida de manera indisociable. Podría parecer en principio que la medida es una consecuencia de la aplicación de la Ley de Aguas en el sentido de dar cumplimiento al Artículo 40. Objetivos de la planificación hidrológica que plantea la necesidad de satisfacer las demandas de agua manteniendo el buen estado ecológico de las masas de agua, incluyendo para ello el método de «economizar su empleo».

El consumo de energía es responsable de que se haya implementado una tarifa volumétrica (fijo más variable) en todas las áreas modernizadas. La implantación de una tarifa volumétrica es clave para inducir a un ahorro del uso de agua ya que con el sistema tradicional de pago por superficie (tarifa plana) aunque se recuperen los costes del servicio, no hay un incentivo al ahorro que es clave para fomentar la racionalización del uso. Finalmente, la escasez ha obligado a los regantes a recurrir a fuentes no convencionales, mucho más caras que las tradicionales.

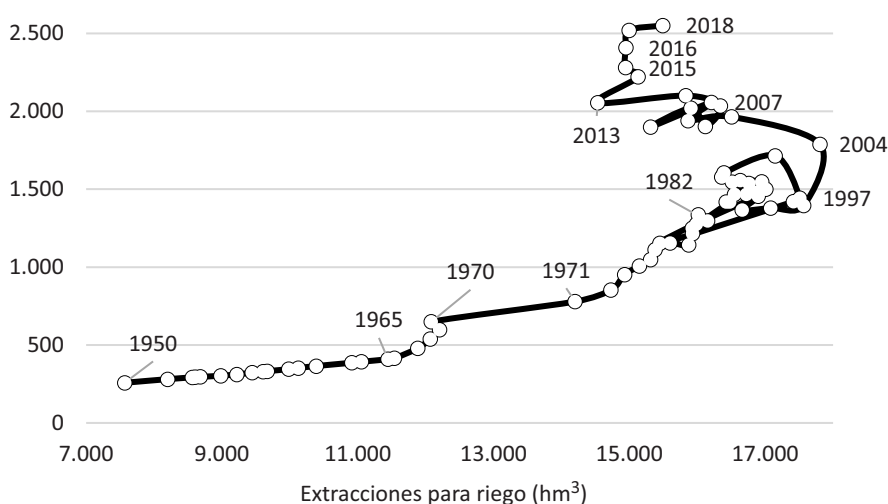
Figura 10
Uso de agua regenerada y desalinizada en España (hm³)



Fuente: Elaboración propia a partir de (INE 2020).

La combinación de menos agua y más energía, tanto por la modernización como por el aumento de porcentaje que proviene de fuentes no convencionales lleva a una vinculación de lo que se conoce como Nexo Agua-energía-Alimentos que puede verse de manifiesto en la Figura 11. Vemos en la figura que el agua extraída ha tocado techo el año 2004 como ya hemos visto en la Tabla 1 y a lo largo del texto mientras que el consumo de energía no deja de crecer.

Figura 11
Nexo Agua-energía en el riego en España, 1950-2018



Fuente: elaboración propia.

En resumen, esta sección ha tratado de analizar las consecuencias del cambio tecnológico que ha sido el motor del aumento de productividad del regadío y de todos los sus factores productivos (tierra, agua, trabajo). Junto a este cambio positivo: ahorro de agua, racionalización del consumo, mejora de la productividad de los factores, aparece el aumento de la vulnerabilidad del sistema a impactos externos (sequías, crisis económicas).

En la próxima sección trataremos de dar unas ideas sobre el futuro del sector y su adaptación a la creciente escasez.

6. ¿Qué futuro para el regadío?

El futuro del regadío español es el futuro de la agricultura española. El sector agroalimentario ha crecido más que el conjunto de la economía española durante el último lustro y genera 62.000 millones de euros de valor añadido (Maudos and Salamanca, 2020). El

regadío es uno de los pilares básicos del desarrollo rural y desarrollo regional creando empleo directo e indirecto y mejorando la calidad de vida. El regadío dinamiza un territorio, lo que se observa a partir de los diversos efectos que provoca tanto económicos, como sociales y antrópicos. La distribución de la población en las zonas en regadío hombre-mujer es más equilibrada que las de secano y tiene una mayor proporción de jóvenes (Valiente Palma, 2019).

Hemos visto como el porcentaje de la producción agraria española que depende del regadío no ha dejado de crecer históricamente y cómo esta tendencia sigue manifiesta. En el futuro, con el impacto del cambio climático, la baja o nula rentabilidad del secano y su vulnerabilidad frente a eventos climáticos (sequía, golpes de calor) seguirá en aumento la presión por regar más tierras. A esto hay que unirle la competencia cada vez mayor en los mercados de «commodities» por la apertura de mercados que hace que los secanos cada vez sean menos viables económicamente. La respuesta del agricultor será intentar acceder al riego dentro de sus posibilidades.

Las demandas de agua prioritarias en nuestro ordenamiento jurídico son las urbanas (abastecimiento a poblaciones) y las ambientales (caudal ecológico), y estas no van a reducirse a medio plazo ya que se encuentran en unos niveles razonables que no parecen que vayan a bajar a medio plazo. Frente a unas demandas prioritarias nos encontramos con escenarios de cambio climático que plantean un futuro muy complicado para el medioambiente español y para su agricultura.

El reciente informe de AEMET (2020) recoge un contexto mucho más cálido que hace 50 años combinado con un incremento de 0,3 °C por década desde los años 60 lo que implica un aumento de la evapotranspiración. Para empeorar las cosas, este aumento de las temperaturas se aprecia especialmente en el verano y aunque no se observa una reducción de la precipitación media sí que es evidente un aumento de la varianza de la precipitación. En resumen: lluvias más imprevisibles, mayores temperaturas y mayor evaporación.

En consecuencia, si el riego va a tener que soportar mayor evapotranspiración tenderá a aumentar su demanda, aunque se mantuvieran estables los cultivos y la superficie actual. Dado que podría existir menos recursos y que el riego se encuentra en una jerarquía inferior a los usos ambiental y urbano, está claro que los recursos convencionales destinados al regadío podrían mantenerse o en todo caso reducirse a largo plazo.

Asumiendo que el uso de fuentes convencionales de agua alcanzó su máximo a principios de este siglo y que en el futuro seguirá un descenso paulatino e imparable de las extracciones de fuentes convencionales, el regadío solo puede adaptarse a este escenario mediante múltiples estrategias que tendrán que adaptarse a las condiciones locales.

- *Aprovechamiento de las sinergias en el nexo agua-energía*, incremento de la altura de bombeo en aguas subterráneas, etc. El consumo medio de energía del regadío español se encuentra en la horquilla de 0,3 a 0,4 KWh/m³ de agua. Muchos de los embalses tienen un uso múltiple hidroeléctrico y de regadíos, las Comunidades de Regantes gestionan aprovechamientos energéticos en sus canales, existe un gran volumen de balsas de regulación privadas, las instalaciones fotovoltaicas

para elevación de agua pueden usarse no solamente en temporada de riego (primavera-verano) sino durante todo el año, contribuyendo al suministro energético nacional, especialmente si se pueden aprovechar infraestructuras de almacenamiento de agua en elevación. Hay proyectos para hacer compatible las placas solares elevadas con el cultivo agrícola sin afectar al rendimiento agronómico, en India hay iniciativas muy innovadoras apoyadas por el Banco Mundial de las que se puede aprender.

- *Integración de las fuentes no convencionales*, que requieren de una flexibilidad en el sistema concesional y de la gestión integrada de fuentes convencionales (mas baratas y menos seguras) con las procedentes de desalinización y regeneración (más caras y seguras). El nuevo Reglamento EU-2020/741 es una oportunidad, pero requiere de un nuevo sistema de gobernanza y control de riesgos (Mesa-Pérez and Berbel, 2020).
- *Implantación de sistemas de riego de precisión*, la mejora y abaratamiento del precio de los sensores, la teledetección y otras herramientas harán posible de manera cada vez más sencilla y económica una agricultura de precisión (herbicidas y abonos localizados, etc.) y un riego cada vez mejor gestionado.
- *Una agricultura más sostenible y biológica*, el crecimiento de los bioestimulantes y de la agricultura orgánica es constante, favorecido por ayudas públicas o simplemente por la demanda creciente del mercado. Pero la agricultura que minimiza el uso de agroquímicos requiere de una mayor tecnificación y precisión, y la sensibilidad a sequía y enfermedades hace que el riego sea una herramienta clave para la gestión de los cultivos.
- *Mejora genética y mayor integración con el sistema de innovación*, que debe estar orientado hacia las necesidades locales, de un país seco como España e integrado en un mercado muy poderoso como el europeo y con una especialización y competitividad que requiere de semillas y técnicas adaptadas a las condiciones locales
- *Mejora de gobernanza*, la sobreexplotación de acuíferos o la contaminación de las masas de agua normalmente son una herencia envenenada a la siguiente generación, y requiere de una política más dinámica y eficaz por parte de las administraciones y de una corresponsabilidad de los regantes. Hay ejemplos en España de que una gestión participada y sostenible de aguas subterráneas es posible (ver Berbel *et al.*, 2019).
- *Nuevos instrumentos económicos* para gestión y riesgos como bancos de agua (públicos y privados), seguros, etc.

Estas son algunas de las ideas que sin duda irán configurando el regadío del siglo XXI, no queda tiempo para comentar que algunas de las tenencias apuntadas como la tecnificación, inversión en capital humano y tecnológico, instituciones y gobernanza traen consigo unas economías de escala que pueden cambiar la agricultura del futuro acelerando cambios que ya se están observando en el sector como la aparición de fondos de inversión, aumento de

la mecanización, intensificación, robotización, etc. Estos cambios son medidas de adaptación a un mundo más globalizado donde las consecuencias de la revolución tecnológica que está viviendo el regadío pueden impactar de manera diferencial a territorios y grupos sociales por lo que necesitamos líderes que sean capaces de equilibrar los objetivos en conflicto económicos, sociales, territoriales y ambientales buscando un consenso y evitando de populismos (de derechas y de izquierdas) que destruyen la cohesión actual y el futuro de todos.

Referencias

- AEMET (2020). *Informe global anual del clima en España (2020)*. AEMET-MITECO.
- Berbel, J. y E. Esteban (2019). «Droughts as a catalyst for water policy change. Analysis of Spain, Australia (MDB), and California». *Global Environmental Change*, 58: 101969.
- Berbel, J., Expósito, A., Gutiérrez-Martín, C., & Mateos, L. (2019). «Effects of the irrigation modernization in Spain 2002-2015». *Water Resources Management*, 33(5), 1835-1849.
- Berbel, J. y C. Gutiérrez Martín (2017). *Efectos de la modernización de regadíos en España*. Almería, Cajamar Caja Rural.
- Berbel, J., Expósito, A., y Borrego-Marín, M. M. (2019). «Conciliation of competing uses and stakeholder rights to groundwater: an evaluation of Fuencaliente aquifer (Spain)». *International Journal of Water Resources Development*, 35(5), 830-846.
- EEA (2019). «Climate change adaptation in the agriculture sector in Europe». *EEA Report 04/2019*. Copenhagen.
- Espinosa-Tasón, J., Berbel, J., y Gutiérrez-Martín, C. (2020). «Energized water: Evolution of water-energy nexus in the Spanish irrigated agriculture, 1950-2017». *Agricultural Water Management*, 233: 106073.
- INE (2020). *Encuesta sobre el uso del agua en el sector agrario (EUASA)*. Año 2018. Madrid, España., Instituto Nacional de Estadística (INE).
- MAPA (2019). *Informe sobre regadíos en España. Encuesta sobre superficies y rendimientos de cultivos*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- MAPA (2020). *Anuario de Estadística Agraria*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid.
- Maudos, J. y J. Salamanca (2020). *Observatorio sobre el sector agroalimentario español en el contexto europeo*. Informe 2019, Cajamar.
- Mesa-Pérez, E. y J. Berbel (2020). «Analysis of Barriers and Opportunities for Reclaimed Wastewater Use for Agriculture in Europe». *Water*, 12(8): 2308.
- MIMAM (2008). *El uso del agua en la economía española*. Ministerio de Medioambiente.
- Rodríguez-Chaparro, J. (2013). «Razones y efectos del regadío: Efecto multiplicador ante la actual crisis». *La modernización de regadíos en el contexto de la estrategia europea 2020*. Madrid.

Valiente Palma, L. (2019). «¿Podría estar contribuyendo el cooperativismo a fijar la población en el territorio de Andalucía?». *CIRIEC-España, Revista de Economía Pública, Social y Cooperativa*, 97: 49-74.

La inversión necesaria en renovar las infraestructuras del ciclo urbano del agua

AMELIA PÉREZ ZABALETA
MARIO BALLESTEROS OLZA
UNED

Recibido: Noviembre 2020
Aceptado: Noviembre 2020

Resumen

Las inversiones en renovación de las infraestructuras del ciclo urbano del agua han recibido una atención menor que las destinadas a obra nueva dentro de este sector. Con el fin de visibilizar la necesidad de acometer estas inversiones en renovación, desde este trabajo se recogen datos sobre los elementos que componen el parque de infraestructuras del ciclo urbano del agua en España, su valor económico y las necesidades de inversión anual, así como una síntesis de los principales mecanismos de financiación existentes y su viabilidad, de acuerdo con las circunstancias actuales en el país.

Palabras clave: Economía del agua, infraestructuras hidráulicas, ciclo urbano del agua, inversión en renovación, sostenibilidad, financiación, tarifa de agua.

Clasificación JEL: H54, L95, Q25.

Abstract

The renewal investment needs of the urban water cycle have received less attention than the ones related to the building of new water infrastructures. In order to attract attention to these renewal investment needs, this work presents some data regarding the inventory of the networks and special infrastructures that make up the water supply and sanitation services in Spain, their economic value and the annual renewal investment needs of these urban water infrastructures, as well as a synthesis of the main existing financing mechanisms and their viability, based on the current circumstances in the country.

Key words: Water economics, water infrastructures, urban water cycle, renewal investments, sustainability, financing, water tariff.

JEL Classification: H54, L95, Q25.

1. Introducción

Antecedentes

El agua es un bien imprescindible para la vida, y por ello, las inversiones en infraestructuras hidráulicas son precisas. Las inversiones referidas al ciclo urbano del agua se destinan bien a obra nueva o bien a la renovación de las infraestructuras existentes. Generalmente, las inversiones en obra nueva tienden a satisfacer aumentos en la demanda de agua o en la calidad requerida para su uso o para el vertido de las aguas residuales a los cauces, mientras que las inversiones en renovación de las infraestructuras existentes, de las que trata este artículo, tienen como objetivo mantener las condiciones necesarias para garantizar el uso y la eficacia de estas infraestructuras a lo largo de su vida útil.

Muchas de las redes de abastecimiento se encuentran deterioradas y cercanas al fin de su vida útil (Davis *et al.*, 2013). Si ponemos atención en otros países, en ciudades como Nueva York, la red de alcantarillado tiene una antigüedad de unos 80 años, mientras que, en Londres, casi la mitad de su red de distribución tiene una antigüedad de 100 años y un tercio podría incluso superar los 150 años (London Assembly, 2003). El envejecimiento de las infraestructuras reduce la eficiencia de la capacidad instalada, aumentando los costes financieros, ambientales (pérdidas de agua y vertidos no tratados), así como los costes sociales (aumento del riesgo de fallos del sistema y de cese del servicio). Además, la probabilidad y el impacto de los fallos en los servicios del ciclo urbano del agua se intensifican por los efectos del cambio climático (siendo España uno de los países más vulnerables en Europa) (OECD, 2014), así como por el crecimiento y concentración de población en zonas urbanas (Ray y Jain, 2014).

Debido a lo anterior, la preocupación por el envejecimiento de las infraestructuras de los servicios de abastecimiento y saneamiento se encuentra cada día más presente en el sector del agua, poniendo de manifiesto la creciente necesidad de invertir en el mantenimiento de los servicios actuales y en la adaptación a los escenarios futuros.

En el ámbito internacional, existen varios estudios, liderados por entidades de origen público y privado, que han llevado a cabo estimaciones sobre las necesidades de inversión en las infraestructuras del ciclo urbano del agua. Sin embargo, existen importantes diferencias en cuanto a los métodos empleados, los ámbitos de estudio o el tipo de inversión en el que se centran (obra nueva, renovación, ambos, etc.).

La OECD (2006) estima que las necesidades de inversión en infraestructuras de los servicios del agua para el período 2005-2025 ascienden a 12,48 mil millones de dólares en los países de la OECD y 8,28 mil millones en los países BRIC. Por su parte, Heymann *et al.* (2010) estiman que las necesidades de inversión en el sector del agua en el mundo se sitúan entre los 400-500 mil millones de euros al año. También, en Europa, las necesidades de inversión en infraestructuras de abastecimiento y saneamiento se cifran en 526 mil millones de dólares para el período 2016-2025, según un estudio publicado por Bluefield Research (2016).

Además de estos análisis de carácter global, también existen estudios de ámbito nacional en países como Estados Unidos (ASCE, 2011; EPA, 2013; AWWA, 2014), Canadá (CCA *et al.*, 2012) o Reino Unido (NAO, 2015).

La situación en España

Los servicios de abastecimiento y saneamiento en España son una competencia local, según la Ley 7/1985, de 2 de abril, Reguladora de las Bases del Régimen Local. Es decir, los municipios son los titulares del servicio y los encargados de realizar una gestión acorde a principios de eficiencia y eficacia. Sin embargo, el ordenamiento jurídico español permite que la gestión de estos servicios pueda desarrollarse mediante la gestión directa por parte de las entidades locales, mediante la creación de entidades de capital público y mixto, o mediante la concesión de servicios (gestión privada). Además, es muy común en España que la gestión de estos servicios englobe a más de un municipio, aumentando así la especialización, la eficiencia y las economías de escala.

Por otra parte, el desarrollo de las distintas infraestructuras necesarias para garantizar tanto el abastecimiento de agua como la calidad de las aguas residuales vertidas a los cauces, se considera competencia del Estado o, en el caso de las cuencas intracomunitarias, de las Comunidades Autónomas, de acuerdo con el texto refundido de la Ley de Aguas (RDL 1/2001).

En lo que se refiere a datos sobre las necesidades de inversión en infraestructuras del sector del agua, existen varias iniciativas en España que, al igual que ocurría con las experiencias internacionales, difieren en cuanto a los enfoques, métodos y tipos de necesidades estudiadas.

En primer lugar, A. T. Kearney (2015) estimaron las necesidades de inversión para mitigar el déficit de infraestructuras (en general) en España entre 38 y 54 mil millones de euros anuales en el período 2015-2025, identificando el agua como una de las principales áreas de inversión. Además, apuntaron que la inversión en infraestructuras ligadas al sector del agua en España (0,11% del PIB español) es inferior a la inversión media en este tipo de infraestructuras de países como Francia, Alemania, Reino Unido o Italia (0,25% del PIB). Por otro lado, PWC (2014) sugirieron que un cambio en el marco regulatorio en el sector del agua en España aumentaría la confianza del sector y supondría un aumento de las inversiones en 15,7 mil millones de euros en el período 2013-2021, con más del 90% (13,7 mil millones) destinado a servicios de saneamiento. Por último, CEOE (2013) señalaron la necesidad de implantar infraestructuras del ciclo del agua y, en particular, depuradoras, con el fin de cumplir las exigencias de la Unión Europea (UE). El coste de estas se estimó entre 10 y 20 mil millones de euros.

Las necesidades de inversión en infraestructuras del sector del agua, en lo que a obra nueva se refiere, están perfectamente identificadas para los próximos ciclos de planificación hasta 2033. De hecho, MITECO (2018) recoge un resumen de esta información, en el que se apunta una inversión total de 45.192 millones de euros, escalonados de la siguiente ma-

nera: 19.888 millones de euros, hasta 2021; 14.908 millones de euros, desde 2022 hasta 2027; y 10.396 millones de euros, desde 2028 hasta 2033.

Por lo que se refiere a la inversión en renovación o reposición de los activos ligados al ciclo urbano del agua, el único análisis realizado hasta la fecha data de 2019 y fue publicado por la UNED (Pérez Zabaleta *et al.*, 2019), un estudio fruto de la colaboración entre la Universidad Nacional de Educación a Distancia (UNED), la Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento (AEAS) y la Universidad Politécnica de Cataluña.

Este estudio destaca frente a anteriores porque, además de estimar las necesidades de inversión en renovación de las infraestructuras del ciclo urbano del agua en España, también realiza un inventario del conjunto de estas infraestructuras, así como una valoración económica de estas.

Bien es cierto que, dentro del parque de infraestructuras asociadas al ciclo urbano del agua, el estudio se centró, únicamente, en las redes e infraestructuras singulares existentes en el momento y que, además, tuviesen un valor económico no despreciable respecto al total del inventario.

En todo caso, se obtiene una información valiosa sobre el inventario y el valor económico de las infraestructuras ligadas a los servicios de abastecimiento y de saneamiento, concretamente: 1) fase de abastecimiento: red de aducción, red de abastecimiento, estaciones de bombeo de agua potable (EBAP), estaciones de tratamiento de agua potable (ETAP) y depósitos; 2) fase de saneamiento: red de saneamiento, tanques de tormenta, estaciones de bombeo de aguas residuales (EBAR) y estaciones depuradoras de aguas residuales (EDAR).

2. ¿Qué elementos componen el actual parque de infraestructuras del ciclo urbano del agua en España?

El inventario de redes e infraestructuras singulares que conforman el parque de infraestructuras del ciclo urbano del agua en España es amplio y complejo. En el estudio de Pérez Zabaleta *et al.* (2019) se recurrió a métodos de extrapolación, a partir de la información disponible para cada una de las redes e infraestructuras singulares. Recurrir a esta aproximación resulta imprescindible en España, dada la heterogeneidad en los modelos de gestión y la multitud de operadores en el ciclo urbano del agua.

La Tabla 1 presenta el inventario para las redes de aducción, abastecimiento y saneamiento, por un lado, y para las ETAP, depósitos, tanques de tormenta y EDAR, por otro. En el caso de las redes, los resultados se ofrecen en kilómetros, mientras que, para las infraestructuras singulares, se ofrece el número. Los resultados se presentan para el total nacional, desglosados por comunidades autónomas y por tamaño de municipio. En el caso de las EBAP y las EBAR, debido a la escasa información disponible, no se presentaron sus resultados en cuanto al inventario, pero sí se tuvieron en cuenta a la hora de estimar el valor económico del conjunto de infraestructuras.

Como puede observarse en la Tabla 1, en España la red de abastecimiento es la que presenta más kilómetros de red (248.245 km), seguida de la red de saneamiento (189.203 km); ambas con una longitud muy por encima de la red de aducción (23.789 km).

Por autonomías, Andalucía, Comunidad Valenciana y Cataluña son las que disponen de más kilómetros de red, superando, en los tres casos, los 50.000 km entre la red de abastecimiento y la de saneamiento. Por el contrario, comunidades autónomas de menor extensión como La Rioja, Cantabria, Navarra y Baleares son las que tienen una menor longitud de estas redes, todas ellas por debajo de 10.000 km entre la red de abastecimiento y la de saneamiento.

Respecto al desglose por estratos, la mayor longitud de redes la presenta el último estrato, el de los municipios más pequeños (16.498 km de red de aducción, 115.093 km de red de abastecimiento y 79.533 km de red de saneamiento), el cual concentra casi un 30% de la población y más del 90% de los municipios. A este le sigue el primer estrato (áreas metropolitanas), el cual representa, únicamente, un 4% de los municipios, pero casi un 30% de la población.

Si nos fijamos en las infraestructuras singulares, España cuenta con 1.640 ETAP, que se concentran, principalmente, en las comunidades autónomas con mayor número de municipios, como Castilla y León, Andalucía y Cataluña, las cuales concentran casi el 60% del total de ETAP del país. En consecuencia, la mayor parte de las ETAP (cerca del 90%) se encuentra en el estrato de los municipios más pequeños (menos de 20.000 habitantes), mientras que las áreas metropolitanas cuentan solo con un 1,5% del total de ETAP.

Respecto a los depósitos, existen 29.305, que se localizan, al igual que ocurría con las ETAP, en aquellas regiones con un mayor número de municipios (en este caso, Castilla y León, Andalucía y Cataluña concentran más del 40% de los depósitos del país). Igualmente, la mayor parte de los depósitos (más del 80%) se localiza en el estrato de los municipios de menor tamaño.

Por otro lado, el país cuenta con un total de 456 tanques de tormenta, ubicados, en gran parte, en las regiones más pobladas y más al norte del país (Cataluña, Madrid, Galicia, Castilla y León y País Vasco).

Por último, España dispone de 2.232 EDAR. Como puede observarse, entre las comunidades que cuentan con más EDAR destacan Andalucía, Comunidad Valenciana, Castilla-La Mancha y Cataluña.

Tabla 1

Inventario del parque actual de infraestructuras del ciclo urbano del agua en España

	REDES			INFRAESTRUCTURAS SINGULARES			
	Aducción (km)	Abasteci- miento (km)	Sanea- miento (km)	ETAP (n.º)	Depósitos (n.º)	Tanques de t. (n.º)	EDAR (n.º)
Total	23.789	248.245	189.203	1.640	29.305	456	2.232
CCAA:							
Andalucía		41.868	30.883	248	3.282	9	372
Aragón		5.953	5.090	111	2.368	17	94
Asturias		8.041	3.585	36	1.623	4	31
Canarias		13.988	5.690	93	940	5	92
Cantabria		3.123	2.416	20	637	10	26
Castilla y León		20.050	16.625	521	6.061	62	174
Castilla La Mancha		16.393	11.736	56	2.616	6	255
Cataluña		28.207	24.913	191	3.316	109	224
C. Valenciana		31.612	22.107	95	2.136	12	276
Extremadura		7.615	5.885	23	1.139	5	159
Galicia		21.093	18.874	88	1.952	62	130
Islas Baleares		4.638	3.600	38	411	–	80
Madrid		18.651	17.296	14	387	68	154
Navarra		4.212	3.679	10	829	21	45
País Vasco		9.877	8.878	54	870	46	45
Región de Murcia		10.954	6.845	29	367	12	47
La Rioja		1.971	1.102	13	371	8	28
Estratos:							
Áreas metropolitanas	2.230	44.875	38.566	26	957	–	–
Más de 100.000 hab.	1.504	33.332	27.722	46	952	–	–
50.000 - 100.000 hab.	1.045	22.274	18.047	41	553	–	–
20.000 - 50.000 hab.	2.512	32.672	25.335	96	1.524	–	–
Menos de 20.000 hab.	16.498	115.093	79.533	1.431	25.319	–	–

Fuente: Pérez Zabaleta *et al.* (2019).

3. ¿Cuál es el valor del parque infraestructuras del ciclo urbano del agua en España?

Para cifrar las necesidades de inversión en la renovación de infraestructuras es prioritario conocer el valor de las mismas. Para su valoración, siguiendo el estudio mencionado anteriormente, se utiliza el valor actual a nuevo, esto es, lo que costaría instalar de nuevo todo el capital incluido en dicho inventario.

Esto supuso un trabajo minucioso pues, en el caso de las redes, su valor actual a nuevo se obtuvo a partir de su longitud y composición (según el material y el diámetro), por un lado, y del precio del metro lineal de red correspondiente a cada tipo, por otro. Mientras que, para cada infraestructura singular, su valor actual a nuevo se estimó a partir de análisis de regresión que relacionaban el coste de las infraestructuras con sus características principales.

La Tabla 2 recoge el cálculo del valor actual a nuevo, expresado en millones de euros, para todos los componentes del parque de infraestructuras del ciclo urbano del agua en España. Los resultados se presentan para el total nacional, desglosados por comunidades autónomas y por estratos de población.

Como se ve en la tabla, el valor total del conjunto de redes e infraestructuras singulares existentes en España asciende a 207.492 millones de euros. De este valor, 5.138 millones de euros (2,5% del valor total) se corresponden con la red de aducción, 36.059 (17,4%) con la de abastecimiento y 128.917 (62,1%) con la de saneamiento. Por otro lado, las ETAP presentan un valor de 7.454 millones de euros (3,6%); los depósitos, de 12.188 (5,9%); los tanques de tormenta, de 1.413 (0,7%); las EDAR, de 14.466 (7,0%); las EBAP, de 686 (0,3%); y las EBAR, de 1.170 (0,6%).

En síntesis, el 82% se corresponde con las redes y, el 18% restante, con las infraestructuras singulares. Por otra parte, en lo que respecta a las fases de abastecimiento y saneamiento, las redes e infraestructuras singulares que pertenecen a la fase de abastecimiento representan un 30% del valor total, mientras que las que pertenecen a la fase del saneamiento, representan un 70% de este.

Por comunidades autónomas, Andalucía (16,27%), Cataluña (12,75%), Comunidad Valenciana (11,88%) y Madrid (10,87%) son las que presentan un mayor importe, algo que también se repite para las redes e infraestructuras singulares por separado, lo cual tiene su lógica por la extensión del territorio y por el número de habitantes. En el otro extremo, las comunidades autónomas que presentan un menor valor de infraestructuras son La Rioja, Cantabria, Navarra y Asturias, todas ellas por debajo del 2% del valor total del inventario.

Los resultados por estratos muestran que el estrato de los municipios más pequeños (menos de 20.000 habitantes) es el que acumula un mayor valor actual a nuevo (37,01% del total), seguido del estrato correspondiente a las áreas metropolitanas, con un 22,24%. Tal y como se vio en el apartado anterior, ambos estratos acumulaban la mayor parte de las redes e infraestructuras, al representar a gran parte de los municipios (en el caso del estrato de los municipios más pequeños) y de la población (en ambos casos), de manera que, consecuentemente, también acumulan un mayor valor actual a nuevo frente al resto.

Tabla 2
Valor actual a nuevo (en millones de euros) del inventario de infraestructuras del ciclo urbano del agua en España

	TOTAL INVENTA- RIO	REDES			INFRAESTRUCTURAS SINGULARES					
		Aducción	Abasteci- miento	Sanca- miento	ETAP	Depósitos	Tanques de t.	EDAR	EBAP	EBAR
Total	207.492	5.138	36.059	128.917	7.454	12.188	1.413	14.466	686	1.170
CCAA:										
Andalucía	33.752	779	5.750	21.692	1.151	1.633	27	2.384	124	212
Aragón	6.491	219	779	3.588	477	908	3	465	19	33
Asturias	4.448	107	983	2.393	163	478	11	272	15	26
Canarias	7.937	146	1.931	4.203	352	698	3	519	31	53
Cantabria	2.363	66	372	1.399	89	186	9	218	9	15
Castilla y León	18.816	671	2.427	10.776	2.110	1.685	155	894	36	62
Castilla La Mancha	12.092	420	1.970	7.754	224	725	12	905	30	51
Cataluña	26.446	624	4.114	16.737	894	1.406	364	2.005	111	190
C. Valenciana	24.648	550	4.004	16.389	438	1.161	67	1.841	73	125
Extremadura	6.295	202	904	4.135	99	337	18	556	16	27
Galicia	14.700	413	2.637	9.705	359	659	40	778	40	69
Islas Baleares	2.979	68	568	1.512	155	170	-	461	16	28
Madrid	22.558	364	4.966	13.721	404	756	513	1.575	96	163
Navarra	4.149	108	850	2.442	50	319	71	282	9	16
País Vasco	10.264	235	2.114	6.200	281	782	77	487	32	55
Región de Murcia	8.139	129	1.498	5.476	151	154	16	657	22	37
La Rioja	1.416	37	190	796	57	131	29	165	5	8
Estratos:										
Áreas metropolitanas	46.146	766	9.644	29.340	885	1.921	562	2.472	206	351
Más de 100.000 hab.	36.398	440	5.596	24.837	439	1.071	265	3.397	130	222
50.000 -100.000 hab.	22.590	281	3.756	15.549	199	588	493	1.536	69	118
20.000 - 50.000 hab.	25.565	341	5.368	15.895	241	989	59	2.441	86	146
Menos de 20.000 hab.	76.793	3.311	11.695	43.296	5.690	7.619	34	4.620	196	333

Fuente: Pérez Zabaleta *et al.* (2019).

4. ¿Cuál es la inversión necesaria en España en renovación de las infraestructuras del ciclo urbano del agua?

Teniendo en consideración el conocimiento de las infraestructuras existentes, en cuanto al inventario y su valor, el siguiente paso es conocer la inversión anual que debería realizarse en España para mantener, de forma sostenible durante todo su período de renovación, el conjunto de infraestructuras del ciclo urbano del agua. Siguiendo el estudio anterior, la necesidad de inversión se obtuvo a partir del coste de renovación y del período de renovación de cada una de las redes e infraestructuras singulares.

El coste de renovación de cada una de las redes e infraestructuras singulares es prácticamente igual a su valor actual a nuevo, solo que ajustado a las exigencias de la normativa vigente (como sustitución de unos materiales por otros, etc.). El coste de renovación anual se obtiene a partir del período de renovación de cada una de ellas y, ante la dificultad de conocer estos períodos de renovación con exactitud, el estudio consideró dos escenarios: uno en el que estos períodos de renovación se determinaron en base a criterios prácticos (encuestas a los trabajadores de las operadoras de agua) y otro en el que estos se estimaron a partir de criterios teóricos (premisas técnicas ideales, más optimistas en cuanto a la durabilidad de las infraestructuras).

La Tabla 3 presenta los resultados de los costes de renovación anual, estimados como el ratio entre los costes de renovación (en millones de euros) y los períodos de renovación (en años) para cada una de las infraestructuras. Los resultados se ofrecen para el total del inventario, para el conjunto de las redes y para el conjunto de las infraestructuras singulares, distinguiendo entre los valores obtenidos según los criterios prácticos (parte izquierda de la tabla) y según los criterios teóricos (parte derecha de la tabla).

Estos resultados representan la inversión anual que habría que realizar, en una situación ideal, para mantener estas redes e infraestructuras singulares de forma sostenible durante todo su período de renovación. Como puede observarse en la Tabla 3, esta inversión oscilaría entre los 2.221 millones de euros y los 3.858 millones de euros anuales para el conjunto de infraestructuras en España, dependiendo del criterio empleado para la obtención de los períodos de renovación.

Tabla 3

Coste de renovación anual (en millones de euros) del inventario de infraestructuras del ciclo urbano del agua en España

	CRITERIOS PRÁCTICOS			CRITERIOS TEÓRICOS		
	TOTAL INVENTA- RIO	TOTALES		TOTAL INVENTA- RIO	TOTALES	
		Redes	I. singulares		Redes	I. singulares
Total	3.858	2.874	984	2.221	1.590	632
CCAA:						
Andalucía	645	493	152	360	264	96
Aragón	111	67	45	72	42	30
Asturias	92	69	23	49	33	15
Canarias	159	117	41	87	60	27
Cantabria	45	31	14	26	17	9
Castilla y León	333	218	116	203	125	78
Castilla La Mancha	214	161	53	122	88	34
Cataluña	529	396	133	287	202	85
C. Valenciana	467	363	104	259	194	65
Extremadura	112	82	30	65	46	19
Galicia	284	232	52	156	122	33
Islas Baleares	72	48	25	38	23	15
Madrid	365	269	96	246	186	61
Navarra	72	53	19	44	32	12
País Vasco	172	131	41	106	79	28
Región de Murcia	160	128	32	86	67	19
La Rioja	27	17	10	16	9	7
Estratos:						
Áreas metropolitanas	747	577	169	498	389	108
Más de 100.000 hab.	722	555	167	401	299	102
50.000 -100.000 hab.	369	285	84	224	172	53
20.000 - 50.000 hab.	710	591	119	268	195	73
Menos de 20.000 hab.	1.311	866	445	831	535	296

Fuente: Pérez Zabaleta *et al.* (2019).

Como era de esperar, al igual que ocurría con el valor económico, las redes destacan con más del 70% del coste de renovación. Además, las comunidades autónomas que requieren de una mayor inversión anual para renovar todo el parque de infraestructuras son, de nuevo, Andalucía (360-645 millones de euros), Cataluña (287-529 millones de euros), Comunidad Valenciana (259-467 millones de euros) y Madrid (246-365 millones de euros), con más de la mitad del total de las necesidades de inversión anual en renovación. Y, en cuanto a los estratos, los municipios más pequeños son también los que presentan un coste de re-

novación más alto (831-1.311 millones de euros), dado el gran número de municipios y de población que representan.

De acuerdo con los datos presentados en el Estudio Nacional de AEAS de 2014, los operadores venían invirtiendo, con cargo a tarifas, 585 millones de euros anuales en renovación de las infraestructuras del ciclo urbano del agua (por 791 millones de euros destinados a obra nueva). Es decir, según las cifras presentadas en la Tabla 3, se estaría generando un déficit de inversión anual de entre el 74 y el 85% en relación con la renovación de estas infraestructuras. Además, la tendencia de las inversiones en estas infraestructura de agua en España no son alentadoras, ya que descendieron del 0,36% del PIB en el período 2007-2009, al 0,14% del PIB para el período 2014-2017 (AEAS, AGA, 2019).

5. ¿Qué mecanismos existen para la financiación de estas infraestructuras de agua?

Según el estudio de AEAS, AGA (2019), los principales mecanismos que existen en España para acometer la financiación de las infraestructuras del ciclo urbano del agua son los fondos de la UE (Fondo de Cohesión, FEDER y similares), los presupuestos de las administraciones públicas (estatal, autonómicas o locales), el endeudamiento de las operadoras de agua y la recaudación mediante tarifa.

En el caso de los fondos europeos, que han sido vitales para acometer inversiones en el sector del agua en décadas recientes (más de 11.000 millones de euros desde el año 2000), en el propio sector no se espera que España vaya a poder disponer de ellos para acometer las inversiones necesarias, debido a la convergencia económica de gran parte del país a las medias de la UE, así como a la entrada de otros países con menos recursos, que también compiten por estos fondos.

Algo similar ocurre con los presupuestos de las administraciones públicas, tanto de las administraciones central y autonómicas, como de las administraciones locales. En el caso de las primeras, su capacidad para incrementar gastos está muy limitada debido a la elevada deuda pública (100% del PIB) y a los déficits presupuestarios recurrentes. Y, en el caso de los municipios, diputaciones e instituciones similares, las posibilidades para incrementar el gasto también son muy limitadas dadas las circunstancias actuales, en especial, para los municipios pequeños y medianos, que son los que más lo necesitan, lo cual supone una situación preocupante.

Por lo que se refiere a las operadoras de agua, su capacidad para acometer estas inversiones a través de un mayor endeudamiento también está muy limitada y, en el caso de los grandes operadores que sí tendrían cierto margen de maniobra, su capacidad tan solo serviría para cubrir las necesidades de unos pocos años, pero, en ningún caso, durante el largo plazo que la situación demanda.

Ante esta situación, AEAS, AGA (2019) apuntan a la financiación vía tarifas como el mejor mecanismo para posibilitar la financiación de estas infraestructuras durante la próxi-

ma década. Entre los motivos que respaldan este argumento, en primer lugar, cabe destacar la obligación de cumplir con el principio de recuperación de costes y la contribución adecuada de los usuarios, a través de la tarifa, recogido en el artículo 9 de la Directiva Marco del Agua (DMA) (Directiva 2000/60/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre). En segundo lugar, existe un margen de subida importante en la tarifa del agua, al tener España una de las medias más bajas de Europa (2,2 €/m³ frente a la media europea de 3,5 €/m³). Y, por último, también apuntan que estos incrementos en la tarifa del agua son compatibles, en general, con todos los modelos de gestión, ya sean públicos, privados o mixtos.

La recuperación de costes, acompañada de una contribución adecuada por parte de los usuarios, es un pilar clave en cuanto a la gestión eficiente y sostenible de las infraestructuras del sector del agua. Y para cumplir adecuadamente con este principio de la DMA, resulta fundamental, por un lado, cuantificar adecuadamente dichos costes y, por otro, establecer tarifas adecuadas en términos de eficiencia y equidad, sin olvidar la importancia de trabajar con transparencia y en la concienciación de la ciudadanía para visibilizar la importancia de recuperar la totalidad de los costes de estos servicios (los financieros, los medioambientales y los del recurso), para poder mantenerlos de un modo sostenible en el tiempo.

Una tarifa bien diseñada e implementada, no solo garantiza una adecuada recuperación de todos los costes asociados al servicio (costes operativos, de infraestructuras, ambientales, etc.), sino que también incentiva un uso más eficiente y responsable de los recursos hídricos (bonificando el ahorro o penalizando los usos más intensivos del recurso). Sin embargo, en España, las tarifas tienen un nivel insuficiente y además presentan mucha variabilidad en todo el territorio, en función del tipo de uso y del municipio (debido a la deslocalización de los servicios de abastecimiento y saneamiento), según apuntan Pérez Zabaleta y Gracia de Rentería (2018).

A pesar de ello, desde AEAS, AGA (2019) confirman la viabilidad del incremento requerido en la tarifa (de 2,2 €/m³ a 3,62 €/m³) con el fin de acometer, en los próximos diez años, las inversiones necesarias para cubrir el déficit existente en materia de obra nueva y renovación de las infraestructuras del sector del agua, que cifran en 2.900 millones de euros anuales.

6. Conclusiones

Las necesidades de inversión en los sistemas urbanos de abastecimiento y saneamiento deben incluirse como un elemento fundamental en los planes estratégicos de inversión de las administraciones y demás entidades involucradas en su conservación y, en la medida de lo posible, deben ser cuantificables en todos los ámbitos de gestión (municipal, supramunicipal, autonómico y nacional). Dentro de este sector, la inversión destinada a obra nueva ha venido centrando una mayor atención en los últimos años, sin embargo, la renovación de las infraestructuras existentes no ha sido tan visible, a pesar de su envejecimiento.

Ante esta situación, se espera que el conocimiento recogido por este trabajo acerca de los elementos que componen el parque de infraestructuras del ciclo urbano del agua y su valor económico, 207.492 millones de euros (16,7% del PIB español en 2019 a precios corrientes), sumado a las necesidades de inversión en renovación en este sector, permita aumentar la visibilidad de la importancia de acometer estas inversiones. Unas inversiones cifradas entre los 2.221 millones de euros y los 3.858 millones de euros, que equivalen al 0,18 y al 0,31% del PIB español en 2019, respectivamente.

Además, también se han detallado los principales mecanismos existentes para acometer dichas inversiones, consistentes en los fondos europeos, los presupuestos de las administraciones públicas (central, autonómicas y locales), el endeudamiento de las operadoras de agua y el incremento tarifario. En este sentido, la recaudación vía tarifa se posiciona como la mejor alternativa (dadas las circunstancias actuales en España) para acometer dichas inversiones en los próximos diez años, de manera que se promueva la transparencia, así como el cumplimiento del principio de recuperación de costes de la DMA con una contribución adecuada por parte de los usuarios.

Solo así, mediante una correcta cuantificación de los costes a recuperar y del adecuado diseño e implementación de los mecanismos de financiación que mejor se ajusten a las posibilidades de cada país o región, será posible mantener las infraestructuras del sector del agua, de un modo sostenible, garantizando su adecuado funcionamiento para las generaciones presentes y futuras.

La concienciación e implicación ciudadana en cuanto a la necesidad de ahorro de agua, de la protección del recurso y de la asunción del coste real del servicio por parte de los usuarios son cuestiones fundamentales para que las medidas adoptadas tengan éxito.

Bibliografía

- AEAS, AGA (2019). «Hacia una financiación más eficiente de las infraestructuras del ciclo urbano del agua en España». *Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento (AEAS) y Asociación de Gestoras de Agua (AGA)*. Madrid.
- ASCE (2011). «Failure to act. The economic impact of current investment trends in water and wastewater treatment infrastructure», *American Society of Civil Engineers*, Washington.
- A. T. Kearney (2015). «Áreas prioritarias para una inversión sostenida en infraestructuras en España», *A. T. Kearney*, Madrid.
- AWWA (2014). «State of the water industry», *American Water Works Association Report*, Denver.
- Bluefield research (2016). «Europe municipal water infrastructures: Utility strategies and CAPEX forecast, 2016-2025», Barcelona.
- CCA, CPWA, CSCE, y FCM (2012). «The Canadian infrastructure report card. Vol 1. Municipal roads and water systems», *Canadian Construction Association (CCA), Canadian Public Works Association (CPWA), Canadian Society for Civil Engineering (CSCE), and Federation of Canadian Municipalities (FCM)*.

- CEOE (2013). «La inversión en infraestructuras públicas en España. Propuesta de mejora del marco legal y la práctica de la contratación pública de concesiones y colaboración público-privada», *Confederación Española de Organizaciones Empresariales*, Madrid.
- Davis, P., Sullivan, E., Marlow, D., y Marney, D. (2013). «A selection framework for infrastructure condition monitoring technologies in water and wastewater networks», *Expert Systems with Applications*, 40: 1947-1958.
- EPA (2013). «Drinking water infrastructure needs survey and assessment. Fifth report to congress», *United States Environmental Protection Agency Report*, Washington.
- Heymann, E., Lizio, D., y Siehlow, M. (2010). «World water markets. High investments requirements mixed with institutional risks», *Deutsche Bank Research*, Frankfurt.
- London Assembly (2003). «London's water supply, a report by the London Assembly's Public Service Committee», *Greater London Authority*, Londres.
- Ministerio para la Transición Ecológica (MITECO) (2018). Síntesis de los planes hidrológicos españoles. Segundo ciclo de la DMA (2015-2021)
- NAO (2015). «The economic regulation of the water sector», *National Audit Office Report*, Londres.
- OECD (2006). «Infrastructure for 2030. Telecom, land transport, water and electricity», *OECD Publishing*, Paris.
- OECD (2014). «Cities and climate change. National governments enabling local actions. Policy Perspectives», *OECD Publishing*, Paris.
- Pérez Zabaleta, A. y Gracia de Rentería, P. (2018). «La colaboración público-privada en la recuperación de costes de los servicios del ciclo integral del agua», *Revista del Instituto de Estudios Económicos*, N.º 1, 2018. «La colaboración público-privada en la gestión de los servicios públicos», pp. 267-283
- Pérez Zabaleta, A., Gracia de Rentería, P., Ballesteros, M., Pérez Foguet, A., Ezbakhe, F. y Guerra-Librero, A. (2019). «Análisis de las necesidades de inversión en renovación de las infraestructuras del ciclo urbano del agua». *UNED*. Madrid.
- PWC (2014). «La gestión del agua en España, análisis de la situación actual del sector y retos futuros», *PricewaterhouseCoopers Report*, Madrid.
- Ray, C., y Jain, R. (2014). «Water infrastructure development for resilience», en Jain. C. R. (ed.), *Low cost emergency water purification technologies*, Butterworth-Heinemann, Oxford.

Bloque 3

Costes, precios y fiscalidad

La desalación del agua en España

DOMINGO ZARZO MARTÍNEZ

Presidente de la Asociación Española de Desalación y Reutilización (AEDyR)

Recibido: Noviembre 2020

Aceptado: Noviembre 2020

Resumen

España es uno de los países con mayor capacidad instalada de desalación a nivel mundial y cuenta con un sólido sector conformado por diseñadores, constructores, operadores, empresas públicas, administraciones y centros de investigación. La capacidad de desalación instalada (aproximadamente 5 millones de m³/día), podría potencialmente suministrar agua para una población de 34 millones de habitantes.

En este artículo se describirá la historia de la desalación en España, así como la situación actual y sus perspectivas futuras, incidiendo en los costes de implantación y operación, así como en los motivos de la fuerte implantación del uso del agua desalada para agricultura.

Palabras clave: desalación, costes de la desalación, salmueras, ósmosis inversa.

Clasificación JEL: Q25, L95, O13.

Abstract

Spain is one of the countries with the highest installed desalination capacity worldwide and features a strong sector made up of designers, builders, operators, public companies, authorities and research centers.

In this paper the history of desalination in Spain will be described, as well as the current situation and its future prospects, focusing on the costs of implementation and operation, as well as the reasons for the strong implementation of the use of desalinated water for agriculture.

Keywords: Desalination, desalination costs, brines, reverse osmosis.

JEL Classification: Q25, L95, O13.

1. Introducción

Los recursos hídricos conocidos generalmente como no convencionales, como la desalación y la reutilización, se han convertido en un complemento imprescindible de la planificación hidrológica y en mayor medida en aquellos países que, como España, sufren importantes sequías periódicas y un déficit estructural de agua en determinadas regiones. Esta

situación es y será agravada asimismo por los efectos del cambio climático, por lo que es previsible un crecimiento importante de estas tecnologías en los próximos años.

De acuerdo con datos recientes de la *International Desalination Association* (IDA, 2019), existen en el mundo aproximadamente 18.000 desaladoras que producen más de 100 millones de metros cúbicos al día de agua desalada. Aproximadamente un 60% proviene de aguas marinas, siendo el resto procedente de aguas salobres de distinto origen (ríos, lagos, aguas subterráneas, agua residual, etc.).

El año 2020 ha sido, contrariamente a lo que se podría pensar por la crisis sanitaria y económica, el de mayor contratación de capacidad de desalación a nivel mundial, con 6,4 millones de m³/día ya en el primer semestre del año, y otros 3,4 millones adicionales contratados hasta octubre de 2020 (IDA, 2020).

La tecnología de desalación predominante en la actualidad es la ósmosis inversa (abreviadamente RO, del inglés *reverse osmosis*), por medio de membranas semipermeables sometidas a presión. Las tecnologías basadas en la evaporación y posterior condensación del agua están desde hace años en franco retroceso incluso en los países del Golfo Pérsico, donde han sido aplicadas tradicionalmente, por su mayor consumo energético.

Los países con mayor capacidad de producción mundial de agua desalada son los del Golfo Pérsico, con Arabia Saudí a la cabeza, seguidos de Estados Unidos y España, que representa la quinta posición en capacidad desalada a nivel mundial y primera de Europa. Asimismo, las empresas y la industria española representan una fuerte potencia en el mercado de la desalación y del agua en general, con 6 empresas españolas en la clasificación de las 20 mayores empresas desaladoras del mundo (IDA, 2019).

Como se ha comentado, la desalación sigue creciendo a pesar de la crisis, y los proyectos en el Golfo Pérsico, incluyendo Emiratos Árabes, pero especialmente en Arabia Saudí, representan casi la mitad de las previsiones de crecimiento de desalación mundial entre los años 2020 y 2025 (IDA, 2020).

2. Aspectos generales de la desalación

2.1. Aspectos técnicos

Como se ha comentado anteriormente la tecnología de desalación más utilizada en la actualidad es la ósmosis inversa. Esta tecnología se basa en aplicar presión (por medio de una bomba) sobre las membranas para producir un agua libre de sales (agua desalada, permeado o producto) y un rechazo (concentrado o salmuera) donde se concentran las sales extraídas del sistema. Las plantas desaladoras cuentan además con sistemas de captación de agua, pretratamientos (físicos y químicos) para proteger a las membranas, así como un post-tratamiento para adecuar el agua desalada al uso al que vaya destinada.

Para obtener la presión necesaria para el sistema es necesario aportar a las bombas de alta presión (y a los demás sistemas) energía eléctrica. El consumo energético de estas instalaciones se encuentra en la actualidad en el entorno de 3-3,5 Kw-h por cada m^3 de agua producida (en general inferior a 4 en las nuevas instalaciones incluyendo los sistemas auxiliares y otros bombeos) y ha ido reduciéndose desde valores superiores a 20 Kw-h/ m^3 en los años 60 del pasado siglo hasta los valores actuales (Zarzo y Prats, 2018), gracias a las mejoras en la química y configuración de las membranas y en los sistemas de recuperación de energía residual de la salmuera.

El consumo de energía es el mayor coste de producción de agua desalada, por lo que su reducción es el factor clave para la reducción del precio del agua desalada. Lamentablemente no es posible producir agua desalada procedente del mar con un consumo inferior a 1 Kw-h/ m^3 debido a motivos termodinámicos (el trabajo necesario para desalar agua es igual al trabajo necesario para disolver las sales en agua, y este es el valor de 1 Kw-h/ m^3 que es el calculado de forma aproximada para la salinidad del agua de mar).

En los últimos tiempos se ha investigado en la posibilidad de reducir este consumo mediante la implantación de las llamadas tecnologías emergentes (*forward osmosis*, pervaporación, destilación de membrana, membranas de grafeno, etc.) pero éstos intentos han fracasado debido a la barrera termodinámica del límite de consumo mínimo, y si bien estas tecnologías no se han podido implantar a gran escala ni es esperable que puedan sustituir a la ósmosis inversa en un futuro próximo, si se les ha encontrado aplicaciones interesantes, como es el uso de sistemas híbridos, la producción de energía por la mezcla de corrientes de alta salinidad con aguas dulces o tratamientos para las salmueras.

2.2. Aspectos ambientales y sanitarios

Las sales extraídas de los sistemas de desalación, conocidas como rechazos o salmueras, deben ser devueltas al mar tras el proceso de desalación. En general, hay una cierta preocupación acerca de la potencial toxicidad o impacto negativo de las salmueras sobre el medio marino y recurrentemente se producen publicaciones en los medios de comunicación de masas alertando de estos riesgos, fomentados por los detractores de la desalación. En realidad, antes del diseño y construcción de las desaladoras se realizan rigurosos estudios de impacto ambiental y modelización matemática de los vertidos y su mezcla con el agua de mar, cuyos resultados son aplicados a la construcción de plantas por medio de la instalación de sistemas de mezclado previo con agua de mar y vertido por medio de difusores, que garantizan la mezcla rápida de la salmuera con el agua marina eliminando el riesgo para las especies marinas más sensibles y para el medio marino en general. Del mismo modo, durante la fase de operación de las instalaciones se implementan planes de vigilancia y monitorización ambiental continua para descartar los impactos y, en caso de producirse, adoptar las medidas correctoras necesarias.

En este sentido, es interesante ver cómo han ido cambiando los criterios de control de vertidos (que se han plasmado en las declaraciones de impacto ambiental) por parte de las

administraciones españolas con el tiempo y la experiencia, lo cual queda reflejado en el reciente artículo de Sola *et al.* (2019), donde se puede observar la gran disparidad de criterios aplicados que a menudo han incluido requerimientos, parámetros y controles sin demasiado sentido o criterio científico.

Uno de los problemas más importantes de las salmueras se presenta realmente en las plantas de interior, donde es complicado gestionar los vertidos y donde no hay una solución técnica y económicamente viable para todos los casos. El vertido líquido cero, por medio de la evaporación-cristalización, es inviable económicamente en muchos casos y soluciones como la inyección en acuíferos profundos (que se usa por ejemplo en antiguos pozos de petróleo en Texas), vertido a cauces naturales o redes de alcantarillado tienen en general un gran impacto negativo, dejando quizá como la solución potencial más prometedora la obtención y producción de sales y productos químicos a partir de las salmueras (Zarzo, 2018), que a nivel internacional se ha bautizado en el sector como «brine mining» (minería de la salmuera).

Respecto a los aspectos sanitarios de la desalación, es decir, como afecta el uso de agua desalada para abastecimiento humano, indicar que el agua desalada es un agua de excelente calidad, libre de todo tipo de contaminantes, incluida la contaminación microbiológica, siendo en muchos casos únicamente necesaria su remineralización (es decir, básicamente añadir sales, como Calcio y Magnesio), para adecuar su calidad a la requerida por la legislación de aguas potables (el RD140/2003 en el caso de España). Estos aspectos están muy estudiados y han sido contemplados por la Organización Mundial de la Salud en su informe «Desalination for safe water supply. Guidance for the Health and Environmental Aspects Applicable to Desalination» (WHO/SDE/WSH, 2017). En el caso concreto de la aplicación del agua desalada para agricultura, también la FAO publicó sus recomendaciones para este uso (FAO, 2004).

2.3. Aspectos económicos

Los costes de la desalación tienen múltiples componentes que podemos clasificar en dos grupos;

- 1) Costes de inversión, relacionados con la implantación de la instalación y que incluyen proyectos, autorizaciones y licencias, costes de diseño, construcción y puesta en marcha, costes financieros, seguros, garantías, etc.
- 2) Costes de producción de agua desalada, que incluyen los costes financieros y de amortización de las instalaciones, costes de personal, productos químicos, consumibles, reposición de membranas, mantenimiento de las instalaciones, tratamiento de efluentes y residuos, costes ambientales, etc.

Respecto a los costes de inversión de las desaladoras, estos han variado mucho con el tiempo y tienen una fuerte dependencia de los costes locales de personal, obras civiles o costes financieros. En la tabla 1 se puede ver una relación de costes de inversión de proyec-

tos de grandes desaladoras de agua de mar por ósmosis inversa en distintos países y años y con distintas fórmulas contractuales.

Tabla 1

Costes de inversión y operación de distintas desaladoras de agua de mar por ósmosis inversa

Planta	País	Año construcción	Capacidad (m ³ /día)	Inversión (millones €)	Ratio (€/m ³ /día instalado)	Tarifa producción (€/m ³)	Tipo de contrato
Larnaca	Chipre	2001	52.000	47	904	0,64	EPC
Ashkelon	Israel	2005	396.000	182	460	0,45	BOT
Singspring	Singapur	2005	136.380	100	733	0,42	BOO
Honaine	Argelia	2005	200.000	194	970	0,65	BOT
Perth	Australia	2006	143.000	333	2329	1,01	BOD
Aguilas	España	2008	210.000	290	1381	0,50	EPC+O&M
Skikda	Argelia	2009	100,00	95	950	0,64	DBO
Beni Saf	Argelia	2010	200.000	132	660	0,60	DBO
Chennai	India	2010	100.000	78	780	0,89	BOT
Limassol	Chipre	2012	40.000	47	1175	0,75	BOT
SSDP (Perth II)	Australia	2012	306.000	517	1690	0,35	Alliance
Quingdao	China	2013	100.000	116	1160	0,61	EPC+O&M
Tuaspring	Singapur	2013	318.500	546	1714	0,31	BOOT
Ashdod	Israel	2014	384.000	320	833	0,46	EPC
Torre vieja	España	2014	240.000	341	1420		EPC+O&M
Tenes	Argelia	2015	200.000	199	995	0,51	DBO
Tuas III	Singapur	2018	136.000	187	1375	0,46	DBOO
Shuqaiq 3	Arabia Saudí	2021	450.000	516	1147	0,45	BOT
Rabigh	Arabia Saudí	2022	600.000	559	932	0,47	DBO
Taweelah	EAU	2022	900.000	473-1.032	526-1147	0,42	BOT

Fuente: tabla ampliada y adaptada de (Cosin, 2019). Valores en dólares transformados a euros al cambio actual (julio 2020).

Aunque es muy difícil generalizar acerca de los costes de inversión de la desalación ya que cada planta puede ser muy diferente a las demás (por tener distintos sistemas de captación, pretratamiento, tipología de obra civil, depósitos, distancia al mar, bombeos, etc.) y los costes son muy variables dependiendo del país, de esta tabla podemos extraer algunas conclusiones interesantes:

- Los formatos de contrato de tipo concesional a largo plazo (BOT, BOD, BOO, DBO, DBOO), normalmente a 20-25 años, son los más utilizados a nivel internacional para las grandes desaladoras. Sin embargo estas fórmulas de participación público-privada han sido muy poco utilizadas en España en el sector del agua,

donde han predominado los EPC (diseño y construcción) o EPC seguida de algunos años de operación.

- Las ratios de construcción oscilan entre 460 y 2.329 euros por cada m³/día instalado, con un valor medio de 1.121.
- En estas instalaciones hay evidentemente economía de escala, aunque los costes de inversión son más dependientes del país que del tamaño de la planta o su año de construcción. En países con elevados costes de mano de obra, las inversiones son relativamente muy superiores (como ocurre de forma muy evidente en Australia) a las de países como los de Oriente Medio, Norte de África o China.
- En los últimos 5 años ha habido una fuerte competencia en el sector (sobre todo por parte de empresas asiáticas o de Oriente Medio) llegando a ofrecer precios de agua desalada en formatos concesionales por debajo de los 0,5 €/m³, incluida la amortización de la instalación. Destaca, entre los últimos proyectos, el de Soreq 2, en Israel, que ha sido contratado con una tarifa de 0,405 dólares/m³.

En la tabla anterior no se han incluido instalaciones de agua salobre, pero en general sus costes de inversión son muy inferiores debido a que no es necesario utilizar materiales especiales de construcción anticorrosión (como las aleaciones de aceros duplex y superduplex de altísima calidad utilizadas para los bombeos y tuberías de alta presión) y se trabaja a presiones muy inferiores, por lo que los equipos e instalaciones representan una menor inversión. En el caso de las plantas de evaporación (que tampoco se han incluido en la tabla 1) los costes de inversión son mucho más elevados debido al uso de materiales anticorrosivos que además deben trabajar en condiciones de altas temperaturas (como el titanio).

Los costes de producción de agua desalada por ósmosis inversa tienen los siguientes componentes típicos:

- Costes fijos (que no dependen de la producción de la instalación):
 - Amortizaciones.
 - Personal.
 - Mantenimiento.
 - Costes de administración, análisis, seguros, tasas e impuestos.
 - Término fijo de la energía.
 - Otros.
- Costes variables (que son dependientes de la producción):
 - Término variable de la Energía.
 - Productos químicos.
 - Reposición de membranas.

- Consumibles.
- Extracción de residuos.
- Componente variable del mantenimiento.
- Costes ambientales (vigilancia ambiental, etc.).
- Otros.

La proporción que representa cada uno de estos costes sobre el coste final del agua desalada tiene una composición más o menos típica y, a modo de ejemplo, ha sido analizada por Acuamed (Aguas de las Cuencas Mediterráneas, la empresa pública gestora de las grandes desaladoras en España) para las desaladoras españolas de agua de mar gestionadas por esta entidad (y que representan una gran parte de las grandes plantas españolas), con los siguientes resultados (De Miguel, 2019):

- Distribución de los costes totales: Amortización más costes financieros (19%), producción de agua (67%) y distribución de agua desalada (14%).
- Distribución de los costes de producción de agua desalada: Amortización más costes financieros (18%), operación y mantenimiento (19%), energía (61%) y otros (2%).
- Distribución de costes fijos/variables: Amortización más costes fijos (19%), costes fijos (21%), costes variables (60%).

Es de destacar el elevado porcentaje del coste que supone la energía en la producción de agua desalada, representando entre el 40 y el 60% de los costes de producción (Zarzo y Prats, 2018). Esto se debe al mayor consumo eléctrico que representa la bomba de alta presión para producir el agua desalada, como ya se comentó anteriormente.

De acuerdo a la experiencia del autor (con más de 100 instalaciones diseñadas y construidas), los costes de producción de agua típicos para grandes desaladoras de agua de mar en la actualidad están en el entorno de 0,4-0,6 €/m³, con valores que se incrementan hasta 0,8-1,2 €/m³ si incluimos la amortización. Sin embargo hemos visto que nos encontramos en los últimos tiempos valores de licitación de grandes desaladoras internacionales por debajo de 0,5 dólares/m³ incluida la amortización (ver tabla 1), lo cual implica una dudosa rentabilidad de estos proyectos.

En la tabla 1 podemos encontrar asimismo valores de costes de producción de agua desalada entre 0,31 y 1,01 €/m³, con un promedio de 0,56 €/m³, que representan rangos de valores similares a los valores anteriores descritos. De acuerdo con datos procedentes de la Asociación Española de Desalación y Reutilización (AEDyR, 2018), los precios medios de desalación de agua de mar en España actuales se encuentran entre 0,6 y 1 €/m³.

En aguas salobres los costes son muy inferiores debido al menor consumo de energía, con valores muy variables dependiendo de la salinidad, pero que pueden estar en el entorno de 0,15-0,3 €/m³, dependiendo de la salinidad del agua a tratar. La única diferencia en cos-

tes entre una planta de agua salobre y de mar es debido al consumo de energía, siendo el resto de costes muy similares.

Los costes de operación están muy fuertemente influenciados por el tamaño de la instalación (economía de escala), las distancias entre captación, planta y distribución, y sobre todo por el coste de la mano de obra local y el precio de la energía en el país de implantación. Otro factor muy importante en el precio del agua es el factor de productividad; cuando nos alejamos del valor del 100% de producción, el precio por metro cúbico se incrementa dado que los costes fijos son independientes de la producción.

3. La desalación en España

3.1. Historia de la desalación en España

La desalación tiene unos orígenes mucho más antiguos de lo que se piensa habitualmente; las primeras referencias históricas nos remontan hasta Aristóteles o Plinio el Viejo, que ya desarrollaron estudios sobre desalación y los alquimistas egipcios, que usaban alambiques para destilación. Posteriormente las legiones romanas usaron evaporación solar para abastecerse de agua en sus campañas en África, almacenando agua en balsas de poca profundidad de las que se recogía posteriormente el agua condensada.

Los vikingos también usaron la tecnología de «capturadores de niebla», utilizando las velas de los barcos para recoger el rocío o humedad ambiente durante sus travesías. Esta tecnología aún se utiliza en algunas zonas desérticas y todavía pueden verse en la actualidad en la cordillera andina.

En España, muchos de los avances científicos de los árabes, que también experimentaron con alambiques, llegaron a través de las universidades, como la de Toledo, incluyendo las tecnologías de destilación y evaporación (Gabbrielli, 2018). Posteriormente hay numerosas referencias de producción de agua en los barcos entre los siglos XV y XVII, por medio de dispositivos rudimentarios (destiladores alimentados por leña o carbón) hasta que la llegada de la revolución industrial, con el desarrollo de la máquina de vapor, introdujo la desalación por evaporación en los barcos de modo más tecnológico, y que se extendió posteriormente a aplicaciones industriales y pequeñas desaladoras.

El uso de las membranas es relativamente reciente; en 1748 el eclesiástico y físico francés Jean Antoine Nollet estudió el paso del agua a través de membranas semipermeables y algunos años más tarde Henri Dutrochet, médico, biólogo y fisiólogo francés, fundó la teoría celular y descubrió el proceso de la ósmosis. Ninguno de estos estudios resultó en aplicación práctica (y permanecieron casi como curiosidades de laboratorio) hasta los años 60, cuando los investigadores Sydney Loeb y Srinivasa Sourirajan desarrollaron en California las primeras membranas planas de ósmosis inversa de acetato de celulosa, abriendo así paso al desarrollo de las membranas comerciales que tuvieron su desarrollo a gran escala a partir de los años 80.

En España, la primera desaladora construida «en tierra» fue una pequeña desaladora de agua de mar en Lanzarote en el año 1964. Este fue el comienzo del desarrollo de la desalación en las Islas Canarias, que daría el salto posteriormente a las Islas Baleares y finalmente a la Península.

En los años 70 se instalaron diversas plantas en las islas Canarias, primero para hoteles y zonas turísticas y de ocio y luego ya en los años 80 para la agricultura, incluyendo las tecnologías de ósmosis inversa (de agua de mar y salobres) y la electrodiálisis reversible (para aguas salobres y residuales).

En los años 80 empiezan a construirse también algunas plantas para agua potable en la península incluyendo plantas de agua de mar y de salobre, que fueron progresivamente aumentando de tamaño.

En las provincias de Almería, Murcia y Alicante, con la sequía de los años 90, se instalaron alrededor de 300 unidades de plantas privadas para agricultura de pequeña producción (500-5.000 m³/día) (Zarzo *et al.* 2013). En aquel momento, la agricultura era extremadamente dependiente de los trasvases, y con la sequía, se buscaron otras alternativas como la desalación para la supervivencia del sector. En general se trataba de plantas desalando agua subterránea salobre, aunque se instalaron algunas de agua mar en las Islas Canarias. La mayoría de estas instalaciones fueron con tecnología de ósmosis inversa, aunque en las Islas Canarias se construyeron alrededor de 20 plantas de electrodiálisis reversible, con tamaños entre 1.000-5.000 m³/día (Zarzo *et al.* 2013). Los agricultores del levante español continuaron incrementando la capacidad de desalación hasta construir plantas de tamaño importante, como las de las Comunidades de Regantes de Cuevas de Almanzora, Mazarrón o Rambla Morales.

Entre los años 2004 y 2011 el gobierno de España (por medio del Ministerio de Medio Ambiente, actual Ministerio de la Transición Ecológica) desarrolló el programa AGUA, con el fin de implantar un buen número de proyectos de desalación (alrededor de 25 plantas con capacidad cercana a los 700 hm³/año) en la costa Mediterránea para suplir el déficit hídrico de la región en contraposición a la política de trasvases promovida por los gobiernos anteriores. Esto supuso un enorme crecimiento de la desalación hasta la capacidad actual instalada, cifrada en alrededor de 5 millones de m³ al día, que si se destinasen íntegramente a la producción de agua potable podrían abastecer a una población de 34 millones de personas (AEDyR, 2018). En la actualidad se estima que en España hay más de 770 desaladoras mayores de 100 m³/día, con más de 100 mayores de 10.000 m³/día (AEDyR, 2018). Las mayores plantas de desalación de agua de mar en España son la de Torrevieja (240.000 m³/día) y Águilas (210.000 m³/día) y en el caso de aguas salobres, las potabilizadoras de El Atabal, en Málaga (200.000 m³/día) y Abrera, en Barcelona (200.000 m³/día), que además es la planta más grande del mundo con la tecnología de electrodiálisis reversible.

En la actualidad la mayor parte de las grandes desaladoras están en operación, aunque no al total de su capacidad. Algunas instalaciones, como la de Águilas, tienen importantes convenios con los regantes que garantizan su funcionamiento con un muy alto porcentaje de productividad (básicamente destinado a agricultura, para las Comunidades de Regantes

de Lorca, Pulpí y Águilas), pero otras, como las de Muchamiel, Sagunto, Oropesa o Moncofar están infrautilizadas. En la tabla 2 puede verse el estado actual de las desaladoras de mayor tamaño en España gestionadas por Acuamed (De Miguel, 2019).

Tabla 2

Situación actual de las grandes desaladoras de agua de mar de Acuamed (excepto Atabal, que es de agua salobre) en España

Desaladora	Demarcación	Provincia	Capacidad de producción hm ³ /año)	Estado de la actuación
Oropesa	Júcar	Castellón	18	Explotación sin producción
Moncófar	Júcar	Castellón	10	Explotación sin producción
Sagunto	Júcar	Valencia	8	Explotación sin producción
Mutxamel	Júcar	Alicante	18	Explotación
Torreveja	Segura	Alicante	40/80	Explotación
Valdelentisco	Segura	Murcia	48	Explotación
Águilas	Segura	Murcia	60	Explotación
Bajo Almanzora	Sur	Almería	0/15	En obra
Carboneras	Sur	Almería	42	Explotación
Campo de Dalías	Sur	Almería	30	Explotación
Marbella	Sur	Málaga	20	Explotación
Atabal	Sur	Málaga	60	Explotación
Total			354/394/409	

Adicionalmente a las grandes desaladoras gestionadas por Acuamed, debemos considerar asimismo como relevantes, ya que representan caudales importantes, las desaladoras de Alicante y San Pedro del Pinatar de los Canales del Taibilla, y las desaladoras en las Islas Canarias y Baleares, Ceuta y Melilla, gestionadas por los gobiernos de estas Comunidades.

Como era de esperar la distribución de agua desalada en las diferentes Cuencas Hidrográficas (y por tanto en las distintas regiones de España) es muy diferente. Para el período 2012-2015 se produjeron 159 hm³/año en la Cuenca del Segura, 129 hm³/año en las Islas Canarias, 44 hm³/año en las Cuencas mediterráneas andaluzas, 35 hm³/año en el Júcar, 28 hm³/año en las Islas Baleares, 17 hm³/año en las Cuencas internas de Cataluña, 8 hm³/año en Melilla y 7 hm³/año en Ceuta (Cabrera *et al.*, 2019).

La mayor parte de las pequeñas plantas desaladoras construidas por Comunidades de Regantes o agricultores particulares en los años 90 están en la actualidad fuera de operación debido a diversos motivos (falta de autorizaciones, problemas de gestión de salmueras, etc.) pero en los últimos años agrupaciones de empresarios agrícolas de las provincias de Murcia

y Almería están planeando proyectar varias grandes desaladoras de agua de mar propias para reducir su dependencia de los trasvases.

Aparte de las instalaciones de agua de mar, es de destacar la creciente implementación de membranas de desalación para la mejora de las aguas superficiales (incluso en grandes plantas, como las ETAP del Tajo, El Atabal y Abrera) y también para tratamientos terciarios de aguas residuales (como las de las EDAR de Rincón de León en Alicante o la EDAR de Benidorm).

3.2. La desalación para agricultura en España

Mientras que el uso del agua desalada para la agricultura es una actividad prácticamente irrelevante a nivel mundial, no representando más del 2% del total de los usos (IDA, 2015), España es una rareza en este sentido, siendo el país de mayor utilización para esta aplicación, con valores superiores al 21% (Zarzo *et al.*, 2013).

En España, el déficit hídrico estructural ha llevado a las Comunidades de Regantes y empresas agrícolas del levante español a contar con la desalación como parte de sus recursos de agua, integrando aguas superficiales procedentes de trasvases, aguas subterráneas, agua reutilizada y agua desalada (salobre y de mar), obteniendo además así un precio razonable gracias a la mezcla de todos estos aportes. Además, los altos retornos de inversión de los cultivos de invernadero, altamente tecnificados con productos «fuera de temporada», hacen que el coste del agua desalada sea asumible dentro de los costes de producción para este sector de productos de alta calidad.

Debemos destacar asimismo que está demostrado que el uso del agua desalada para la agricultura incrementa la productividad y la calidad de los productos. Por ejemplo, en un estudio propio del año 1997 no publicado, observamos que, sustituyendo el agua subterránea utilizada hasta aquel momento por agua desalada se incrementaba la producción para naranjas de la variedad Navel entre valores del 10 al 50%, reduciéndose además en un 20% la cantidad de agua requerida. Asimismo el proyecto de investigación LIFE Deseacrop (Deseacrop, 2020) ha demostrado la mayor producción y la mayor calidad de productos agrícolas regados con agua desalada, en este caso en cultivos sin suelo (hidropónicos).

La desalación para agricultura tiene una serie de peculiaridades que la hacen diferente a la aplicación a otros usos, como son sus menores requerimientos en la calidad del agua y de post-tratamiento, en mano de obra, productos químicos y reemplazo de membranas, capacidad para regular la producción gracias a los sistemas de almacenamiento (pudiendo así aprovechar tarifas eléctricas más favorables) y simplicidad. Estas medidas permiten por ello obtener unos costes más reducidos que las plantas diseñadas para la producción de agua potable para abastecimiento (que deben contar además con otras medidas de seguridad adicionales).

Frente a todas las ventajas de la desalación para agricultura también hay algunos inconvenientes (en este caso de origen químico), como la presencia de Boro en el agua de mar

(y en menor medida en el agua producto) que es tóxico para algunos cultivos, y cuya eliminación supone sobrecostes, así como el desequilibrio químico del agua, representado por el SAR (la relación de absorción de sodio), que, en caso de ser elevado (como en las aguas desaladas sin remineralizar) implica riesgo de impermeabilización de los suelos. En general ambos problemas se resuelven en el caso de la aplicación agrícola por medio de la mezcla de aguas de diferentes orígenes, reduciendo adicionalmente el coste global del agua producida. En la Tabla 3, podemos observar los distintos aportes y precios de agua correspondientes a una Comunidad de Regantes de la provincia de Almería, incluyendo el suministro de agua desalada, que refleja esta estrategia de mezcla para reducir costes y mejorar la remineralización.

Tabla 3**Dotaciones, precios y mezclas de agua en una Comunidad de Regantes en Almería**

Fuente de agua	Dotación (hm ³ /año)	Conductividad del agua (μS/cm)	Coste del agua (€/m ³)
Trasvase Tajo-Segura	5,32	2.000	0,11
Trasvase Negratín	5	1.300	0,23
Subtotal	10,32	1.661	0,17
Pozos	1,5	3.500	0,09
Agua desalada	4,5	300	0,34
Subtotal con agua desalada	16,32	1.455	0,21

Fuente: elaboración propia.

En la Tabla 4 podemos observar el gran crecimiento que ha tenido el uso del agua desalada para la agricultura en los últimos años. Aunque se trata únicamente de la producción de las grandes desaladoras de agua de mar de Acuamed (no considerando otras plantas privadas propiedad del sector agrícola), si nos da una idea de la magnitud y crecimiento de esta aplicación.

Tabla 4**Producción de agua desalada de las grandes desaladoras de Acuamed en el Mediterráneo Español (en hm³/año) para distintos usos**

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
P	0,00	10,06	49,21	49,67	54,46	59,50	47,67	45,14	50,99	42,56	51,72	52,17	64,70	93,08	103,7
A	0,00	0,53	2,27	2,42	3,54	7,37	13,16	17,28	19,02	37,47	47,30	79,56	125,6	141,5	135,8
I	0,00	0,20	0,29	0,25	0,31	0,37	0,50	0,53	2,25	2,49	2,09	2,53	2,47	2,81	2,14
T	0,00	10,8	51,8	52,3	58,3	67,2	61,3	62,9	72,3	82,5	101	134	193	237	242

Fuente: adaptado de De Miguel, 2019 (P = potable, A= agricultura, I = industria, T= totales).

De acuerdo con los datos de la Tabla 2, las plantas de Acuamed han producido un total de 1.426 hm³ de agua desalada desde el comienzo de su puesta en marcha en 2005 hasta 2018, representando el uso agrícola un 43% de esta producción. Se observa que esta proporción ha ido creciendo (y sigue creciendo) y en el año 2018 ya suponía un 55%.

La opinión generalizada, y la de los propios agricultores que usan el agua desalada, es que el agua desalada es cara. En realidad, es evidente que solo ciertos productos pueden permitirse el uso de agua desalada como única fuente de suministro (por el precio del producto y por el porcentaje que representa el agua en sus costes de producción) y hay algunos productos para los que resultaría totalmente inviable. Teniendo en consideración los costes del agua desalada anteriormente expuestos, es interesante observar la productividad del agua para diferentes cultivos (Tabla 5), estudiada en la Cuenca del Segura (Aldaya *et al.*, 2019), donde podemos ver que algunos cultivos tienen una altísima productividad de cada m³ de agua, pudiendo permitirse el uso de un agua de precio más elevado, como la desalada.

Tabla 5
Productividad del agua para diferentes cultivos en la Cuenca del Segura

Cultivo	Rendimiento (Kg/ha/año)	Huella hídrica total (L/kg)	Precio (€/Kg)	Productividad económica de la tierra (€/ha/año)	Productividad económica del agua (€/m ³)
Arroz	4.950	2.283	0,3	1.318	0,15
Patata	33.600	199	0,2	7.716	1,98
Alfalfa	70.000	121	0,1	9.691	1,15
Hortícolas protegidos	85.000	80	0,6	48.531	6,97
Hortícolas al aire libre	37.000	199	0,4	14.536	3,11
Frutales fruto carnoso	21.000	350	0,5	11.444	2,48
Algodón	2.000	4.321	0,3	721	0,17
Cítricos	30.000	257	0,2	7.000	1,38
Almendras	1.100	4.454	1,0	1.112	0,51
Viñedos vino/mesa	3.600/25.000	1.073/247	0,6/0,6	2.067/14.999	1,64/3,99
Olivar	7.600	485	0,5	3.905	3,90

Fuente: adaptado de Aldaya *et al.*, 2017.

La productividad económica del agua representa el rendimiento económico que obtenemos por cada m³ de agua suministrada, por lo que aquellos productos con valores de productividad superiores a 1 €/m³, podrían teóricamente soportar el precio del agua desalada procedente del mar, y aquellos superiores a 0,3 podrían soportar el precio del agua desalada salobre.

Este hecho podría tener asimismo influencia futura sobre de las tendencias en el mercado de producción agrícola en la zona, teniendo en cuenta los precios de los productos y la productividad y disponibilidad del agua. De acuerdo con el informe citado (Aldaya *et al.*,

2017) en la Cuenca del Segura, los cultivos con mayor consumo de agua son por este orden; cítricos (35%), hortalizas a cielo abierto (32%) y frutas (17%), con productividades medias (1,4, 3 y 2,5 €/m³, respectivamente). Estos cultivos juntos representan 3,5 veces más consumo de agua que el resto de los cultivos. Los hortalizas en invernadero (tomates, lechuga, etc.) consumen solo el 5% del agua en esta cuenca, y teniendo la más alta productividad económica (7 €/m³), solo representan el 3% de la agricultura de regadío y el 14% del valor económico de la superficie de regadío.

Como vemos, el precio del agua es siempre el factor determinante a la hora de utilizar el agua desalada, siempre que no se cuente con otras fuentes más baratas, ya que éstas son siempre las primeras en utilizarse (hecho que ocurre también con el suministro de agua potable, motivo por el cual hay plantas públicas infrautilizadas). En un estudio realizado sobre distintas encuestas a regantes en el Campo de Níjar (Almería) (Aznar *et al.*, 2017), se observó que las medidas más importantes para promover el agua desalada en agricultura en la zona, según los usuarios, serían, en este orden, las subvenciones y descuentos en los precios, la reducción de impuestos o de volúmenes y por último una campaña de información sobre sus beneficios.

El agua desalada para agricultura ha sido subvencionada por la administración en algunas ocasiones, suministrando agua desalada por debajo de su coste de producción (lo cual iría en contra de la Directiva Marco del Agua Europea y la recuperación de costes). Por ejemplo, en el Campo de Cartagena, los regantes pagaron el agua en el período de octubre de 2015 a abril de 2016 a 0,36-0,39 €/m³, mientras que en el semestre anterior lo había pagado a 0,14-0,17 €/m³ (agua procedente de otros orígenes) debido en el primer caso al uso de agua desalada subvencionada (Martínez *et al.*, 2016). Los autores indican asimismo en el artículo que, si no se hubiese contado con dicha subvención, el precio podría haber rondado los 0,65 €/m³, lo cual no podrían haber soportado todos los cultivos.

Debemos destacar también que el uso del agua desalada para agricultura en España ha llamado la atención de muchos otros países interesados en esta aplicación y ha habido numerosas delegaciones internacionales visitando diversas plantas de desalación y regadíos. Un ejemplo de estos países es Australia, donde se han realizado estudios sobre la viabilidad de la aplicación y donde ya hay algunos proyectos en marcha (Burn *et al.*, 2015).

4. La innovación en desalación

Como se comentó anteriormente, el sector español de la desalación es líder internacionalmente, con un gran número de empresas entre las más importantes del mundo. Esta fortaleza no se debe solo a grandes constructores y operadores, sino que incluye también a suministradores, ingenierías y consultoras, pequeñas y medianas empresas, emprendedores, empresas públicas y centros de investigación.

En España hay numerosos centros de investigación y universidades que son referentes internacionales en investigación sobre desalación. En general, las tendencias sobre investi-

gación en este sector están orientadas hacia la eficiencia energética y la reducción de huella de carbono, la reducción de los impactos de la desalación y la mejora de equipos (membranas) e instalaciones, es decir, son en general aplicadas y se centran más en la reducción de costes e impactos que en el desarrollo de nuevos procesos o tecnologías.

En el campo de la eficiencia energética y la reducción de la huella de CO₂, se están asimismo incrementando los esfuerzos en investigación, así como en la implantación de energías renovables, bien para la producción de la energía eléctrica necesaria para la desalación, o bien para intentar acoplarlas directamente a sistemas de desalación. En este sentido, la extensión de las energías renovables para desalación se encuentra con algunas dificultades como son las elevadas potencias concentradas en algunos puntos (grandes desaladoras), la imposibilidad técnica o económica de almacenar energía (cuando las desaladoras deben producir en continuo para su viabilidad) o el hecho de que la ubicación de la desaladora no tiene por qué coincidir exactamente con el mejor lugar para la producción de la energía renovable. Este último problema se ha resuelto en algunos países (España, Australia) suministrando la energía renovable necesaria equivalente desde parques que pueden estar situados a cientos de kilómetros de la desaladora, compensando las emisiones de ésta.

5. Futuro de la desalación en España

La desalación en España se ha convertido en los últimos años en un aporte adicional de agua necesario para complementar a las fuentes tradicionales de suministro. En la actualidad, no es previsible a corto plazo la implantación de grandes desaladoras de agua de mar en la costa Mediterránea (salvo quizá los proyectos privados promovidos por Comunidades de Regantes o agrupaciones de empresarios agrícolas), ya que las necesidades están cubiertas por las desaladoras actuales salvo quizá algún municipio costero que pueda tener problemas puntuales de falta de suministro. Esta situación podría modificarse en el futuro si se incrementa el calentamiento global y los efectos del cambio climático (como parece que va a ocurrir) e incluso regiones tradicionalmente sin necesidades de agua podrían necesitar la implantación de desaladoras.

La situación es diferente en el caso de desaladoras para la mejora de la calidad de las aguas continentales; con el fin de garantizar la calidad y la creciente exigencia de las legislaciones de agua potable, la implementación de membranas en dichas plantas va a ser cada vez más frecuente y todavía con mayor razón para afrontar los retos técnicos de los nuevos contaminantes emergentes, los riesgos microbiológicos (como las superbacterias o virus como el COVID-19) y los micro plásticos.

En este sentido, cabe destacar como ha enfrentado el sector la crisis sanitaria reciente (y no finalizada), garantizando el suministro de agua potable y el saneamiento durante el período de confinamiento. Además de la garantía de calidad del agua potable tratada convencionalmente en los países avanzados gracias a los sistemas de desinfección (la OMS y otros organismos han emitido informes en este sentido (OMS, 2020), en el caso de la des-

alación, adicionalmente las membranas son una barrera infranqueable para los virus por lo que la seguridad microbiológica está totalmente garantizada.

En otro orden de cosas, la nueva regulación europea para armonizar la legislación del uso de aguas regeneradas para la agricultura que ha sido aprobada en primera lectura por el Consejo de Europa el pasado 7 de abril, hará también que se incremente la instalación de plantas de membranas como tratamiento terciario de aguas residuales para garantizar la calidad requerida, lo implica un importante crecimiento del sector. Adicionalmente, en países como Estados Unidos, Singapur o Israel las aguas regeneradas están siendo incorporadas al suministro de agua potable tras su desalación (cosa que está actualmente prohibida en España por ley, salvo casos de emergencia), lo cual no es descartable que pueda ocurrir también en España en el futuro.

6. Conclusiones

España ha apostado en los últimos tiempos a nivel gubernamental por la aplicación de la desalación incorporándola a la planificación hidrológica solucionando gran parte de los problemas de abastecimiento en toda la costa mediterránea y las islas Canarias y Baleares, lo cual ha sido complementado por otras actuaciones públicas y privadas, industrias, así como la importante implantación para el sector agrícola.

El uso de agua desalada como complemento a otros recursos convencionales es una garantía de suministro de agua de calidad que no está sujeta a la influencia del clima, cambio climático o las tensiones territoriales o políticas a las que están sujetas los trasvases.

Como contrapartida a estas ventajas, sus detractores indican que el agua producida es cara, que tiene un importante consumo energético e impacto ambiental. Las evidencias técnicas, económicas y científicas desmontan estas teorías evidenciando que la desalación es una alternativa viable y sostenible económica y ambientalmente para multitud de usos del agua, incluyendo el agrícola, donde además su aplicación no cesa de crecer. Respecto al consumo de energía y los potenciales impactos ambientales, el consumo se ha ido reduciendo hasta valores muy reducidos en los últimos años y cuando los proyectos se ejecutan y operan adecuadamente (como es en la mayoría de los casos en España), los impactos son prácticamente indetectables.

España comenzó su historia desalando hace ya casi 60 años con pequeñas instalaciones en las Islas Canarias; esta implantación, que ha ido creciendo con el tiempo y sobre todo las grandes desaladoras del programa AGUA, han hecho de la desalación española y su industria un referente a nivel mundial y un ejemplo para muchos países.

Para finalizar, me gustaría citar a John F. Kennedy, presidente de los Estados Unidos entre 1961 y 1963, que en un discurso el 12 de abril de 1961 ya indicó la importancia y relevancia de la desalación para nuestro futuro:

«If we could ever competitively, at a cheap rate, get fresh water from salt water, that it would be in the long-range interests of humanity which would really dwarf any other scientific accomplishments. I am hopeful that we will intensify our efforts in that area».

«Si pudiéramos obtener, de forma barata, agua potable a partir de agua salada, ese sería en los intereses de la humanidad a largo plazo el que realmente eclipsaría cualquier otro logro científico. Tengo la esperanza de que intensificaremos nuestros esfuerzos en esa área».

Bibliografía

- AEDyR (2018). «Desalación en España en primera persona. De hitos pioneros a referente internacional». *Informe Asociación Española de Desalación y Reutilización*, 2018.
- Aldaya, M. M., Custodio, E., De Stefano, I., Díaz-Alcaide, S., Fernández, M. F., López-Gunn, E., Llamas, M. R., Rica, M. y Willaart, B. (2017). «Análisis académico del plan hidrológico de la demarcación hidrográfica del Segura 2015-2021 a la luz de modernos conceptos de la ciencia de los recursos de agua». *Fundación Botín, Real Academia de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales y Ministerio de Agricultura, Pesca, Alimentación y Medio Ambiente* (2017).
- Aznar, J. A., Belmonte, L. J. y Valera, D. L. (2017). «Perceptions and acceptance of desalinated water for irrigation: a case study in the Níjar district (Southeast Spain)». *Water* 2017, 9, 408, 2017.
- Burn, S., Hoang, M., Zarzo, D., Olewniak, F., Campos, E., Bolto, B., y Barron, O. (2015). «Desalination Techniques — A review of the opportunities for desalination in agriculture». *Desalination*. Volume 364, p. 2-16, 15 May 2015.
- Cabrera, E., Estrela, T., Lora, J. (2019). «Pasado, presente y futuro de la desalación en España». *Ingeniería del Agua*, 23.3., 199-214, 2019.
- Cosin, C. (2019). «La evolución de las tarifas en desalación. Parte I». *Revista iAgua*, enero 2019.
- De Miguel, J. (2019). «Situación actual y futuras actuaciones en las desaladoras gestionadas por Acuamed». *Congreso Nacional del Agua. Depuración, reutilización y desalinización*. 22 de febrero 2019, Orihuela.
- Deseacrop (2020). «Proyecto LIFE Deseacrop». Página web www.deseacrop.eu.
- FAO (2004). «Water desalination for agricultural applications», *Proceedings of the FAO Expert Consultation on Water Desalination for Agriculture Applications*, 26-27 April, Rome, 2004.
- Gabbrielli, E. (2018). «La desalinización desde el comienzo hasta el final de la Edad Media». *XII Congreso Internacional de la Asociación Española de Desalación y Reutilización (AEDyR)*, Toledo, octubre 2018.
- IDA (2015). «IDA Yearbook, 2014-2015». *GW/IDA/Water Desalination Report*, 2015.
- IDA (2019). «IDA Water Security Handbook, 2018-2019». *GW/IDA/Water Desalination Report*, 2019.
- IDA (2020). «IDA Water Security Handbook, 2020-2021». *GW/IDA/Water Desalination Report*, 2020.
- Martínez, V., Soto, M., López de Meneses, J. U. y Zarzo, D. (2016). «Uso agrario sostenible de agua desalinizada». *Agricultura*, núm. 999, octubre 2016, pp. 872-875.

- OMS (2020). Informe técnico «Gestión de Agua, saneamiento, higiene y residuos para COVID-19». *Organización Mundial de la Salud (OMS)*, 3 de marzo de 2020
- Sola, I., Zarzo, D. y Sanchez-Lizaso, J. L. (2019). «Evaluating environmental requirements for the management of brine discharges in Spain». *Desalination* 471, 2019, 1-9
- WHO/SDE/WSH (2007). «Desalination for safe water supply. Guidance for the health and environmental aspects applicable to desalination». *Public Health and the Environment. World Health Organization*, Geneva 2007.
- Zarzo, D., Campos, E. y Terrero, P. (2013). «Spanish experience in desalination for agriculture». *Desalination and water treatment*. Vol. 51 (1-3), 53-56 (2013).
- Zarzo, D. y Prats, D. (2018). «Desalination and energy consumption. What can we expect in the near future?». *Desalination* 427, 2018, 1-9.
- Zarzo, D. (2018). «Beneficial uses of reverse osmosis brines». Capítulo del Libro *Emerging Technologies for Sustainable Desalination Handbook*. Ed. Veera Gnaneswar Gude. Editorial Butterworth-Heinemann (Elsevier).

Reutilización de agua: estado actual y perspectivas

RAMÓN SALA-GARRIDO

Departamento de Matemáticas para la Economía y la Empresa
Universitat de Valencia

MARÍA MOLINOS-SENANTE

Departamento de Ingeniería Hidráulica y Ambiental
Pontificia Universidad Católica de Chile

RAMÓN FUENTES

Departamento de Análisis Económico Aplicado
Universidad de Alicante

FRANCESC HERNÁNDEZ-SANCHO

Grupo de Economía del Agua, Instituto Desarrollo Local
Universitat de València

Recibido: Noviembre 2020

Aceptado: Noviembre 2020

Resumen

La reutilización de agua residual tratada se ha identificado como una fuente hídrica alternativa muy relevante. Sin embargo, tanto a nivel europeo como español, la reutilización de agua todavía es muy incipiente. No obstante, se observan territorios como la Región de Murcia y la Comunidad Valenciana donde el agua reutilizada ha adquirido una importancia estratégica para la agricultura. Con el objetivo de promover el uso seguro del agua regenerada, la Unión Europea ha adoptado el Reglamento 2020/741/UE el cual presenta algunas diferencias en relación a los estándares definidos por la normativa española (Real Decreto 1620/2007).

Palabras clave: reutilización, agua, economía del agua, agua residual, Unión Europa.

Clasificación JEL: O52, Q01, Q25, Q53.

Abstract

The reuse of treated wastewater has been identified as a highly relevant alternative water source. However, at both European and Spanish level, water reuse is still very incipient. In spite of this, there are territories such as the Region of Murcia and the Valencian Community where reused water has acquired strategic importance for agriculture. With the aim of promoting the safe use of reclaimed water, the European Union has adopted Regulation 2020/741/ EU which presents some differences in relation to the standards defined by Spanish regulation (Royal Decree 1620/2007).

Keywords: reuse, water, water economics, wastewater, European Union.

JEL Classification: O52, Q01, Q25, Q53.

1. Introducción

El agua es un recurso limitado y esencial para la salud humana y el equilibrio medioambiental (Molinos-Senante *et al.*, 2016) cuyo uso es cada vez más intenso, llevando a situaciones de estrés hídrico e incluso de escasez, cada vez más frecuentes, en todos los continentes del planeta (Gheraout *et al.*, 2017). En este sentido, se prevé que hacia 2025 más de 3000 millones de personas vivan en zonas con niveles hídricos por debajo del umbral del estrés (Human Development Report, 2006). La Unión Europea (UE) no escapa a tal situación ya que un tercio de su territorio sufre escasez de agua debido a la creciente demanda por parte de la población y al cambio climático, que deriva en sequías cada vez más intensas y frecuentes, y cuyos daños medioambientales superan con creces las pérdidas económicas (Comisión Europea, 2018).

En un contexto así, es lógico que los esfuerzos se hayan enfocado en mejorar la eficiencia en la utilización del agua, así como de los recursos financieros dedicados a su gestión. La escasez de un recurso tan esencial y su constante creciente demanda desde todo tipo de sectores, tanto el agrícola, el industrial, servicios e incluso las economías domésticas, ha hecho imprescindible centrar la atención en el problema.

En ese sentido, el aprovechamiento de los recursos hídricos por medio de la reutilización de agua residual tratada es una de las opciones más significativas para mejorar su uso (Sala-Garrido *et al.*, 2012; Rizzo *et al.*, 2020). De hecho, la regeneración y reutilización de agua se ha convertido en la opción más aconsejable debido a dos motivos fundamentales: aumentar la cantidad de agua disponible y reducir el nivel de contaminación medioambiental al disminuir el volumen de descarga de aguas residuales (Lazarova *et al.*, 2007). Incluso, la UE identificó en 2012 la insuficiente reutilización del agua como responsable de su escasez (Helmecke *et al.*, 2020). Además, hay otros motivos que justifican la reutilización del agua residual tratada como medio de aumentar la cantidad de recursos hídricos disponibles frente a otras alternativas como los trasvases o la desalinización: la reutilización resulta ser más estable, emplear menos consumo de energía sin ceder calidad en aquellos usos para los que se destina y ser más barata, y todo a pesar de que el coste de la reutilización ofrece una alta variabilidad en función de diferentes factores a los que está condicionado y que involucran aspectos tales como el origen del agua a tratar y, el posterior fin concreto al que sea destinada (Jodar-Abellán *et al.*, 2019). Por tanto, un mayor uso del agua residual regenerada en actividades tales como el riego de cosechas y jardines, control de incendios, lavado de coches o limpieza de calles, por ejemplo, contribuiría notablemente a reducir el uso agua potable y mejorar la calidad medioambiental.

España no ha sido ajena a este escenario internacional de necesidad de mejorar el aprovechamiento de los recursos hídricos disponibles, lo cual es más acuciante en zonas turísticas, como la costa mediterránea y los archipiélagos Balear y Canario, en donde la población puede llegar a triplicarse durante el período de vacaciones de verano y las temperaturas llegan a ser elevadas. De hecho, así ocurre en áreas como la Comunidad Valenciana, Andalucía o Murcia, en donde el turismo representa una parte muy significativa de la actividad económica de la zona y las temperaturas en verano sobrepasan los 30.º con faci-

lidad. No obstante, en España, el uso de agua residual reutilizada se ha limitado a sectores como la agricultura, la industria o servicios de limpieza urbana, fundamentalmente. En cualquier caso, esta reutilización presenta una importancia crucial dentro del modelo de gestión hídrico español por reducir costes económicos y medioambientales en el proceso, al ser una opción más económica y de mayor calidad medioambiental que otras alternativas (Jordar-Abellán *et al.* 2019).

Con todo ello, la situación de la reutilización en España no parece muy avanzada. De hecho, en 2016 tan solo se reutilizaron 493 hm³ del total de aguas residuales tratadas (4.726 hm³), lo cual supuso un 10.43% del total tratado (Jordán-Abellán *et al.*, 2019). En este mismo sentido parece apuntar la extensión geográfica de la reutilización, puesto que son unas pocas comunidades autónomas las que más concentran el uso de esta fuente alternativa de agua. En particular, el área mediterránea (Cataluña, Comunidad Valencia, Murcia y Andalucía) junto con Baleares y Canarias, constituirían el núcleo fundamental, ya que utilizan más del 86% del agua reutilizada en España, según datos 2016 del Instituto Nacional de Estadística (INE).

En este contexto, y a pesar de existir normativa propia en nuestro país en lo que a reutilización de recursos hídricos se refiere (Ley del agua de 1985, Ley 11/2005 y Real Decreto 1620/2007, siendo esta última la que permanece y regula los estándares de calidad de cada uno de sus posibles usos), la publicación del Reglamento del Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua, que será aplicable a partir del 27 de junio de 2023 (2020/741/UE) introduce nuevos parámetros que, en principio, tendrán que ser incorporados en nuestra legislación. Por ello, el objetivo de en este trabajo, es analizar las repercusiones que la misma pueda tener sobre la reutilización de aguas en España, así como en evaluar el estado de actual de la misma en relación a otros países del contexto internacional.

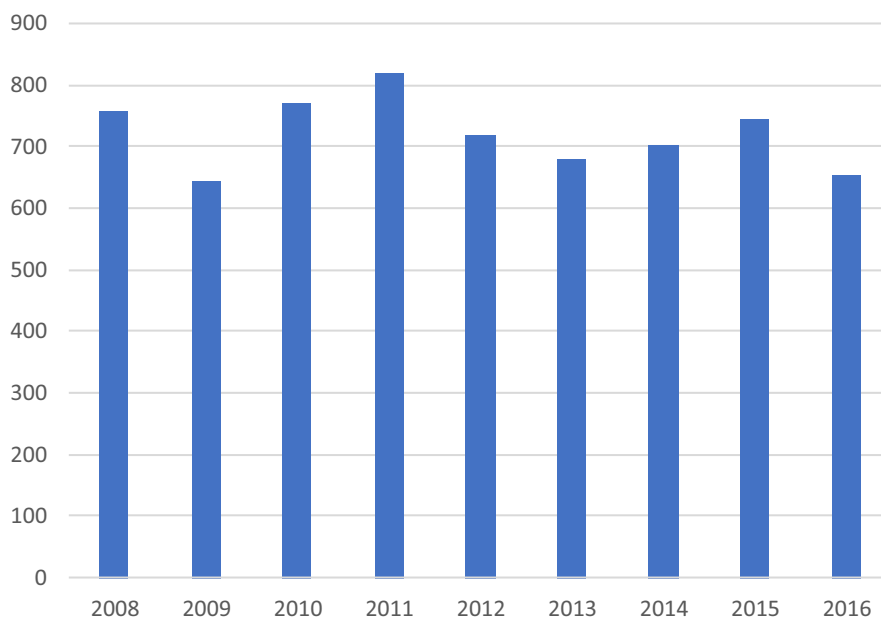
En este sentido, la exposición que sigue se dividirá en cinco apartados. En primer lugar, se presenta la situación de la reutilización en la Unión Europea e Israel. A continuación, se describe el estado de la reutilización en España. Tras ello, se comenta el Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua. Posteriormente, se presentan algunas nociones relativas a la economía de la reutilización y, finalmente, se exponen las conclusiones.

2. La situación de la reutilización en Europa e Israel

La escasez de agua es un fenómeno cada vez más frecuente que afecta al 11% de la población europea y al 17% del territorio de la UE. Además, de acuerdo con las proyecciones, el cambio climático acentuará los problemas de escasez de agua y de sequía en el territorio europeo (Unión Europea, 2011). En este contexto, desde la adopción de la Directiva Marco del Agua en el año 2000, la UE está tomando diversas acciones para preservar las aguas en Europa. Entre las políticas y acciones tomadas se encuentra el fomento y regulación de la reutilización de agua residual tratada. Sin embargo, de acuerdo con los datos propor-

cionados por Eurostat (2020) (Gráfico 1), la reutilización de agua sigue siendo muy limitada e incluso inexistente en muchos países de la UE.

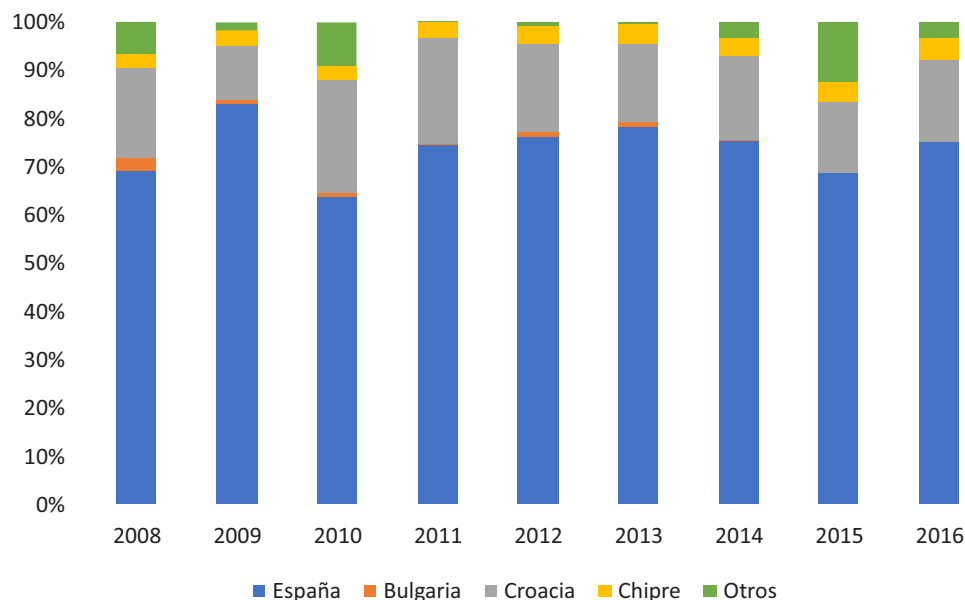
Gráfico 1
Volumen de agua reutilizada en la Unión Europea



Fuente: elaboración propia a partir de Eurostat (2020).

El Gráfico 1 muestra que el volumen de agua residual reutilizada en el UE se mantuvo prácticamente constante durante los años 2008-2016 en un valor aproximado a 700 millones de m³/año. En este contexto, de acuerdo con los datos proporcionados por Eurostat (2020), en el año 2016 en la UE se trataron aproximadamente 24,800 millones de m³ de agua residual. Por lo tanto, menos del 3% del agua residual tratada en la UE es reutilizada (datos año 2016). Así mismo, se observa una importante concentración de la reutilización en algunos países europeos. El Gráfico 2 muestra que España reutiliza aproximadamente el 75% del volumen total de agua reutilizada de la UE, seguido de Croacia con un 17% y Chipre con un 3%. No obstante, según los datos reportados por Eurostat (2020), Croacia es el país de la UE que reutiliza un mayor porcentaje de su agua residual tratada (40%, año 2016), seguido de Chipre y España que reutilizan el 22% y 12%, respectivamente del agua residual tratada.

Gráfico 2
Contribución por países a la reutilización de agua en la Unión Europea



Fuente: elaboración propia a partir de Eurostat (2020).

Israel constituye un caso paradigmático en relación con el tratamiento y reutilización de agua residual. En este país, se trata el 93% del agua residual producida (~ 470 millones de m³/año) y se reutiliza el 85% del total de agua residual lo que implica que anualmente se reutilizan aproximadamente 400 millones de m³. En este exitoso modelo participan agentes públicos y privados. Así, la responsabilidad de recolectar y tratar el agua residual hasta su tratamiento secundario corresponde a las autoridades locales. Por el contrario, la responsabilidad de construir y operar las instalaciones para la regeneración de agua residual (tratamiento terciario) corresponde al sector privado. Tanto las autoridades locales como el sector privado operan bajo la regulación de la Autoridad Israelí del Agua que es una agencia interministerial e independiente (AIA, 2015a). Todo ello enmarcado en una rigurosa política de precios del agua donde las tarifas reflejan los costes reales del agua para asegurar el uso eficiente de los recursos hídricos. Para incentivar la reutilización del agua residual en el sector agrícola, las tarifas de este recurso son aproximadamente un 20% menores que las asociadas a fuentes convencionales de agua (AIA, 2016).

La mayor planta de tratamiento de agua residual de Israel (Shafdan) trata aproximadamente 125 millones de m³/año de agua residual proveniente de la ciudad de Tel Aviv. La planta realiza tratamiento secundario, el cual es pagado por los usuarios urbanos, siendo el efluente infiltrado en varios acuíferos artificiales que constituyen el tratamiento terciario requerido para la posterior reutilización del agua. Es importante destacar que la mayor par-

te del agua residual regenerada no se utiliza en el entorno de Tel Aviv sino que es transportada al área de Negev a través de un sistema complejo de tuberías y estaciones de bombeo. Además, el sistema de distribución del agua regenerada cuenta con diversos reservorios que permiten almacenar el agua residual regenerada para ser usada en distintas épocas del año (AIA, 2015b). Este ejemplo pone de manifiesto que la reutilización efectiva y exitosa de agua residual no solo requiere realizar un tratamiento, más o menos complejo, del agua residual, sino que es fundamental contar con infraestructura complementaria para el transporte del agua regenerada a las áreas de uso (áreas agrícolas) que habitualmente están lejos de las zonas de producción de agua residual. Además, se requiere de infraestructura de almacenamiento del agua regenerada para que ésta pueda ser usada cuando la disponibilidad de agua cruda es menor y la demanda de recursos es mayor (generalmente en verano).

3. La situación de la reutilización en España

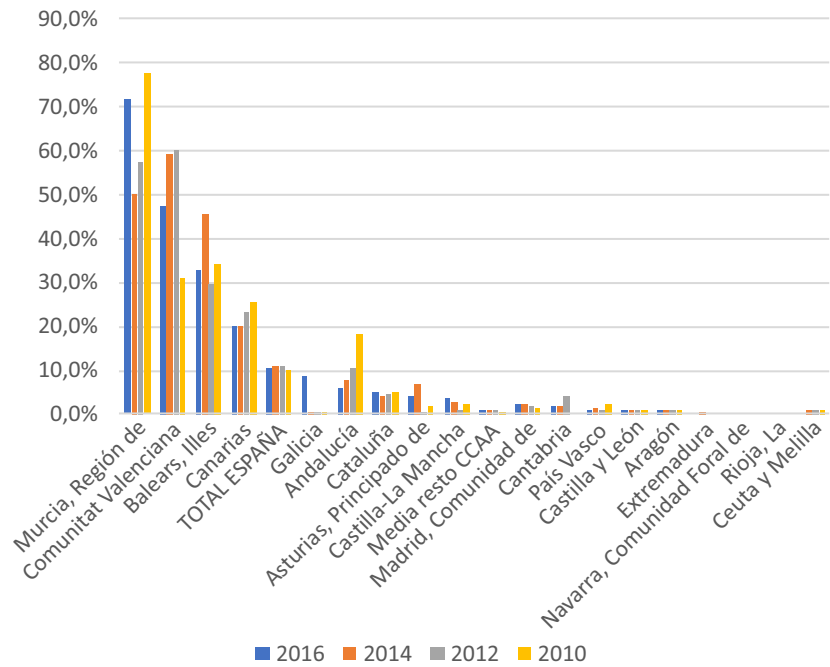
El modelo de gestión del ciclo urbano del agua en España muestra una gran fragmentación: las competencias son municipales y el número de municipios es muy alto (el mayor de la UE, tras Francia y Alemania). Es importante tener en cuenta que más del 90% de los municipios tienen menos de 20.000 habitantes y más de la mitad de ellos (4.955) tienen menos de 1.000 habitantes. Resulta evidente la existencia de oportunidades de agregación supramunicipal para la prestación de los servicios del agua, aprovechando sinergias a diferentes niveles (Delacámara *et al*, 2017).

En España, el régimen jurídico y administrativo del sector del agua garantiza la prestación de los servicios de abastecimiento de agua potable y saneamiento desde los poderes públicos. Sin embargo, la fragmentación de competencias es tal que en la práctica el sector se encuentra hiper-regulado pese a la ausencia de un ente regulador supramunicipal, con un total de 8.127 municipios titulares de estos servicios. A éstos, se añaden las funciones que de forma subsidiaria se derivan de las agrupaciones de municipios (diputaciones, mancomunidades, etc.), las atribuciones competenciales de las Comunidades Autónomas en materia de salud pública, control de la contaminación del agua o régimen de intervención de precios, y las de la Administración General del Estado sobre la ordenación de los recursos hídricos a través de los organismos de cuenca (Delacámara *et al*, 2017).

Tal y como se observa en el Gráfico 3, el volumen de agua reutilizada en España entre los años 2010 y 2016 oscila entre 10,1% y el 11,1% del agua residual tratada, según el INE. Por lo tanto, se observa que, en términos generales, no se ha producido un incremento significativo en el uso de esta fuente alternativa de agua. Sin embargo, destacan 4 Comunidades Autónomas (Región de Murcia, Comunidad Valenciana, Islas Baleares e Islas Canarias) que, en media, superan ampliamente este porcentaje. Así, merecen destacarse las dos comunidades con un amplio sector de regadío en la agricultura como son la Región de Murcia y la Comunidad Valenciana, las cuales en 2016 reutilizaron el 71,8% y 59,3%, respectivamente de sus aguas residuales tratadas. Mientras que las Comunidades Autónomas insulares, por sus características específicas se ven forzadas a reutilizar una parte importante del agua

tratada para otros usos. El resto de las Comunidades Autónomas presentan valores muy bajos de reutilización de aguas residuales tratadas, siendo en algunos casos inexistente esta práctica.

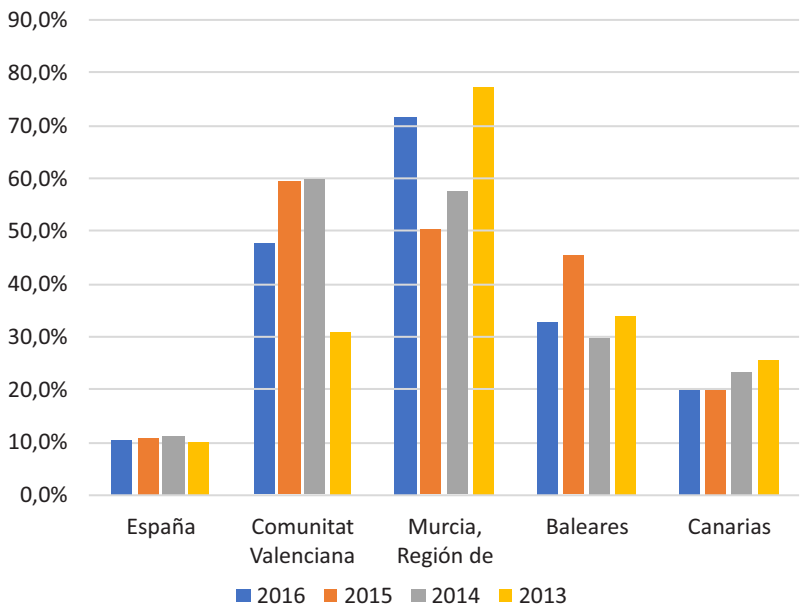
Gráfico 3
Evolución en el porcentaje de agua residual reutilizada respecto a la tratada



Fuente: elaboración propia a partir de los datos del INE.

Analizando con mayor detalle, la evolución temporal de las 4 Comunidades Autónomas con mayor porcentaje de reutilización de agua residual (Ver Gráfico 4), se observa que existe una notable variabilidad entre los diferentes años sin evidenciarse ninguna tendencia.

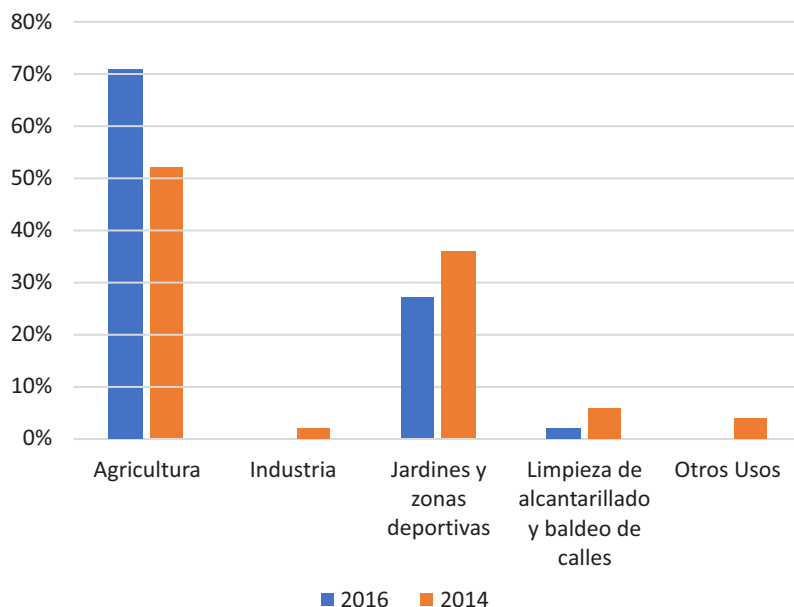
Gráfico 4
Evolución en el porcentaje de agua residual reutilizada respecto a la tratada en las Comunidades Autónomas de Valencia, Murcia, Baleares y Canarias



Fuente: elaboración propia a partir de los datos del INE.

En relación al uso del agua reutilizada, el Gráfico 5, ilustra que la mayor parte del agua residual regenerada se usa para fines agrícolas (70% en el año 2016). Un porcentaje menos del agua reutilizada se utiliza para el riego de jardines y zonas deportivas (27%) y de forma mucho más minoritaria para la limpieza de alcantarillado y baldeo de calles.

Gráfico 5
Usos del agua residual reutilizada



Fuente: elaboración propia a partir de los datos del INE.

4. Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua

En mayo de 2020, se publicó el Reglamento del Parlamento Europeo y el Consejo de la Unión relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua, que será aplicable a partir del 27 de junio de 2023 (2020/741/UE). Dentro de los considerandos del mismo, se contemplan los recursos hídricos de la UE como bien escaso que salvaguardar en un contexto de cambios adversos en el clima combinados con el aumento continuo del uso de agua para fines agrícolas, industriales y urbanos. Por tanto, se reconoce como objetivo fundamental del Reglamento aliviar esa escasez mediante el fomento del uso del agua regenerada por medio del establecimiento de unos requisitos mínimos armonizados que eviten trabas a la libre circulación de productos agrícolas que utilizarán este tipo de aguas en su proceso productivo. De hecho, al tener la forma jurídica de Reglamento, sus normas serán obligatorias y directamente aplicables, a diferencia de las Directivas que dan más flexibilidad para adaptarlas a la normativa de cada estado miembro. Además, ello también contribuirá a garantizar la seguridad del uso de las aguas regeneradas y a aumentar la confianza de la población en su utilización. No obstante, se reconoce que los estados miembros podrán emplear el agua regenerada para usos diferentes al riego agrícola, tales como el uso en el sector industrial, o con fines medioambientales y recreativos.

Todo en conjunto, perseguirá los fines de garantizar que las aguas regeneradas sean seguras para el riego, la salud humana y la animal, promover la economía circular, contribuir a los objetivos de la Directiva 2000/60/CE y al objetivo del Desarrollo Sostenible de la Agenda 2030 de las Naciones Unidas. Además, el Reglamento, entre otros aspectos, también guarda coherencia y complementa las disposiciones de otros actos legislativos de la UE referidos a riesgos para la salud y el medio ambiente, regula controles rutinarios de calidad, establece normas genéricas para operadores de las estaciones regeneradoras, especifica el procedimiento de solicitud de permisos para la producción y suministro de aguas regeneradas, detalla las bases para el establecimiento de planes de gestión de riego, perfila el régimen de sanciones aplicable ante las infracciones, resalta la cooperación entre estados miembros a nivel transfronterizo y, también, prima el derecho de acceso a la información medioambiental por parte del público.

Aparte de lo anterior, lo referente a los requisitos mínimos estipulados en el Reglamento puede observarse en la sección 2 de su anexo I (2020/741 UE) (ver Tabla 1). En principio, existen diferencias en relación a la actual normativa vigente en España (RD 1620/2007), la cual, y en lo que a usos agrícolas se refiere, estaría especificada tal y como indica la Tabla 2.

Aunque las diferencias entre el Reglamento y el Real Decreto no son substanciales, sí se observan algunas que deben destacarse. En primer lugar, en el marco del Reglamento europeo se prevén cuatro categorías de calidades, en vez de las tres ya existentes en la normativa española. Así, la categoría A del Reglamento podría, aunque no del todo, asimilarse a la calidad 2.1 del Real Decreto español (el resto no mostrarían una asimilación tan directa). Además, la normativa europea distingue más niveles de calidades para los cultivos en relación al contacto directo o no del agua regenerada con la parte comestible del mismo e, incluso, del tipo de riego. De este modo, la categoría 2.1 de España, la dedicada a cultivos para la alimentación en crudo, quedaría más dividida en la normativa europea al distinguirse tres niveles (A, B y C) y no solo uno. Por su parte, la normativa española detalla más tipos de actividades para el riego de cultivos (por ejemplo, de carácter ornamental), si bien estos tipos se verían incluidos en epígrafes más genéricos dentro del Reglamento (por ejemplo, cultivos no alimenticios).

En lo que al consumo humano en crudo y con contacto directo con el agua regenerada se refiere, la legislación europea es más exigente en varios aspectos, reduciendo los niveles de tolerancia tanto en sólidos en suspensión, turbidez y *E. Coli*, además de añadir un nivel exigible de DBO_5 más estricto del que se impone en la normativa española (referido dentro de las normas de calidad ambientales —NCAs—). Sin embargo, no ocurre lo mismo con el nivel de Nematodos intestinales, pues la normativa europea no estipula nada en este nivel de calidad de aguas mientras que la equivalente española sí. En particular, la normativa europea solo incluye límites de Nematodos para aguas destinadas a cultivos de otros tipos (pastos y forrajes). Además, en la normativa española, también se considera otros patógenos, como la *Salmonella* (*también legionella*) en determinados casos, junto con otros tipos de contaminantes en el medio ambiente cuyos límites quedarían referenciados por los autorizados en vertidos de aguas residuales. De hecho, esta alusión al control de otros contaminantes de la legislación española se hace patente en el resto de categorías del uso del agua riego contempladas en la misma, al igual que su no existencia en el Reglamento.

Tabla 1
Requisitos de calidad del Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo (2020/741/UE) para la reutilización del agua regenerada en riego agrícola

Clase de calidad mínima de las aguas regeneradas	Categoría de cultivo	Método de riego	Tratamiento indicativo	Requisitos de calidad				Otros
				E. Coli (número/100 ml)	DBO ₅ (mg/l)	STS (mg/l)	Turbidez (UNT)	
A	Todos los cultivos de alimentos que se consumen crudos en los que la parte comestible está en contacto directo con las aguas regeneradas y los tubérculos que se consumen crudos	Todos los métodos de riego	Tratamiento secundario, filtración y desinfección	≤10	≤10	≤10	≤5	
B	Los cultivos de alimentos que se consumen crudos cuando la parte comestible se produce por encima del nivel del suelo y no está en contacto directo con las aguas regeneradas, los cultivos de alimentos transformados y los cultivos no alimenticios, incluidos los cultivos utilizados para alimentar a animales productores de carne o leche.	Todos los métodos de riego	Tratamiento secundario y desinfección	≤100			—	Legionella spp.: < 1.000 UFC/l cuando exista un riesgo de aerosolización. Ne-matodos intestinales (huevos de helmintos): ≤1 huevo/l para el riego de pastos o forraje.
C	Los cultivos de alimentos que se consumen crudos cuando la parte comestible se produce por encima del nivel del suelo y no está en contacto directo con las aguas regeneradas, los cultivos de alimentos transformados y los cultivos no alimenticios, incluidos los cultivos utilizados para alimentar a animales productores de carne o leche.	Riego por goteo u otro método de riego que evite el contacto directo con la parte comestible del cultivo	Tratamiento secundario y desinfección	≤1.000	De conformidad con la Directiva 91/271/CEE	De conformidad con la Directiva 91/271/CEE	—	
D	Cultivos destinados a la industria y a la producción de energía y de semillas.	Todos los métodos de riego	Tratamiento secundario y desinfección	≤10.000			—	

Fuente: 2020/741 UE.
Abreviaturas: STS: Sólidos Totales en Suspensión. UNT: Unidad Nefelométrica de Turbidez. UFC: Unidades Formadoras de Colonias.

Tabla 2
Requisitos mínimos del Real Decreto 1620/2007 para la reutilización del agua regenerada en riego agrícola en España

Calidad y uso del agua previsto	Valor máximo admisible (VMA) para usos agrícolas				
	Nematodos intestinales	E. Coli (ufc: unidades formadoras de colonias)	Sólidos en suspensión	Turbidez	Otros criterios
CALIDAD 2.1. a) Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco.	1 huevo/10 L	100 UFC/100 mL Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases con los siguientes valores: n = 10 m=100 UFC/100 mL M=1.000 UFC/100 mL c=3	20 mg/L	10 UNT	OTROS CONTAMINANTES Contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. Legionella spp. 1.000 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización) Es obligatorio llevar a cabo la detección de patógenos Presencia/Ausencia (Salmonella, etc.) cuando se repita habitualmente que e=3 para M=1.000.
CALIDAD 2.2 a) Riego de productos para consumo humano con sistema de aplicación de agua que no evita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles, pero el consumo no es en fresco sino con un tratamiento industrial posterior (<i>trasinformados</i>). b) Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne.	1 huevo/10 L	100 UFC/100 mL Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases con los siguientes valores: n = 10 m=1.000 UFC/100 mL M=10.000 UFC/100 mL c=3	35 mg/L	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES Contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. Taenia saginata y Taenia solium: 1 huevo/L (si se riegan pastos para consumo de animales productores de carne). Es obligatorio llevar a cabo la detección de patógenos Presencia/Ausencia (Salmonella, etc.) cuando se repita habitualmente que e=3 para M=10.000
CALIDAD 2.3 a) Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana. b) Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones. c) Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.	1 huevo/10 L	10.000 UFC/100 mL	35 mg/L	No se fija límite	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. Legionella spp. 100 UFC/L

Fuente: RD 1620/2007. BOE-A-2007-21092.

Abreviaturas: NCAs: Normas de Calidad Ambientales. n: n.º de unidades de la muestra. m: valor límite admisible para el recuento de bacterias. M: valor máximo permitido para el recuento de bacterias. c: número máximo de unidades de muestra cuyo número de bacterias se sitúa entre m y M.

Por su parte, el riego de cultivos para consumo en crudo sin contacto directo con el agua regenerada por la parte comestible, solo quedaría legislado en el ámbito comunitario (distinguiendo el uso de cualquier tipo de riego —caso B— o de goteo —caso C—), no pudiendo, por tanto, establecer comparativa. Junto a este tipo de cultivos considerado en los casos B y C, y con el mismo nivel de exigencia de calidad, también aparecen el cultivo de alimentos transformados y forrajes para ganado. En relación a los alimentos transformados, para los la legislación española no distingue la ausencia o presencia de contacto con el agua (meramente señala que no se evite), las diferencias normativas no serían tan acentuadas como en casos previos. Así, en la legislación española, el nivel de Nematodos intestinales seguiría apareciendo, añadiéndose ahora niveles máximos de *Taenia saginata* y *solium* que no señala el Reglamento. Por otro lado, el límite de DBO_5 que la normativa europea señala de forma explícita, la española lo incluye de forma implícita al estar regulado por la misma Directiva 91/271/CEE. No obstante, para el caso de los forrajes para ganado, la normativa española distingue un tipo especial (forraje ensilado —preservado por fermentación—) para el que los requisitos son menos estrictos y que no son diferenciados en el Reglamento europeo. El resto de forrajes está incluido como pastos y se incluyen en la misma categoría que transformados, ocurriendo ahora que el Reglamento sí contempla niveles máximos de Nematodos que son menos restrictivos que los españoles.

Finalmente, el resto de cultivos (semillas y no alimenticios, fundamentalmente) también tendrían una consideración particular en cada contexto normativo. Por un lado, en el caso de las semillas, la conclusión sería similar a la ya comentada para los alimentos transformados. De este modo, a pesar de haber diferencias, existiría un trato similar. En particular, los parámetros no serían muy diferentes salvo por el hecho de que la normativa española ya no contemplaría ninguna medida relacionada con *Taenia saginata* y *solium*, pero sí de *Legionella*, la cual también incluye la legislación europea en caso de riesgo de aerosolización (1.000 frente a 100 UFC/l). Por otro lado, respecto al riego de cultivos no alimenticios (ornamentales en España y no alimenticios en Europa), si bien su denominación queda algo amplia, la comparativa resultaría mucho más exigente a nivel europeo en lo referente a *E. Coli*, pero el nivel de Nematodos del Reglamento no afectaría a estos cultivos.

En suma, puede observarse que existen diferencias entre ambas normativas, tanto desde el punto de vista de la nomenclatura empleada como de los niveles de calidad exigidos. Por tanto, y con el objetivo de adoptar la normativa europea, habrá que someter a una adaptación a la española. El primer paso, sería asimilar los diferentes casos de cultivos contemplados en ambas normativas. En un segundo paso, habría que adoptar aquellos criterios de calidad que fueran más exigentes en el Reglamento para que la normativa española los recoja.

4. Economía de la reutilización

Aunque la puesta en marcha de proyectos de reutilización está totalmente justificada en términos de objetivos, no siempre es posible justificar su viabilidad económica. En este

sentido cabe plantearse cuestiones como, ¿quién debería pagar los proyectos de reutilización de agua? ¿Deberían pagar solo los usuarios o todos los beneficiarios deberían contribuir a los costes?

Teniendo en cuenta los costes de regeneración del agua y las tarifas pagadas por los usuarios, es obvio que en la mayoría de los casos se necesita cierto grado de subsidio para recuperar los costes totales. Por ejemplo, en Israel, los proyectos de reutilización de agua para fines agrícolas están altamente subsidiados. El estado israelí paga por transportar, bombear y acumular agua regenerada y por actualizarla a un «nivel de alta calidad». En los Estados Unidos además del precio pagado por los usuarios, las empresas de servicios de agua reciben ingresos para cubrir los costes operativos de regeneración de agua (Hanjra *et al.*, 2015).

Resulta conocido que el principio de recuperación de costes no se cumple en la mayoría de los proyectos de reutilización de agua. El primer paso para alcanzar este objetivo sería identificar las barreras que impiden el establecimiento de tarifas que permitan la cobertura de costes en este tipo de actuaciones. En general, el principio de quien contamina paga es aceptado por los usuarios urbanos e industriales acostumbrados a pagar por los servicios de saneamiento. Sin embargo, esto no ocurre en el caso del sector agrícola por falta de experiencia en el pago por el uso del agua. Por lo tanto, sería muy recomendable desarrollar campañas de concienciación y educación ambiental dirigidas a los agricultores. La distinta sensibilidad ante la fijación de precios es difícil de evaluar dada la variedad de usuarios de agua regenerada.

Por otro lado, el sector agrícola presenta una amplia variedad de situaciones. Por ejemplo, la respuesta de los agricultores a los cambios en las tarifas está condicionada por aspectos como la existencia de derechos de agua, la productividad de los cultivos o la existencia de mercados de agua. Por lo tanto, antes de aplicar una política de precios, es necesario estudiar caso por caso (Dinar, 2000). En general, para tomar medidas en relación con el precio del agua, que incluye el agua regenerada, es importante analizar la elasticidad de la demanda para cada uso (Hernández *et al.*, 2015). De lo contrario, puede ser que las medidas adoptadas no conduzcan a los resultados esperados.

Otro aspecto clave que dificulta mucho la recuperación total de los costes de los proyectos de reutilización del agua es el bajo precio del agua potable, que está subsidiado en la mayoría de los casos. Para fomentar el uso de agua regenerada, las tarifas deberían ser significativamente más reducidas que las del agua potable. Tsagarakis y Georgantzis (2003) mostraron que la voluntad de los agricultores de utilizar el agua regenerada estaba fuertemente motivada por la diferencia de precios entre el agua convencional y la regenerada.

La reutilización del agua no solo contribuye a aumentar la disponibilidad de los recursos hídricos, sino que también genera importantes beneficios ambientales. Sin embargo, la valoración de estos beneficios a menudo no es fácil y supone una barrera a la hora de justificar políticas de inversión y mecanismos de financiación adecuados para promover los proyectos de reutilización de agua. La cuantificación monetaria de estos beneficios a través

de diversas técnicas resulta clave para demostrar la utilidad y viabilidad de este tipo de actuaciones.

El uso en agricultura de agua regenerada es una opción que se está estudiando, aunque se encuentra todavía poco implementada en regiones con escasez de agua, poblaciones urbanas crecientes y con una mayor demanda de agua de riego. Sería importante contemplar esta alternativa como parte de un proceso de planificación integral en la asignación de recursos hídricos para lograr una utilización del agua más eficiente y sostenible desde el punto de vista económico.

El uso del agua regenerada para el riego de cultivos permite liberar recursos hídricos convencionales y ser dedicados a usos que requieran una mayor calidad del agua. Sin embargo, es obvio que los agricultores únicamente aceptarán el efluente de las depuradoras en sustitución del agua superficial o subterránea si obtienen ventajas de ello. Resulta fundamental el papel de las autoridades tanto para demostrar la existencia de ventajas como para apoyar la adopción de este tipo de acuerdos de intercambio entre las comunidades de regantes y las autoridades locales, por ejemplo.

En este contexto, hay evidencia que muestra que los agricultores son reacios a pagar más por el agua, pero también de que están dispuestos a pagar más por la seguridad hídrica. Considerando un precio promedio de 0,16-0,18 €/m³, la disposición a pagar por recursos alternativos en zonas con aguas subterráneas sobreexplotadas subiría hasta 0,24 €/m³. El coste de extraer agua de un acuífero está en promedio (y dependiendo del coste energético) en 0,21 €/m³, que podría llegar a 0,74 €/m³ en situaciones extremas (Delacámara *et al*, 2017).

El coste de no reutilizar el agua residual regenerada implica varios ítems como son el coste derivado de la falta de garantía en el abastecimiento de agua; las dificultades para el riego; la sobreexplotación de acuíferos; la falta de caudal y calidad en los ríos. Únicamente a través de la valoración monetaria de la totalidad de estos efectos mediante métodos fiables podremos disponer de una percepción realista del elevado coste de no actuar en materia de reutilización.

De cara a afrontar esta valoración se requiere tener una visión integral no cortoplacista de la gestión del agua. Para garantizar la viabilidad de la reutilización requiere abordarse bajo un enfoque estructural y no como actuaciones puntuales de carácter coyuntural. En otras palabras, una depuradora debe ser considerada como una fuente de agua de calidad y, como tal, debe incluirse dentro de la estrategia de adaptación al cambio climático contribuyendo a paliar los efectos de la escasez hídrica. Para garantizar la viabilidad de la reutilización en un ámbito territorial (por ejemplo, incluyendo varias instalaciones en una misma cuenca) deben incorporarse las plantas depuradoras como fuentes de agua dentro de la planificación hídrica y, por otro, utilizar el sistema tarifario para la financiación de las inversiones requeridas.

5. Conclusiones

En un contexto de escasez hídrica e incremento de la demanda de agua, la reutilización de agua residual tratada se vislumbra como una excelente fuente alternativa de recursos hídricos. No obstante, a pesar de los esfuerzos normativos y en el ámbito de las políticas públicas, a nivel europeo, el volumen de agua reutilizada se ha mantenido en valores muy bajos ya que sólo el 3% del agua residual tratada es reutilizada. Además, se observan importantes desigualdades entre países destacando el caso de España que reutiliza aproximadamente el 75% del total de agua de la UE. En el ámbito de la reutilización de agua, Israel se presenta como un caso paradigmático donde aproximadamente se reutiliza el 85% del agua residual tratada bajo una política de largo plazo y cooperación público-privada.

A nivel nacional, la reutilización de agua todavía es incipiente ya que sólo el 12% del agua residual tratada se reutiliza. En este sentido, también se observan importantes diferencias entre Comunidades Autónomas destacando el elevado porcentaje de reutilización de la Región de Murcia (72%) y de la Comunidad Valenciana (59%). En relación al uso del agua reutilizada, ésta se destina fundamentalmente para el riego agrícola (70% en el caso español).

Dada esta predominancia de las aguas reutilizadas en el sector agrícola, recientemente la UE ha adoptado el Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo (2020/741/UE) para la reutilización del agua regenerada en riego agrícola cuyo objetivo es garantizar que las aguas regeneradas sean seguras para el riego, la salud humana, y la animal, promover la economía circular y contribuir al desarrollo sostenible. En este sentido, España cuenta desde el año 2007 con un Real Decreto que regula la reutilización del agua regenerada (RD 1620/2007). Si bien las diferencias entre el Reglamento europeo y el Real Decreto nacional no son substanciales, si existen. Es por ello, que España deberá adaptar la normativa vigente al Reglamento de la Comisión tan pronto como esté en vigor. Ello supondrá un reto de adaptación que deberá aprovecharse como una oportunidad de mejorar la imagen de nuestros productos agrícolas y su nivel de penetración en el mercado europeo.

Finalmente, el elevado coste de tratamiento y regeneración del agua residual se ha identificado como una barrera para su reutilización. En este sentido, la adopción de políticas públicas y sistemas tarifarios debe considerar y valorar los beneficios ambientales y otras externalidades positivas que se derivan de la reutilización del agua. Para ello, es fundamental adoptar política a largo plazo donde el agua reutilizada constituye una fuente adicional a las fuentes hídricas convencionales en la planificación hídrica de las cuencas hidrográficas.

Bibliografía

AIA (Autoridad Israelí del Agua) (2015a). «The wastewater and treated effluents infrastructure development in Israel». Disponible en: <http://www.water.gov.il/Hebrew/ProfessionalInfoAndData/2012/03-The%20Wastewater%20and%20Treated%20Effluents%20Infrastructure%20Development%20in%20Israel.pdf>.

- AIA (Autoridad Israelí del Agua) (2015b). «Wastewater & Effluents in Israel. Monitoring and prevention of water pollution». Disponible en: <http://www.water.gov.il/Hebrew/ProfessionalInfoAndData/2012/08-Monitoring%20and%20Prevention%20of%20Water%20Polution%20-%20Wastewater%20and%20Effluents%20Sector%20in%20Israel.pdf>.
- AIA (Autoridad Israelí del Agua) (2016). «Economics aspects in water management in Israel. Policy & Prices». Disponible en: <http://www.water.gov.il/Hebrew/ProfessionalInfoAndData/2012/10-Israel-Water-Sector-Economics-Policy-and-Tariffs.pdf>.
- Delacámara, G., Arenas, M., Marhubi, A. y Rodríguez, M. (2017). *El sector del abastecimiento y saneamiento urbano en España*. Fundación de Isabel II. Madrid.
- Dinar, A. (2000). *The political economy of water pricing reforms*. The World Bank. Washington.
- Gheraout, D. (2017). «Water Reuse (WR): The Ultimate and Vital solution for Water Supply Issues». *International Journal of Sustainable Development Research*, núm. 3(4), pp. 36-46.
- Helmecke, M., Fries, E., Schulte, C. (2020). «Regulating water reuse for agricultural irrigation: risks related to organic micro-contaminants». *Environmental Sciences Europe*, núm. 32(4), pp. 1-10.
- Hernández-Sancho, F., Molinos-Senante, M., Sala-Garrido, R. (2015). «Pricing for Reclaimed Water in Valencia, Spain: Externalities and Cost Recovery», en Dinar, A., Pochat, V., Albiac, J. (eds.): *Water Pricing Experiences and Innovations*. Springer International Publishing, pp. 431-443.
- Hanjra, M. A., Drechsel, P., Mateo-Sagasta, J., Otoo, M. y Hernández-Sancho, F. (2015). «Assessing the Finance and Economics of Resource Recovery and Reuse Solutions Across Scales», en Drechsel, P., Qadir, M. y Wichelns, D. (eds.), *Wastewater: Economic Asset in an Urbanizing World*. Springer, pp. 113-136.
- Jodar-Abellán, A., López-Ortiz, I., Melgarejo-Moreno, J. (2019). «Wastewater Treatment and Water Reuse in Spain. Current Situation and Perspectives». *Water*, núm. 11, pp. 1-23.
- Lazarova, V., Stumy, V., Catimal, R., Sao, Y. C., Sang, G. T. (2007). «The role of water reuse for the sustainable development of tourist areas». *L'Eau, L'Industrie, Les Nuisance*, núm. 307, pp. 59-71.
- Molinos-Senante, M., Gémár, G., Gómez, T., Caballero, R., Sala-Garrido, R. (2016). «Eco-efficiency assessment of wastewater treatment plants using a weighted Russell directional distance model». *Journal of Cleaner Production*, núm. 137, pp. 1066-1075.
- Rizzo, L., Gernjak, W., Krzeminski, P., Malato, S., McArdell, C. S., Sánchez-Pérez, J. A., Schaar, H., Fatta-Kassinos, D. (2020). «Best available technologies and treatment trains to address current challenges in urban wastewater reuse for irrigation of crops in EU countries». *Science of the Total Environment*, núm. 710(25), pp. 1-17.
- Sala-Garrido, R., Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F. (2012). «How does seasonality affect water reuse possibilities? An Efficiency and Cost Analysis». *Resources, Conservation and Recycling*, núm. 58, pp. 125-131.
- Tsarakakis, K. P. y Georgantzis, N. (2003). «The role of information on farmers' willingness to use recycled water for irrigation». *Water Science and Technology: Water Supply*, Vol. 3, N.º 4, pp. 105-113. IWA Publishing.

UNDP (2006). «Human Development Report 2006: Beyond scarcity — Power, poverty and the global water crisis». New York.

Unión Europea (2011). «Escasez de agua y sequía en la Unión Europea». Disponible en: https://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/water_scarcity/es.pdf.

Las políticas de tarifas urbanas del agua en España

MARTA SUÁREZ-VARELA

Universidad Autónoma de Madrid

Facultad de Ciencias Económicas y Empresariales

Recibido: Noviembre 2020

Aceptado: Noviembre 2020

Resumen

Este trabajo proporciona una panorámica de la situación de las políticas tarifarias de agua urbana en España. En particular, en relación con el cumplimiento de los objetivos básicos de la gestión de los recursos hídricos —eficiencia, equidad, sostenibilidad ambiental y recuperación de costes—, y el funcionamiento de la estructura institucional que rige en la fijación de precios. Asimismo, se aborda la forma de diseñar tarifas que permitan fomentar de forma simultánea los distintos objetivos mencionados. El análisis efectuado nos permite realizar recomendaciones de política pública encaminadas a la mejora de las políticas tarifarias de agua urbana.

Palabras clave: políticas tarifarias, agua urbana, España, eficiencia, equidad, recuperación de costes.

Clasificación JEL: Q21 Q25 Q50.

Abstract

This article aims at characterising the situation of urban pricing policies in Spain. For that purpose, we will focus on the level of achievement of the basic objectives of Integrated Water Resources Management —efficiency, equity, environmental sustainability and cost recovery—, and the performance of the institutions governing price-setting decisions. Additionally, we will address how to design tariffs that are able to foster simultaneously all the abovementioned objectives. Our analysis allows us to derive some public policy recommendations towards the improvement of urban pricing policies in Spain.

Keyword: urban water pricing, Spain, efficiency, equity, cost recovery.

JEL Classification: Q21 Q25 Q50.

1. Introducción

La gestión urbana de los recursos hídricos afrontará importantes desafíos en las próximas décadas. El crecimiento exponencial de la población mundial generará un incremento sin precedentes en la demanda de agua, no solo para satisfacer necesidades básicas como bebida o higiene, sino también en la demanda relacionada con la producción de alimentos, usos industriales y generación de energía. De acuerdo con Banco Mundial (World Bank

Group, 2016), únicamente para la producción de energía cabría esperar incrementos de hasta un 85%, siendo de entre el 50-70% para el caso de los usos industriales. La creciente concentración de la población en núcleos urbanos y la formación de ciudades de cada vez mayor tamaño representa una presión adicional sobre la gestión urbana del agua. La provisión del servicio para este tipo de núcleos de gran tamaño y elevada densidad de población entrañará una creciente complejidad para la gestión del agua urbana.

En España, la población se ha incrementado de forma sustancial en las últimas décadas, pasando de 38.8 millones en los años 90 a los 47.3 millones a mediados de 2020 (INE, 2020). Así mismo, los flujos migratorios entre zonas rurales y urbanas han dado lugar al fenómeno denominado como la «España vacía». Ambas tendencias generan importantes retos a la gestión urbana del agua, habiendo de abastecer simultáneamente a zonas despobladas y a núcleos urbanos de cada vez mayor tamaño. España es, además, el tercer país con un mayor nivel de explotación de sus recursos hídricos (European Environmental Agency, 2017), solo por detrás de Malta y Chipre.

En términos de gobernanza, las principales actuaciones de política pública se han centrado tradicionalmente en las denominadas soluciones de oferta¹. Sin embargo, se ha encontrado que cuando no se combinan con políticas de control de demanda, ésta tiende a aumentar hasta consumir toda la nueva cantidad disponible (World Bank Group, 2016). Por tanto, las políticas de demanda, que suelen clasificarse en tarifarias —asadas en el precio del agua— y no tarifarias², han tomado un papel central en las últimas décadas. De entre estas, las políticas tarifarias son las que han adquirido una mayor relevancia, debido en parte a la especial atención que han recibido por parte de organismos internacionales y normativas como la Directiva Marco del Agua en Europa.

En este contexto, el presente trabajo tiene por objeto analizar la situación de las políticas tarifarias del agua urbana en España, identificando aquellos puntos susceptibles de mejora. Así mismo, se realizará una revisión sobre el estado del arte en el diseño de tarifas que permitan abordar de forma simultánea los distintos objetivos a los que debe atender la gestión de los recursos hídricos, a fin de proponer cambios en las tarifas actuales en España.

2. Políticas tarifarias y multiplicidad de objetivos:

2.1. Gestión integrada de los recursos hídricos y políticas tarifarias

El paradigma de la gestión integrada de los recursos hídricos (GIRH), establece una serie de principios sobre los que debe descansar la gestión del agua (GWP, 2000), y que condicionan el diseño de las políticas tarifarias. De un lado, se reconoce que es un bien esencial para la vida, por lo que se debe garantizar su acceso universal. De otro lado, se trata de un recurso escaso con valor económico, que contribuye simultáneamente a objetivos sociales, medioambientales y económicos (OECD, 2011) y que genera importantes externalidades. Las políticas tarifarias deben ser formuladas, por tanto, de forma que acomoden

simultáneamente los objetivos de eficiencia económica, equidad y sostenibilidad medioambiental. Esta multiplicidad de objetivos, en ocasiones en conflicto, justifica el empleo de herramientas que faciliten la asignación del recurso. En este sentido, los instrumentos económicos y en particular las políticas tarifarias, juegan un papel clave para diseñar esquemas de incentivos que permitan una óptima distribución (OECD, 2011).

Otro concepto clave en la gestión integrada de los recursos hídricos es el de recuperación de costes. La asignación eficiente del recurso y su reparto entre los distintos usos requiere conocer el denominado «*full cost*» o coste total, que incluiría tanto el coste económico total como las externalidades medioambientales y de salud pública (GWP, 2000). Por coste económico total se entendería la suma de distintos conceptos entre los que se encuentran los costes de gestión del recurso, costes de operación y mantenimiento, el coste de oportunidad de usos alternativos del agua, y las externalidades económicas relacionadas con cambios en la actividad de sectores afectados de forma indirecta (GWP, 2000). La estimación del «coste total» resulta imprescindible para realizar una asignación óptima. Además, el objetivo de recuperación de costes, que establece la necesidad de recuperar el coste total en todos los usos del agua, permite asegurar la *sostenibilidad financiera* de las inversiones y los servicios de provisión de agua.

En Europa, la Directiva Marco del Agua (DMA), que entró en vigor en el año 2000, define las líneas básicas de un marco comunitario para la gestión de los recursos hídricos. En relación con los principios económicos, en su artículo 9 la Directiva señala que los Estados Miembros «*tendrán en cuenta el principio de la recuperación de los costes de los servicios relacionados con el agua, incluidos los costes medioambientales y los relativos a los recursos*», y que deberán hacerlo a la vista del análisis económico efectuado, y de conformidad con el principio de que quien contamina paga. Para ello, destaca el papel de las políticas de precios, que deberán proporcionar «*incentivos adecuados para que los usuarios utilicen de forma eficiente los recursos hídricos y que, por tanto, contribuyan a los objetivos medioambientales*» de la propia Directiva. Hace referencia también a la necesidad de tener en cuenta los efectos «*sociales, medioambientales y económicos de la recuperación (de costes) y las condiciones geográficas y climáticas de la región o regiones afectadas*».

Reconciliar estos objetivos en un único instrumento tarifario resulta a menudo complejo. Esto ha propiciado la aparición de una extraordinaria variedad de sistemas de precios y estructuras tarifarias que han tratado de dar respuesta a los conflictos que en ocasiones emergen entre dichos objetivos. En la siguiente sección discutiremos la tipología de tarifas y el estado del arte sobre la idoneidad de las mismas para alcanzar los objetivos de la gestión del agua.

2.2. Tipologías de políticas tarifarias y conflicto entre objetivos

Desde un punto de vista genérico, los sistemas de precios más empleados suelen incluir un componente fijo —que no depende del volumen de agua consumido pero sí puede hacerlo en base a elementos (número de individuos, características de la vivienda, etc.)— y un

componente variable, que dependería de la cantidad de agua consumida. Por último, algunas tarifas cuentan con descuentos para ciertos colectivos.

La configuración de estos elementos da lugar a la mayor parte de las tipologías actuales de tarifas, si bien no todos los componentes descritos han de estar presentes. Por ejemplo, en el caso de las *tarifas planas*, solo el componente fijo se hallaría presente, pagando el consumidor una cantidad predeterminada independientemente de su consumo. De otro lado, las *tarifas volumétricas* contarían únicamente con el componente variable, cobrándose un precio por unidad de consumo (habitualmente el m³). Este precio puede ser único o «uniforme» para todos los niveles de consumo (*tarifas volumétricas uniformes*) o con precios distintos por m³ en función del bloque o rango de consumo en que nos encontremos. Aunque existen tarifas en bloques decrecientes³, las más habituales son las denominadas «en bloques crecientes» (BCs).

La idea que subyace en esta estructura tarifaria es que el agua satisface distintas necesidades en función del nivel de consumo. Por tanto, en estas tarifas el precio es inferior para los primeros metros cúbicos —considerados esenciales—, mientras que bloques de consumo subsiguientes se cargan a un precio progresivamente más elevado (Suárez-Varela y Martínez-Espiñeira, 2018). Esto permite a los proveedores del servicio de agua ofrecer una cantidad mínima a los hogares más desfavorecidos, a precios por debajo de coste, cobrando a cambio un precio superior a los hogares con mayores niveles de consumo⁴. Se generan así subsidios cruzados entre los hogares de mayor y menor nivel de ingreso (Boland y Whittington, 2000)⁵. Este tipo de estructuras volumétricas han sido, por tanto, recomendadas de forma habitual sobre la base de que permiten alcanzar el principio de equidad a la par que se fomenta la sostenibilidad medioambiental y el consumo eficiente del recurso (Wichelns, 2013; Hoque y Wichelns, 2013), objetivos que ni las tarifas planas ni las volumétricas uniformes permitirían conseguir. Para asegurar además la recuperación de costes y estabilidad financiera de los proveedores del servicio urbano de agua, las tarifas en bloques crecientes suelen ser complementadas con un componente fijo. De hecho, las tarifas binomiales, que combinan un componente fijo y con otro variable, normalmente en forma de bloques crecientes, son las más habituales hoy en día (Dinar *et al.*, 2015; IWA, 2014; OECD, 2010).

Estas tarifas también muestran sin embargo ciertas desventajas. El componente fijo introduce un elemento de regresividad en el consumo, por el cual el precio por m³ decrecería en los primeros niveles de consumo (Suárez-Varela *et al.*, 2015; Suárez-Varela y Martínez-Espiñeira, 2018). Por tanto, un componente fijo que suponga una proporción elevada de la factura total implicaría a menudo un desincentivo al ahorro de agua (Hoque y Wichelns, 2013). Además, podría lesionar a los consumidores de menor nivel de ingresos, que se verían dificultados a la hora de acceder al servicio. Por su parte, las tarifas en bloques crecientes no están libres de inconvenientes. Un argumento frecuente en contra de su utilización es que impone una carga adicional a las familias numerosas (Arbués y Barberán, 2012; OECD 2010) y a aquellas comunidades que cuenten con conexiones múltiples —varios hogares comparten la misma conexión—⁶ (Whittington, 1992; Donkor, 2009), dado que alcanzarían bloques de consumo superiores sin que ello implique necesariamente un despilfarro del recurso. Además, artículos recientes han encontrado que el impacto efectivo de estas tarifas

se encuentra muy lejos de su óptimo teórico. Esto es porque para que las tarifas en BCs fueran efectivas habrían de cumplirse al menos dos premisas. En primer lugar, que los hogares de menor ingreso efectivamente consuman menos que los ricos. De otro, para que se produjera el subsidio cruzado el precio por m^3 para los bloques de consumo más elevados debería estar por encima del coste medio, lo que permitiría reducir el precio del primer bloque —de consumo básico—. El precio del segundo bloque, en el que deben recaer la mayor parte de los hogares, debería igualarse al coste marginal para ofrecer incentivos económicos al ahorro y permitir la recuperación de costes (Boland y Whittington, 2000; Nauges y Whittington, 2017; Whittington y Nauges, 2020, Wilchens, 2013). Sin embargo, en la práctica se conoce que la correlación entre el ingreso y el consumo de agua es muy reducida (Andrés *et al.*, 2019; Nauges y Whittington, 2017), es decir, los hogares ricos no tienden a consumir mucho más que los pobres. Además, en la mayor parte de las ciudades tanto del mundo desarrollado como de países de ingreso medio o bajo, el precio de todos los bloques —incluido los de mayor consumo— se halla por debajo del precio medio y el límite del primer bloque suele fijarse muy por encima del consumo considerado como mínimo para satisfacer necesidades básicas (Boland y Whittington, 2000; Whittington y Nauges, 2020). Esto implicaría que en la práctica los hogares de mayor ingreso recibirían más subsidios que los más pobres.

De hecho, un extenso número de trabajos muestran de que el diseño inadecuado de las tarifas en BCs limitaría su eficiencia para subsidiar a los hogares más pobres. En un informe de Banco Mundial en el año 2005, Komives *et al.* concluían, a través de un extenso análisis de multitud de casuísticas procedentes de todos los continentes, que el impacto redistributivo de los subsidios aplicados en los servicios de agua urbana y electricidad —y en particular, de los basados en tarifas en BCs— era bastante limitado en comparación con otros mecanismos redistributivos. Borenstein (2012), Nauges y Whittington (2017) o Whittington *et al.* (2015) confirmarían estos hallazgos, concluyendo que, en ausencia de un diseño adecuado, las tarifas en BCs tendrían un poder redistributivo reducido, llegando a desviar incluso los subsidios a los hogares de ingreso medio o alto. Esto se produciría sobre todo debido por el hecho de que la mayor parte de las veces los precios de los bloques más altos se encuentran subsidiados.

Para evitar estos efectos indeseados, tradicionalmente se han diseñado mecanismos muy diversos. Entre los más comunes, destaca la inclusión de *mínimos exentos* de consumo —es decir, una cantidad de agua exenta de pago o cuyo precio es igual a cero, y que suele coincidir con el primer bloque de consumo— o modificar las tarifas para tener en cuenta el tamaño familiar o nivel de ingreso-. Sin embargo, como se comentará más adelante, ninguno de ellos ha demostrado demasiada eficacia en términos de mejoras en las equidad y eficiencia (Castro *et al.*, 2002; Arbués y Barberán, 2012). Algunas investigaciones proponen alternativas a las estructuras tarifarias actuales. Por ejemplo, Komives *et al.* (2005) sugieren que los «subsidios de conexión» para los hogares más pobres, es decir, aquellos que eliminan la parte fija de la tarifa que se paga por estar conectado al servicio, muestran una mayor eficacia. Además, señalan que las tarifas en «volúmenes diferenciados» —similares a las de bloques crecientes, pero en las que el hogar paga todos los m^3 al precio del bloque en el que recae su consumo— pueden funcionar mejor que las en BCs sobre todo si se fija un precio

que recupere el coste total (*full-cost*) a partir de cierta cantidad consumida. Finalmente, señalan que cuando sea posible, es preferible fomentar programas de transferencias a los hogares en lugar de realizar la redistribución a través de las tarifas (Komives *et al.*, 2005), cuestión en la que coinciden otros estudios (García-Valiñas y Arbués, 2020; OECD, 1987; Schoengold y Zilberman, 2014). Por su parte, otros autores recomiendan sustituir las tarifas en bloques crecientes por tarifas volumétricas uniformes —en las que el precio por m³ sea igual al coste marginal combinadas con una bonificación o componente fijo negativo (Boland y Whittington, 2000) o algún otro programa de asistencia a los consumidores más pobres (Whittington y Nauges, 2020; Nauges y Whittington, 2017)—.

Una revisión exhaustiva de la literatura nos permite, por tanto, concluir la dificultad de adoptar tarifas que permitan conseguir de forma simultánea todos los objetivos de la gestión del agua. Un diseño cuidadoso de las mismas, siguiendo los principios anteriormente comentados, es clave para evitar efectos indeseados.

3. Situación de las políticas tarifarias para agua urbana en España

España cuenta con el tercer índice de explotación hídrica más elevado de la Unión Europea —solo detrás de Malta y Chipre (European Environmental Agency, 2017)—, y con gran parte de su territorio en una situación de estrés hídrico severo (European Environmental Agency, 2012). Además, el cambio climático amenaza con empeorar esta situación, con aumentos de 1.9 °C para 2040, reducciones del nivel de precipitación de hasta un 6% (CEDEX, 2011) y un aumento en la prevalencia de sequías (OECD, 2011). A pesar de ello, es también uno de los países de la UE con mayor nivel de consumo medio de agua por habitante (PWC, 2018).

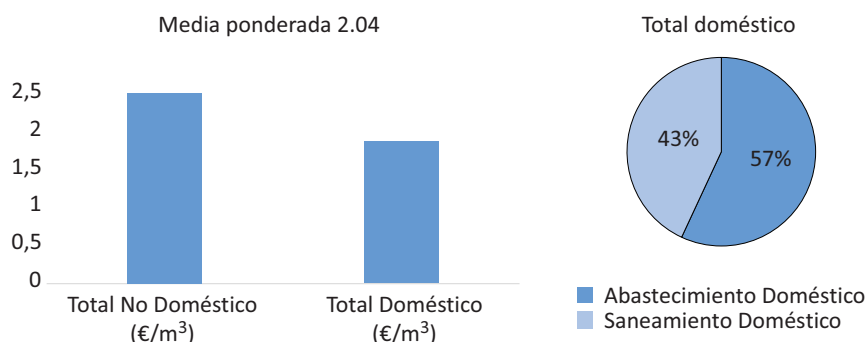
Sin embargo, este consumo medio se debe fundamentalmente al sector agrario. En el sector de agua urbana, la situación es sustancialmente distinta. En lo que se refiere al uso doméstico, que supone la mayor parte del consumo de agua urbana, España cuenta con uno de los consumos más bajos de la Unión Europea (AEAS-AGA, 2012). Si bien los datos difieren entre fuentes estadísticas, la mayor parte de encuestas sitúan el consumo medio doméstico en el rango de 120-140 litros por persona y día en años recientes (AEAS-AGA, 2020; INE, 2016). De entre los usos del agua urbana, el consumo doméstico es precisamente el de mayor importancia, con un 73% del consumo total dedicado a este uso. Otro 13% se destinaría al consumo industrial, mientras que el 14% restante procede de usos varios como los municipales o institucionales (AEAS-AGA, 2018).

En lo que se refiere a las políticas tarifarias, España cuenta con uno de los precios medios más bajos de la Unión Europea (AEAS-AGA, 2020; PWC, 2018; OCDE, 2010, 2013). Según la Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento (AEAS-AGA, 2020), el precio medio para agua urbana en España —incluyendo usos domésticos y no domésticos⁷— ascendía a 2.04 €/m³ en 2019. Se encontraría, por tanto, muy alejado de la media de la Unión Europea —por encima de los 3.5 €/m³—, y de los más de 7 € por m³ en países como Dinamarca o los casi 6 € de Alemania (AEAS-AGA, 2020; PWC, 2018), incluso una

vez consideradas las diferencias en los niveles/coste de vida. Se observa además que el precio medio es superior en los usos no-domésticos —2.52 €/m³— que en los domésticos —1.88 €/m³—, confirmando la posible existencia de subsidios cruzados entre estos usos (García-Valiñas y Arbués, 2020).

Figura 1

Precio (€/m³) del agua urbana para usos domésticos y no domésticos, por CC.AA.



Fuente: elaboración propia basada en AEAS (2020).

Además, del precio medio de 1.88 €/m³ para usos domésticos, la mayor parte —1.07 euros— corresponde a abastecimiento, mientras que los restantes 0.81 € se atribuyen a saneamiento (AEAS-AGA, 2020)⁸. Se observa sin embargo un crecimiento significativo en los últimos años. En el caso del servicio de abastecimiento, los crecimientos experimentados en el precio medio implícito⁹ ascenderían —en términos nominales— a una tasa (crecimiento anual compuesto) del 4.9% durante el período 2000-2014 y el 5.2% durante 2008-2014 (PWC, 2018). Cabe destacar que en términos reales —una vez descontado el efecto de la inflación—, las tasas de crecimiento se reducirían a 2.4% y 3.8% respectivamente. Desde 2014 a 2016 —último año del que se dispone de dato del INE— la tendencia creciente se mantiene, aunque a un ritmo inferior con un incremento de en torno al 1.5% anual en términos nominales en este período. Para los últimos años, AEAS-AGA (2020) encuentra tasas similares, situando el crecimiento del precio medio del agua urbana en un 0.97% entre 2018 y 2019.

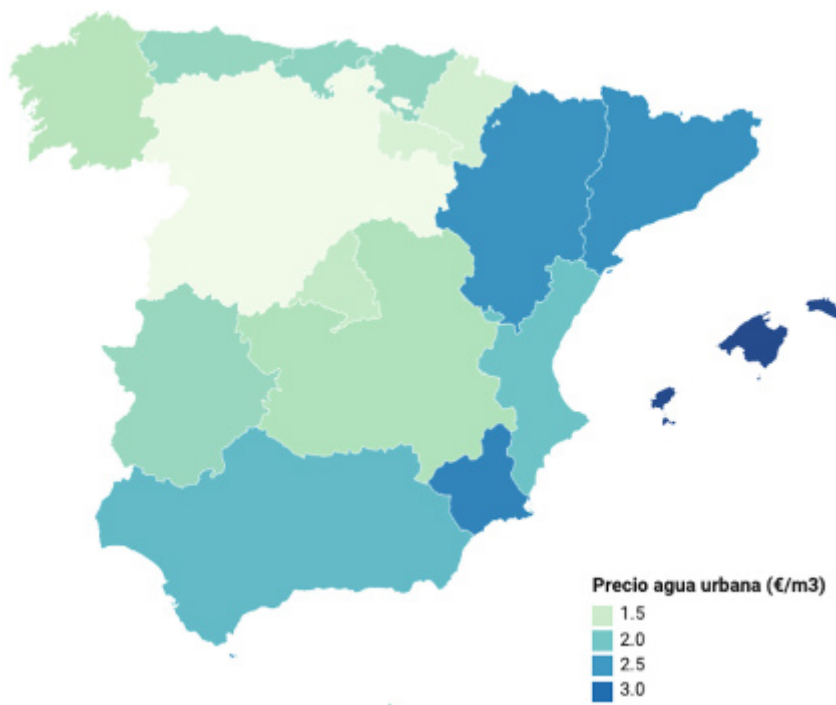
En las siguientes secciones, exploraremos la situación de las políticas tarifarias de agua en España en relación a sus aspectos fundamentales. Nos centraremos principalmente en las tarifas de uso doméstico, por tratarse este del uso principal, incluyendo al final una sección dedicada a las tarifas de uso no-doméstico.

3.1. Compleja estructura administrativa e implicaciones

En España, la Ley 7/1985, de 2 de abril, Reguladora de las Bases del Régimen Local establece que la jurisdicción y responsabilidad sobre la provisión del servicio urbano de agua —y por tanto, la fijación de precios— recae sobre los 8.131¹⁰ gobiernos municipales. Los municipios pueden a su vez elegir entre proveer el servicio directamente a través del propio ayuntamiento o externalizarlo. En caso de externalización, esta puede realizarse a su vez a una empresa pública, a una privada o a una empresa de colaboración público-privada (también denominadas mixtas). De hecho, actualmente, la provisión del servicio se reparte entre estas cuatro modalidades: el 10% de la población es abastecido por servicios municipales, un 35% por empresas públicas, el 33% por empresas privadas y el 22% restante a través de empresas mixtas (AEAS, 2018). El procedimiento para modificar las tarifas comienza con una propuesta por parte del gestor del servicio —ya sea este el propio ayuntamiento o el gestor externo si el servicio ha sido externalizado— que debe ser justificada en base a criterios técnicos y económicos —costes, necesidades de inversión en redes, etc.— (García-Rubio *et al.*, 2015). La propuesta es sujeta posteriormente a consulta pública y ha de ser aprobada en el pleno del ayuntamiento para asegurar que se salvaguardan los objetivos sociales de acceso y equidad. Tras su aprobación, se envía a la Hacienda pública regional, que supervisa el proceso y proporciona su aprobación administrativa. Finalmente, las tarifas se publican en los Boletines Oficiales provinciales o autonómicos, entrando de esta forma en vigor (Picazo-Tadeo *et al.*, 2020).

No existe, sin embargo, ningún marco legal ni regulatorio que establezca directrices sobre la determinación de las tarifas de agua. Por tanto, la combinación de un sistema altamente descentralizado, con la existencia de varios modelos de gestión y la intervención de distintos niveles de la administración, genera una extraordinaria variedad de niveles de precios y sistemas tarifarios (Suárez-Varela *et al.*, 2018, European Environmental Agency, 2013). Dado el elevado nivel de discrecionalidad en su fijación, la variabilidad de las tarifas entre municipios y Comunidades Autónomas es también elevada, con oscilaciones que van desde entorno a 2.75 €/m³ de Ceuta y Murcia, hasta 1.28 €/m³ en Castilla y León (AEAS-AGA, 2020) sin que esto refleje necesariamente el nivel de estrés hídrico al que están sometidas las regiones (PWC, 2018).

Figura 2
Precio medio del agua urbana por CC.AA. (€ por m³)



Fuente: elaboración propia basada en AEAS (2020).

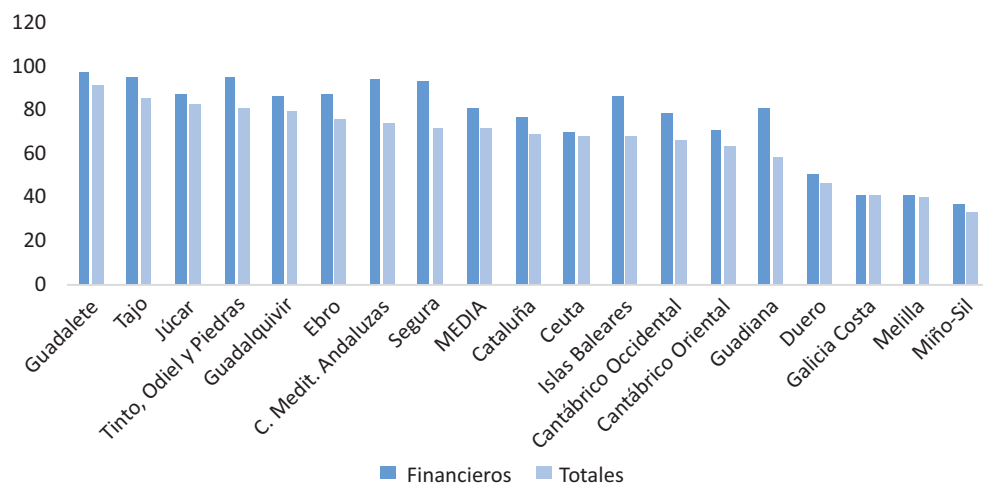
La diversidad de estructuras tarifarias es también elevada. Según el último estudio disponible de la Asociación Española de Abastecimiento y Saneamiento (AEAS, 2020), el 99% de los municipios en España aplicaban tarifas binomiales —con componente fijo y variable—, incluyendo el 13% un mínimo exento en el componente fijo. Respecto a la parte variable de la tarifa, un 4% aplican tarifas uniformes —un solo bloque—, un 6% tarifas con dos bloques, un 29% incluyen tres bloques y hasta un 62% contarían con tres o más bloques. En ausencia de un marco regulatorio común, los precios suelen depender en exceso de criterios políticos, basados sobre todo en estrategias e intereses particulares de los municipios y de otros niveles superiores de la administración, las demarcaciones hidrográficas y Organismos de cuenca u otras agencias dependientes de la UE (European Environmental Agency, 2013). Así lo confirman también algunas investigaciones empíricas (Picazo-Tadeo *et al.*, 2020; Suárez-Varela *et al.*, 2015; 2018).

3.2. Recuperación de costes y sostenibilidad financiera

Como se ha comentado con anterioridad, la Directiva Marco del Agua, que entró en vigor en el año 2000, establece la recuperación total de los costes del servicio, incluidos los medioambientales y el coste de oportunidad del recurso. Este objetivo resulta imprescindible para fomentar los principios de eficiencia y sostenibilidad financiera de los servicios de provisión. Sin embargo, en España la recuperación de costes está lejos de alcanzarse.

El Acuerdo de Asociación suscrito con la Unión Europea (MINHAP, 2014) establece la necesidad de una evaluación ex-ante, incorporando una estimación del grado de recuperación de costes (incluidos los medioambientales, y costes de uso del recurso estimados para 2021) para el uso de los fondos comunitarios —FEDER, FEADER, FSE y FEMP— en el período 2014-2020 (Secretaría de Estado de Medio Ambiente-CEDEX, 2017). El gráfico 2 muestra el porcentaje de recuperación de los costes financieros y totales del agua urbana por Cuenca hidrográfica conforme a los planes hidrológicos de cuenca de segundo ciclo de planificación (2015-2020).

Figura 3
Recuperación de los costes financieros y totales del agua urbana por cuenca hidrográfica



Fuente: Elaboración propia basada en Secretaría de Estado de Medio Ambiente-CEDEX (2017).

Como se observa, el grado de recuperación de costes alcanza únicamente el 80.2% de los costes financieros para usos urbanos, siendo incluso inferior (un 70%) si se consideran los costes medioambientales y de uso del recurso. A pesar de hallarse muy alejado de la recuperación total de los costes (100%), el porcentaje de recuperación se encuentra en la media del total de usos del agua en España. Según un estudio reciente de la consultora

PriceWaterhouseCoopers (PWC, 2018), España se sitúa así como el único país de la Unión Europea que no llega a recuperar ni siquiera los costes operativos, y por tanto tampoco los costes de inversión —Capex—. Una exploración pormenorizada del gráfico 3 muestra también diferencias significativas en el grado de recuperación del coste total entre Cuencas Hidrográficas, que oscila desde el 33.1% en la cuenca de Miño-Sil hasta el 91.4% en la del Guadalete y Barbate.

Entre las razones aducidas de manera habitual para explicar la insuficiente recuperación de costes, García-Rubio *et al.* (2015) destacan, tras una exhaustiva revisión, tres: 1) La inversión en infraestructuras se financia normalmente a través de los presupuestos públicos, sin traspasar dicho coste al precio, suponiendo por tanto una forma implícita de subsidio (González-Gómez *et al.*, 2012), 2) el resultado se ve afectado sobre todo por municipios pequeños, cuyos costes de inversión son cubiertos por los gobiernos sin recuperación posterior. En municipios medianos y grandes la recuperación de costes es prácticamente total, y 3) existe una importante resistencia política a aumentar las tarifas, dado que se trata de una medida muy impopular entre la ciudadanía.

3.3. Eficiencia y sostenibilidad medioambiental

De acuerdo con el principio de eficiencia, el agua debe ser asignada al uso que genere mayor valor económico, lo que estaría íntimamente relacionado con su sostenibilidad medioambiental. Un adecuado diseño de incentivos, que fomente el ahorro del recurso y su óptima distribución entre los distintos usos promovería de forma simultánea la consecución de ambos objetivos. En este sentido, la DMA destaca la importancia de las políticas tarifarias como medio para proporcionar incentivos adecuados para el uso eficiente de los recursos hídricos y contribuir a los objetivos medioambientales de la Directiva.

En base a estos preceptos, y siguiendo la recomendación de los principales organismos internacionales (Comisión Europea, 2000), algunas organizaciones del sector¹¹ recomendaron la adopción de tarifas en bloques crecientes. Es por esto que su uso se extendió y, como se comentaba anteriormente, en la actualidad suponen la práctica totalidad de las tarifas —96% (AEAS-AGA, 2020)—. Sin embargo, como se ha discutido con anterioridad, la efectividad de estas tarifas para fomentar un uso eficiente pasa por un adecuado diseño, en el que la mayoría de los hogares recaiga sobre el bloque de consumo que se cargue al coste marginal (Boland y Whittington, 2000; Nauges y Whittington, 2017; Whittington y Nauges, 2020, —o a aquel que implique la recuperación de los costes operativos del servicio y de los subsidios al primer bloque— (Wilchens, 2013). Para ello, en primer lugar las tarifas de agua deberían aproximarse a la recuperación de costes, lo que no ocurre actualmente en España (Ver sección 3.1). Avanzar hacia la recuperación de costes es, por tanto, también conveniente desde el punto de vista de la eficiencia.

Además, en España el componente fijo de la tarifa es elevado y está presente en el 99% de las estructuras tarifarias (AEAS-AGA, 2020), lo que introduce un elemento de regresividad de la tarifa —con respecto al consumo¹²— (Suárez-Varela *et al.*, 2018; Suárez-Varela

et al., 2015). Utilizando una muestra de municipios representativa del 48.58% de la población, Suárez-Varela *et al.* (2018) proponían un indicador para medir el nivel de progresividad o «escalación» de las tarifas de agua en España¹³. Encontraban así que si bien cuando se consideraba únicamente el componente variable de la tarifa, estas eran, en media, progresivas en el nivel de consumo, al incluir el componente fijo, las tarifas resultaban, de facto, regresivas en el consumo de los hogares, lo que limita su eficacia a la hora de promover el ahorro y eficiencia en el uso del recurso. De este mismo estudio se deduce que para un consumo considerado representativo de 15 m³, hasta un tercio de la tarifa estaba compuesta en 2014 por el componente fijo —esto sin siquiera considerar los impuestos que se cargan junto a la factura del agua—. De hecho, utilizando consumos representativos de distintos niveles de consumo (3, 5, 10, 15, 20, 25 y 50 m³) para la media de los municipios considerados, los datos muestran que el precio por metro cúbico —sumando los componentes fijo y variable— se reduce hasta el entorno de los 15-20 m³, y que este solo se recupera parcialmente desde entonces.

Otro elemento de ineficiencia es el mínimo exento, que se halla presente en un 13% de las tarifas en España (AEAS-AGA, 2019). Existe, de hecho, una clara tendencia a eliminar estos instrumentos, que han sido criticados sobre la base de que no ofrecen incentivos al ahorro de agua (Castro *et al.*, 2002), mostrando sin embargo poca efectividad a la hora de mejorar los niveles de equidad (OECD, 2003; 2010; García-Valiñas y Arbués, 2020). Adicionalmente, la existencia de contadores colectivos (i. e. conexiones múltiples) en un porcentaje significativo de edificios (García-Valiñas y Arbués, 2020) podría generar comportamientos de «free-riding» y desincentivo al ahorro, en la medida en que la factura se paga de forma conjunta entre todos los hogares integrantes del edificio.

En este contexto, un adecuado diseño de la tarifa, siguiendo los principios expuestos en la sección 2, se revela imprescindible para que las estructuras en bloques crecientes permitan de forma simultánea recuperar costes y proporcionar incentivos al ahorro. Así mismo, estudios recientes recomiendan la utilización de otro tipo de tarifas, como las tarifas volumétricas uniformes con una bonificación o programas de asistencia para los consumidores más pobres (Boland y Whittington, 2000; Whittington y Nauges, 2020; Nauges y Whittington, 2017) y otras formas tarifarias. Consultar sección 2 para más información sobre un adecuado diseño de tarifas.

Respuesta del consumidor

Un aspecto clave y habitualmente olvidado las políticas tarifarias es el de los sesgos de percepción por parte del consumidor, que limita la eficacia de las políticas de precios para promover un consumo eficiente. La mayor parte de los diseños tarifarios se basan en la asunción de que el consumidor tiene información perfecta sobre la estructura tarifaria y la cantidad que consume, y es capaz, por tanto, de ajustar su comportamiento. Sin embargo, la evidencia empírica muestra que en la mayor parte de los casos, los consumidores no están informados sobre las tarifas que le aplican o de su propio nivel de consumo (García-Valiñas *et al.*, 2020; Nieswiadomy y Molina, 1989; Nataraj y Hanneman, 2011; Pérez-Urdiales *et*

al., 2015; Binet *et al.*, 2014; Wichman, 2017), e incluso cuando lo están, encuentran difícil entender las complejas estructuras tarifarias (Nieswiadomy y Molina, 1989; De Bartolome, 1995).

En España, las nuevas tarifas son publicadas a través de los boletines oficiales de la provincia o la Comunidad Autónoma. No existe, sin embargo, obligación de publicar esta información ni en la factura emitida al consumidor, ni en otros lugares más accesibles como la página web del proveedor del servicio. Por tanto, conocer las tarifas puede entrañar a veces una búsqueda exhaustiva a través de los boletines oficiales, lo que implica una enorme cantidad de tiempo y esfuerzo. Además, es habitual que otros servicios municipales, como el servicio de basuras, se cobren también a través de la factura de agua, lo que dificulta la separación de ambos conceptos. Como consecuencia, la mayor parte de los consumidores en España admiten no conocer las tarifas.

En uno de los pocos estudios al respecto realizado en España (Pérez-Urdiales *et al.*, 2015), solo un 34.52% reportaba conocer, no ya el nivel y estructura de su tarifa, sino qué tipo de tarifa le aplicaba —es decir, si era plana, uniforme, en bloques crecientes o decrecientes—. Estudios más recientes confirman estos resultados. Por ejemplo, García-Valiñas *et al.* (2020) encuentran, utilizando una muestra representativa de consumidores en la ciudad de Granada, que el nivel de conocimiento tanto del consumo como de la factura es bastante reducido. De hecho, la mayor parte de los consumidores ni siquiera se aventuran a dar una respuesta al ser preguntados por su consumo —hasta un 88%— o su factura —54%—. Incluso cuando dan una respuesta, las desviaciones son extremadamente altas. En media, los consumidores sobreestiman su factura de manera acusada —casi el doble de lo que es en realidad—, mientras que infraestiman su consumo —aunque en mucha menor medida—. Los resultados parecen, además, apuntar a la falta de información como un importante factor explicativo de las desviaciones observadas. Los hogares que menos se desvían son también aquellos que cuentan con mejor información, lo que indicaría que implementar políticas encaminadas a incrementar el nivel de información de los hogares podría ser muy efectivo para reducir este tipo de percepciones erróneas.

3.4. Objetivos sociales: equidad

Uno de los indicadores más comunes a la hora de medir el acceso al agua es el del esfuerzo económico realizado por los hogares, es decir, el porcentaje del presupuesto familiar que se destina al pago de la factura de agua. Con carácter general, se entiende que existen problemas de acceso o «pobreza hídrica» si las familias destinan más de un 3% de su presupuesto a este concepto. En España, el esfuerzo económico de los hogares está lejos de alcanzar este umbral, suponiendo en el año 2019 la factura del agua un 0.89% del presupuesto familiar de media (AEAS-AGA, 2019), lo que indicaría que no existen en principio problemas graves de acceso. Incluso en los municipios y grupos socioeconómicos en los que el esfuerzo realizado es mayor —e. g. hogares pobres o municipios con precios elevados—, este no superaría el 3% (García-Valiñas y Arbués, 2020).

Además de asegurar el acceso universal, el principio de equidad implica que este acceso sea equitativo entre los distintos grupos sociales. Para ello, se utilizan principalmente dos instrumentos económicos: las bonificaciones o instrumentos tarifarios —que afectan a la estructura de la tarifa— y los fondos de solidaridad —ajenos al sistema tarifario, proveen de recursos para hacer frente al pago de la factura— (AEAS-FEMP, 2017). En España, hasta un 94% de los municipios cuentan actualmente con algún mecanismo de acción social, siendo los instrumentos tarifarios los más implantados (AEAS-AGA, 2020). Entre los instrumentos basados en la tarifa, cabe destacar el diseño de la propia estructura tarifaria y la inclusión de bonificaciones para ciertos colectivos (que pueden ser tanto en la parte fija como en la variable). Como discutíamos anteriormente, las tarifas en BCs —que se aplican en un 99% de los municipios españoles (AEAS-AGA, 2020)— han sido promovidas sobre la base de que permiten subsidios cruzados, ofreciendo una cantidad mínima a los hogares de menor ingreso a precios más bajos a cambio de cobrar un precio mayor a aquellos que hacen un uso excesivo del recurso. Esto tiene sentido solo si los hogares de mayor ingreso son efectivamente aquellos que más consumen —lo que no parece confirmarse en estudios empíricos en países de nuestro entorno (Andrés *et al.*, 2019; Nauges y Whittington, 2017)— y los bloques superiores se cargan a precios por encima del precio medio —lo que tampoco ocurre en la mayor parte de países (Whittington y Nauges, 2020, Boland y Whittington, 2000)—. Esto ocasionaría una distribución ineficiente de los subsidios, en la que los hogares ricos recibirían incluso más subsidios que los pobres.

Aunque no existen estudios al respecto en España, el hecho de que no se alcance la recuperación de costes, y que esta se produzca a través de un componente fijo elevado, parece indicar que las tarifas en BCs, en media, no cumplirían actualmente los preceptos para ser consideradas equitativas. Otros elementos de las estructuras tarifarias en España pueden estar generando distorsiones en términos de equidad. En primer lugar, la inclusión de un mínimo exento en el 13% de los municipios puede resultar regresiva si no se aplica únicamente a los hogares con necesidades económicas. Además, es habitual que este mínimo exento o el límite del primer bloque se fije muy por encima del consumo considerado como mínimo para satisfacer las necesidades básicas, lo que de nuevo limitaría su capacidad para fomentar equidad. Dado que se desaconsejan también desde el punto de vista de la eficiencia, se suele recomendar su sustitución por otros instrumentos más efectivos. De otro lado, el elevado componente fijo de las tarifas en España resultaría también regresivo, y lesivo para el acceso, dado que se pagaría por todos los hogares por igual.

Esto se compensa de manera habitual mediante inclusión de bonificaciones —a la cuota fija o al precio por m³—, o a través de los llamados fondos de solidaridad —que incluirían la cobertura de parte o la totalidad de la cuota fija— (AEAS-AGA, 2020). Entre estos instrumentos, destacan las «tarifas sociales», y las «tarifas especiales» para familias numerosas o para hogares con conexiones múltiples. Las tarifas sociales son aquellas se aplican según diferentes criterios relacionados con el nivel socioeconómico del hogar, entre los que se encuentran contar con un ingreso inferior a alguna proporción del Salario Mínimo Interprofesional o del IPREM (Indicador Público de Renta de Efectos Múltiples), estar jubilado o encontrarse en riesgo de exclusión social (AEAS-FEMP, 2017). En el caso de las tarifas especiales que se implementan para evitar que las tarifas en BCs perjudiquen a las

familias numerosas, estas suelen tomar principalmente dos formas: 1) ajustes el tamaño de los bloques de forma que refleje una cantidad per cápita, 2) establecimiento de niveles de precios inferiores para estos hogares.

Sin embargo, los resultados de la aplicación de estas políticas varían ampliamente entre municipios, en función a su diseño e implementación (García-Valiñas y Arbués, 2020). En relación a las **tarifas especiales por familia numerosa**, mientras que algunos municipios consiguen cubrir al 100% de los hogares de gran tamaño —i. e. Barcelona, Sevilla o Málaga—, en otros se encuentra que el impacto sobre las familias numerosas es pequeño —i. e. Las Palmas de Gran Canaria— o prácticamente nulo —i. e. Alicante o Zaragoza— (García-Valiñas y Arbués, 2020). Los autores destacan varios problemas en la implementación de estas bonificaciones. En primer lugar, que utilizar el criterio de familia numerosa deja fuera a hogares con un elevado número de integrantes —e. g. pisos compartidos— que sin embargo no cualifican como tal según la Ley 40/2003 de Protección a las Familias Numerosas. Además, observan que el número de miembros requeridos para ser considerado en la bonificación varía entre ciudades, sin que esté correlacionado con el tamaño medio del hogar en cada municipio. Por último, señalan que el hecho de que haya que solicitarlo expresamente deja fuera a muchos hogares que podrían beneficiarse, pero que no lo hacen porque desconocen su existencia. Con respecto a las **tarifas especiales para hogares con conexiones múltiples**, estas son bastante menos frecuentes (AEAS-FEMP, 2019), aplicando la mayor parte de los municipios analizados el sistema tarifario general también para estos hogares. En los casos en los que se aplican descuentos, se encuentra que generan importantes distorsiones en términos de eficiencia y equidad (García-Valiñas y Arbués, 2020). Finalmente, las **tarifas sociales** no parecen generar mejores resultados. García-Valiñas y Arbués (2020) concluyen que no existen diferencias significativas en el esfuerzo económico realizado por los hogares afectados, antes y después de la aplicación de dichas tarifas. Señalan asimismo que el hecho de que los criterios de elegibilidad para optar a este tipo de bonificaciones son a menudo altamente restrictivos, por lo que solo un reducido porcentaje de hogares se beneficia de los mismos. Además, generan una elevada complejidad de la tarifa, que redundaría en mayores costes administrativos.

Es por esto que estudios recientes recomiendan la utilización de otros instrumentos. Por ejemplo, como comentábamos con anterioridad, Komives *et al.* (2005) recomiendan el empleo de «subsidios de conexión» —que eliminan la parte fija de la tarifa que se paga por estar conectado al servicio los hogares más pobres—. Finalmente, los programas de transferencias son en general preferibles a la redistribución a través de las tarifas (Komives *et al.* 2005; García-Valiñas y Arbués, 2020; OECD, 1987; Schoengold y Zilberman, 2014). Ver sección 2 para una discusión más extendida.

3.5. Usos no domésticos

En el caso de los usos no domésticos, al igual que para las tarifas residenciales, la estructura tarifaria más habitual es la de una tarifa binominal con un componente fijo y otro variable normalmente en forma de BCs (Graciac de Rentería *et al.* 2019), sin bien las tarifas

volumétricas uniformes están presentes también en algunos sectores y ciudades (Gracia-Valiñas y Arbués, 2020). Al contrario que en el sector residencial, en el caso de los usos no domésticos las empresas no siempre necesitan contar con agua potable, por lo que algunas optan por autoabastecerse a través de sus propias instalaciones. Aunque la cifra varía por sectores, se estima que en el año 2010 aproximadamente el 30% del agua para usos industriales provenía de la red municipal (INE, 2013). Esto tiene importantes implicaciones en términos de la efectividad de las políticas tarifarias para estos usos, en la medida en que solo el agua procedente de las redes municipales estaría sujeta a las tarifas de agua urbana (Gracia de Rentería *et al.*, 2019; OECD 2017).

El agua para usos no domésticos incluye diversos sectores económicos, distribuyéndose los usos no domésticos del agua urbana en el año 2013 de la siguiente manera: 40.87% industria y manufacturas, 3.86% industria energética, 2.20% construcción; 50.06% servicio y 3.01% para agricultura (Gracia de Rentería *et al.*, 2019; INE, 2017). Si bien algunas ciudades utilizan una tarifa única para todos los usos, es habitual que cuenten con tarifas diferenciadas para cada uno de los usos no domésticos (García-Valiñas y Arbués, 2020). En términos generales, el precio medio para usos no-domésticos supera al precio para usos residenciales (ver *gráfico 1*). Respecto a la estructura tarifaria, García-Valiñas y Arbués (2020) encuentran que el componente fijo de estas tarifas es mayor que el soportado por las tarifas residenciales para un mismo tamaño de contador. Además, señalan que existe una distancia inferior entre los bloques superiores de consumo y los inferiores, lo que indicaría una menor progresividad en las tarifas para usos no domésticos que para el caso de los usos residenciales. En conjunto, por tanto, las estructuras tarifarias para usos no domésticos generarían menos incentivos para un uso eficiente y sostenible del recurso que aquellas para usos residenciales.

4. Conclusiones

En el presente trabajo, hemos analizado las políticas tarifarias de agua urbana en España, con el objetivo de caracterizar la situación actual de las mismas e identificar oportunidades de mejora. Los resultados permiten concluir que el precio del agua urbana en España es insuficiente, sobre todo en relación con los países de su entorno, si bien se percibe un esfuerzo sostenido por incrementarlos en las últimas décadas. La recuperación de costes es, por tanto, aún escasa. Las tarifas siguen sin cubrir los costes financieros de la provisión del servicio, y se encuentran muy alejadas de la recuperación de los costes medioambientales y de uso del recurso. Encontramos, asimismo, que las estructuras tarifarias actuales muestran un potencial significativo de mejora para satisfacer los principios de eficiencia y equidad, debido sobre todo a la escasa recuperación de costes y a un diseño inadecuado de las mismas. Además, existe evidencia sobre el hecho de que la falta de información del consumidor acerca de las tarifas y su propio consumo, así como la complejidad de los actuales sistemas tarifarios, podrían estar limitando el impacto de las políticas tarifarias para alcanzar los objetivos propuestos. De otro lado, se señala que la ausencia de un marco regulatorio común, combinado con el elevado nivel de descentralización en las competencias

de fijación de precios y la existencia de varios modelos de gestión, genera una extraordinaria discrecionalidad en la fijación de precios que suele, así mismo, limitar su eficacia. Finalmente, merece la pena destacar que el acceso al agua no representa actualmente, sin embargo, un problema: el esfuerzo económico realizado por los hogares se encuentra muy por debajo del 3% establecido como límite para considerar la existencia de pobreza hídrica, incluso para los grupos socioeconómicos más desfavorecidos.

Este análisis nos permite realizar algunas recomendaciones para la mejora de las políticas tarifarias de agua urbana en España. En primer lugar, se señala la necesidad de mejorar el diseño de las estructuras tarifarias, incorporando la evidencia reciente en torno al funcionamiento de las políticas de precios y eliminando aquellos elementos lesivos desde el punto de vista de la eficiencia, sostenibilidad ambiental y equidad presentes en las tarifas actuales, a la vez que se avanza en la recuperación de costes. Este diseño debería complementarse, además, con ejercicios de microsimulación que permitan analizar el impacto de las tarifas adoptadas sobre hogares con diversas características. Para ello, una asignatura pendiente es contar con bases de datos de calidad que puedan ser utilizadas para este propósito y que se encuentren a disposición de investigadores, entes públicos y privados. Las tarifas han de ser, además, simplificadas para facilitar su comprensión por parte del consumidor, y publicitadas en medios que le sean accesibles. Aquellas políticas encaminadas a incrementar el nivel de información y entendimiento del consumidor acerca de su consumo y estructura tarifaria —e. g. enviar esta información a través de *emails*, mensajes de texto, «Smart meters» o la propia factura—, mostrarían un elevado potencial para mejorar la efectividad de las políticas de precios.

Finalmente, la creación de un organismo regulador con competencias a nivel nacional —reclamado desde hace años por el sector— que ejerciese de supervisor independiente, entre otros aspectos, de los procesos de fijación de las tarifas del agua, permitiría reducir la elevada descentralización y arbitrariedad de las políticas tarifarias en España. Algunos organismos con implantación en otros países, como sería el caso de la OFWAT en Reino Unido (Ofwat, 2013), la ERSAR en Portugal (Martins *et al.*, 2013b) o el CER en Irlanda (CER, 2014) podrían utilizarse como «benchmark» o punto de referencia, adaptándose posteriormente al contexto particular del sector del agua en España.

Notas

1. Entre las cuales se encuentran la construcción de infraestructuras hidráulicas que permitan la captación y almacenamiento (i. e. embalses), desalinización o reutilización de aguas.
2. Las políticas no tarifarias incluyen una amplia gama de actuaciones como evitar la existencia de fugas en las redes, la instalación de dispositivos eficientes en los hogares e industrias o cambios en el comportamiento de los consumidores respecto al uso del recurso.
3. En las que el precio por m³ descende con el consumo en bloques.
4. Dado que se conoce que los hogares con menor nivel de ingreso suelen contar con menores dispositivos consumidores de agua (Whittington, 1997), es de esperar que coincidan con los de mayor ingreso (Rogers *et al.*, 2002).

5. Estos subsidios suelen ocurrir en el ámbito urbano también entre los usos industriales y residencial, fijándose en ocasiones tarifas más elevadas para los primeros (García-Valiñas and Arbués, 2020).
6. Según Boland and Whittington (2000) los hogares más pobres son también los que tienden a compartir conexiones, por lo que tendría además implicaciones en términos de equidad.
7. Por uso doméstico nos referimos al consumo por parte de los hogares. Uso no-doméstico haría referencia a sectores económicos (industria, servicios, ganadería).
8. De nuevo, las estadísticas difieren según las fuentes consultadas, si bien todas se sitúan en un entorno parecido. El precio medio implícito reflejado por la Encuesta de Suministro y Saneamiento del Agua del Instituto Nacional de Estadística se sitúa sobre 1.95 €/m³ en el año 2016 (INE, 2016), siendo este el último dato disponible. En línea con los resultados de AEAS-AGA (2019), la mayor parte —1.17 euros— correspondería a abastecimiento, mientras que los restantes 0.78 € se atribuyen a saneamiento (INE, 2016).
9. Es decir, aquel que se calcula como el cociente entre los ingresos por el servicio realizado y el volumen total de agua registrada y distribuida a todos los usuarios.
10. Ver INE, 2020. Se puede acceder aquí. https://www.ine.es/daco/daco42/codmun/cod_num_muni_provincia_ccaa.htm.
11. Véase, por ejemplo, AEAS (2014).
12. Precio medio decreciente hasta niveles de consumo elevados.
13. Cabe notar que, en este contexto, progresividad hace referencia al nivel de «escalamiento» incorporado en la tarifa de agua, teniendo en cuenta la diferencia de precio entre unos bloques de consumo y otros. No se debe confundir por tanto con la noción habitual que implica que los individuos de mayor nivel de ingreso paguen una mayor cantidad que los hogares pobres.

Bibliografía

- AEAS-AGA (2020). *Estudio de Tarifas 2019. Precio de los servicios de abastecimiento y saneamiento en España*. Madrid, España.
- AEAS-AGA (2018). *Datos sobre los servicios del agua urbana en España. Resultados del XV Estudio Nacional de Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España 2018*. Madrid, España.
- AEAS-AGA (2012). «XII Edición Encuesta de Suministro de Agua Potable y Saneamiento en España». Accesible a través de: <http://www.asoaeas.com/sites/default/files/Documentos/Nota>.
- AEAS-FEMP (2017). *Guía para la aplicación de mecanismos de acción social en el sector del agua urbana*.
- Andrés, L. A., Thibert, M., Lombana, C., Danilenko, A. V., Joseph, G. and Borja-Vega, C. (2019) «Doing More with Less. Smarter Subsidies for Water Supply and Sanitation», *International Bank for Reconstruction and Development/The World Bank*, Washington DC.
- Binet, M. E., F. Carlevaro; M. Paul (2014). «Estimation of residential water demand with imperfect price perception». *Environmental and Resource Economics* 59 (4), 561-581.
- Boland, J., Whittington, D. (2000). «The political economy of water tariff design in developing countries: Increasing block tariffs versus uniform price with rebate». In A. Dinar (ed.), *The political economy of water pricing reforms*. New York: Oxford University Press.

- Borenstein, S. (2012). «The redistributional impact of nonlinear electricity pricing». *American Economic Journal: Economic Policy* 4 (3), 56-90.
- Castro, F., Da-Rocha, J. M., Delicado, P. (2002). «Desperately seeking θ 's: estimating the distribution of consumers under increasing block rates». *Journal of Regulatory Economics*, 22(1), 29-58.
- CEDEX. (2011). *Evaluación del Impacto del Cambio Climático en los Recursos Hídricos en Régimen Natural*. Madrid: CEDEX.
- Commission for Energy Regulation, CER (2014). «Domestic Water Tariff Principles and Proposals. Consultation Paper CER/14/082».
- Comisión Europea (2000). «Pricing and sustainable management of water resources». *Communication from the Commission to the Council, European Parliament and Economic and Social Committee* [COM(2000) 477].
- De Bartolome, C. (1995). «Which tax rate do people use: Average or marginal?». *Journal of Public Economics* 56 (1), 79-96.
- Dinar, A., Pochat, V., Albiac, J. (eds.) (2015). «Water Pricing Experiences and Innovations». *Springer Publications*.
- Donkor, E. (2009). «Evaluating increasing block tariff pricing policies when applied to multiple household connections». *Water* 35: 748-762
- European Environmental Agency (2017). «Indicator Assessment. Use of freshwater in Europe». Accesible a través de: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/use-of-freshwater-resources-3/assessment-4>.
- European Environmental Agency (2013). *Assessment of cost recovery through water pricing. EEA Technical Report No 16/2013*. Copenhagen, Denmark.
- European Environmental Agency (2012). *Towards efficient use of water resources in Europe. EEA Report No 1/2012*. Copenhagen, Denmark.
- García-Rubio, M. A., Ruiz-Villaverde, A., González-Gómez, F. (2015). «Urban Water Tariffs in Spain: What Needs to Be Done?». *Water* 7 (4): 1456-1479. doi:10.3390/w7041456.
- García-Valiñas, M. A., Arbués, F. (2020, forthcoming). «Water tariffs in Spain». *Global Public Health. Oxford Research Encyclopedia*.
- González-Gómez, F., García-Rubio, M. A., Guardiola, J. (2012). «Urban water service policies and management in Spain: Pending issues». *International Journal of Water Resources Development* 28, 89-106.
- Global Water Partnership, GWP (2000): «Integrated Water Resources Management», *TAC Background Paper* no. 4.
- Gracia de Rentería, P., Barberán, R., Mur, J. (2019). «Urban water demand for industrial uses in Spain». *Urban Water Journal* 16 (2), 114-124. DOI:10.1080/1573062X.2019.1634743
- Hoque, S. F., Wichelns, D. (2013). «State-of-the-art review: designing urban water tariffs to recover costs and promote wise use». *International Journal of Water Resources Development* 29 (3), 472-491.

- INE (2020). «Cifras de Población. Datos provisionales a 1 de enero de 2020. Estadísticas de Migraciones». Accesible a través de: https://www.ine.es/prensa/cp_e2020_p.pdf.
- INE (2017). «Estudio Piloto de la Desagregación de los Volúmenes de Agua Captados y Usados por Demarcación Hidrográfica. Propuesta Metodológica y Primeras Estimaciones». *Instituto Nacional de Estadística*. Madrid, Spain. Accesible a través de: <http://www.ine.es/dynt3/inebase/index.htm?type=pcaxis&path=/t26/p067/p05&file=pcaxis&L=0>.
- INE (2016). «Encuesta sobre el Suministro y Saneamiento del Agua. Año 2016». Accesible a través de: https://www.ine.es/dyngs/INEbase/es/operacion.htm?c=Estadistica_C&cid=1254736176834&menu=ultiDatos&idp=1254735976602.
- INE (2013). «Uso del Agua en la Industria Manufacturera (2007-2010)». *Instituto Nacional de Estadística*. Madrid, Spain. Accesible a través de: http://www.ine.es/daco/daco42/ambiente/aguaindu/uso_agua_indu0710.pdf.
- IWA (2014). «International Statistics for Water Services. Statistics & Economics». *International Water Association*, London.
- Komives, K., Foster, V., Halpern, J., Wodon, Q., Abdullah, R. (2005). «Water, electricity, and the poor: Who benefits from utility subsidies?». *World Bank*. Washington, DC.
- Martins, R., Cruz, L., and Barata, E. (2013). «Water Price Regulation: A Review of Portuguese Tariff Recommendations». *Public Organization Review* 13: 197-205.
- MINHAP (2014). «Acuerdo de Asociación de España 2014-2020. Ministerio de Hacienda y Administraciones Públicas». Accesible a través de: <http://www.dgfc.sgpg.meh.es/sitios/dgfc/es-ES/ipr/fcp1420/p/pa/Paginas/inicio.aspx>.
- Nataraj, S., Hanemann, W. M. (2011). «Does marginal price matter? a regression discontinuity approach to estimating water demand». *Journal of Environmental Economics and Management* 61 (2), 198-212.
- Nauges, C., Whittington, D. (2017). «Evaluating the Performance of Alternative Municipal Water Tariff Designs: Quantifying the Tradeoffs between Equity, Economic Efficiency, and Cost Recovery». *World Development* 91: 125-143.
- Nieswiadomy, M., Molina, D. (1989). «Comparing residential water estimates under decreasing and increasing block rates using household data». *Land Economics* 65 (3), 280{289.
- Pérez-Urdiales, M., García-Valiñas, M., Martínez-Espíñeira, R. (2016). «Responses to changes in domestic water tariff structures: A latent class analysis on household-level data from Granada, Spain». *Environmental and Resource Economics* 63 (1), 167-191.
- Picazo-Tadeo, A., González Gómez, F., Suárez-Varela, M. (2020). «Electoral opportunism and water pricing with incomplete transfer of control rights». *Local Government Studies* DOI: 10.1080/03003930.2020.1744572
- Price Waterhouse Coopers, PWC (2018). *La gestión del agua en España. Análisis y retos del ciclo urbano del agua*.
- Wichman, C. J. (2017). «Information provision and consumer behavior: A natural experiment in billing frequency». *Journal of Public Economics* 152, 13-33.

- Whittington, D. (1992). «Possible adverse effects of increasing block water tariffs in developing countries». *Economic Development and Cultural Change*, 41(1), 75-87.
- Whittington, D., Nauges, C. (2020). «An Assessment of the Widespread Use of Increasing Block Tariffs in the Municipal Water Supply Sector». *Oxford Research Encyclopedia, Global Public Health* (oxfordre.com/publichealth). Oxford University Press USA, 2020.
- Whittington, D., Nauges, C., Fuente, D., Wu, X. (2015). «A diagnostic tool for estimating the incidence of subsidies delivered by water utilities in low — and medium-income countries, with illustrative simulations». *Utilities Policy* 34, 70-81.
- Wichelns, D. (2013). «Enhancing the performance of water prices and tariff structures in achieving socially desirable outcomes». *International Journal of Water Resources Development* 29 (3), 310-326.
- World Bank Group (2016). «High and dry: Climate change, water, and the economy». *Technical report, World Bank*, Washington, DC.
- Ofwat (2013). «Charging Principles and Guidelines. Planned Revisions Report». *Ofwat*, London.
- OECD (2017). «Groundwater Allocation: Managing Growing Pressures on Quantity and Quality». *Paris: OECD Publishing*. Doi:10.1787/9789264281554-en.
- OECD (2013). «Environment at a Glance 2013, OECD Indicators». *OECD Publishing*, Paris.
- OECD (2011). «Managing Water for All. An OECD Perspective on pricing and financing». *OECD Publishing*, Paris.
- OECD (2010). «Pricing water resources and water and sanitation services». *OECD Publishing*, Paris.
- OECD (1987). «Pricing of Water Services». *OECD Publishing*, Paris.
- Secretaría de Estado de Medio Ambiente-CEDEX (2017). *Síntesis de los planes hidrológicos españoles. Segundo ciclo de la DMA (2015-2021)*.
- Schoengold, K., Zilberman, D. (2014), «The economics of tiered pricing and cost functions: Are equity, cost recovery, and economic efficiency compatible goals?». *Water Resources and Economics*, 7, 1-18.
- Suárez-Varela, M., Martínez-Espiñeira, R. (2018). «A proposal for the analysis of price escalation within water tariffs: The impact of the Water Framework Directive in Spain». *Environment and Planning C: Politics and Space* 36 (4).
- Suárez-Varela, M., Martínez-Espiñeira, R., González-Gómez, F. (2015). «An analysis of the price escalation of non-linear water tariffs for domestic uses in Spain». *Utilities Policy* 34, 82-93.

La fiscalidad del agua

MARÍA A. GARCÍA VALIÑAS
Universidad de Oviedo

FERNANDO ARBUÉS GRACIA
Universidad de Zaragoza

Resumen

Este trabajo realiza una revisión de la fiscalidad relativa a los recursos hídricos en nuestro país. Se comienza por ubicar el caso español en el panorama europeo, mencionando los principales ámbitos de tributación en este contexto. A continuación, se describen los tributos estatales, gestionados por los organismos de cuenca. Finalmente, el trabajo describe con detalle los elementos relativos a los principales impuestos creados por las Comunidades Autónomas en el ciclo del agua, mostrando la heterogeneidad existente y discutiendo los objetivos que orientan su diseño.

Palabras clave: tributación, recursos hídricos, contaminación, descentralización fiscal.

Clasificación JEL: H23, H71, Q25.

Abstract

This research aimed to review the taxation linked to water resources in Spain. First, the Spanish case is placed on the European map, reviewing the main taxation areas in this field. Next, central taxes managed by River Basin Authorities are described. Finally, the paper describes carefully the main elements of water cycle taxes designed by Autonomous Communities, showing a broad heterogeneity and discussing the main objectives guiding their design.

Keywords: taxation, water resources, pollution, fiscal decentralization.

JEL Classification: H23, H71, Q25.

1. Introducción

Los recursos hídricos constituyen un objetivo prioritario de la política medioambiental europea (Parlamento Europeo, 2020). El marco jurídico general para la protección de las aguas continentales y promover su uso sostenible está establecido en la Directiva Marco sobre el Agua (Directiva 2000/60/CE), que se complementa con otras siete directivas centradas en cuestiones más específicas como las aguas subterráneas, la calidad del agua o las inundaciones.¹ A la hora de implementar medidas concretas de actuación, la fiscalidad ambiental es considerada un instrumento preferente debido a que es un mecanismo de ac-

tuación flexible y eficaz para el logro de los objetivos ambientales fijados, al mismo tiempo que refuerza la aplicación de los principios básicos de «quien contamina paga» y el «usuario paga» (Comisión Europea, 2019a).

En un contexto de creciente presión sobre los recursos hídricos, la tributación sobre el agua ha ido adquiriendo cada vez mayor relevancia. En este trabajo se pretende ofrecer una revisión general de los tributos que se aplican en España, dentro del marco de actuaciones dirigidas a lograr los objetivos establecidos en las directivas europeas. Es importante destacar que, en España, como muestra la Comisión Europea (2019b) y el «Informe Lagares» (Ministerio de Hacienda, 2014) los tributos relacionados con el agua se regulan y aplican a escala nacional, autonómica e incluso local, lo que origina una gran dispersión normativa, así como distintos enfoques en cuanto al diseño específico de los tributos. Esta situación da lugar a una fragmentación tributaria y a ineficiencias económicas originadas por el solapamiento de diferentes figuras tributarias.

Para ello, en primer lugar, se ofrece una visión general de los tributos sobre el agua que se aplican en diferentes países europeos. A continuación, nos centraremos en el estudio de las figuras tributarias que se aplican actualmente en España, tanto por parte del Estado Central (y que son gestionadas por los organismos de cuenca), como por parte de las Comunidades Autónomas en el ejercicio de sus competencias tributarias. Finalmente, se recogen algunas consideraciones generales.

2. Imposición sobre el agua en Europa

En la mayoría de países europeos, de acuerdo con la OCDE (2020), además de las tarifas que gravan el suministro de agua y los servicios de saneamiento y depuración de las aguas residuales a los usuarios, existen diversas tasas e impuestos relacionados con el agua que se pueden agrupar en tres grandes bloques, según el tipo de hecho imponible que gravan: la captación de agua para usos consuntivos, la explotación de los recursos del dominio hidráulico y la contaminación de las masas de agua. La Tabla 1 recoge la tributación en torno a dichos bloques, por países.

Dentro del primer bloque, se puede distinguir entre los tributos que gravan el uso del agua mediante captaciones directas de aguas superficiales y subterráneas (ya sea para su uso inmediato, o para su posterior distribución en baja) y los que gravan el consumo de agua que se obtiene a partir de las redes de suministro en baja, que pueden consistir en un recargo sobre la tarifa (como es el caso del *Tap Water Tax* holandés) o simplemente en las tarifas propiamente dichas (como es el caso de Eslovenia, en el que la tarifa doméstica está regulada como un impuesto local).² En cuanto al segundo hecho imponible, la explotación de los recursos del dominio hidráulico, se aprecia que cada país establece diferentes tributos en función de sus peculiaridades (OCDE, 2020).

Tabla 1
Tributación del agua en Europa

	Captación de agua	Aprovechamientos del dominio hidráulico					Contaminación de las masas de agua	
		Centrales hidroeléctricas	Recursos del dominio hidráulico	Usos no consuntivos	Pesca	Otros (obras en cauces, etc.)	Directa	Difusa
Bélgica	x						x	x
Bulgaria	x	x	x	x	x	x	x	
Croacia	x	x		x	x		x	
Rep. Checa	x						x	
Dinamarca	x				x		x	x
España	x	x	x	x	x	x	x	
Estonia	x				x		x	
Finlandia					x	x	x	
Francia	x	x		x		x	x	x
Alemania	x				x		x	
Grecia	x							
Hungría	x				x		x	
Italia							x	x
Letonia	x	x		x			x	
Lituania	x	x		x	x		x	
Luxemburgo	x			x			x	
Malta							x	
Holanda	x				x		x	x
Polonia	x		x	x			x	
Portugal	x							
Rumanía	x				x		x	
Eslovaquia	x						x	
Eslovenia	x	x	x	x		x	x	
Suecia							x	x
Reino Unido	x				x			

Austria, Irlanda y Chipre no tienen ningún tributo sobre el agua relativo a estos tres bloques.

Fuente: Elaboración propia a partir de OCDE (2020) y Agencia Europea de Medio Ambiente (2016).

Así, por ejemplo, encontramos impuestos sobre el aprovechamiento de agua en balnearios (Eslovenia, Letonia y Lituania), sobre los aprovechamientos para su uso en acuicultura (Alemania, Bulgaria, Eslovenia, Lituania y Polonia), sobre la pesca comercial o deportiva (Croacia, Dinamarca, Holanda, Lituania, Polonia, Portugal, Reino Unido o Rumanía),

sobre la extracción de rocas y minerales situadas en el dominio hidráulico (Bulgaria, Croacia y Polonia), sobre la realización de obras en los cauces (Finlandia), sobre el uso del agua para la refrigeración de instalaciones (Bulgaria o Croacia), o sobre el aprovechamiento del dominio hidráulico para la producción de energía hidroeléctrica (los estados federales de Bremen, Baja Sajonia y Schleswig-Holstein en Alemania, Bulgaria, Eslovaquia, Eslovenia, Francia, Letonia, Lituania o Polonia).

En relación con los tributos sobre los vertidos directos existen diferencias en cuanto a la forma de fijar su cuantía. Así, mientras que un buen número de países, entre ellos España, toman como referencia una «unidad básica de contaminación» definida a partir de una serie de parámetros (Alemania, las regiones belgas de Valonia y Flandes, Eslovenia, Finlandia, Francia, Grecia, Luxemburgo o Malta), otros, como es caso de Hungría, Letonia, Lituania o Polonia, establecen un tributo individual para cada factor de contaminación relevante (DBO, metales pesados, sólidos en suspensión, calentamiento del agua, etc.), o para determinadas actividades que pueden generar vertidos involuntariamente, como en Finlandia y Suecia donde existen varios impuestos que gravan a los barcos por las posibles pérdidas de combustible y/o aceites (en este caso, aunque el objetivo prioritario es la contaminación de las aguas marinas, también se grava la navegación fluvial).

Además, en algunos países, también existen tributos cuyo objetivo es penalizar la contaminación difusa de las masas de agua y que tienen como hecho imponible el uso de determinados productos que la provocan. Este es el caso, del impuesto sobre el uso de nitrógeno por parte de los hogares en Dinamarca, sobre los pesticidas en Francia, o sobre el uso de algunos fertilizantes en Holanda y Suecia.

Por último, desde el punto de vista de la gestión de los tributos ambientales, cabe señalar que, al igual que en España, las diferentes administraciones del Estado (central, regional/estatal y local), en base a las competencias que les otorga su legislación nacional fijan sus propios tributos sobre el agua. Este hecho es especialmente notable, en los países con una estructura federal, como pueden ser Alemania, Bélgica o España.

3. España: Normativa marco y tributos de ámbito estatal

La legislación estatal en materia de agua, que comprende básicamente el Texto refundido de la Ley de Aguas (TRLA), RDL 1/2001, y el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (RDPH), RD 849/86, establece cuatro figuras tributarias de carácter extrafiscal: el canon de utilización de los bienes del dominio público hidráulico, el canon de control de vertidos, el canon de regulación y la tarifa de utilización del agua. Estos tributos, son gestionados por los organismos de cuenca en nombre del Estado (RDPH, art. 284), en el caso de las cuencas intercomunitarias, o en nombre de las Comunidades Autónomas que tienen transferidas las competencias hidráulicas, en el caso de las cuencas intracomunitarias.

3.1. El canon de utilización de los bienes de del dominio público hidráulico

Este canon, también llamado «canon de ocupación», tiene como objetivo la protección y mejora del dominio público hidráulico (TRLA, art. 112.1 y RDPH, art. 284.1). Este tributo se fundamenta, por tanto, en el «principio del beneficio», de ahí que la base imponible del mismo la determine el valor de los bienes ocupados o utilizados por los sujetos pasivos (RDPH, art. 284.2). Dada la gran cantidad de actividades susceptibles de ser gravadas con este canon, el TRLA (art. 112.4) y el RDPH (art.287.1) establecen tres supuestos para la determinación de la base del canon, dependiendo de si se trata de: a) una ocupación de terrenos (p. ej. la instalación de embarcaderos o con fines agrícolas y ganaderos), en cuyo caso se utiliza el valor del terreno ocupado, tomando como referencia el valor de mercado de los terrenos contiguos; b) un uso del dominio público hidráulico (p. ej. navegación o delimitación de zonas de baño), en cuyo caso la referencia es el valor de dicha utilización o del beneficio obtenido con la misma; o c) un aprovechamiento privativo de los recursos de dicho dominio (p. ej. corta de árboles y arbustos o extracción de áridos) donde se tendrá en cuenta el valor de los materiales consumidos o la utilidad que reporte dicho aprovechamiento.

Pese a ser un canon estatal, su gestión se realiza de un modo descentralizado, siendo los organismos de cuenca, quienes, atendiendo a las especificidades de su cuenca hidrográfica, determinan qué actividades son gravadas con el canon y en qué categoría de las tres se ubica cada una de ellas a efectos de definir la base imponible, además de establecer la cuantía de ésta. Esta circunstancia, unida a la amplitud con la que el TRLA y el RDPH definen el hecho imponible del canon, da lugar a que las actividades gravadas varíen de unos organismos de cuenca a otros, así como a diferencias en la asignación de cada una de ellas a los distintos hechos imponibles, tal y como puede apreciarse en la Tabla 2. El hecho de que una misma actividad pueda estar incluida en una u otra categoría dependiendo del organismo de cuenca, no es una cuestión menor, ya que en los dos primeros supuestos (ocupación y utilización) el tipo de gravamen es el 5% de la base imponible, mientras que en el tercero (aprovechamiento) el tipo de gravamen asciende hasta el 100% de la base. Además, un repaso a las bases imponibles aplicadas, también muestra la existencia de diferencias significativas entre las cuencas hidrográficas. Por ejemplo, en el caso de la instalación de colmenas, en la cuenca del Júcar la base imponible del canon es un 81,4% mayor que en la cuenca del Guadiana (37,46 €/año frente a 20,65 €/año por cada colmena).

3.2. El canon de control de vertidos

La realización de vertidos, directos o indirectos, a las masas de agua, tanto superficiales como subterráneas, del dominio público hidráulico conlleva el pago de una tasa denominada «canon de control de vertidos» cuya finalidad es el «estudio, control, protección y mejora del medio receptor de cada cuenca hidrográfica» (TRLA, art. 113.1 y RDPH, art.289.1); esto es, se ajusta al principio de «quien contamina, paga». Si bien hasta 2003, el canon solamente gravaba los vertidos autorizados por parte del organismo de cuenca correspondiente, desde ese año, en el que se modificó el RDPH (RD 606/2003), el canon pasó a gravar también los vertidos no autorizados.

Tabla 2
Canon de utilización: Hecho imponible

Cuenca Hidrográfica	Hecho imponible		
	Ocupación	Utilización	Aprovechamiento
Cantábrico	Ocupación de terrenos	Navegación recreativa en embalses y ríos; Establecimiento de barcas de paso y sus embarcaciones; Cultivos	Extracción de áridos y zahorras naturales; Pastos; Corta de árboles o arbustos
Duero	Ocupación de terrenos	Navegación; Establecimiento de baños, zonas recreativas y deportivas; Ejecución de obras en el dominio público hidráulico	Extracción de áridos; Corta de árboles
Ebro	Embarcaderos, pantalanes, boyas, zonas de baño y deportivas; Ocupación con plantaciones; Otras ocupaciones (puentes, viaductos, etc.)		Extracción de áridos y zahorras naturales; Pastos; Corta de árboles o arbustos
Guadalquivir	Usos agrícolas y forestales	Navegación; Establecimiento de baños, zonas recreativas y deportivas; Obras e instalaciones en dominio público hidráulico; Otras actuaciones.	Extracción de áridos
Guadiana	Embarcaderos, pantalanes, boyas, zonas de baño y deportivas, puentes, viaductos, etc.	Cultivos; Kioskos; Colmenas; Navegación; Barcas de paso y sus embarcaderos	Extracción de áridos y zahorras Pastos; Corta de cañas, carrizo y anea; Corta de árboles y arbustos; Recogida de material genético; Aprovechamiento de semillas forestales, estaquillas, corcho, madera astillada y piñas
Júcar	Ocupación de terrenos; Pantalanes de amarre	Navegación recreativa; Colmenas; Pastos	Extracción de áridos y zahorras naturales; Aprovechamientos agrícolas y forestales (cultivos, corta de cañas, corta de árboles).
Miño-Sil	Ocupación de terrenos; Pantalanes; Zonas de baño	Establecimiento de barcas de paso y sus embarcaciones; Navegación; Cultivos agrícolas y forestales	Extracción de áridos y zahorras naturales; Aprovechamientos de pastos (siega y pastoreo); Corta de árboles o arbustos
Segura	Ocupación de terrenos; Cruces subterráneos o aéreos; Encauzamiento; Cobertura de cauces.	Navegación	Extracción de áridos; Colmenas
Tajo	Instalaciones, obras o servicios; Embarcaderos, pantalanes y boyas	Navegación recreativa; Establecimiento de barcas de paso y sus embarcaderos; Colmenas; Cultivos de secano, de regadío y de chopera	Extracción de áridos y zahorras naturales; Aprovechamientos de pastos (siega y pastoreo); Corta de árboles o arbustos

Fuente: elaboración propia a partir de la información publicada en las páginas web de las Confederaciones Hidrográficas.

La cuota a pagar por este canon se obtiene multiplicando el volumen de vertido por un «precio unitario de control de vertido», que se obtiene como el producto de un precio por m³ de vertido determinado por el Estado (en 2020 este precio es de 0,01683 € para agua residual urbana, y de 0,04207 € para agua residual industrial) por un coeficiente de penalización (nunca superior a 4) o de minoración, determinado con arreglo a los criterios fijados en el RDPH (arts. 289 a 295, y Anexo IV) y entre los que se tiene en cuenta tanto la carga contaminante del vertido, como la calidad ambiental de la masa de agua que lo recibe.

Es importante, destacar que este canon es totalmente independiente de los cánones o tasas que se fijen a nivel local o autonómico con el fin de financiar los gastos vinculados a la construcción y funcionamiento de las infraestructuras de saneamiento y depuración (TRLA, art. 113.7).

3.3. Canon de regulación y tarifa de utilización del agua

Estas dos figuras tributarias tienen como objetivos comunes recuperar los fondos aportados por el Estado para la realización de obras de regulación (tanto de aguas superficiales, como subterráneas) y hacer frente a los gastos de explotación y conservación de estas (TRLA, art. 114 y RDPH, art. 296). Esto es, responden al principio de «recuperación de costes» establecido en la normativa europea.

La principal diferencia entre ambas radica en su hecho imponible. Así, en el caso del canon de regulación lo constituyen «las mejoras producidas por la regulación de los caudales de agua sobre los regadíos, abastecimientos de poblaciones, aprovechamientos industriales o usos e instalaciones de cualquier tipo que utilicen los caudales que resulten beneficiados o mejorados por dichas obras hidráulicas de regulación» (RDPH, art. 297). Por su parte, en el caso de la tarifa de utilización el hecho imponible viene determinado por «el aprovechamiento o disponibilidad del agua hecha posible por obras hidráulicas específicas» (RDPH, art. 304). De acuerdo con lo anterior, los sujetos pasivos de ambas tasas serán fundamentalmente, los responsables de la distribución de agua para consumo humano (Ayuntamientos, entes públicos, empresas concesionarias, etc.), los regantes y los titulares de concesiones para usos no consuntivos (aprovechamientos hidroeléctricos, piscifactorías, actividades recreativas, etc.).

El importe a pagar se obtiene sumando tres conceptos: el total previsto de los gastos de funcionamiento y conservación de las obras realizadas, total o parcialmente, con cargo a los presupuestos del Estado; los gastos de administración imputables a dichas obras; y el 4% del valor actualizado de las inversiones realizadas por el Estado (RDPH, arts. 300 y 307). Dado que el objetivo es que los usuarios soporten el coste de las infraestructuras hidráulicas, la determinación de la base imponible requiere un estudio económico individualizado de cada caso concreto para delimitar con la mayor exactitud posible, la distribución de los gastos a asignar a cada obra, así como que los organismos de cuenca dispongan de unos criterios de imputación de costes bien definidos.

A la hora de fijar la cuota a pagar, los criterios a seguir son algo diferentes en el canon de regulación y en la tarifa de utilización. En el caso del canon, los gastos de funcionamiento y conservación, junto con los de administración, se reparten entre todos los usuarios o beneficiarios actuales sujetos al pago del canon, mientras que la compensación del coste del capital se debe repartir también entre los usuarios o beneficiarios potenciales de las obras de regulación por las que se paga el canon (por ejemplo, usuarios agrícolas que está previsto que transformen en regadío sus explotaciones de secano actuales); aunque estos últimos no son considerados sujetos pasivos (esto es, aunque participan en el reparto de la cuota y se les imputa una parte de ésta, en la práctica, no tienen que pagarla)³. Por su parte, en la tarifa de utilización la base imponible debe repartirse entre todos los usuarios o beneficiarios actuales. En ambos casos, el reparto debe hacerse proporcionalmente, en función de los beneficios que obtiene cada usuario de las obras de regulación (RDPH, arts. 296.4 y 301).

Por último señalar, que aunque las infraestructuras de los trasvases están sujetas al pago de la tasa de utilización (trasvases Tajo-Guadiana y Guadiaro-Guadalete), en el caso de los trasvases aprobados con anterioridad a la Ley de Aguas de 1985 (Tajo-Segura; y abastecimiento de aguas a Tarragona) en lugar de esta, como señala Embid (2002), se aplican unas tasas específicas de naturaleza jurídica similar.

Además, de los tributos anteriores, el RDPH (Arts. 132 y siguientes) y el Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica (Art.63.4) establecen un canon por la «ocupación de los saltos a pie de presa», vinculado a la explotación de infraestructuras hidráulicas construidas por el Estado para la generación de energía hidroeléctrica. Este canon, se fundamenta tanto en el principio del beneficio, como en el de recuperación de costes, en tanto que tiene un doble objetivo: gravar el aprovechamiento privativo (la generación de energía hidroeléctrica) de obras financiadas con recursos públicos y recaudar los fondos necesarios para atender los gastos de construcción y mantenimiento de dichas infraestructuras. La principal diferencia entre este tipo de aprovechamientos y los que están sujetos al canon de ocupación radica en que, aunque en todos los casos el hecho imponible lo constituyen actuaciones que requieren la obtención de una autorización administrativa, en el caso de los aprovechamientos hidroeléctricos el derecho a su explotación se obtiene a través de un concurso público y debe realizarse conforme a lo establecido en el pliego de dicho concurso (entre cuyas bases se incluye la cuantía del canon a pagar).

4. Imposición autonómica

Tal como se mencionaba en la Introducción, en el marco del federalismo fiscal existente en España, las Comunidades Autónomas han asumido competencias significativas en cuanto al desarrollo de la imposición «verde» en nuestro país, creando y gestionando sus propios impuestos. Pese a ello, diversos autores destacan que la reforma fiscal verde en España aún presenta deficiencias, siendo largo el camino a recorrer para conseguir que responda a la consecución de objetivos razonables en este contexto, tales como una recau-

dación suficiente o la generación de incentivos potentes para la reducción del consumo y/o contaminación (Gago, 2016; Lavandeira *et al.*, 2019).

El agua es uno de los ámbitos más destacados dentro del desarrollo impositivo autonómico. Así, a excepción de Castilla-La Mancha y Madrid todas las Comunidades Autónomas han diseñado sus propios impuestos que gravan hechos imponibles relacionados con las diferentes etapas del ciclo del agua, sobre todo, en torno a las fases del saneamiento y tratamiento de vertidos. Tal como señalan Gallego-Valero *et al.* (2019), estos impuestos ligados al ciclo del agua persiguen tres posibles objetivos. En primer lugar, intentan reducir el consumo de un recurso natural cuya escasez constituye uno de los problemas más destacados a los que se enfrentan actualmente gestores y políticos. Al mismo tiempo, se asume que, reduciendo el consumo, disminuirán los vertidos contaminantes. En segundo lugar, tratan de regular la evacuación de las aguas residuales generando incentivos a los usuarios para que reduzcan sus niveles de contaminación. Finalmente, estos tributos buscan generar los ingresos necesarios para financiar las actuaciones públicas relativas a la gestión del agua y la preservación de su calidad.

Las Tablas 3 y 4 muestran cómo, actualmente, los impuestos autonómicos se focalizan en dos grandes áreas: el saneamiento y control de vertidos (Tabla 3) y los impactos negativos sobre el medio natural (p. ej. alteraciones en la flora y fauna de los ríos y/o reducciones de la calidad de las aguas) generados por el aprovechamiento o explotación del agua embalsada (Tabla 4).

Tabla 3
Impuestos autonómicos ligados al ciclo del agua: saneamiento y vertidos

CC.AA.	Nombre	Año
ANDALUCÍA	Canon de mejora	2010
ARAGÓN	Impuesto sobre la contaminación de las aguas	2014
ASTURIAS	Impuesto sobre las afecciones ambientales del uso del agua	2014
BALEARES	Canon de saneamiento de aguas	2016
CANARIAS	Canon de vertido	1994
CANTABRIA	Canon de aguas residuales	2014
CATALUÑA	Canon del agua	2003
COMUNIDAD VALENCIANA	Canon de saneamiento	1992
EXTREMADURA	Canon de saneamiento	2012
GALICIA	Canon del agua	2010
LA RIOJA	Canon de saneamiento	2000
MURCIA	Impuesto sobre vertidos a las aguas litorales	2005
	Canon de saneamiento	2000
NAVARRA	Canon de saneamiento de las aguas residuales	1998
PAÍS VASCO	Canon del agua	2008
	Canon de vertidos tierra mar	2013

Fuente: elaboración propia.

Tabla 4
Impuestos autonómicos ligados al ciclo del agua: aprovechamiento del agua embalsada

CC.AA.	Nombre	Año
ARAGÓN	Impuesto medioambiental sobre determinados usos y aprovechamientos de agua embalsada	2007
CASTILLA-LEÓN	Impuesto sobre la afección medioambiental causada por determinados aprovechamientos del agua embalsada (...)*	2013
GALICIA	Impuesto sobre el daño medioambiental causado por determinados usos y aprovechamientos del agua embalsada	2008

* Este impuesto incluye asimismo otros hechos imponibles ligados a la generación y distribución de energía, tales como parques eólicos, centrales nucleares e instalaciones de transporte de energía eléctrica de alta tensión.

Fuente: elaboración propia.

En ambas tablas (3 y 4), se indica el año de publicación de la norma que los regula⁴ en el boletín oficial de la Comunidad Autónoma.⁵ Es preciso señalar que, en muchos casos, el origen de estos tributos se remonta a la década de los noventa del pasado siglo (Zárate-Marco *et al.*, 2007), si bien en algunos casos su implementación y aplicación efectiva se retrasó bastante tiempo, debido a la oposición política que generó su incorporación a los sistemas fiscales autonómicos.

En la Tabla 5 se recogen los principales indicadores que constituyen las bases imponibles de los diferentes tributos. Es importante observar cómo en gran parte de los impuestos autonómicos se toma el consumo de agua, registrado o estimado, como la referencia de cálculo de la base imponible (Vallés-Giménez y Zárate-Marco, 2013), sobre todo, porque permite reducir los costes de gestión. Así mismo, el empleo del consumo de agua como referencia para determinar la base imponible de estos tributos, parte del supuesto de que existe un vínculo estrecho entre consumo y contaminación (Zárate-Marco *et al.*, 2007). Esta práctica puede hacer pensar en una doble imposición, en tanto en cuanto los gestores del agua a nivel municipal, al fijar la base imponible de sus tasas/tarifas por la prestación de los servicios locales de agua, también suelen considerar este indicador. Sin embargo, desde el punto de vista jurídico, esta duplicidad no es tan nítida, puesto que la definición de los hechos imponibles es diferente en cada caso. Así, con expresiones como «constituye el hecho imponible del canon el vertido de aguas residuales manifestado a través del consumo real, potencial o estimado de aguas de cualquier procedencia (...)»⁶ o «su hecho imponible lo constituye la producción de aguas residuales, manifestada a través del consumo de agua de cualquier procedencia (...)»⁷, el regulador evita incurrir en una doble imposición jurídica. Por último, es importante señalar que, en el caso de los usuarios industriales, casi todos los tributos autonómicos también establecen como referencia para el cálculo de la base imponible la carga contaminante de sus vertidos.

Finalmente, la Tabla 6 muestra la estructura de la tarifa de los diferentes impuestos. Así, algunas Comunidades Autónomas optan por una fórmula binomial, que combina una

parte fija (no dependiente del consumo y/o contaminación) con otra variable. Esta última, en ocasiones, adopta una estructura progresiva por bloques (entre 3 y 6). Incluso en algunos casos (Galicia, Cataluña), se tiene en cuenta el número de personas que conforman el hogar a la hora de determinar los bloques de consumo. Sin embargo, los gobiernos regionales son más partidarios de fijar tipos lineales, aplicados a la totalidad de la base imponible.

En términos de la aplicación de los tipos impositivos, destaca el caso de Asturias, que, aun contando con una estructura por bloques crecientes para los contribuyentes residenciales, aplica los tipos impositivos por clases, en vez de hacerlo por escalones como suele ser habitual, por lo que la progresividad es más acentuada. Esta fórmula permite proporcionar un incentivo extra para moderar el consumo y la contaminación de los recursos hídricos. Por otro lado, llama la atención la aplicación en algunos casos de mínimos de consumo facturados o exentos, dado que motivan a los contribuyentes a realizar un consumo excesivo, pudiendo, incluso, generar problemas de equidad (Arbués y García-Valiñas, 2020). También destaca que el rango de tipos impositivos muestra una enorme variedad entre las regiones, que en muchos casos no se justifica por la escasez, niveles de contaminación o deterioro de los recursos hídricos. Otro hecho reseñable es que los tipos impositivos de los usuarios industriales suelen ser, por lo general, superiores a los fijados para los usuarios domésticos, reflejando los mayores niveles de contaminación asociados a aquellos.

Por su parte, las Tablas 7 y 8 muestran algunos ajustes realizados en diversas etapas de la liquidación con el fin de incorporar la intensidad de la actividad contaminante o conseguir mayor equidad. En relación a los ajustes por contaminación, se observa que en todas las regiones, salvo Andalucía y Extremadura, se aplican en el caso de los usuarios industriales. Así, la mayoría de gobiernos regionales optan por incluir la carga contaminante en el cálculo de la base imponible (véase Tabla 3). Tan solo Murcia y Navarra, consideran un sistema de coeficientes en la tarifa que permiten ajustar la deuda tributaria a la carga contaminante del vertido. Respecto a los ajustes por vertidos en el caso de los usuarios domésticos, son muy pocas las regiones que los aplican⁸.

En cuanto a los ajustes motivados por la equidad, es bastante habitual que en las tarifas por bloques crecientes aplicadas a contribuyentes residenciales, se hagan ajustes en el diseño de los bloques en función del número de personas del hogar. De esta manera, la cuota per cápita del impuesto se iguala para todas las familias, independientemente de su tamaño. En cuanto a usuarios no domésticos, no son habituales los ajustes por equidad, aunque sí que existen, en algunos casos, exenciones y deducciones para determinados tipos de actividades económicas.

Tabla 5
Impuestos autonómicos ligados al ciclo del agua: base imponible

CC.AA.	Nombre	Consumo de agua (m ³)	Pérdidas de agua (m ³)	Carga contaminante ¹	Capacidad y/o altura del embalse
ANDALUCÍA	Canon de mejora	x	x		
ARAGÓN	Impuesto sobre la contaminación de las aguas ²	x		x	
	Impuesto medioambiental sobre determinados usos y aprovechamientos de agua embalsada				x ³
ASTURIAS	Impuesto sobre las afecciones ambientales del uso del agua ²	x		x	
BALEARES	Canon de saneamiento de agua	x			
CANARIAS	Canon de vertido			x	
CANTABRIA	Canon de agua residual ²	x		x	
CASTILLA-LEÓN	Impuesto sobre la afección medioambiental causada por determinados aprovechamientos del agua embalsada (...)				x ³
CATALUÑA	Canon del agua ²	x		x	
COMUNIDAD VALENCIANA	Canon de saneamiento	x			
EXTREMADURA	Canon de saneamiento	x	x		
GALICIA	Canon de saneamiento ²	x		x	
	Impuesto sobre el daño medioambiental causado por determinados usos y aprovechamientos del agua embalsada				x
LA RIOJA	Canon de saneamiento ²	x		x	
MURCIA	Impuesto sobre vertidos a las aguas litorales			x ⁴	
	Canon de saneamiento	x			
NAVARRA	Canon de saneamiento de las aguas residuales	x			
PAÍS VASCO	Canon del agua	x			
	Canon de vertidos tierra mar			x	

¹ Normalmente expresada en Unidades de Contaminación (UC); ² Los usos domésticos utilizan como base imponible el consumo de agua registrado o estimado, mientras que en el caso de los industriales (para algunos usuarios o en su totalidad), se considera la carga contaminante; ³ Las unidades de la base imponible son calculadas aplicando la siguiente fórmula: 50* capacidad del embalse medida en hm³ + 50* altura de la presa medida en metros; ⁴ Se tiene en cuenta la carga contaminante real con respecto a una carga contaminante de referencia.

Fuente: elaboración propia.

Tabla 6
Impuestos autonómicos ligados al ciclo del agua: tipo impositivo

CC.AA.	Nombre	Parte fija (euro/ mes)		Parte variable		MF/ME	Rango bloques (m³)		Rango tipos (€/unidad de base imponible)	
		D	I	D	I		D	I	D	I
ANDALUCÍA	Canon de mejora	1,00	1,00	BC(3) ¹	BC(3) ¹	2 m³/mes/hogar	10 a 18 ⁶	10 a 18	0,10-0,60	0,10-0,60
ARAGÓN	Impuesto sobre la contaminación de las aguas	5,10	19,16	TL	TL	—	—	—	0,61	0,47-15,18
	Impuesto medioambiental sobre determinados usos y aprovechamientos de agua embalsada	—	—	—	TL	—	—	—	—	150,00
ASTURIAS	Impuesto sobre las afecciones ambientales del uso del agua	3,00	5-1.280,00	BC(3) ₂	TL	—	15 a 25	—	0,40-0,56	0,60 ³
BALEARES	Canon de saneamiento de aguas	4,00	7,50-15,00 ⁴	BC(6)	TL	—	6 a 40	—	0,29-1,72	0,30 ⁴
CANARIAS	Canon de vertido	—	—	—	TL	—	—	—	—	3.005,06
CANTABRIA	Canon del agua residual	0,87-2,18	—	TL	TL	—	—	—	0,15-0,50	0,004-7,00
CASTILLA-LEÓN	Impuesto sobre la afección medioambiental causada por determinados aprovechamientos del agua embalsada (...)	—	—	—	TL	5.000 €/MW de potencia instalada	—	—	—	100,00
CATALUÑA	Canon del agua	—	—	BC(4)	TL	3-6 m³/mes/hogar	9 a 18 ⁶	—	0,52-4,12 ₅	0,64 ³
COMUNIDAD VALENCIANA	Canon de saneamiento	2,70-3,74	9,70-339,29	TL	TL	—	—	—	0,32-0,44 ⁵	0,57
EXTREMADURA	Canon de saneamiento	0,75-1,50	0,75	BC(3)	TL	2 m³/mes/hogar	10 a 18 ⁶	—	0,10-0,60	0,25

C.C.A.A.	Nombre	Parte fija (euro/ mes)		Parte variable		MF/ME	Rango bloques (m³)		Rango tipos (€/unidad de base imponible)	
		D	I	D	I		D	I	D	I
GALICIA	Canon de saneamiento	0,51-1,54	—	BC(4)	TL	6 m³/mes/hogar ⁶	6 a 24 ⁶	—	0,00-0,42	0,43 ³
	Impuesto sobre el daño medioambiental causado por determinados usos y aprovechamientos del agua embalsada	—	—	—	TL	—	—	—	—	800,00
	Canon de saneamiento	—	—	TL	TL	—	—	—	0,50	0,50
LA RIOJA	—									
MADRID	—									
MURCIA	Impuesto sobre vertidos a las aguas litorales	—	—	—	TL	—	—	—	—	6000* ⁷
	Canon de saneamiento	3,00	3,50	TL	TL	—	—	—	0,3	0,42
NAVARRA	Canon de saneamiento de las aguas residuales	—	—	TL	TL	—			0,09-0,60	0,09-0,72
PAÍS VASCO	Canon del agua	—	—	TL	TL	130 l./pers./día	—	—	0,06	0,06
	Canon de vertidos tierra mar	—	—	—	TL	—	—	—	—	3000,00

BC: bloques crecientes; TL: tipo lineal; MF: Mínimo de consumo facturado; ME: Mínimo de consumo exento; D: Doméstico; I: Industrial.

¹ En el caso de las pérdidas en la red, la parte variable es lineal (TL: 0,25 euros/m³); ² Tarifa por clases, aplicando un único tipo marginal para toda la base; ³ Tipo general. Existen tipos especiales para determinados usos. Existe asimismo un régimen especial en el que el tipo variable se vincula a la carga contaminante; ⁴ Tarifas especiales para determinados usos (campos de golf, sector hostelería); ⁵ Tipos diferentes en función de la población del municipio; ⁶ Correspondiente a un hogar con 3 miembros. Los intervalos de la parte variable se ajustan en función del tamaño del hogar; ⁷ Precio por Unidad de Contaminación, siendo K un baremo de equivalencia en función de la naturaleza del vertido.

Fuente: elaboración propia.

Tabla 7
Impuestos autonómicos ligados al ciclo del agua: ajustes por emisiones contaminantes

CC.AA.	Nombre	Ajustes por contaminación	
		D	I
ANDALUCÍA	Canon de mejora	no	no
ARAGÓN	Impuesto sobre la contaminación de las aguas	sí	sí
	Impuesto medioambiental sobre determinados usos y aprovechamientos de agua embalsada	—	no
ASTURIAS	Impuesto sobre las afecciones ambientales del uso del agua	no	sí
BALEARES	Canon de saneamiento de aguas	no	no
CANARIAS	Canon de vertido	—	sí
CANTABRIA	Canon del agua residual	no	sí
CASTILLA-LEÓN	Impuesto sobre la afección medioambiental causada por determinados aprovechamientos del agua embalsada (...)	no	no
CATALUÑA	Canon del agua	sí	sí
COMUNIDAD VALENCIANA	Canon de saneamiento	no	sí
EXTREMADURA	Canon de saneamiento	no	no
GALICIA	Canon de saneamiento	no	sí
	Impuesto sobre el daño medioambiental causado por determinados usos y aprovechamientos del agua embalsada	no	no
LA RIOJA	Canon de saneamiento	no	sí
MURCIA	Impuesto sobre vertidos a las aguas litorales	—	sí
	Canon de saneamiento	no	sí
NAVARRA	Canon de saneamiento de las aguas residuales	no	sí
PAÍS VASCO	Canon del agua	no	no
	Canon de vertidos tierra mar	—	sí

D: Doméstico; I: Industrial.

Fuente: elaboración propia.

Tabla 8
Impuestos autonómicos ligados al ciclo del agua: ajustes por equidad

CC.AA.	Nombre	Ajustes por equidad	
		D	I
ANDALUCÍA	Canon de mejora	Tamaño familiar en bloques	no
ARAGÓN	Impuesto sobre la contaminación de las aguas	Bonificación para familias en situación de exclusión social	no
	Impuesto medioambiental sobre determinados usos y aprovechamientos de agua embalsada	—	no
ASTURIAS	Impuesto sobre las afecciones ambientales del uso del agua	no	no
BALEARES	Canon de saneamiento de aguas	Bonificación para hogares cuya renta familiar < 1,25*SMI	no
CANARIAS	Canon de vertido	no	no
CANTABRIA	Canon del agua residual	Bonificación a varios colectivos socialmente desfavorecidos	sí ¹
CASTILLA-LEÓN	Impuesto sobre la afección medioambiental causada por determinados aprovechamientos del agua embalsada (...)	no	no
CATALUÑA	Canon del agua	Tamaño familiar y discapacidad en bloques. Bonificaciones a varios colectivos socialmente desfavorecidos	no
COMUNIDAD VALENCIANA	Canon de saneamiento	no	no
EXTREMADURA	Canon de saneamiento	Tamaño familiar en bloques	no
GALICIA	Canon de saneamiento	Tamaño familiar en bloques. Bonificación adicional para familia numerosa	no
	Impuesto sobre el daño medioambiental causado por determinados usos y aprovechamientos del agua embalsada	no	no
LA RIOJA	Canon de saneamiento	no	no
MURCIA	Impuesto sobre vertidos a las aguas litóricas	no	no
	Canon de saneamiento	no	no
NAVARRA	Canon de saneamiento de las aguas residuales	no	no
PAÍS VASCO	Canon del agua	no	no
	Canon de vertidos tierra mar	no	no

D: Doméstico; I: Industrial.

¹ El tributo cántabro establece una deducción para empresas que se encuentren en concurso de acreedores.

Fuente: elaboración propia.

5. Conclusiones

La generalización de las situaciones de estrés hídrico derivadas de unas demandas de agua cada vez mayores en un contexto de reducción de las precipitaciones como consecuencia del cambio climático, junto con el creciente deterioro de las masas de agua (superficiales y subterráneas) provocado por los vertidos de aguas residuales, han puesto el foco de atención de las autoridades en la necesidad de adoptar medidas dirigida a «gestionar la demanda de agua» para que esta se acomode a la realidad hídrica actual. En este contexto, la tributación sobre los recursos hídricos desempeña un papel fundamental.

En este trabajo nos hemos centrado sobre todo en las figuras tributarias sobre el agua que se aplican en España. Como hemos podido ver, uno de los rasgos clave de estas figuras es que, como la mayoría de impuestos ambientales, entran dentro de los llamados «tributos extrafiscales» dado que su objetivo no es meramente recaudatorio, sino que por una parte tratan de hacer frente a los costes financieros derivados de la construcción de infraestructuras hidráulicas; y, por otra, buscan generar los fondos necesarios para compensar el daño ambiental derivado del aprovechamiento de los recursos hidráulicos (o situados en su dominio).

Este doble objetivo hace que exista una enorme heterogeneidad de hechos imponible y tipos impositivos al revisar los tributos relacionados con el agua, especialmente en aquellos que gravan el aprovechamiento del agua o de los recursos situados en el área de influencia de los cauces. Así, hemos visto cómo cada unidad administrativa (país, región e incluso municipio) diseña estos tributos de acuerdo con criterios particulares, haciendo hincapié en aquellos usos que consideran prioritarios. Una heterogeneidad que se agudiza en el caso de los países que, como sucede en España, tienen descentralizadas las competencias tributarias en materia medioambiental, ya que da lugar a que un mismo hecho imponible esté gravado o no, según en qué parte del país se incurra en él, y que, aun estando gravado en todo el país, la misma actuación dé lugar a una cuota del impuesto diferente.

Donde mejor se aprecia la enorme dispersión de tributos que existe en España es en el ámbito del gravamen de la contaminación de las aguas, ya que, a los diferentes cánones de vertidos establecidos por las Confederaciones Hidrográficas, debemos añadir los tributos autonómicos que se han ido estableciendo desde finales de los años 90. Si además consideramos las tarifas por el servicio de saneamiento y depuración que fijan los municipios, el resultado es un gran entramado de cargas que gravan las aguas residuales y que, en muchas ocasiones es difícil de entender y asumir por parte de la ciudadanía.

En definitiva, pese a que en España la tributación sobre el agua es extensa, abarcando los aspectos clave para incentivar un uso responsable de este recurso, la enorme heterogeneidad que presenta puede ser una rémora en el logro de este objetivo al generar un rechazo social hacia estos tributos que, en última instancia provoque un intento por eludir su pago (como sucede con el Impuesto por la Contaminación de las Aguas de Aragón). Por ello, sería conveniente establecer una serie de pautas de actuación comunes entre todas las administraciones (local, regional, estatal e incluso europea) al objeto de diseñar tributos homo-

généos y sencillos que permitan combinar los objetivos tradicionales de eficiencia y equidad con el de aceptabilidad social.

Agradecimientos

Los autores desean expresar su agradecimiento a la *Comisión Europea* y el *Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades* por el apoyo prestado en el marco del consorcio colaborativo NEWTS, financiado dentro de la convocatoria WaterWorks2017 ERA-NET-Cofund correspondiente al año 2018. Este programa ERA-NET es una parte integral de las actividades desarrolladas por el Water JPI.

Agradecemos también la financiación recibida del Gobierno de Aragón y el Fondo Europeo de Desarrollo Regional (Grupo de Investigación de Economía Pública).

Notas

1. En concreto son: la Directiva relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro (Directiva 2006/118/CE), la Directiva relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano (Directiva 98/83/CE), la Directiva relativa a la gestión de la calidad de las aguas de baño (Directiva 2006/7/CE), la Directiva relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas (Directiva 2008/105/CE), la Directiva sobre el tratamiento de las aguas residuales urbanas (Directiva 91/271/CEE), la Directiva relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos utilizados en la agricultura (Directiva 91/676/CEE) y la Directiva relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación (Directiva 2007/60/CE).
2. Apuntar que, mientras que en algunos países las tarifas del servicio de suministro de agua son consideradas jurídicamente como tasas, en otros países se consideran que son simplemente un precio que se paga por la prestación de un servicio.
3. El RDPH establece que la referencia para determinar el valor unitario de cada uso sujeto a gravamen, son «unidades de superficie cultivable, caudal, consumo de agua, energía o cualquier otro tipo de unidad adecuada al uso de que se trate» (RDPH, art. 301). En el caso de usos potenciales, lo que se suele hacer en la práctica, como apunta el TC (2007) es, por ejemplo, estimar el beneficio que se obtendría si se transformase en regadío una superficie de secano, en términos del incremento de la productividad estimada tanto de la superficie cultivable, como del agua utilizada en esa superficie.
4. A lo largo de toda la sección se recogerán las características de la normativa vigente convenientemente actualizada a fecha de enero de 2019.
5. En algunas ocasiones, la aplicación efectiva del tributo tiene lugar en períodos posteriores a su publicación en el correspondiente boletín oficial.
6. Definición del hecho imponible recogida en el art. 2 del Texto Refundido de la Ley Reguladora del Canon de Saneamiento de Aguas en Baleares (Decreto Legislativo 1/2016, de 6 de mayo).
7. Art. 20.2 de la Ley 2/1992, de 26 de marzo, de saneamiento de las aguas residuales de la Comunidad Valenciana, dónde se define el hecho imponible del Canon de Saneamiento.
8. Así, en el Impuesto sobre la contaminación de las aguas de Aragón existen reducciones en los tipos impositivos para usuarios que tengan sistemas de tratamiento/depuración de titularidad privada, teniendo en cuenta la

carga contaminante generada. Por su parte, en Cataluña los tipos de gravamen se ajustan en función de la concentración demográfica en el municipio, indicador que se toma como representativo de la carga contaminante.

Referencias

- Agencia Europea de Medio Ambiente (2016), «Environmental taxation and EU environmental policies», *EEA Report 17/2016*, Copenhagen: Agencia Europea de medio Ambiente.
- Arbués, F. y García-Valiñas, M. A. (2020), «Water tariffs in Spain», en Whittington (ed.), *Oxford Encyclopaedia of Water, Sanitation, and Global Health*. Oxford University Press.
- Comisión Europea (2019a), *Para una Europa sostenible de aquí a 2030*. Bruselas: Unión Europea.
- Comisión Europea (2019b), «Revisión de la aplicación de la política medioambiental». Informe de España, Bruselas: Unión Europea https://www.efeverde.com/wp-content/uploads/2020/02/report_es_es.pdf.
- Embid, A. (2002), «Régimen económico financiero del trasvase del Ebro en la ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional y consideración de los aspectos económicos financieros de los trasvases en general», *Revista de Administración Pública*, 159, pp. 291-313.
- Gallego-Valero, L., Moral-Pajares, E., Román-Sánchez, I. y Sánchez-Pérez, J. A. (2018). «Analysis of Environmental Taxes to Finance Wastewater Treatment in Spain: An Opportunity for Regeneration?», *Water*, 10. 226. 10.3390/w10020226.
- Gago, A., Labandeira, X., Picos, F. y Rodríguez, M. (2007). «Environmental taxes in Spain: A missed opportunity», en Martínez-Vázquez, J. y Félix Sanz, J. (eds.) *Fiscal Reform in Spain: Accomplishments and Challenges*, Edward Elgar.
- Gago, A., Lavandeira, X. y López-Otero, X. (2016) *Las Nuevas Reformas Fiscales Verdes*, Economics for Energy, Vigo.
- Ministerio de Hacienda (2014), Informe de la Comisión de expertos para la reforma del sistema tributario español («Informe Lagares»), Madrid: Ministerio de Hacienda.
- OECD (2020), OECD «Policy Instruments for the Environment (PINE) Database», accessed on [25/06/2020], <https://pinedatabase.oecd.org/Default.aspx?isid=8b69d070-fa6a-4322-b646-2ff2ded6c807>.
- Parlamento Europeo (2020), «La Política de Medio Ambiente: Principios generales y marco básico, Fichas técnicas sobre la Unión Europea-2020», https://www.europarl.europa.eu/ftu/pdf/es/FTU_2.5.1.pdf.
- Vallés-Giménez, J. y Zárate-Marco, A. (2013), «Environmental taxation and industrial water use in Spain», *Investigaciones Regionales*, 25, 133-162.
- Zárate-Marco, A., Vallés-Giménez, J. y Trueba-Cortés, C. (2007), «Descentralización Fiscal y Tributación Ambiental. El Caso del Agua en España», *Papeles de trabajo* n.º 24/07, Instituto de Estudios Fiscales.

Un análisis de la competencia en la gestión urbana del agua

JOAQUÍN LÓPEZ VALLÉS

Director del Departamento de Promoción de la Competencia (CNMC)

LARA TOBÍAS PEÑA

Subdirectora de Estudios e Informes (CNMC)

CRISTINA VALLEJO GIL

Jefa de Servicio de la Subdirección de Estudios e Informes (CNMC)

Recibido: Noviembre 2020

Aceptado: Noviembre 2020

Resumen

En enero de 2020, la CNMC publicó el *Estudio sobre los servicios de abastecimiento y saneamiento de agua urbana (E/CNMC/07/19)*. Identifica deficiencias en la regulación y gobernanza del ciclo urbano del agua que impiden aprovechar las ventajas de la competencia por el mercado y la máxima eficiencia en la prestación de los servicios. La introducción de herramientas apropiadas de competencia por el mercado, transparencia, y competencia comparativa redundaría positivamente en la sostenibilidad económica y medioambiental de los servicios y en el bienestar de los ciudadanos, coadyuvando a afrontar los retos asociados a la escasez hídrica y el cambio climático.

Palabras clave: Servicios de abastecimiento y saneamiento de agua urbana, competencia por el mercado, competencia comparativa, buena regulación.

Clasificación JEL: L43, L95, L98.

Abstract

In January 2020, the CNMC released the *Study on urban water and wastewater services in Spain (E/CNMC/07/19)*. It identifies shortcomings in the regulation and governance of urban water services, which negatively affect competition for the market and efficiency. The introduction of appropriate tools that stimulate competition for the market, as well as transparency measures and yardstick competition would have a positive impact on the economic and environmental sustainability of urban water and wastewater services, thus benefitting citizens and contributing to the challenges related to water scarcity and climate change.

Keywords: Water and wastewater services, competition for the market, yardstick competition, better regulation.

JEL Classification: L43, L95, L98.

1. Introducción

A partir de los años 80, se produjo una ola de liberalizaciones de distintos mercados que, en el caso de las industrias de red, llevó a la adopción de ambiciosas reformas dirigidas a introducir competencia en el mercado en actividades que tradicionalmente habían sido consideradas como monopolios naturales. El sector del agua urbana no formó parte de esta tendencia, con contadas excepciones, como la reforma llevada a cabo en el Reino Unido a partir de 1989¹. Actualmente, solo existe competencia en el mercado en algún segmento de actividad del ciclo urbano del agua en Escocia, Inglaterra, Gales y algunos estados de EE.UU. y Australia². Ante esta situación, cabe preguntarse qué diferencia al ciclo urbano del agua de otras industrias de red y cómo puede estimularse la competencia en unas actividades donde los prestadores de servicios compiten *por* el mercado en lugar de *en* el mercado.

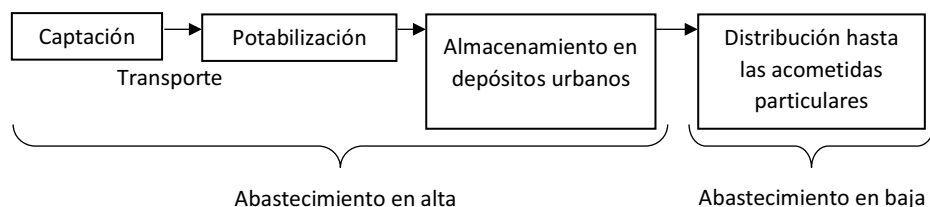
La Comisión Nacional de los Mercados y la Competencia (CNMC) publicó en enero de 2020 el *Estudio sobre los servicios de abastecimiento y saneamiento de agua urbana (E/CNMC/07/19)*³, donde analiza el ciclo urbano del agua desde una perspectiva de competencia y regulación económica eficiente y formula una serie de recomendaciones para lograr una prestación eficiente de los servicios y el máximo provecho de la competencia por el mercado. La adopción de estas recomendaciones contribuiría a la sostenibilidad económica y medioambiental de los servicios y, en definitiva, al bienestar de los ciudadanos, coadyuvando a afrontar los retos del futuro en un contexto de escasez hídrica y cambio climático.

2. ¿Quién presta los servicios del ciclo urbano del agua?

La intervención del sector público en los servicios de abastecimiento y saneamiento de agua urbana se produce a través de dos vías: la regulación y la prestación directa de los servicios.

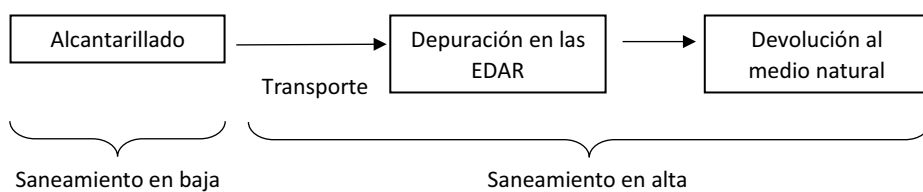
De acuerdo con el art. 25.2.c) de la Ley 7/1985, de 2 de abril, Reguladora de las Bases del Régimen Local (LRBRL), son competencia de los municipios «*el abastecimiento de agua potable a domicilio y evacuación y tratamiento de aguas residuales*». Sin embargo, en la práctica, la responsabilidad sobre la prestación de los servicios se divide entre el Estado, las Comunidades Autónomas y los entes locales. Generalmente, el Estado y las CC.AA. asumen competencias sobre las fases en alta del ciclo del agua, por declararse las infraestructuras asociadas de interés general o regional, mientras que los entes locales suelen ser los responsables de las fases en baja.

Diagrama 1
Fase de abastecimiento



Fuente: CNMC (2020).

Diagrama 2
Fase de saneamiento



Fuente: CNMC (2020).

Los ayuntamientos pueden optar por *gestionar directamente* los servicios (ya sea a través de la propia entidad local o a través de un organismo autónomo local, una entidad pública empresarial local o una sociedad mercantil local cuyo capital social sea de titularidad pública) o acudir a la *gestión indirecta*, es decir, el contrato de concesión de servicios, recogido en la Ley 9/2017 de Contratos del Sector Público. En este último caso, deberán licitar la prestación de los servicios, por lo que se dará competencia por el mercado. En el caso del abastecimiento, el 57% de la población recibe los servicios de empresas privadas o mixtas, es decir, elegidas mediante licitación⁴. Este porcentaje se reduce al 27% en el caso del saneamiento.

En cuanto a los precios, cuando los servicios de abastecimiento⁵ son prestados por empresas (públicas, mixtas o privadas), están sometidos al régimen de precios autorizados⁶, lo que implica un doble control. En virtud del mismo, las contraprestaciones propuestas por los gestores del servicio deben ser aprobadas, primeramente, a nivel local. A continuación, se elevan a la administración autonómica para que el órgano competente en materia de precios autorizados dé el visto bueno (generalmente, la comisión de precios⁷). En teoría, el objetivo de la revisión autonómica es supervisar que los precios propuestos respondan a variaciones en los costes de los operadores o de las características del servicio.

De modo que en el ciclo urbano del agua solo hay competencia si se opta por la gestión indirecta. El grado de competencia por el mercado que efectivamente se produzca depende-

rá de cómo se diseñen y ejecuten las licitaciones. Para poder comprender de qué factores dependerá la competencia, es necesario conocer previamente las características económicas de los servicios de agua urbana, dado que la regulación debe tenerlas en cuenta si pretende lograr un resultado pro-competitivo.

3. Características económicas de los servicios de agua urbana

Los servicios de abastecimiento y saneamiento de agua urbana están sometidos a una fuerte regulación, que emana de todos los niveles administrativos (europeo, estatal, autonómico y local). Esta intervención se justifica por la existencia de diversos fallos de mercado:

- La provisión de servicios de abastecimiento y saneamiento de agua tiene *externalidades* desde una perspectiva de salud pública (al proporcionar agua limpia y de calidad, apta para el consumo humano) y medioambiental (al devolver al medio natural aguas residuales depuradas)⁸.
- Estas actividades presentan características de un *bien público parcial*, dado que su consumo es no rival (el coste de extender el servicio a una persona más es cercano a cero)⁹.
- Existen fuertes *asimetrías informativas* entre los reguladores y los operadores y entre los operadores y los consumidores¹⁰.
- La infraestructura es un *monopolio natural*: se trata de redes fijas, específicas, con elevados costes fijos y hundidos y que no es económicamente eficiente reproducir.

Además, estos servicios presentan una serie de características propias que deben ser tenidas en cuenta al diseñar la regulación para lograr una prestación eficiente¹¹ y que expliquen por qué no se han producido en este sector, ni es posible replicar, los procesos de liberalización llevados a cabo en otras industrias de red¹². Por ello, en la inmensa mayoría de los países la competencia entre operadores se da por el mercado.

En primer lugar, son actividades con *elevados costes fijos e importantes economías de escala*. Se trata de costes hundidos, asociados a activos específicos. Una parte importante de los costes son los costes de transporte, lo que diferencia el ciclo urbano del agua de otras industrias de red: se estima que los costes de transporte suponen en torno al 50% del total de los costes asociados al abastecimiento y saneamiento de agua¹³, frente al 5% en el caso de la electricidad o el 2,5% en el caso del gas¹⁴. Esto supone que el agua no pueda transportarse largas distancias a costes razonables, de modo que no existen redes nacionales de transporte de aguas, segmentándose así el mercado nacional en mercados de menor dimensión y quedando, por tanto, muy limitado el tamaño de los potenciales mercados (tienen una escala local o regional¹⁵). También implica que los costes de las actividades aguas abajo están condicionados por los elevados costes aguas arriba, lo que reduce el margen de beneficio de las actividades minoristas de agua y, por tanto, el margen para competir en este segmento¹⁶. Pero debe tenerse en cuenta que la presencia de costes hundidos no se limita a las redes de transporte. Distintas fuentes calculan que los costes hundidos ascienden al 70%-

80% del total de los costes de la industria¹⁷, debido a la especificidad de muchos de los activos que conforman las infraestructuras de agua, como las plantas potabilizadoras y depuradoras.

Por otro lado, en el ciclo urbano del agua existen *economías de alcance*, por lo que es habitual la integración vertical entre servicios en alta y en baja. En algunos países también se observa que un mismo operador presta distintos tipos de servicio (servicios de abastecimiento y de saneamiento¹⁸ o suministro conjunto de agua, electricidad, gas...¹⁹).

Por último, *tanto la oferta como la demanda son inelásticas*. En el caso de la oferta, por la dificultad de variar rápidamente la disponibilidad de agua, especialmente en circunstancias específicas como las sequías, debido, entre otros motivos, a la inexistencia de mercados de agua de escala suficiente (ya se ha señalado la escasez de infraestructuras de transporte e interconexión). En cuanto a la demanda, la evidencia empírica muestra que es bastante inelástica para usos domésticos normales, si bien deviene más elástica a medida que el uso es menos esencial (por ejemplo, riego de jardines o piscinas). A nivel internacional, los valores observados más habituales de elasticidad-precio oscilan entre $-0,1$ y $-0,25\%$ ²⁰. El valor de la elasticidad-precio en España sería algo mayor, $-0,56$, de acuerdo con estimaciones del Ministerio de Medio Ambiente²¹. Estas características deben ser tenidas en cuenta a la hora de diseñar una intervención regulatoria en los precios que incentive la competencia.

4. El papel de la competencia

El hecho de que los servicios de abastecimiento y saneamiento de agua urbana sean monopolios naturales no implica que el sector público no tenga capacidad para estimular la competencia y eficiencia en su prestación.

Por un lado, si los municipios optan por la gestión indirecta de los servicios, se abrirá una competencia por el mercado a través de las licitaciones. Existe una serie de factores que influye notablemente sobre el grado de competencia en las mismas.

Por otro lado, en cualquier escenario será posible introducir estímulos competitivos a través de la regulación de precios y de las herramientas de competencia comparativa, incluso si los municipios se inclinan por la gestión directa de los servicios.

4.1. Cómo estimular la competencia por el mercado

A través de las licitaciones públicas para la obtención de una concesión de servicios, se introduce competencia por el mercado. Las empresas que concurren a la licitación compiten entre ellas para obtener el derecho a gestionar en exclusiva el servicio durante un período de tiempo determinado. Una vez adjudicada la concesión, la empresa ganadora sabe que su derecho es temporal y tendrá que volver a competir por él si desea continuar prestando el servicio, de modo que existe una amenaza de competencia ex-post²².

Para que la competencia por el mercado sea máxima debe darse una serie de factores que no siempre están presentes en las licitaciones asociadas al ciclo urbano del agua.

En primer lugar, es necesario que la **escala de prestación de los servicios** sea óptima. Se estima que en España existen unos 2.500 sistemas de abastecimiento y saneamiento²³, lo que refleja un elevado grado de atomización. En nuestro país no se han llevado a cabo análisis rigurosos sobre la escala óptima de prestación de los servicios pero, dados los elevados costes fijos asociados a estas actividades y el pequeño tamaño de la mayoría de municipios españoles²⁴, existe consenso de que la escala, en muchos casos, es insuficiente²⁵. Una escala inferior a la óptima reduce el atractivo de estas actividades para potenciales prestadores del servicio, lo que podría desincentivar su participación en las licitaciones. No es casualidad que los países que han llevado a cabo reformas para aumentar la eficiencia en el ciclo de agua urbana hayan abordado el aumento de la escala de prestación del servicio como elemento esencial. Así ha ocurrido en Reino Unido (concretamente, Inglaterra y Gales²⁶), los Países Bajos²⁷, Portugal²⁸ o Italia²⁹, destacando muy especialmente estos dos últimos países por presentar esquemas institucionales en el sector de agua urbana similares al español.

En segundo lugar, se requiere que la **información sea simétrica**, para evitar ventajas competitivas, y **completa**, para garantizar el correcto diseño y ejecución de las licitaciones, la posterior supervisión de los términos de la concesión y la revisión de los precios. Sin embargo, en el ciclo urbano del agua existen importantes carencias en la escasa información disponible³⁰ y se observan asimetrías de información entre las administraciones competentes y los operadores, entre los propios operadores, y entre los operadores y los consumidores finales. Por un lado, no existe información pública respecto al estado de la infraestructura, lo que, de nuevo, puede disminuir el interés de los potenciales operadores entrantes por participar en los procesos de licitación, con el consiguiente efecto negativo sobre la competencia. Además, dota de una ventaja informativa a los operadores que vienen prestando el servicio frente a potenciales entrantes³¹. Por otro lado, a la hora de regular precios, las administraciones competentes dependen de la información de costes proporcionada por el operador. Por último, la falta de información pública acerca de la calidad de los servicios hace que los consumidores no tengan la capacidad de valorar la calidad del servicio y exigir mejoras. Existen medidas que pueden implementarse para reducir esta asimetría informativa e impulsar la competencia entre operadores a través de la presión ejercida por unos consumidores más informados (por ejemplo, los ejercicios de *benchmarking*).

Más allá de los problemas específicos de las licitaciones, existen otras deficiencias en la regulación que deben ser corregidas para estimular la competencia entre operadores (tanto públicos como privados) y favorecer la eficiencia en la prestación de los servicios, como se analiza a continuación.

4.2. Regulación de precios

En actividades que son monopolios naturales, la regulación de precios juega un papel fundamental. Su objetivo es evitar que el monopolista aproveche su situación para fijar precios excesivos y expulsar a determinados consumidores del mercado, y debe diseñarse de tal forma que asegure la sostenibilidad de la prestación del servicio en condiciones de eficiencia. Una buena regulación de precios introducirá incentivos a la eficiencia estática y dinámica y, en última instancia, ello resultará en menores precios, mayor calidad e incentivos a la inversión. Sin embargo, en España la regulación de los precios del agua urbana no se adapta a estas directrices.

En primer lugar, los datos reflejan que **los precios en España no logran cubrir los costes**, de modo que no se asegura la sostenibilidad del servicio. Las últimas estimaciones disponibles para usos urbanos se remontan a 2007, cuando el Ministerio de Medio Ambiente estimó que la recuperación de costes en los servicios urbanos de aguas variaba entre el 57% (en la antigua cuenca hidrográfica del Norte³²) y el 96% (en la cuenca hidrográfica del Júcar), correspondiendo una alta proporción de los costes no recuperados a los costes medioambientales.

En segundo lugar, **el diseño de las estructuras de los precios es inadecuado**, pues no tiene en cuenta las características económicas del sector, analizadas anteriormente. Así, se observa cómo en unos servicios caracterizados por unos elevados costes fijos todavía existen tarifas monomías (carecen de cuota fija el 2% de las tarifas de abastecimiento, el 19% de las de saneamiento y el 32% de las de depuración). Una tarifa eficiente debería descomponerse en una cuota fija, dirigida a cubrir los costes fijos, y una cuota variable. Además, las tarifas deberían ser progresivas en el consumo para garantizar un consumo eficiente de agua, es decir, el *precio medio* debe ser creciente en el consumo. Para conseguirlo, hay que atender a la relación entre la cuota fija y la variable, el número de tramos de la parte variable y los saltos entre tramos. Tarifas con una misma capacidad recaudatoria pueden tener distinto grado de progresividad en función de estos factores³³. En tercer lugar, existen pocos ejemplos en España de precios urbanos de agua que incluyan criterios de escasez, por ejemplo, a través de tarifas estacionales³⁴ o bonificaciones por reducción del consumo³⁵, lo que incentivaría a los consumidores a moderar su consumo en épocas de sequía. Finalmente, a menudo las facturas de los servicios urbanos de agua incluyen conceptos no relacionados con el agua, típicamente la tasa de recogida de basuras, lo que genera ineficiencias en el consumo al desvincular el importe pagado del volumen consumido.

Por último, **el sistema actual de regulación de precios no estimula la eficiencia dinámica de los operadores**, es decir, la eficiencia con la que se presta el servicio a lo largo del tiempo. En concreto, las administraciones que intervienen en la formación de los precios (entes locales y comisiones autonómicas de precios) no emplean, en general, esta variable como instrumento para introducir mejoras de eficiencia. Como indica la CNMC (2020), las comisiones de precios autonómicas suelen seguir un criterio meramente incrementalista, autorizando incrementos de tarifas propuestos por los operadores que no superen la inflación. Esto supone una oportunidad perdida, en la medida en que los precios son una

variable fundamental para estimular la competencia comparativa entre operadores monopolistas.

4.3. Herramientas de competencia comparativa

Como señala la OCDE, las herramientas de competencia comparativa (*benchmarking* y *yardstick competition*³⁶) son uno de los mejores métodos para introducir competencia en el ámbito del agua urbana³⁷, sector caracterizado por la presencia de numerosos operadores monopolistas potencialmente comparables.

El punto de partida de estas herramientas son los ejercicios de *benchmarking*, que permiten comparar el desempeño de distintos operadores para identificar a los mejores, ordenarlos en función de su rendimiento de acuerdo a distintos parámetros y deducir buenas prácticas. Si estos ejercicios se publican (*sunshine regulation*), se pone en evidencia a los operadores cuyo desempeño está por debajo de la media, abriendo un debate público y social y, de este modo, introduciendo incentivos a los operadores para aumentar su eficiencia en la prestación del servicio.

La experiencia internacional muestra que, a pesar de que la *sunshine regulation* es una forma no coercitiva de regulación, es muy efectiva para lograr mejoras de eficiencia y de calidad en el sector del agua urbana, en el que los estándares de calidad del servicio son fundamentales. En Portugal, la elaboración de ejercicios anuales de *benchmarking* por parte del regulador, ERSAR³⁸, se ha traducido en mejoras de calidad, particularmente en relación al volumen de agua no registrada, la eficiencia energética o la rehabilitación de las infraestructuras³⁹. En Alemania⁴⁰, la publicación desde 2002 de ejercicios de *benchmarking* a nivel regional ha permitido que el incremento de los precios del agua urbana sea menor a la inflación⁴¹. La OCDE considera que también han tenido un impacto positivo sobre la industria en los Países Bajos⁴².

Pero el caso más representativo del potencial de las herramientas de competencia comparativa es, sin duda, Reino Unido, particularmente Inglaterra y Gales, donde, tras una profunda reestructuración de la industria a partir de 1989, incluyendo su privatización, se construyó un potente marco regulatorio para garantizar que las nuevas empresas privatizadas prestaran un servicio de máxima calidad sin explotar su poder de mercado. En el marco regulatorio, tienen un papel protagonista el *benchmarking* y la regulación de precios, a través de la figura del IPC-X. De acuerdo con la OCDE, estos instrumentos han mejorado la eficiencia de la industria a lo largo del tiempo⁴³, lo que habría permitido que los precios sean un 30% inferiores a lo que hubieran sido en ausencia de regulación⁴⁴.

Siendo conscientes de que el ejemplo británico no es directamente trasladable a España, sí muestra que existe un enorme potencial para utilizar los precios como herramienta para estimular la eficiencia y que las herramientas de *benchmarking* son el primer paso para introducir competencia por comparación.

La elaboración y publicación de ejercicios de *benchmarking* reduce las asimetrías informativas existentes en el ámbito del agua urbana, empodera al consumidor (que reclamará un buen servicio tanto del operador como de la administración), facilita la rendición de cuentas por parte de las administraciones competentes e introduce incentivos a una mayor eficiencia, estática y dinámica, por parte de los operadores (independientemente de su naturaleza jurídica).

Una de las principales dificultades para introducir estas herramientas en España son las dificultades de gobernanza del ciclo urbano del agua. Su efectividad es mayor cuanto mayor es el número de operadores utilizado en los ejercicios. Del mismo modo, para poder emplear los precios como estímulo de eficiencia dinámica (a través de instrumentos como el IPC-X) es necesario partir de la comparación de muchos operadores. Pero el reparto competencial entre administraciones dificulta la adopción de estos instrumentos. Para que sean efectivos, deben ser aplicados por entes supramunicipales. Idealmente, la escala de los ejercicios de *benchmarking* debería ser nacional. En ausencia de un organismo nacional con competencias sobre el ciclo urbano del agua, las comisiones de precios podrían adoptar herramientas de este tipo, si bien actualmente solo tienen competencia para autorizar o rechazar las modificaciones de precios propuestas por empresas que prestan servicios de abastecimiento. No abarcan las tarifas fijadas por servicios gestionados directamente por los ayuntamientos ni los precios de los servicios de saneamiento.

4.4. Dificultades de gobernanza

Abordar las cuestiones identificadas en los apartados anteriores solo es posible si se involucran todos los niveles administrativos con competencias sobre el ciclo urbano del agua. La experiencia internacional muestra que la creación de organismos reguladores y/o supervisores con competencias específicas sobre el ciclo urbano del agua a escala nacional puede facilitar sustancialmente la tarea. En la Unión Europea, 15 Estados miembros cuentan con organismos independientes para el ciclo urbano del agua, siendo la mayor parte de ellos multisectoriales (típicamente, regulan sectores relacionados con la energía, además del ciclo urbano del agua).

5. Conclusiones

Existe margen de mejora en el fomento de la competencia en los servicios de abastecimiento y saneamiento de agua urbana, tanto en lo que se refiere a la competencia por el mercado en las licitaciones públicas como a través de las herramientas de competencia comparativa.

En la actualidad, el Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico está elaborando un Libro Verde de la Gobernanza del Agua en España, cuyo objetivo es identificar «*las disfunciones del modelo de gobernanza vigente y propuestas de mejora*» para «*informar futuras reformas políticas y legislativas*». El trabajo se estructura en torno a 12 ejes

temáticos, dos de los cuales están centrados en los retos asociados al ciclo urbano del agua⁴⁵. Es una buena oportunidad para abordar las cuestiones identificadas por la CNMC en su *Estudio sobre los servicios de abastecimiento y saneamiento de agua urbana (E/CNMC/07/19)* y considerar la adopción de las siguientes recomendaciones:

1. **Recopilar y publicar información sobre el ciclo urbano del agua de forma sistemática:** la publicación sistemática de datos sobre, entre otros, el número de sistemas de agua y su ámbito territorial, la eficiencia en la prestación del servicio, los criterios seguidos para el diseño de las tarifas y su posterior revisión por parte de las administraciones autonómicas, los procesos de licitación o el estado de las infraestructuras contribuiría a mejorar el conocimiento del sector y reducir las asimetrías informativas, redundando positivamente sobre todos los agentes (administraciones, empresas y usuarios) y el funcionamiento del mercado.
2. **Reestructurar la organización de los servicios de agua urbana cuando sea preciso para alcanzar una escala óptima en su prestación:** la experiencia de otros países europeos con una configuración del ciclo urbano del agua similar a la española muestra que un incremento de la escala puede contribuir a una mayor eficiencia. Por eso, es necesario realizar un estudio riguroso y detallado de la eficiencia de los servicios de agua urbana en términos de escala en España y adoptar, en los casos necesarios, medidas organizativas para alcanzar la escala óptima y lograr la máxima eficiencia en la prestación del servicio.
3. **Usar herramientas de competencia comparativa para generar mayor presión competitiva:** dado el marco organizativo actual del ciclo urbano del agua, la CNMC recomienda utilizar la *sunshine regulation*, mediante la elaboración y publicación de ejercicios de *benchmarking* que comparen a los distintos operadores de agua urbana entre sí e indiquen la posición relativa de cada uno de ellos en base a indicadores de eficiencia y calidad. La efectividad de estos ejercicios será máxima si la participación en los mismos es obligatoria y los resultados son publicados de forma no anónima.
4. **Elaborar una metodología común de referencia para un diseño eficiente y procompetitivo de las tarifas:** con el objetivo de orientar a las administraciones competentes sobre la estructura, composición y revisión de las mismas para lograr una mayor transparencia, el cumplimiento de criterios de eficiencia en la producción y en el consumo en toda España, y facilitar la participación de más empresas en procesos de licitación y, por tanto, la competencia por el mercado, al tener las empresas mayor facilidad para anticipar los ingresos del servicio.
5. **Revisar la gobernanza del ciclo urbano del agua:** los retos asociados al ciclo urbano del agua requieren de la coordinación de distintos niveles administrativos en la configuración actual de competencias. La elaboración del Libro Verde es una buena oportunidad para evaluar la gobernanza de estos servicios y la mejor forma de impulsar la eficiencia y la competencia en los mismos.

Notas

1. Department for Environment Food & Rural Affairs (Gobierno británico) (2015): Impact Assessment (Defra 1346). Introducing Retail Competition in the Water Sector.
2. Marques (2010).
3. <https://www.cnmc.es/expedientes/ecnmc00719>.
4. En el caso de empresas mixtas, mediante la licitación se elige al socio privado.
5. No así en el caso de saneamiento.
6. Anexo 2 del Real Decreto-ley 7/1996, de 7 de junio, sobre medidas urgentes de carácter fiscal y de fomento y liberalización de la actividad económica.
7. Aunque todas las CC.AA. tienen competencias sobre precios autorizados, no todas las desarrollan a través de comisiones de precios.
8. Finger, Allouche, & Luis-Manso (2007).
9. Marques (2010).
10. OCDE (2015).
11. OCDE (2004).
12. Hoffjan, Müller, & Reksten (2014): «*No es ni factible ni deseable simplemente trasladar el modelo de competencia en electricidad a la industria del agua*». Balance & Taylor (2005): «*La afirmación de que el agua es como el gas o la electricidad y debería ser reformada es considerablemente exagerada*».
13. Hoffjan, Müller, & Reksten (2014); Gee (2004).
14. Gee (2004).
15. Cabrera & Cabrera (2017); OCDE (2004); Hoffjan, Müller, & Reksten (2014); Balance & Taylor (2005).
16. Balance & Taylor (2005); Department for Environment, Food and Rural Affairs (2013).
17. Gee (2004); Hoffjan, Müller, & Reksten (2014).
18. Inglaterra y Gales.
19. Alemania.
20. OCDE (2009).
21. Para el caso español, apenas existen estimaciones de la elasticidad de la demanda urbana de agua. En un informe de 2007 (Ministerio de Medio Ambiente, 2007), el Ministerio de Medio Ambiente reconocía que «*el análisis detallado de cómo los precios afectan a la demanda de agua en los hogares españoles es una tarea pendiente*». La estimación más utilizada se refiere a un estudio piloto econométrico con datos a nivel municipal de la elasticidad de la demanda en la Cuenca del Júcar. Los resultados obtenidos indican una elasticidad precio de -0,56 y una elasticidad ingreso de 0,04. Estos estimadores, robustos con niveles de fiabilidad superiores al 95%, se han considerado como valores de referencia en las cuencas hidrográficas.
22. Demsetz (1968).
23. Asociación Española de Abastecimientos de Agua y Saneamiento (AEAS).
24. El 95% de los municipios españoles tiene menos de 20.000 habitantes (INE).
25. Cabrera E. J. (2017).

26. Durante la segunda mitad del siglo XX, el número de operadores en el mercado fue disminuyendo desde más de 1.000 hasta 32, de acuerdo con Ofwat.
27. Tras años de fusiones impulsadas por el gobierno, los servicios de abastecimiento (en alta y baja) son prestados únicamente por 10 empresas públicas (Marques 2010).
28. En Portugal, los servicios en alta son competencia del Estado. En 2015, se llevó a cabo una consolidación de los sistemas en alta para aumentar la escala de prestación de los servicios, permitiendo reducir sustancialmente el número de operadores en el mercado hasta los 3 actuales (ERSAR).
29. A raíz de la conocida como Ley Galli de 1994. A pesar de que su aplicación ha quedado lejos del objetivo, permitió reducir el número de sistemas de agua de más de 8.000 a 64 con la creación de las Áreas Territoriales Óptimas (ATO).
30. Ver CNMC (2020). Página 72 y siguientes.
31. Chong, Saussier, & Silverman (2015).
32. En 2008, la cuenca hidrográfica del Norte fue segregada en la cuenca del Cantábrico y la del Miño-Sil.
33. García-Rubio, Ruiz-Villaverde y González-Gómez (2015) comparan la progresividad de las tarifas de Barcelona, Alicante y Guadalajara para el mismo consumo medio mensual. Las tres tarifas tienen una capacidad recaudatoria similar. Sin embargo, como consecuencia de la menor cuota fija, el mayor número de tramos y los mayores saltos entre tramos, la tarifa de Barcelona resulta más progresiva e incentiva un consumo más eficiente de agua.
34. Un ejemplo es la Comunidad de Madrid, donde la tarifa del servicio de agua urbana es mayor entre los meses de junio y septiembre.
35. En Zaragoza se otorga un descuento del 10% de la parte variable si el consumo disminuye, al menos, un 10% en relación a los dos años previos.
36. Descritos por primera vez en Shleifer (1985) y, aplicados al sector del agua, Littlechild (1988).
37. OCDE (2004): *«Las dos principales alternativas para introducir competencia en el mercado van dirigidas fundamentalmente a aumentar la eficiencia productiva [...] Las alternativas son la competencia vía concesiones y la competencia vía benchmarking»*.
38. Entidade Reguladora dos Serviços de Águas e Resíduos.
39. WAREG.
40. En Alemania, la competencia de los servicios urbanos de agua es municipal, aunque los municipios pueden optar por prestar los servicios por sí mismos o delegarlos a terceros (ya sean empresas públicas, mixtas o privadas).
41. BDEW - Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft (2013).
42. OCDE (2014).
43. OCDE (2004).
44. OCDE (2014).
45. «Regulación del ciclo integral del agua urbana» y «Gestión del ciclo integral del agua en pequeños municipios».

6. Bibliografía

- Balance, T., & Taylor, A. (2005). «Competition and Economic Regulation in Water: The Future of the European Water Industry». *IWA Publishing*.
- BDEW - Bundesverband der Energie- und Wasserwirtschaft. (2013). «Benchmarking: “Lernen von den Besten”. Leistungsvergleiche in der deutschen Wasserwirtschaft». Die Wasserwirtschaft im BDEW.
- Cabrera, E. J. (2017). «Can a regulator contribute to resolving the main problems of the rural urban water cycle in Spain?». En E. J. Cabrera, & E. Cabrera, *Regulation of Urban Water Services. An Overview*. IWA Publishing.
- Cabrera, E., & Cabrera, E. J. (2017). «Regulation of Urban Water Services. An Overview». *IWA Publishing*.
- Chong, E., Saussier, S., & Silverman, B. (2015). «Water under the bridge: Determinants of franchise renewal in water provision». *The Journal of Law, Economics, and Organization*, Vol. 31, Supplement 1.
- CNMC. (2020). *Estudio sobre los servicios de abastecimiento y saneamiento de agua urbana*.
- Demsetz, H. (1968). «Why Regulate Utilities?». *Journal of Law and Economics*, Vol. 11, No. 1, pp. 55-65.
- Department for Environment, Food and Rural Affairs. (2013). «Water Bill. Reform of the water industry: retail competition». *Government of the United Kingdom*.
- Department for the Environment, Food and Rural Affairs. (2015). «Introducing Retail Competition in the Water Sector». *Impact Assessment (Defra 1346)*.
- Finger, M., Allouche, J., & Luis-Manso, P. (2007). «Water and liberalisation. European water scenarios». *IWA Publishing*.
- García-Rubio, M., Ruiz-Villaverde, A., & González-Gómez, F. (2015). «Urban Water Tariffs in Spain: What Needs to Be Done?». *Water*, 7(4), 1456-1479.
- Gee, A. (2004). «Competition and the water sector». *Competition policy newsletter*. Number 2, Summer. *European Commission*.
- Hoffjan, A., Müller, N. A., & Reksten, H. (2014). «Enhancing Competition and Efficiency in the Urban Water Industry». *TRUST*.
- Littlechild, S. (1988). «Economic regulation of privatised Water Authorities and some further reflections». *Oxford Review of Economic Policy*, Vol. 4, No. 2, pp. 40-68.
- Marques, R. C. (2010). «Regulation of water and wastewater services: An international comparison». *IWA Publishing*.
- Ministerio de Medio Ambiente. (2007). «El agua en la economía española: la situación y perspectivas. Informe integrado de análisis económico de los usos de agua. Artículo 5 y anexos II y III de la DMA». Madrid.
- OCDE. (2004). «Competition and Regulation in the Water Sector». *Policy roundtables*. París.

- OCDE. (2009). *Managing water for all. An OECD perspective on pricing and financing*. París.
- OCDE. (2014). «Water Governance in the Netherlands. Fit for the Future?». *OECD Studies on Water*. OECD Publishing.
- OCDE. (2015). «The Governance of Water Regulators». *OECD Studies on Water*. París: OECD Publishing.
- Shleifer, A. (1985). «A Theory of Yardstick Competition». *The RAND Journal of Economics*, Vol. 16, No. 3, pp. 319-327.

Valoración de riesgos por inundaciones

NURIA OSÉS-ERASO

Universidad Pública de Navarra e INARBE

SÉBASTIEN FOUDI

Basque Centre for Climate Change BC3

Recibido: Noviembre 2020

Aceptado: Noviembre 2020

Resumen

Este trabajo analiza cómo las curvas de probabilidad daño y el daño anual esperado, como indicadores del riesgo de inundación, se ven afectados por el cambio climático, las medidas de prevención estructurales o no estructurales y los efectos inesperados como el efecto dique. Subraya las interacciones entre medidas privadas no estructurales y públicas estructurales en la adaptación al cambio climático. Un ejemplo, con la apertura del canal de Deusto en Bilbao, ilustra cómo una medida estructural modifica el riesgo de inundación y permite discutir el papel de las medidas no estructurales en la adaptación.

Palabras claves: curva probabilidad-daño, daño anual esperado, efecto dique, cambio climático, medidas estructurales y no-estructurales, medidas colectivas y privadas.

Clasificación JEL: Q54, Q58.

Abstract

This work presents how the damage-probability curves and expected annual damage curves, as indicators of flood risk, are affected by climate change, structural or non-structural prevention measures, and unexpected effects such as the levee effect. It highlights the interactions between private non-structural and public structures measures in climate change adaptation. An example, with the opening of the Deusto canal in Bilbao, illustrates how a structural measure modifies flood risk and allows us to discuss the role of non-structural measures in adaptation.

Keywords: damage-probability curve, expected annual damage, levee effect, climate change, structural and non-structural measures, collective and private measures.

JEL Clasificación: Q54, Q58.

1. Introducción

En muchas partes del mundo, los ríos han sido y son la columna vertebral alrededor de la cual se ha desarrollado la actividad socioeconómica (García Codron, 2004). Grandes ciudades están ubicadas en los márgenes de ríos y el desarrollo industrial y urbano en zonas próximas a los cauces ha propiciado grandes desastres como consecuencia de avenidas ya que la planificación urbanística no ha tenido en cuenta, en muchos lugares, el entorno fluvial y el riesgo de inundación (Berga Casafont, 2011).

Así, las inundaciones constituyen uno de los peligros naturales que pueden causar un mayor impacto económico y social en cortos períodos de tiempo (Benito *et al.*, 2005). Las inundaciones fueron el desastre natural más frecuente a nivel mundial en el período 1998-2017, un 43% de todos los eventos registrados. Afectaron a más de dos billones de personas, causaron más de 142.000 muertos y ocasionaron pérdidas por valor de 656 billones de dólares (CRED, 2018). En el caso de España, en el período 1990-2010 las inundaciones produjeron 109 víctimas y los daños económicos fueron de 450 millones de euros al año en la década de las noventa y de 800 millones de euros al año en los 2000, mostrando una tendencia creciente (Berga Casafont, 2011). Además, España es el quinto país en Europa por volumen de población expuesta a inundaciones (Perles Roselló, 2018).

La Directiva de la Comisión Europea 2007/60/CE, relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación, plantea que es posible y conveniente reducir el riesgo de consecuencias negativas asociadas a las inundaciones, en particular para la salud y la vida humana, el medio ambiente, el patrimonio cultural, la actividad económica y las infraestructuras (Comisión Europea, 2007). Para ello, la Directiva detalla la necesidad de preparar *mapas de peligrosidad* por inundación y *mapas de riesgo* de inundación en cada demarcación hidrográfica. Para la preparación de estos mapas, propone considerar tres escenarios: baja probabilidad de inundación o escenario de eventos extremos, probabilidad media de inundación y alta probabilidad de inundación. El análisis de estos mapas y escenarios será clave en el establecimiento de planes de gestión de riesgo, tal y como establece la Directiva. Los mapas de peligrosidad y los mapas de riesgo de inundación se revisarán cada cierto tiempo ya que puede haber cambios en peligrosidad, sobre todo en un contexto de cambio climático, y también puede haber cambios en la exposición y la vulnerabilidad a las inundaciones por la evolución de las condiciones sociodemográficas y económicas en las zonas inundables. En el caso de España, los primeros mapas de peligrosidad y de riesgo aprobados bajo el paraguas de la Directiva son de 2013 y, a finales de 2019, se presentaron las actualizaciones de estos mapas (Ministerio para la Transición Ecológica)¹.

Diversas medidas pueden adoptarse para tratar de evitar o reducir los daños ocasionados por las inundaciones, medidas que pueden ser tanto estructurales como no estructurales. De acuerdo con el Real Decreto 903/2010 de evaluación y gestión de riesgos de inundación que traspone al ordenamiento jurídico español la directiva comunitaria (BOE, 2010), las *medidas estructurales* consisten en la realización de obras de infraestructura que actúan sobre los mecanismos de generación, acción y propagación de las avenidas alterando sus características hidrológicas o hidráulicas, como construcción de presas, encauzamientos de

ríos o construcción de diques de protección. Por otro lado, las *medidas no estructurales* son aquellas que, sin actuar sobre la avenida en sí, modifican la susceptibilidad de la zona inundable frente a los daños por inundación como planes de protección civil, la implantación de sistemas de alerta o medidas de ordenación del territorio.

Los planes de gestión de riesgo requieren la implementación de alguna de estas medidas de prevención y/o protección ante inundaciones. Como el efecto de estas distintas medidas es diverso y su implementación es costosa, la realización de un buen plan de gestión requiere una evaluación en términos cuantitativos y monetarios de los potenciales daños de inundación en una determinada zona, evaluación que pueda incorporarse a estudios coste-beneficio para cada una de las medidas propuestas.

En este trabajo se proponen la curva de probabilidad-daño y el daño anual esperado como medidas de valoración de riesgo de inundación. Se analiza cómo estas medidas pueden verse afectadas por el cambio climático y por la adopción de medidas tanto estructurales como no estructurales. Asimismo, se analiza el riesgo de inundación en la ciudad de Bilbao y cómo este riesgo se ha modificado con algunas de las medidas adoptadas en la ciudad, en concreto, la apertura de canal de Deusto.

2. Curvas probabilidad-daño y daño anual esperado

El riesgo de inundación es una combinación de la probabilidad de que se produzca una inundación y de las posibles consecuencias negativas para la salud humana, el medio ambiente, el patrimonio cultural y la actividad económica, asociadas a una inundación (Comisión Europea, 2007). Para realizar una estimación de este riesgo de inundación es necesario analizar la peligrosidad de la inundación, la exposición de distintos elementos a las inundaciones y la vulnerabilidad de los elementos expuestos (Kron, 2002; Penning-Rowsell *et al.*, 2005; Merz *et al.*, 2010; Foudi y Osés-Eraso, 2014). La Figura 1 muestra un esquema con estos tres factores que permiten llegar a la valoración del riesgo. A continuación, explicamos brevemente cada uno de estos factores, así como las principales medidas de valoración del riesgo que pueden derivarse de ellos, las curvas de probabilidad-daño y el daño anual esperado.

A. Peligrosidad

Los eventos naturales como terremotos, olas de calor, huracanes o inundaciones se caracterizan por diferentes niveles de intensidad o severidad. El intervalo de recurrencia de un evento de cierta intensidad es una medida estadística del intervalo de tiempo dentro del cual tendrá lugar el evento. Este intervalo se conoce generalmente como el período de retorno del evento natural. Los períodos de mayor retorno corresponden a eventos más severos.

En el caso de una inundación, definimos el período de retorno, t_r , como el número de años dentro de los cuales se espera que se repita una inundación dada. El período de retorno también es una medida de frecuencia y puede interpretarse como el inverso de la probabilidad de que se supere una determinada avenida en cualquier año, $t_r = 1/p_r$, donde p_r denota la probabilidad de inundación anual. Por ejemplo, una inundación de período de retorno 10 años tiene una probabilidad de ocurrencia de 0.1 en cualquier año, una inundación de período de retorno 100 años tiene una probabilidad de ocurrencia 0.01 en un año, y una inundación de período de retorno 500 años tiene una probabilidad de ocurrencia 0.002.

Los mapas de peligrosidad por inundación previstos en la Directiva 2007/60/CE, relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación (Comisión Europea, 2007) deben incluir el estudio de inundaciones con períodos de retorno dentro de tres escenarios (i) alta probabilidad de inundación (ii) probabilidad media de inundación y (iii) baja probabilidad de inundación o escenario de eventos extremos. Sólo se detalla a qué período de retorno corresponden estos escenarios para el caso de la probabilidad media de inundación, período de retorno igual o superior a 100 años, dejándose a los Estados miembros la cuantificación del período de retorno para los otros dos escenarios (Comisión Europea, 2007; Berga Casafont, 2011). Estos mapas de peligrosidad incluyen información sobre la extensión de la inundación y, en la medida de lo posible, el nivel que puede alcanzar el agua o la velocidad de la misma.

En el caso de España, en 2013 se aprobaron los mapas de peligrosidad para las distintas demarcaciones hidrológicas y en 2019 se presentaron las actualizaciones de dichos mapas (Ministerio para la Transición Ecológica). En estos estudios se incluye, al menos, el análisis del período de retorno 10 (alta probabilidad), período de retorno 100 (probabilidad media) y período de retorno 500 (baja probabilidad).² Siguiendo esta definición adoptada en el ámbito español, definimos tres escenarios de peligrosidad, i) alta probabilidad, período de retorno menor de 100 años, ii) probabilidad media, período de retorno entre 100 y 500 años, iii) baja probabilidad, período de retorno superior o igual a 500 años.

B. Exposición

Dado que los mapas de peligrosidad incluyen información sobre la extensión de terreno que resulta inundado es posible analizar qué elementos podrían resultar afectados por la inundación. Considerando las características geográficas del área, para cada demarcación hidrográfica existe una relación entre el período de retorno (severidad de la inundación) y la extensión de la zona inundable. Hay ciertas áreas que se inundarán en cualquier período de retorno, pero otras se inundarán solo en los eventos más extremos.³

Las personas que se encuentren en la zona inundable así como las viviendas, las infraestructuras, las actividades económicas y negocios ubicados en dicha zona o los ecosistemas propios del área, están expuestos a las distintas avenidas y pueden verse afectadas por su duración, la velocidad de la avenida o la altura alcanzada por el agua. Así, un análisis de las consecuencias de las inundaciones debe incluir un estudio de exposición a las inundaciones que identifique y clasifique los elementos expuestos, como por ejemplo, actividades económicas, viviendas, infraestructuras y ecosistemas en riesgo de inundación (Merz *et al.*, 2010).

Los mapas de riesgo de inundación recogidos en la Directiva (Comisión Europea, 2007) tienen por objeto analizar estos posibles elementos expuestos a las inundaciones, así como su vulnerabilidad.

C. Vulnerabilidad

Una vez identificados los distintos elementos expuestos a las inundaciones, es necesario realizar un análisis de vulnerabilidad para estimar los daños potenciales por inundación, ya sean estos directos o indirectos. Los daños directos resultan del contacto físico del agua con los distintos elementos expuestos, daños en viviendas y otros edificios y su contenido o daños sobre las personas que van desde heridos de diversa consideración hasta fallecimientos. Además, también hay pérdidas indirectas principalmente debido a la interrupción de las redes de comunicación y actividades sociales, pero también por problemas de salud sobrevenidos como ansiedad o incluso estrés post-traumático de las personas expuestas a las inundaciones (Foudi *et al.*, 2017).

Los daños generados por la inundación son una función de la extensión de la inundación, pero también dependen de su duración, velocidad, profundidad y la contaminación de las aguas (Penning-Rowse *et al.*, 2005; Merz *et al.*, 2010). En igualdad de condiciones, esperamos obtener una mayor estimación de daños cuanto más extensa sea la zona inundable. La mayor severidad de la inundación amplía las zonas inundables de forma que, a mayor período de retorno, mayor llanura de inundación, mayor el número de elementos expuestos a riesgo y, por lo tanto, los daños.

D. Riesgo de inundación

Los tres puntos anteriores, (A) Peligrosidad, (B) Exposición y (C) Vulnerabilidad, están claramente vinculados entre ellos y, tras su estudio, es posible construir la curva de probabilidad daño que relaciona la probabilidad anual de inundación con daños por inundación. Las *curvas probabilidad-daño* representan una relación entre la gravedad de la inundación (caracterizada por la probabilidad anual, es decir, el período de retorno) y los niveles de daño. Para que se pueda desarrollar una imagen precisa de la forma de las curvas de probabilidad-daño, se necesita analizar un número suficiente de inundaciones potenciales. Por lo general, se recomienda evaluar al menos cinco inundaciones (Penning-Rowse *et al.*, 2005). En la Figura 1 puede observarse una curva de probabilidad-daño, donde los eventos

más severos, con menor probabilidad de ocurrencia, generan daños mucho más elevados que los eventos con mayor probabilidad de ocurrencia cuya incidencia en términos de daños es mucho menor.

Otra medida muy utilizada para medir el riesgo de inundación es el *daño anual esperado* (DAE). Existen diferentes formas de calcular el DAE (Olsen *et al.*, 2015), una de las cuales se basa en las curvas de probabilidad-daño (Foudi y Osés-Eraso, 2014; Foudi *et al.*, 2015). Suponiendo que $D(p_r)$ representa la curva de probabilidad-daño, el daño anual esperado puede calcularse del siguiente modo,

$$DAE = \int_0^1 D(p_r) dp_r \quad (1)$$

Gráficamente, el área bajo la curva de probabilidad-daño equivale a este daño anual esperado. En este cálculo se puede analizar cuál es la contribución de eventos de baja, media y alta probabilidad a este DAE. Se cuantifica así la contribución relativa de eventos extremos (baja probabilidad/daños cuantiosos) y eventos frecuentes (alta probabilidad/daños pequeños) al DAE (Merz *et al.*, 2009). Esta distinción puede ser relevante a la hora de proponer medidas de reducción de riesgo y cómo estas afectan en eventos de diferente período de retorno. En la Figura 1, el área sombreada bajo la curva de probabilidad daño equivale al DAE. Las áreas con distinta intensidad de sombreado, indican el peso de cada escenario de probabilidad de inundación (baja, media y alta) a este DAE.

Un análisis integral del riesgo de inundación debe considerar el esquema completo aquí presentado, peligrosidad, exposición, vulnerabilidad y riesgo. Para el caso español, pueden encontrarse algunos análisis que realizan este estudio para determinadas demarcaciones geográficas, por ejemplo, Osés-Eraso (2009) para la cuenca de río Urola en Guipúzcoa o Foudi *et al.* (2015), para el río Ebro en la ciudad de Zaragoza y algunos municipios cercanos.

Asimismo, debe tenerse en cuenta que, tanto la evolución socioeconómica como la evolución climática pueden tener un efecto sobre esta estimación del riesgo. Posibles actuaciones encaminadas a reducir este riesgo de inundación deben ir acompañadas de estudios que indiquen los efectos que van a tener sobre este riesgo, si van a reducir la exposición, la vulnerabilidad o ambos y cómo va a afectar su implementación a las curvas de probabilidad-daño y al daño anual esperado. O si algunas medidas van a mejorar algún aspecto, pero van a perjudicar otro, teniendo un efecto incierto sobre el riesgo de inundación.

3. Gestión de inundaciones

La gestión de inundaciones está generalmente orientada a la reducción del riesgo. Por lo tanto, las medidas para reducir el riesgo pueden dirigirse a uno o varios de los elementos que determinan este riesgo: peligrosidad, exposición y vulnerabilidad. Así, para protegerse del riesgo de inundación pueden adoptarse medidas tales como la construcción de diques y defensas estructurales, que están generalmente orientadas a reducir o controlar la peligrosidad de algunas inundaciones, u otras medidas como la instauración de sistemas de alerta

temprana o la ordenación del territorio, que están orientadas a reducir la exposición y la vulnerabilidad. Asimismo, las medidas de autoprotección tales como evitar ubicar las habita-ciones principales en la planta baja, instalar bombas para el agua en los edificios, tener sacos de arena en viviendas y negocios o suscribir seguros contra inundaciones, están más orientadas a reducir la vulnerabilidad de los elementos expuestos (Foudi y Osés-Eraso, 2014; Merz, 2010; Richert *et al.*, 2016; Richert *et al.*, 2019).

Existen distintas clasificaciones para estas medidas. Foudi y Osés-Eraso (2014) las clasifican en medidas institucionales, medidas de infraestructura, medidas medioambientales y medidas socioeconómicas, y señalan qué elemento o elementos del riesgo de inundación, peligrosidad, exposición y/o vulnerabilidad, se ven afectados. Richert *et al.* (2016) clasifican las medidas en acciones públicas y acciones privadas. Así la gestión de inundaciones puede promover medidas adoptadas de forma individual o privada, como tener sacos de arena en viviendas y negocios, o centrarse en el desarrollo de medidas públicas, tales como la construcción de diques o los sistemas de alarma. El Real Decreto 903/2010 de evaluación y gestión de riesgos de inundación que traspone al ordenamiento jurídico español la directiva comunitaria (BOE, 2010) distingue entre medidas estructurales y medidas no estructurales. Las primeras actúan sobre los mecanismos de generación, acción y propagación de las avenidas alterando sus características hidrológicas o hidráulicas y consisten, principalmente en la construcción de infraestructuras. Las segundas modifican la susceptibilidad de la zona inundable frente a los daños por inundación como planes de protección civil, la implantación de sistemas de alerta o medidas de ordenación del territorio.

Para cualquiera de estas medidas, es importante analizar cómo afectan a la peligrosidad, la exposición y la vulnerabilidad y, por lo tanto, cómo modifican el riesgo de inundación. Su efecto se verá reflejado en cambios en la curva de probabilidad-daño y también en el daño anual esperado.

La primera de las medidas que aquí analizamos, construcción de infraestructuras de contención, es una medida estructural, de acuerdo con el Real Decreto 903/2010, una medida de infraestructura con el objetivo de alterar la peligrosidad, de acuerdo con Foudi y Osés-Eraso (2014) y una medida de protección colectiva dentro de la acción pública según (Richert *et al.* (2016). La segunda de las medidas que analizamos, instauración de sistemas de alerta temprana, es una medida no-estructural de acuerdo con el Real Decreto 903/2010, una medida institucional con el objetivo de alterar la exposición y la vulnerabilidad, de acuerdo con Foudi y Osés-Eraso (2014) y una medida de protección colectiva dentro de la acción pública según (Richert *et al.*, 2016).

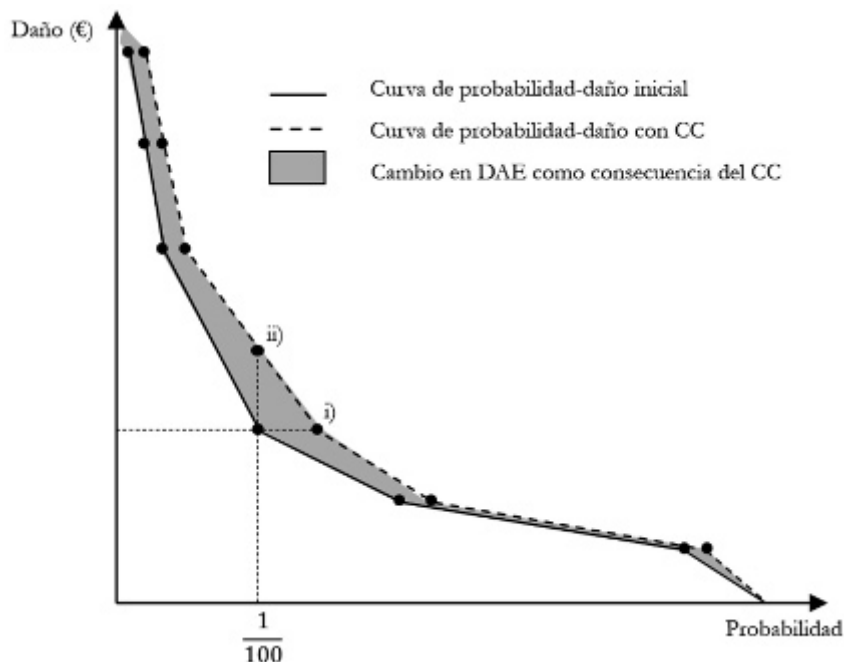
Estas medidas afectan de forma distinta al riesgo de inundación medido por las curvas de probabilidad-daño y el daño anual esperado. Además, sus efectos a corto plazo pueden ser diferentes a sus efectos a largo plazo. Una correcta gestión del riesgo de inundación necesita analizar si los efectos que se consiguen en el corto plazo, normalmente una reducción del riesgo de inundación, se mantendrán en el largo plazo. Cada medida tiene sus peculiaridades en este aspecto, pero todas ellas tienen un rasgo en común, su posible resiliencia o no, ante el cambio climático.

3.1. Cambio climático

De acuerdo con algunas predicciones climáticas, la frecuencia de inundaciones extremas está aumentando, aunque todas estas predicciones no están exentas de dificultades e incertidumbres (Milly *et al.*, 2002; Palmer y Räisänen, 2002; Kundzewicz y Schellnhuber, 2004; Kleinen y Petschel-Held, 2007). La mayor magnitud y frecuencia de eventos de precipitación intensa contribuirán a un aumento en el riesgo de inundaciones provocadas por este tipo de lluvia, sobre todo las inundaciones repentinas. Además, los cambios provocados por el cambio climático en las precipitaciones y, en consecuencia, sobre las inundaciones no van a ser homogéneos entre distintas zonas del mundo, en general y dentro de Europa, en particular (Feyen *et al.*, 2012, Guerreiro *et al.*, 2018). Aunque algunos estudios se centran en eventos con probabilidad de ocurrencia media-baja (eventos con período de retorno mayor de 100 años) como Milly *et al.* (2002), otros también analizan eventos con probabilidad de ocurrencia alta (eventos con período de retorno 10) por ejemplo, en el caso de Guerreiro *et al.* (2018).

En el análisis de riesgo de inundación con curvas de probabilidad-daño, los posibles efectos del cambio climático en la frecuencia de inundaciones pueden analizarse desde dos perspectivas. Dada una inundación con período de retorno actual t_r , los cambios en la frecuencia de inundaciones pueden verse (i) como cambios en el período de retorno de dicha inundación o (ii) como cambios en la magnitud de una inundación con dicho período de retorno (Arnell y Gosling, 2016). La Figura 2 representa una curva de probabilidad daño en la situación de partida (línea continua) y en una situación en la que el cambio climático aumenta el riesgo de inundación (línea discontinua). Los puntos señalados como i) y ii) representan las dos interpretaciones señaladas anteriormente para los cambios en la frecuencia como consecuencia del cambio climático, en este caso para una inundación de período de retorno 100 años. Por otro lado, el área sombreada representa el aumento en el daño anual esperado como consecuencia de las alteraciones en la frecuencia de las inundaciones provocadas por el cambio climático. En el caso representado, el aumento en el DAE se debe, principalmente a cambios en los eventos con probabilidad media-baja que, según algunos análisis son los más afectados por el cambio climático (Milly *et al.*, 2002).

Figura 2
Efectos del cambio climático



Fuente: elaboración propia.

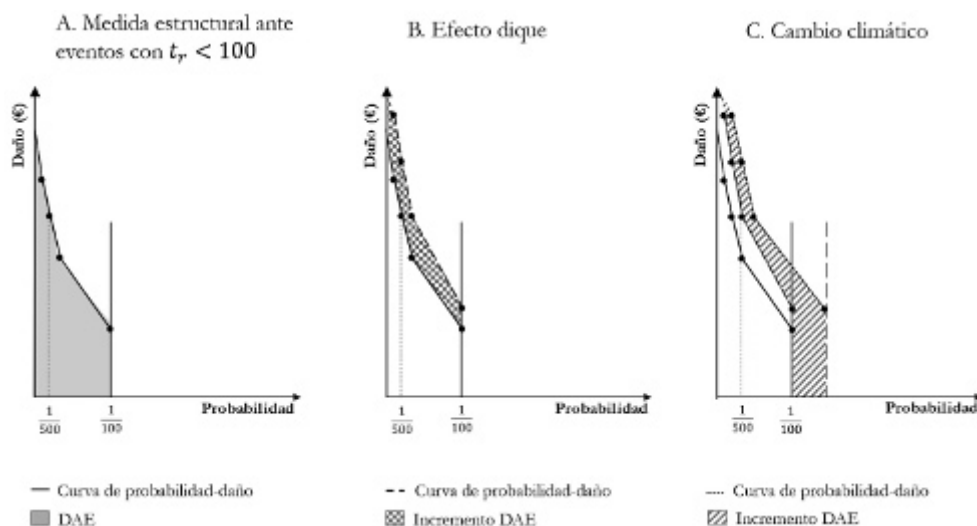
3.2. Medidas estructurales de defensa contra inundaciones

Las medidas estructurales se engloban dentro del enfoque tradicional de la ingeniería para el control de inundaciones y plantea medidas técnicas o diseño de infraestructuras para evitar inundaciones, como la construcción de diques de contención o el encauzamiento de ríos. Este tipo de medidas de defensa contra inundaciones se diseñan normalmente para controlar las inundaciones hasta un determinado período de retorno (Merz, 2010; Schumann, 2017). Como consecuencia, el riesgo restante, es decir, la posibilidad de que ocurra una avenida que sobrepase estas medidas técnicas, debe considerarse en los planes de gestión de riesgo de inundaciones junto con la posibilidad de que haya fallos en la protección que estas medidas proveen (Schumann, 2017). Cabe señalar que, durante décadas, este tipo de actuaciones eran las más habituales en la gestión de riesgo de inundación (Schumann, 2017; Perles Roselló, 2018), antes de la introducción del análisis integral del riesgo (Comisión Europea, 2007) y, en estos momentos, también se considera una medida útil en algunas demarcaciones geográficas con ciertas características de peligrosidad.

En la Figura 2A, se muestra el efecto que una medida estructural de defensa ante inundaciones de período de retorno inferior a 100 años tiene sobre la curva de probabili-

dad-daño y sobre el DAE. Los daños asociados a inundaciones con $t_r < 100$, desaparecen y la curva de probabilidad-daño sólo se estima para valores superiores a este. Como consecuencia, hay una reducción del daño anual esperado, ya que sólo queda la parte correspondiente a los eventos con período de retorno superior al protegido por la medida estructural. Así, es importante observar que las inundaciones que quedan fuera de la protección de estas medidas técnicas son las avenidas más severas, con baja probabilidad de ocurrir pero que generan los daños más cuantiosos. Sin embargo, esta es solo una visión a corto plazo de las consecuencias de estas medidas.

Figura 3
Medida estructural para prevenir avenidas con $t_r < 100$



Fuente: elaboración propia.

Una vez implementadas, las medidas estructurales de defensa contra inundaciones pueden generar una falsa sensación de seguridad que lleve a pensar que el riesgo de inundación ha desaparecido. Esto puede hacer que se reactive la actividad socioeconómica en la llanura de inundación. Como consecuencia, puede darse tanto un aumento de elementos expuestos al riesgo como un aumento de la vulnerabilidad al descuidar las medidas protectoras básicas (Merz, 2010, Richert *et al.*, 2019). Este efecto se conoce como «efecto dique» (*levee effect*). En el diseño de políticas de gestión de inundaciones, el efecto dique puede ser importante ya que puede disminuir de forma considerable los beneficios inicialmente asociados a la medida estructural. En la Figura 3B se muestra cómo el efecto dique desplaza la curva de probabilidad-daño hacia arriba; para cada período de retorno no protegido, el daño potencial es mayor como consecuencia de un aumento de la exposición y la vulnerabilidad. Con el efecto dique, el daño anual esperado es mayor que el estimado para la me-

dida estructural bajo las condiciones de exposición y vulnerabilidad en el momento de la construcción. Por lo tanto, el análisis coste-beneficio de las medidas estructurales debería considerar este posible efecto dique que puede reducir e incluso revertir los beneficios tradicionalmente asociados a este tipo de actuaciones.

Además, teniendo en cuenta que el daño anual esperado tras las medidas estructurales corresponde a eventos con probabilidad media-baja, es decir, eventos más severos, el cambio climático también podría afectar a la valoración del riesgo. Como ya hemos señalado anteriormente, de acuerdo con algunas predicciones climáticas, la frecuencia de eventos extremos está aumentando (Milly *et al.*, 2002; Palmer y Räisänen, 2002; Kundzewicz y Schellnhuber, 2004; Kleinen y Petschel-Held, 2007). Así, en un contexto de cambio climático, el daño restante que dejan estas infraestructuras puede ser mayor que el estimado en el momento de su construcción. Las medidas de defensa que actualmente son suficientes para defenderse contra un evento de inundación de 100 años solo pueden representar una defensa adecuada contra un evento de 70 años para la década de 2080 (Feyen *et al.*, 2012). Esto puede aumentar el daño anual esperado con respecto a la situación de partida y el efecto dique. En la Figura 3C puede verse cómo la medida estructural deja de ser efectiva para períodos de retorno inicialmente protegidos ya que aumenta la probabilidad de ocurrencia de los eventos extremos. Cabe recordar que este efecto puede ser diferente dependiendo de la zona analizada ya que el efecto del cambio climático no es homogéneo.

En resumen, un análisis de medidas estructurales contra inundaciones debería considerar a) el riesgo de partida (daño anual esperado restante tras la construcción de la infraestructura), b) el aumento del riesgo por cambios en vulnerabilidad y exposición por el efecto dique, c) el posible aumento del riesgo por la alteración en la frecuencia de inundaciones como consecuencia del cambio climático.

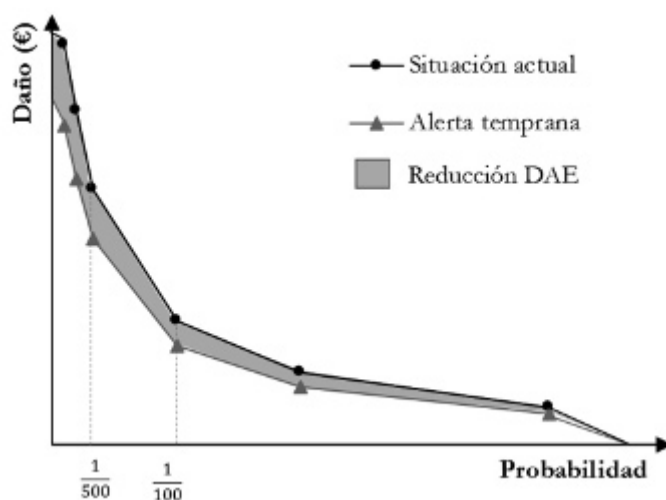
3.3. Medidas no estructurales

Las *medidas no estructurales* no actúan sobre la avenida en sí, pero tienen por objetivo modificar la exposición y la vulnerabilidad de la zona inundable. Son diversas las medidas que pueden considerarse como no-estructurales. Por ejemplo, medidas de ordenación del territorio. En ocasiones, el desconocimiento del riesgo lleva a tomar decisiones no adecuadas en las llanuras de inundación, como la construcción de viviendas en zonas con alta probabilidad de inundación. Las restricciones en los usos del suelo pueden reducir considerablemente los riesgos asociados a las avenidas más frecuentes. Pero, en muchos casos, estas medidas son difíciles de implementar cuando planificaciones urbanísticas pasadas han ocupado importantes llanuras de inundación (Berga Casafont, 2011).⁴ Otras medidas no estructurales pueden ser los planes de protección civil y los sistemas de emergencias y evacuación que pueden intervenir en el momento de la avenida, reduciendo la vulnerabilidad sobre todo de las personas afectadas. También los sistemas de alerta temprana han sido propuestos como una medida no-estructural que puede ayudar a reducir los daños asociados a las inundaciones y, por lo tanto, reducir los riesgos. Un buen sistema de alarma pone sobre

aviso a las personas que viven en zonas inundables y, si el tiempo comprendido entre el aviso y la llegada de la avenida a una determinada zona es suficiente, estas pueden tomar medidas de autoprotección como retirar objetos de plantas bajas, sellar puertas y ventanas, colocar adecuadamente sacos de arena, entre otras. Por lo tanto, un sistema de alerta temprana necesita ser acompañado de un programa educativo-informativo que explique cómo entender la información suministrada y cómo reaccionar ante dicha información (Merz *et al.*, 2010; Berga Casafont, 2011).

Al contrario de lo que ocurre con las infraestructuras para contener las inundaciones analizadas anteriormente que eliminan el riesgo de inundación para determinados períodos de retorno, un sistema de alerta temprana puede reducir los daños para todos los períodos de retorno, aunque no elimina el riesgo para ninguno de ellos. Así, un sistema de alerta temprana puede desplazar la curva de probabilidad-daño hacia abajo, es decir, reduce los daños para cualquier período de retorno. Este potencial desplazamiento puede observarse en la Figura 4 con la consiguiente reducción del daño anual esperado.

Figura 4
Sistemas de alerta temprana



Fuente: elaboración propia.

Los sistemas de alerta temprana, sin embargo, no funcionan igual en todas las cuencas hidrográficas. En aquellos lugares en las que hay predominantemente inundaciones repentinas, el margen para la alerta temprana es muy limitado y los potenciales beneficios de este sistema también lo son. Sin embargo, distintos estudios tratan de avanzar en la caracterización de este tipo de inundaciones para poder mejorar las predicciones y conseguir sistemas de alerta temprana eficaces (Borga *et al.*, 2011).

Es importante señalar que, en muchos lugares, las medidas para reducir el riesgo de inundaciones son varias. Se combinan medidas colectivas estructurales con medidas colectivas no-estructurales y se intenta fomentar también la iniciativa privada en la protección. En algunas ocasiones, unas medidas expulsan otras, como hemos visto en el caso del efecto dique por lo que combinarlas y motivar a los ciudadanos hacia la autoprotección no siempre es fácil (Ritcher *et al.*, 2019).

4. Ejemplo: riesgo de inundación en Bilbao y apertura del canal de Deusto

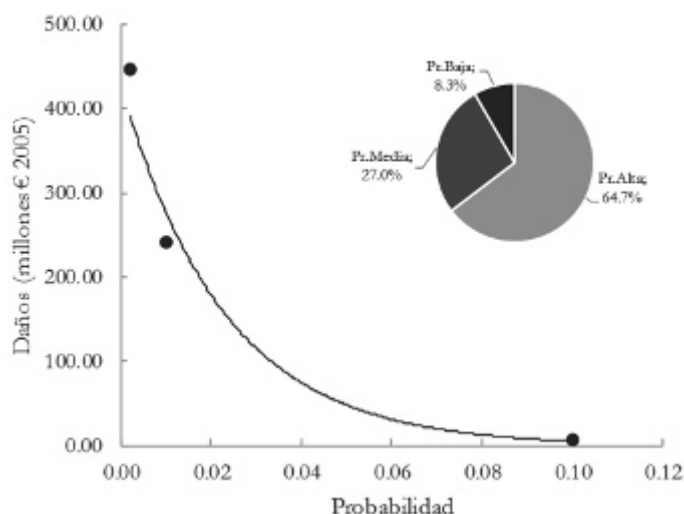
Históricamente, la ciudad de Bilbao ha sufrido inundaciones de diversa consideración, siendo la más catastrófica la ocurrida en 1983. El proceso de urbanización e industrialización del Bilbao y de todo el valle del Nervión en las décadas de los 60, 70 y 80 incrementó la exposición y vulnerabilidad de la zona ante inundaciones (Ibisate *et al.*, 2000) y la avenida de 1983 generó cuantiosas pérdidas materiales y la pérdida de vidas humanas. Como señalan Perles Roselló *et al.* (2018), las regiones de España que habían padecido eventos de inundación importantes, como es el caso del País Vasco, fueron las primeras en elaborar cartografía oficial de peligrosidad de inundaciones en los primeros años 90. Desde entonces, en el País Vasco se han elaborado diferentes estudios hidráulicos para analizar el riesgo de inundación, algunos de ellos bajo el auspicio de la Directiva de inundaciones de la Comisión Europea.

Boyd y Hunt (2006) realizaron un estudio de valoración de daños por inundación para la ciudad de Bilbao basado en un análisis de exposición y vulnerabilidad ante tres posibles eventos: período de retorno 10 años (escenario de probabilidad alta), período de retorno 100 años (escenario de probabilidad media) y período de retorno 500 años (escenario de probabilidad baja). Los mapas de peligrosidad utilizados para este estudio provenían de los trabajos realizados por Sener Ingeniería y Sistemas, S.A., empleando el modelo HEC-RAS 3.0 (Hydrologic Engineering Center River Analysis System) que describían la situación en el año 2005. En este análisis del riesgo de inundación, se incluyeron daños directos sobre la propiedad, tanto propiedad residencial como no-residencial, así como una estimación de daños en salud, tanto directos (fallecimientos y heridos) como indirectos (trastornos posteriores como ansiedad), una estimación de costes de servicios de emergencia o las pérdidas por suspensión temporal de actividad económica. En su estimación más conservadora, en el año 2005, los daños ocasionados por un evento de período de retorno de 10 años podrían ascender en Bilbao a 5.5 millones de euros, los daños ocasionados por un evento de período de retorno de 100 años a 241.3 millones de euros y los daños ocasionados por un evento de inundación de 500 años a 444.3 millones de euros, todas estas cifras a precios de 2005.⁵

Aunque estos autores sólo proveen datos para estos tres períodos de retorno, se puede realizar una estimación de la curva de probabilidad-daño y del daño anual esperado. La Figura 5 recoge una aproximación exponencial a la curva de probabilidad-daño basada en estas estimaciones. El daño anual esperado correspondiente a esta curva es de 9.8 millones

de euros (precios de 2005).⁶ Analizando los escenarios propuestos en la Directiva europea relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación, el 64.7% de este daño anual esperado proviene de escenarios de probabilidad alta de ocurrencia, es decir, período de retorno inferior a 100 años, el 27% corresponde a escenarios de inundación de probabilidad media mientras que el 8.3% restante se debe a escenarios de probabilidad baja, es decir, eventos extremos de período de retorno superior a 500 años. Por lo tanto, las inundaciones que más contribuyen al DAE en Bilbao son las del escenario de alta probabilidad de ocurrencia.

Figura 5
Curva de probabilidad-daño y DAE. Estimaciones para Bilbao



Fuente: elaboración propia, con datos de Boyd y Hunt (2006).

A finales de 2012, el ayuntamiento de Bilbao aprobó de forma definitiva el Plan Especial de Ordenación Urbana de Zorrotzaurre, plan que incorpora acuerdos para la supresión de los rellenos del canal de Deusto y convertir así la península de Zorrotzaurre en una isla. Esta transformación se completó en el año 2018. Uno de los objetivos de esta apertura del canal de Deusto era la reducción del riesgo de inundación en la ciudad de Bilbao. Así, se realizó un análisis de la influencia de la apertura del canal y de su anchura en los niveles de inundación. Las estimaciones realizadas cuantifican que el desagüe adicional conseguido con esta apertura permite reducir la altura de la lámina de agua en una potencial inundación en un intervalo que se mueve entre los 1,07 y los 0,70 metros.

Uno de los factores más relevantes en las estimaciones de Boyd y Hunt (2006) es, precisamente, la altura alcanzada por la lámina de agua. La vulnerabilidad de los elementos expuestos al riesgo de inundación depende de factores como la duración de la inundación,

la velocidad de la avenida o la altura del agua. Por ello, cuantificamos el efecto que la reducción de la lámina de agua tiene en los daños potenciales por inundación de cada uno de los períodos de retorno. En cada período de retorno, se analizan las zonas que dejan de estar expuestas, así como la reducción de la vulnerabilidad de los distintos elementos: propiedad residencial y no-residencial, personas, sistemas de transporte y otros. El Cuadro 1 recoge tanto los datos de la situación de partida (Boyd y Hunt, 2006) como los resultados de estas estimaciones para los dos extremos del intervalo de reducción de la lámina de agua con la apertura del canal, 1.07 metros y 0.7 metros.

Cuadro 1

Riesgo de inundación. Estimaciones para Bilbao (millones de Euros precios 2005)

Período de retorno	Situación de partida ^(a)	Canal (-0.7 metros) ^(b)	Canal (-1.07 metros) ^(b)
10 años	5.5	—	—
100 años	241.3	96.4	64.6
500 años	444.3	340.9	264.5
DAE	9.8	3.0	2.2

(a) Estimaciones de Boyd y Hunt (2006); (b) Estimaciones propias a partir de Boyd y Hunt (2006).

Como puede observarse, esta actuación sobre el canal de Deusto elimina el riesgo de inundación en el período de retorno de 10 años, para todo el intervalo de reducción de la lámina de agua considerado. La valoración del riesgo de inundación se reduce de forma notable para los otros dos períodos de retorno, pero no se elimina. En el caso del período 100 años, la valoración del riesgo de inundación se reduce entre un 60% y un 73%, pasando de estar en 241 millones a situarse entre 96.4 y 64.6 millones. Asimismo, para una inundación de período de retorno de 500 años, la estimación del riesgo de inundación también se reduce, pero en menor porcentaje. El efecto de la apertura del canal de Deusto se queda entre un 23% y un 40% por debajo de la estimación de partida, pasando de 444 millones de euros a situarse entre 340 y 264 millones de euros.

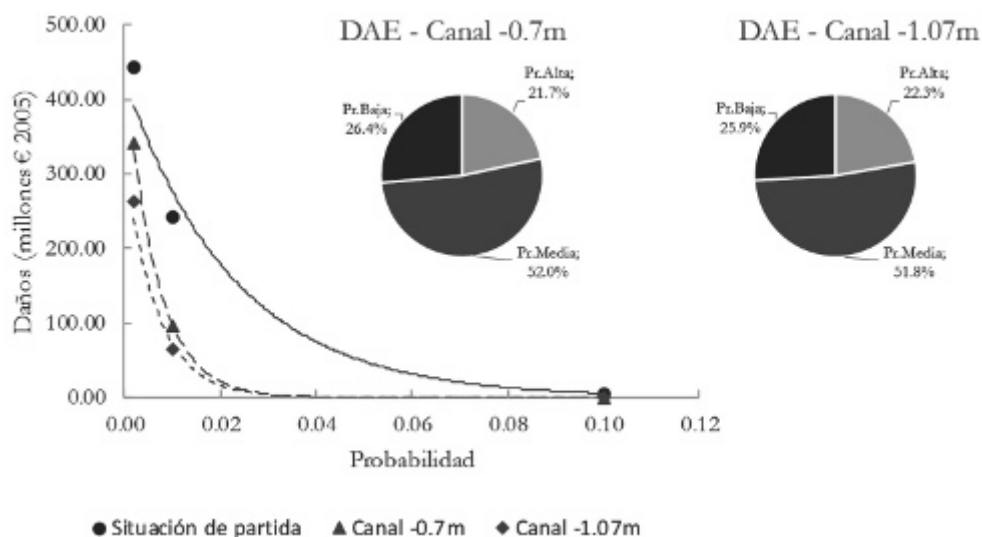
Calculando las curvas de probabilidad-daño en base a estas nuevas estimaciones (ver Figura 6), observamos cómo la apertura del canal de Deusto desplaza la curva hacia abajo, reduciendo la estimación del daño para cualquier período de retorno. De hecho, se reduce el daño anual esperado entre un 70 y un 78%, pasando de 9.8 millones de euros a estar entre 2.2 y 3 millones de euros (ver Cuadro 1).

Es interesante observar cómo esta medida estructural para el control de inundaciones modifica la contribución que cada posible escenario de inundación tiene sobre este daño anual esperado. Así, con la apertura del canal de Deusto, el escenario de probabilidad media, inundaciones de período de retorno entre 100 y 500 años, es el que más peso tiene, alrededor del 50%, cuando antes de la intervención era del 27%. También aumenta el peso en este DAE de los eventos extremos, que representan aproximadamente el 22% frente al 8% inicial. Por lo tanto, la contribución que más se reduce es la del escenario de probabilidad alta y

bajo período de retorno. Estos escenarios son los que alcanzan láminas de agua más bajas y, por lo tanto, en algunos casos la apertura del canal incluso elimina el riesgo, como hemos visto anteriormente para el período de retorno 10 años. Aun así, los eventos de inundación más frecuentes siguen teniendo un peso importante, aproximadamente el 26%, en el cálculo del DAE.

Figura 6

Curva de probabilidad-daño y DAE. Estimaciones para Bilbao tras la apertura del canal de Deusto



Fuente: elaboración propia.

Esta estimación del riesgo está sujeta a una importante incertidumbre epistémica debida a que se basa en la modelización de las inundaciones de 3 períodos de retorno, 10, 100, 500 años. Cambios en la relación entre el período de retorno y la altura del agua, el principal componente de peligrosidad de este análisis, muestra que tanto el DAE como el peso de las probabilidades bajas, medias y altas cambian significativamente. Con la simulación de 6 períodos de retorno adicionales⁷, el DAE se reduciría un 55-70% frente al 70-78% del caso con tres períodos de retorno. Más importante es observar (ver Cuadro 2) cómo el peso de los eventos frecuentes en el DAE, con probabilidades altas o con períodos de retorno bajo, cambiarían de un 21-22% (Figura 6) a un 34-43%. Eso modificaría profundamente el tipo de política de prevención del riesgo a implementar.

Cuadro 2

Riesgo de inundación con 6 períodos de retorno adicionales simulados

	Partida	Canal (-0.7 metros)	Canal (-1.07 metros)
DAE (millones de euros)	8.3	3.7	2.5
Porcentajes de reducción		55.4%	69.8%
Peso de probabilidades			
Baja	8.6%	15.5%	19.3%
Media	27.7%	41.4%	46.5%
Alta	63.6%	43.1%	34.2%

Fuente: elaboración propia.

Es importante observar que la apertura del canal de Deusto reduce el riesgo de inundación, pero no lo evita, salvo para algunos períodos de retorno. Sigue habiendo un riesgo remanente que debe tenerse en cuenta.⁸ De otro modo, la creación de una falsa sensación de seguridad puede relajar las medidas de autoprotección tomadas por los habitantes de las zonas inundables, aumentando su vulnerabilidad, e incluso puede provocar un efecto dique, aumentando el número de elementos expuestos al riesgo de inundación y posteriormente la vulnerabilidad de esos elementos, tal y como muestran Richert *et al.* (2019) en otros contextos. Estos factores pueden volver a aumentar el DAE en Bilbao, compensando las mejoras obtenidas con la apertura del canal de Deusto. La evolución urbanística de la zona, así como su desarrollo socioeconómico en los próximos años, serán determinantes para evaluar el efecto final de la apertura del canal de Deusto en el riesgo de inundación de Bilbao.

El desarrollo urbanístico y socio-económico puede asociarse con un plan de prevención de riesgo de inundación con el fin de fomentar la adopción de medidas de prevención y reducir los daños esperados tal y como está ilustrado en la Figura 4. Esos planes tienen la capacidad de fomentar acciones privadas de prevención (Richert *et al.*, 2019). Las acciones privadas se aplican tanto a la hora de edificar como después de la edificación. Se refieren a la elevación del suelo, el uso de materiales resistentes al agua, tener bombas de agua, puertas y ventanas anti-inundación, un seguro. La colocación en altura de los sistemas eléctrico y de calefacción permite también reducir los daños (Poussin *et al.*, 2015). Las medidas privadas, como las públicas, están destinadas a limitar el impacto de una inundación con una cierta probabilidad de ocurrencia. Si en el caso de la apertura del canal de Deusto, los daños de probabilidad alta estarían evitados por la obra, las medidas privadas podrían tratar daños por inundaciones menos frecuentes para complementar la medida pública.

Varios factores motivan las acciones privadas de protección. La evaluación de la amenaza de las inundaciones (tanto las consecuencias como la probabilidad de ocurrencia) es uno de los motores de la toma de medidas de prevención, como establece la Teoría de Motivación a Protegerse⁹ (Grothmann y Reusswig, 2006; Richert *et al.*, 2016), junto a la percepción de la eficacia de dichas medidas y la experiencia frente a las inundaciones. La confianza en la protección por medidas públicas, estructurales o de compensación por pér-

didadas es otro factor, pero tiende a que las medidas públicas sustituyan a las medidas privadas y contribuye explicar el efecto dique. Este efecto confiere a los planes de prevención y de gestión de riegos el papel de reducir el efecto dique y fomentar las acciones privadas de prevención, tanto por los hogares como por el sector socio-económico.

5. Conclusiones

La gestión del riesgo de inundación pasa por una evaluación previa de este riesgo, evaluación que implica la estimación de la peligrosidad de las avenidas y el análisis de la exposición y la vulnerabilidad de los elementos en riesgo. Las curvas de probabilidad daño y el daño anual esperado son unos indicadores del riesgo cuyos cambios frente al cambio climático, frente a medidas de prevención estructurales o no estructurales y/o frente a efectos inesperados como el efecto dique, se han presentado en este trabajo. Un ejemplo, con la apertura del canal de Deusto en Bilbao, ilustra cómo el riesgo se modifica con una medida estructural y permite discutir el papel de las medidas no estructurales.

Los planes de gestión del riego pueden girar en torno a varios tipos de medidas, estructurales, no estructurales, públicas y/o privadas. Las medidas estructurales, como la construcción de diques o presas, se establecen para eliminar el riesgo de inundaciones hasta cierto período de retorno. Sin embargo, estas medidas tienden a crear una excesiva sensación de protección conocida como el efecto dique. El resultado es una mayor exposición y vulnerabilidad detrás del dique: mayor acumulación de riqueza y, posiblemente, menores medidas de protección por parte del sector privado, tanto ciudadanos como sector socio-económico. Las medidas no estructurales, como la ordenación territorial, los planes de protección civil y los sistemas de alerta, actúan sobre la exposición y la vulnerabilidad. De esta forma, estas medidas pueden reducir los daños para todos los períodos de retorno, aunque su eficacia está condicionada a la buena aplicación de las medidas, a la colaboración del sector privado y a su puesta en práctica de forma sostenida en el tiempo. La implicación del sector privado a través de un programa educativo-informativo que explique cómo actuar y qué tipo de medidas privadas se pueden desarrollar para reducir el riesgo permitiría mejorar la eficacia de la prevención.

El cambio climático también es un factor a tener en cuenta en los planes de gestión de riesgo de inundación. El efecto del cambio climático en el riesgo de inundación se puede interpretar tanto como cambios en el período de retorno de una determinada inundación, generalmente una disminución del período de retorno, es decir, un aumento de la probabilidad de ocurrencia, como cambios en la magnitud de los daños generados por una inundación con un determinado período de retorno, generalmente un incremento de los daños. Así, las obras estructurales de protección cubrirán períodos de retorno menores de lo inicialmente previsto. Se esperarán daños más frecuentes y/o más altos, y además inflados por el efecto dique. Las medidas no estructurales tendrán un papel más relevante en la gestión del riesgo en un contexto de cambio climático ya que permitirían reducir los daños de todos los períodos de retorno.

Existen también interacciones entre medidas estructurales públicas y medidas no estructurales, tanto públicas como privadas. El desarrollo de medidas estructurales, como la apertura de un canal o la construcción de un dique, modifican el riesgo remanente y el peso de los diferentes períodos de retorno en el daño anual esperado. Las medidas de prevención no estructurales, deben entonces adecuarse a la naturaleza del riesgo remanente para tener como objetivo los períodos de retornos adecuados con el fin de evitar duplicar la prevención del riesgo. Además, el exceso de confianza en las medidas públicas tiende a expulsar las medidas privadas. Asociar a una obra estructural un plan de prevención que, bajo el impulso de la Administración, fomente medidas no estructurales públicas, como un sistema de alerta temprana, pero también fomente medidas no estructurales privadas, dando a conocer los riesgos de vivir en determinadas zonas y lo que cada uno puede hacer individualmente para protegerse, puede complementar la prevención del riesgo, reducir el efecto dique y contribuir a la adaptación al cambio climático.

Notas

1. En España, históricamente se han elaborado mapas relacionados con las inundaciones, sobre todo cartografía de zonas afectadas por inundaciones, aunque solo en los últimos años se han comenzado a elaborar mapas de riesgo que incorporan peligrosidad, exposición y vulnerabilidad (Olcina Cantos y Díez-Herrero, 2017).
2. Los mapas de peligrosidad de las distintas demarcaciones geográficas españolas pueden consultarse en la página web del Ministerio para la Transición Ecológica, <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/gestion-de-los-riesgos-de-inundacion/mapa-peligrosidad-riesgo-inundacion/>, acceso 29 de junio de 2020.
3. El Real Decreto 903/2010 de evaluación y gestión de riesgos de inundación (BOE, 2010) distingue entre zona inundable (período de retorno 500 años) y zona de flujo preferente (período de retorno 100 años).
4. Berga Casafont (2011) señala que en circunstancias en las que hay ocupaciones extensas de la llanura de inundación que hacen imposible las restricciones de los usos del suelo o incluso otras medidas no estructurales, las medidas estructurales pueden ser una alternativa altamente viable.
5. Boyd y Hunt (2006) señalan que las inundaciones que tuvieron lugar en Bilbao en agosto de 1983 provocaron alrededor de 361,07 millones de euros en daños (precios de 1983). Estos daños corresponden a más de 1000 millones de euros en el año 2005. Comparando con sus estimaciones, señalan que dichas inundaciones superaron fácilmente el período de retorno de 500 años.
6. Esta cifra corresponde aproximadamente a 12 millones a precios de 2019.
7. Se simulan los períodos de retorno 25, 55, 75, 300, 300, 400 asumiendo una relación cóncava entre el período de retorno y la altura del agua alcanzada en dichas inundaciones.
8. Así lo indican desbordamientos ocurridos en Bilbao tras esta apertura, https://cadenaser.com/emisora/2019/01/24/radio_bilbao/1548314892_765380.html; <https://www.naiz.eus/es/actualidad/noticia/20190125/el-ayuntamiento-se-defiende-diciendo-que-quedan-obras-pendientes-para-evitar-inundaciones>.
9. Del inglés *Protection Motivation Theory* (Grothmann and Reusswig, 2006).

Referencias

- Arnell, N. W. y Gosling, S. N. (2016). «The impacts of climate change on river flood risk at the global scale». *Climatic Change* 134: 387-401.
- Benito, G., Barriendos, M., Llasat, C., Machado, M. y Thorndycraft, V. (2005). «Impactos sobre los riesgos naturales de origen climático. Riesgo de crecidas fluviales», en *Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático*, Moreno, J. M. (coord.), Ministerio de Medio Ambiente.
- Berga Casafont, L. (2011). «Las inundaciones en España. La nueva Directiva Europea de inundaciones». *Revista de Obras Públicas*, n.º 3.520: 7-18.
- BOE (2010). «Real Decreto 903/2010, de 9 de julio, de evaluación y gestión de riesgos de inundación». *Boletín Oficial del Estado*, jueves 15 de julio de 2010.
- Borga, M.; Anagnostou, E. N.; Blöschl, G.; Creutin, J.-D. (2011). «Flash flood forecasting, warning and risk management: the HYDRATE project». *Environmental Science & Policy*, 14: 834-844.
- Boyd R.; Hunt, A. (2006): *Costing the local and regional impacts of climate change using the UKCIP costing methodology*, Metroeconomica Limited.
- CRED (2018). *Economic losses, poverty & disasters (1998-2017)*. UNISDR y CRED report.
- Comisión Europea (2007). Directiva 2007/60/EC del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2007 relativa a la evaluación y gestión de los riesgos de inundación. http://ec.europa.eu/environment/water/flood_risk/index.htm. Acceso junio 2018.
- Feyen, L., Dankers, r. Bódis, K., Salamon, P. Barredo, J. I. (2012). «Fluvial flood risk in Europe in present and future climates». *Climatic Change* 112:47-62.
- Foudi, S. and Osés-Eraso, N. (2014). «Flood risk management: assessment for prevention with hydro-economic approaches». In: Markandya, A., Galarraga, I., Sainz de Murieta, E. (eds.), *Routledge Handbook of the Economics of Climate Change Adaptation*. Taylor & Francis.
- Foudi, S., Osés-Eraso, N. and Galarraga, I. (2017). «The effect of flooding on mental health: lessons learned for building resilience». *Water Resources Research*, 53: 5831-5844.
- Foudi, S., Osés-Eraso, N., Tamayo, I. (2015). «Integrated spatial flood risk assessment: The case of Zaragoza». *Land Use Policy* 42: 278-292.
- García Codron, J. C. (2004). «Las ciudades españolas y el riesgo de inundación: permanencia y cambio de un problema crónico», *Boletín de la A.G.E.*, 37:85-99.
- Grothmann, T., Reusswig, F., 2006. «People at Risk of Flooding: Why Some Residents Take Precautionary Action While Others Do Not». *Nat Hazards* 38, 101-120. <https://doi.org/10.1007/s11069-0>.
- Guerreiro, S. B., Dawson, R. J., Kilsby, C., Lewis, E., Ford, A. (2018). «Future heat-waves, droughts and floods in 571 European cities». *Environmental Research Letters* 13 (2018).
- Merz, B., Elmer, F. and Thielen, A. H. (2009). «Significance of “high probability/low damage” versus “low probability/high damage” flood events». *Natural Hazards and Earth Systems Science* 9: 1033-1046.

- Merz, B., Kreibich, H., Schwarze, R. and Thieken, A. (2010). «Assessment of economic flood damage». *Natural Hazards and Earth Systems Science*, 10, 1697-1724.
- Kron, W. 2002. «Flood risk = hazard x exposure x vulnerability. Flood defence», Wu *et al.* (eds.), Science Press, New York Ltd.
- Olcina Cantos, J.; Díez-Herrero, A. (2017). «Cartografía de inundaciones en España». *Estudios Geográficos*, Vol. 78 (282): 283-315.
- Olsen, A. S., Zhou, Q. Linde, J. J., Arnbjerg-Nielsen, K. (2015). «Comparing Methods of Calculating Expected Annual Damage in Urban Pluvial Flood Risk Assessments». *Water*, 7, 255-270.
- Penning-Rowsell, E., Johnson, C., Tunstall, S., Tapsell, S., Morris, J., Chatterton, J. and Green, C. (2005). *The benefits of flood and coastal risk management: A handbook of assessment techniques*. Middlesex University Press.
- Perles Roselló, M. J., Olcina Cantos, J; Mérida Rodríguez, M. (2018). «Balance de las políticas de gestión del riesgo de inundaciones en España: de las acciones estructurales a la ordenación territorial». *Ciudad y Territorio. Estudios territoriales*, 50 (197): 417-438.
- Poussin, J. K., Wouter Botzen, W. J., Aerts, J. C. J. H., 2015. «Effectiveness of flood damage mitigation measures: Empirical evidence from French flood disasters». *Global Environmental Change* 31, 74-84.
- Richert, C., Erdlenbruch, K., Figuières, C. (2016). «The determinants of households' flood mitigation decisions in France — on the possibility of feedback effects from past investments». *Ecological Economics* 131: 342-352.
- Richert, C., Erdlenbruch, K., Grelot, F. (2019). «The impact of flood management policies on individual adaptation actions: Insights from a French case study». *Ecological Economics* 165: 106387.
- Schumann, A. (2017). «Flood Safety versus Remaining Risks — Options and Limitations of Probabilistic Concepts in Flood Management». *Water Resources Management* 31: 3131-3145

Normas para la presentación de artículos a la *Revista*

Presupuesto y Gasto Público

1. Las normas que se detallan en esta nota se refieren a los **números monográficos de la Revista**.
2. **Los números monográficos** versan sobre temas de carácter sectorial que cubren distintas áreas de las políticas públicas o tratan temas de trascendencia y actualidad en el ámbito del gasto público. Estos monográficos son proyectados y evaluados por su correspondiente Coordinador (o Coordinadores), que selecciona y evalúa los artículos. Si es preciso, el Coordinador puede acudir a la evaluación externa de los trabajos que considere necesario.
3. El contenido de los artículos seleccionados no podrá haber sido publicado o estar sometido a proceso de publicación en cualquier otra revista nacional o extranjera, ya sea de edición ordinaria o electrónica, ni formar parte de un libro de autor o colectivo. Los artículos podrán ser publicados tanto en lengua española como inglesa o francesa.

4. Los artículos podrán enviarse por e-mail:

Al Coordinador del número o:

A la Secretaría del Consejo de Redacción de la Revista «Presupuesto y Gasto Público»:

A la Atención de: D. Juan Varela Donoso

Secretario del Consejo de Redacción de la Revista Presupuesto y Gasto Público

Subdirector General de Análisis y Programación Económica

Dirección General de Presupuestos

Avenida de Alberto Alcocer, n.º 2, 1.ª planta.

28071 Madrid

Teléfono: 91-583-52-82

e-mail: mmartinz@sepg.hacienda.gob.es

5. Los artículos deberán presentarse atendiendo las siguientes normas:

- En formato **Word**. Las tablas y gráficos elaborados en **Excel** deberán ir **insertados** (no como imagen) en el texto en Word.
- La Revista se edita en blanco y negro. Esto debe tenerse en cuenta a la hora de elaborar tablas y gráficos, para que se visualicen correctamente.
- Artículos **mecanografiados a 1,5 espacios**, con un cuerpo de letra de **tipo 12** y con márgenes mínimos de 2,5 cms. **La extensión máxima de los trabajos no deberá exceder de 20 páginas**, incluidos apéndices, cuadros y figuras. En la primera página deberá constar el título del trabajo, nombre del autor/es e institución a la que pertenecen, así como un teléfono de contacto, una dirección y un e-mail al que se enviará la correspondencia que pueda originarse.
- Junto con el artículo deberá presentarse en español un **resumen corto del mismo (resumen)**, de no más de cien palabras, con su correspondiente **traducción en inglés (abstract)**. Asimismo, se incorporarán palabras clave en español y en inglés («keywords») y la referencia correspondiente a la clasificación del «Journal of Economic Literature» (JEL).
- El texto correspondiente al contenido del trabajo presentado deberá comenzar en una nueva página. Las distintas secciones en las que se estructure el artículo han de numerarse de forma correlativa siguiendo la numeración arábiga (incluyendo como 1 la sección de introducción) y la rúbrica correspondiente se consignará en letras minúsculas tipo negrita. Consecutivamente, los apartados de cada sección se numerará con dos o tres dígitos (p. e. 2.3., 2.3.1.).

- Los cuadros, tablas y figuras, en su caso, se enumerarán de forma consecutiva en cada categoría y siempre con número arábigos. Deberán presentarse con calidad suficiente para su reproducción e indicándose, en todo caso, sus fuentes.
- Las notas al texto deberán ir numeradas correlativamente. Las referencias aparecerán entre paréntesis en el punto del texto en que se requieran y las notas deberán mecanografiarse al final del trabajo, antes de la bibliografía, para la inscripción NOTAS.
- Las ecuaciones y cualquier otra expresión matemática deberán aparecer numeradas de forma correlativa a lo largo del texto y con alineamiento al margen derecho.
- Las referencias a la literatura deberán aparecer al final del artículo bajo la inscripción BIBLIOGRAFÍA, por orden alfabético de autores y, en cada una, adaptándose al siguiente orden: autor/es (en letra normal), año de publicación (distinguiendo a, b, c si hay varias que corresponden al mismo autor/es y año), título del artículo o libro (entrecomillado y letra normal), título de la revista o editorial (en cursiva y sin entrecomillar), lugar de publicación (en letra normal y sólo para libros), número de la revista y páginas (en letra normal).

Por ejemplo:

Lau, L. (1969). «Duality and the structure of utility functions». *Journal of Economic Theory*, num. 1, pp. 374-396.

Rockefeller, T.R. (1979 a). «Convex Analysis». *Princeton University Press*. Princeton.

- Las citas aparecerán en el texto incluyendo el primer apellido del autor o autores y el año de publicación entre paréntesis (distinguiendo a, b, c si hay varias publicaciones que corresponden al mismo autor/es y año). Por ejemplo: «... de identificar las aportaciones individuales, Alchian y Demsetz (1872) y Holmström (1982 a) sugieren que...».
 - El orden de presentación del artículo será el siguiente: Título y autor/es, Institución, Resumen, Texto, Apéndices, en su caso, Notas, Bibliografía, Cuadros y Gráficos.
6. El autor o autores se comprometen, siempre que la Secretaría de Redacción lo requiera, a **revisar las pruebas de imprenta** pertinentes en un plazo máximo de 7 días desde su recepción. Pasado este plazo, entenderemos que no hay revisiones que realizar. Cada autor recibirá un ejemplar del número de la Revista en el que se publique su artículo.

Presupuesto y Gasto Público

Consejo de Redacción

Directora del Consejo

Gualda Romero, M.^a José. *M.º de Hacienda*

Consejeros Editores

Andrés Domingo, Javier. *Universidad de Valencia*

Arellano Pardo, Pablo. *M.º de Hacienda*

Caballero Fernández, Mercedes. *M.º de Hacienda*

Castellanos Garijo, M.^a de los Llanos. *M.º de Política Territorial y Función Pública*

Cuenca García, Alain. *Instituto de Estudios Fiscales*

De la Cueva Fernández, Ana. *M.º de Economía y Empresa*

González López-Valcárcel, Beatriz. *Universidad de la Palmas de Gran Canaria*

Iglesias Quintana, Jaime. *M.º de Hacienda*

Consejeros Asesores

Barberán Ortí, Ramón. *Universidad de Zaragoza*

Blanco Moreno, Ángela. *M.º de Hacienda*

Boscá Mares, José Emilio. *Universidad de Valencia*

Buenaventura Zabala, José María. *M.º de Hacienda*

De Pablos Escobar, Laura. *Universidad Complutense de Madrid*

Samblás Quintana, Esperanza-Teba. *M.º de Hacienda*

Gimeno Ullastres, Juan. *Universidad Nacional de Educación a Distancia*

González Calbet, Luis. *M.º de Economía y Empresa*

Herrera Campa, Juan José. *M.º de Hacienda*

Tarrach Colls, Anna. *Generalitat de Catalunya*

Monasterio Escudero, Carlos. *Universidad de Oviedo*

León Lázaro, Eduardo. *Junta de Andalucía*

Frutos Ibor, Rocío. *M.º de Hacienda*

Sánchez Mayoral, Jaime. *M.º de Hacienda*

Seisdedos Espinosa, Pilar. *M.º de Hacienda*

Secretario

Varela Donoso, Juan. *M.º de Hacienda*

ISSN 2695-7574



9 772695 757002

Secretaría de Redacción

Secretaría de Estado de Presupuestos y Gastos

Dirección General de Presupuestos

Avda. Alberto Alcocer, n.º 2 (pta. 1.ª). 28071 Madrid

Correo electrónico: mmartinz@sepg.hacienda.gob.es



GOBIERNO
DE ESPAÑA

MINISTERIO
DE HACIENDA Y
FUNCIÓN PÚBLICA

SECRETARÍA DE ESTADO
DE PRESUPUESTOS Y GASTOS

INSTITUTO DE ESTUDIOS
FISCALES