

75


IBERDROLA


EDICIONES

COLECCIÓN de ESTUDIOS

A GUA Y ECONOMÍA



Gonzalo Sáenz de Miera

Prólogo de Emilio Fontela





© Ediciones de la Universidad Autónoma de Madrid

© Iberdrola

Reservados todos los derechos. Está prohibido, bajo las sanciones penales y resarcimiento civil previsto en las leyes, reproducir, registrar o transmitir esta publicación, íntegra o parcialmente (salvo, en este último caso, para su cita expresa en un texto diferente, mencionando su procedencia), por cualquier sistema de recuperación y por cualquier medio, sea mecánico, electrónico, magnético, electroóptico, por fotocopia o cualquier otro, sin la autorización previa por escrito de Ediciones de la Universidad Autónoma de Madrid.

Diseño portadas Colección: Servicio de Publicaciones de la UAM

ISBN: 84-7477-842-5

Depósito Legal: GU-34/2002

Composición: Print Autoedición, s.l.

Realiza: **DE LUCAS** Producciones Gráficas

Telf. y fax: 91 888 95 85

Impreso en España

Colección Estudios

AGUA Y ECONOMÍA
Hacia una Gestión Racional de un Recurso Básico

Gonzalo Sáenz de Miera Cárdenas

Prólogo de Emilio Fontela



A Mayra y a Lucía

ÍNDICE

PRÓLOGO

Por Emilio Fontela	11
--------------------------	----

INTRODUCCIÓN	15
---------------------------	----

EL PROBLEMA DEL AGUA	29
-----------------------------------	----

1. Oferta y demanda de agua	30
2. Relaciones entre la economía y el agua	36
3. La gestión del agua	70
4. Consideraciones finales	108

LA TEORÍA ECONÓMICA	111
----------------------------------	-----

1. Gestión de servicios públicos	111
2. Gestión de recursos naturales	129

LAS PROPUESTAS DE SOLUCIÓN	165
---	-----

1. Análisis del sistema tarifario	167
2. Propuestas de mejora del sistema	183
3. Políticas de gestión de la demanda	207
4. El uso del mercado	229
5. Propuestas para el uso agrario	248

CONCLUSIONES	261
---------------------------	-----

BIBLIOGRAFÍA	271
---------------------------	-----

PRÓLOGO

En la Antigüedad, algunas culturas que vivieron un panteísmo materialista elevaron el agua, uno de los cuatro elementos de la Naturaleza, al rango de divinidad.

El ingenio romano construyó pozos, presas, acueductos y canalizaciones, pero nunca olvidó el carácter divino del agua y la responsabilidad humana para su preservación. El agua romana siempre se distribuyó libremente y nunca fue objeto de negocio.

Desacralizada por los monoteísmos, el agua perdió una posición privilegiada que le garantizaba respeto y protección. Es más, por momentos perdió su tradicional identificación con la salud y el buen vivir. Luis XIV solamente se bañó una vez en su vida, y por prescripción médica.

Con la Ilustración y el inicio de la ciencia económica se planteó el problema del enfoque racional del tema del agua. Ni divina, ni demoníaca, el agua es un elemento físico necesario para el desarrollo humano. En su esencia es un elemento natural, como el aire, y está disponible en cantidad suficiente para la supervivencia de la humanidad. Sin escasez, el agua es un bien no-económico, pero cuando las disponibilidades disminuyen se transforma en un bien económico que puede ser objeto de intercambio.

Por el momento, el problema esencial del agua es el de su distribución espacial y temporal. Los fenómenos de escasez se refieren a zonas geográficas y a periodos específicos.

La redistribución del agua conlleva costes económicos, y da origen a una actividad productiva en la que intervienen empresas privadas y públicas de todo tipo, y en modalidades muy diferentes según los países. También difieren los Estados nacionales en cuanto a la forma de recuperación por parte de las empresas productoras de sus gastos y de sus beneficios. En algunos casos intervienen los precios, con frecuencia en forma de tarifas aplicadas en el marco de una concesión; en otros se opta por una distribución gratuita del agua dejando al presupuesto público la elección del procedimiento fiscal apropiado.

Los sistemas de redistribución del agua funcionan razonablemente bien en los países avanzados, aunque nunca será posible evitar enfrentamientos sociales en casos como el de los transvases entre cuencas, cuando se pueden identificar zonas excedentarias y zonas deficitarias, y no basta con apelar al principio de solidaridad para motivar una transferencia sin contrapartida de un recurso económico (recordemos que el agua es un bien económico en situaciones de escasez territorial o temporal).

El verdadero problema del agua se sitúa en nuestros días en los países más pobres, cuyas poblaciones carecen de acceso al agua potable, o cuyas agriculturas se mueren en épocas de sequía. En este caso no existen recursos económicos suficientes para realizar las obras necesarias de redistribución.

En un plazo relativamente breve, de una o dos décadas, tendremos en el mundo unas 600 ciudades de más de un millón de habitantes con serios problemas de abastecimiento de aguas. El Grupo de Lisboa¹ ha señalado la importancia y la urgencia de esta situación problemática y, en un Manifiesto del Agua², ha propuesto nuevas fórmulas contractuales de cooperación entre Estados, empresas, organizaciones institucionales gubernamentales y no-gubernamentales, regiones y municipios para establecer mecanismos económicos que permitan afrontar esta dramática situación.

En todos estos casos en los que el agua deja de ser un recurso libre de la Naturaleza para transformarse en una necesidad insatisfecha para el consumo y la producción, interviene necesariamente la economía del agua.

Este es el ambicioso título de la obra de Gonzalo Saénz de Miera que intenta condensar nuestros conocimientos en tan compleja materia. Porque sin necesidad de retornar al pensamiento panteísta, el agua es un bien común de la humanidad que por tanto otorga a todo habitante del planeta un derecho inalienable a consumirla.

El capítulo dedicado a la teoría económica de la gestión y tarificación del agua explica, magistralmente, lo que nos dicen los grandes economistas tanto sobre la gestión y tarificación de los recursos naturales en general, como sobre los problemas de gestión y tarificación específicos de los bienes y servicios públicos. La lectura es enriquecedora y demuestra el interés de los economistas por las teorías en las que se enmarca necesariamente la economía del agua, que al mismo tiempo es un recurso natural y facilita servicios públicos.

Evidentemente el tema central que nos debe preocupar es el del precio o la tarificación del agua. El precio de un bien o servicio es un reflejo de su escasez. Cuando un bien es gratuito, el consumidor no recibe ninguna señal de esta escasez que, como ya hemos visto, puede producirse en el espacio y en el tiempo. En este caso, es obvio que no existirán frenos para la demanda, y se adoptarán hábitos de producción y de consumo relativamente intensivos en agua e impropios de eventuales situaciones de escasez. Es así como Gonzalo Saénz de Miera, al analizar una situación concreta, la de Andalucía, observa cómo una disponibilidad de agua a bajo precio en la agricultura estimula la producción de bienes con un alto contenido en agua.

En este caso de Andalucía, en el que el autor utiliza múltiples observaciones estadísticas y modelos econométricos para intentar cuantificar los aspectos notables de la situación, existen aportaciones de un extraordinario interés. Es así como al calcular un hipotético sistema de precios de todos los bienes que consumimos, si el valor de estos bienes correspondiera a su contenido en agua, se observa que el precio relativo de los agrios debería ser multiplicado por 32 en relación con la situación actual.

Es evidente que una situación de este tipo reflejaría una escasez absoluta de agua en la que no nos encontramos ahora, y que tampoco se vislumbra para los próximos milenios a nivel planetario, pero también es obvio que este resultado señala la necesidad de aumentar, por ejemplo, el precio relativo de los agrrios (aumentando el precio del agua que absorben) si se quiere ser consecuente con una situación de escasez relativa en ciertas zonas del territorio andaluz.

Los precios no constituyen la única vía económica de la gestión de la demanda de agua. También existe la posibilidad de modificar las funciones tecnológicas de esta demanda, introduciendo medidas de conservación tanto en las actividades de consumo ciudadano, como en las de los sectores productivos, y en especial de la agricultura.

Gonzalo Saénz de Miera pone claramente en evidencia, en su capítulo de propuestas, las ventajas e inconvenientes de las políticas activas de conservación del agua, por una parte, y de los precios y los mercados, por otra. El lector sabrá juzgar en función de las circunstancias de su entorno cómo deberían actuar los poderes públicos en los casos concretos a los que estos se verán confrontados. No hay soluciones únicas universales. La economía del agua, como toda economía, por cierto, requiere razonamientos robustos y sentido común.

En este libro, el lector encontrará razonamientos robustos, con frecuencia apoyados por el rigor matemático, y por el uso de modelos econométricos, y al mismo tiempo, una gran dosis de sentido común para poner en su debido sitio los resultados de las teorías y de las observaciones estadísticas.

El mundo del agua ya no es un mundo de dioses como Atl el azteca, Apa la india, Nina la babilonia o Haiپی el egipcio, pero sigue siendo un mundo que con frecuencia se encierra en la esfera pasional. El tema del agua es capaz de provocar manifestaciones, enfrentamientos, y, en tierras africanas, verdaderos conflictos bélicos. La pasión por el agua es algo profundo, visceral, que es difícilmente comprensible por el economista. Pero es una realidad concreta con la que debemos convivir.

El libro de Gonzalo Saénz de Miera es el trabajo de un economista que no esconde su pasión por el agua; es más, es esta pasión la que le ha llevado a dedicar miles de horas hasta profundizar sus conocimientos en la materia.

Apoiada en el razonamiento, la pasión se controla mejor sin perder ni un ápice de su fuerza vital. Después de todo, nuestro cerebro condensa permanentemente lo intuitivo y pasional con lo deductivo y racional. Pocos temas son hoy en día tan importantes como el del agua para integrar en un proceso investigador la pasión y la razón.

Emilio Fontela

Madrid, 29 de diciembre 2001

¹ The Group of Lisbon, *Limits to Competition*, MIT Press, Cambridge (Mass.), 1995

² Riccardo Petrella, "Manifiesto del agua, por un contrato mundial", *Revista Valenciana d'Estudis Autònomic*, 24, Valencia 1996.

INTRODUCCIÓN

*“Dos cosas son necesarias en cualquier paraje
donde nos proponemos pasar la vida:
tranquilidad y agua”*

R. L. Stevenson, La casa ideal.

A veces no hay forma mejor de comenzar algo que recordando lo obvio. Este es, me parece, el caso de este libro, en el que se empezará por decir algo tan evidente como que el agua es un elemento básico para la vida. En la historia de la humanidad, el valor esencial del agua lo descubrimos a través de los siglos y de las culturas en manifestaciones y expresiones diversas: en la literatura, en la filosofía, en la religión, en el arte, en la guerra, en el comercio... Tenemos el agua que fascina y que ocupa un lugar simbólicamente importante en nuestras reflexiones, en nuestra imaginación, en nuestras fantasías; tenemos el agua que es esencial para la salud física y mental del hombre; tenemos el agua como alma del paisaje, seña de identidad de los pueblos, fuente de placer estético y de disfrute; tenemos el agua que preocupa porque es vital para la supervivencia de un grupo humano, de un pueblo, de una civilización...

Seguramente por el valor esencial del agua para la vida, en las versiones que conocemos (vegetal, animal, y humana), es por lo que muy pronto se convierte en un problema en las sociedades humanas: por su escasez, por su exceso, por su degradación, o por las disputas que provoca su posesión y disfrute. Estas dos proposiciones generales, el agua es básica y el agua es un problema, son los ejes fundamentales sobre los que gira este libro en el que, como luego explicaré, se analiza el papel que la ciencia económica, tradicionalmente poco considerada en este asunto en comparación con otras disciplinas, puede desempeñar en relación con el enfoque y la solución del problema del agua en nuestro tiempo.

El agua en la historia

A lo largo de la historia el agua ha sido un problema para el hombre ante el que necesariamente había que enfrentarse. Desde la antigüedad el hombre ha luchado por controlarla, para tenerla disponible y para evitar los daños que su exceso pudiera causarle. Con este propósito, ha intervenido, desde siempre, en el medio natural, mediante la construcción de obras hidráulicas para detener, desviar, conducir y acarrear el agua.

Un breve repaso a la relación del hombre con el agua en la historia bastará para comprobarlo. La excavación de pozos, al principio poco profundos, fue la primera intervención del hombre tras la charca comunal del neolítico. Las grandes civilizaciones de Egipto, China y Mesopotamia crearon sofisticados sistemas de riego que convirtieron

desiertos en ricos vergeles. Los romanos fueron los mayores constructores de sistemas de agua del mundo antiguo, no superados hasta la era industrial. Roma, la ciudad del agua, tenía doce grandes acueductos al final del Imperio. Los árabes, más adelante, desarrollaron complejos sistemas de riego, utilizaron el agua corriente para funciones estéticas y ornamentales, y establecieron modelos de gestión del agua que, en muchos casos, se han mantenido vigentes hasta nuestros días.

Con todo, a pesar del esfuerzo realizado, desde tiempos inmemoriales, por someter al agua, por llevarla allí donde se necesitaba, lo cierto es que, hasta finales del siglo XVIII, las intervenciones realizadas fueron poco eficaces si las medimos en relación con el nivel de control alcanzado. El hombre, a pesar de los avances realizados, seguía siendo vulnerable, con la tecnología entonces disponible, a los riesgos derivados del carácter aleatorio e incontrolable del agua. En estas condiciones, la presencia del agua, de forma natural, permitía el desarrollo de civilizaciones; por el contrario, su ausencia o su exceso, significaba la imposibilidad del desarrollo de algunas o la muerte de otras. Así, el agua, durante mucho tiempo, quizás por la indefensión, el temor y la vulnerabilidad del hombre ante la misma, mantuvo un carácter mítico y divino que le garantizó respeto y protección. Era un regalo de Dios y el hombre la trataba como un objeto de culto y de respeto.

La Revolución Industrial

La Revolución Industrial, origen y resultado de importantes cambios tecnológicos, dio lugar a trascendentales cambios sociales y trajo consigo nuevas formas de producción y de vida que contribuyeron a modificar la percepción y el uso del agua. El aumento de la población, que se multiplica por dos en Europa entre 1800 y 1900, y los procesos de concentración urbana asociados a la Revolución Industrial, incrementan la demanda y el consumo de agua para abastecimiento a poblaciones hasta unos niveles inimaginables en épocas pasadas. Al mismo tiempo, el desarrollo de numerosos procesos industriales (como la minería, la metalurgia o la industria textil) requiere cantidades crecientes de agua. Para hacer frente a estas nuevas necesidades, urbanas e industriales, se pusieron en marcha, desde mediados del siglo XIX, políticas hidráulicas basadas, como nos recuerda Corominas, en un esquema simple y constante que se han mantenido prácticamente hasta nuestros días: la construcción de obras hidráulicas (presas, canales...) financiadas por los Estados (que a partir de este momento pasan a desarrollar un papel determinante) cuyo objetivo fundamental es incrementar la oferta de agua.

Es esencial prestar atención al hecho de que en este modelo de política hidráulica surgido en la Revolución Industrial, las actuaciones se centran, de forma exclusiva, en el aumento de la oferta de agua mediante la construcción de presas, dejando de lado los aspectos relacionados con su gestión económica, y, por tanto, con su demanda. El agua se considera, ante todo, como un factor de producción y de crecimiento económico,

como un recurso prácticamente ilimitado. Como resultado de estas políticas, se construyen, en el siglo XIX, y, fundamentalmente, a partir de los años treinta del siglo XX (por los avances en la ingeniería y en las técnicas de construcción) más de 20.000 presas en todo el mundo que multiplicaban por 100 la disponibilidad y el consumo de agua en los países desarrollados con respecto a las cifras de 1850 (Postel, 1993).

El nuevo y grave problema: la contaminación

Los logros económicos y sociales del modelo de política hidráulica que acabamos de examinar, y que hoy ya podríamos denominar tradicional, son incuestionables. Ha permitido mejorar los sistemas de abastecimiento de agua y ha servido para garantizar el acceso universal al agua potable en las sociedades avanzadas; ha evitado, en gran medida, las avenidas e inundaciones y sus consiguientes daños económicos e, incluso, humanos; ha hecho posible el desarrollo de multitud de procesos industriales en los que era imprescindible el uso o el consumo de grandes cantidades de agua; y ha permitido el desarrollo de la agricultura de regadío, que hoy genera el 40% de los alimentos del planeta, así como la producción de energía eléctrica de gran calidad.

Pero es también evidente que las medidas encaminadas prioritariamente a lograr un aumento de la oferta de agua a través de una política de subvención pública, han generado, en las sociedades avanzadas, un modelo intensivo de consumo y unas pautas de uso derrochadoras que, al día de hoy, no son sostenibles desde el punto de vista medioambiental. Las obras hidráulicas han tenido y siguen teniendo unos impactos (a pesar de los importantes esfuerzos realizados en los últimos años para reducirlos) sobre el medio natural que, en el contexto actual de creciente sensibilización sobre los valores medioambientales, son difícilmente justificables. Por otro lado, el aumento exponencial en el consumo de agua de las sociedades avanzadas y, fundamentalmente, su uso inadecuado, está provocando una constante y creciente contaminación de los recursos hídricos y una progresiva degradación de los ecosistemas asociados. Y este es el principal problema en la actualidad.

El ritmo de contaminación del agua es tal que, en palabras del profesor Margalef, está llegando a interferir en su ciclo global, alterando los equilibrios naturales de la biosfera. Sirva como ejemplo de la gravedad de la situación a la que conducen las políticas referidas, la progresiva disminución y degradación del Mar Aral, en Asia Central, un ecosistema del tamaño de Irlanda, que, como consecuencia de proyectos de regadío en los ríos que lo alimentan, ha sufrido, en las últimas décadas, la reducción del 40% de su extensión y la disminución del 60% de su volumen, mientras que sus niveles de salinidad se han triplicado.

De todo lo dicho se puede inferir que el problema del agua ha cambiado de naturaleza en nuestros días. El hombre de hoy la sigue necesitando tanto o más que en el pasado; pero el agua, gracias a las obras realizadas, no es ya un elemento incontrolable como lo

era antes. Esta conquista, de valor indudable, ha tenido, sin embargo, un precio: el de la degradación y la contaminación. Se han traspasado, en muchos casos, los límites de los sistemas naturales, con graves consecuencias para el equilibrio de los ecosistemas del planeta. Y ha llegado quizás el momento de empezar a pensar seriamente en la puesta en práctica de nuevas fórmulas de uso y consumo que contribuyan a poner remedio a estos desequilibrios.

El caso de España

En España, el país en el que se centra este estudio, la evolución del problema del agua ha seguido una trayectoria similar, en grandes líneas, a la que se acaba de ver. Los primeros pobladores prehistóricos de la Península ya utilizan el agua para la agricultura. El regadío más sofisticado se desarrolla desde el primer milenio antes de Cristo y se consolida y extiende con la influencia fenicia, griega, cartaginense y romana. Al igual que en gran parte de Europa, el gran desarrollo hidráulico se produce en nuestro país durante el Imperio Romano. Los árabes, por su parte, introducen su cultura y su tecnología del agua, desarrollando complejos sistemas de regadío, muchos de los cuales han pervivido hasta nuestros días.

La Revolución Industrial, a la que España se incorpora tardíamente, empieza en nuestro país por la revolución agraria, con cambios paulatinos en las formas de producción y en las formas de propiedad. Ya en el siglo XVIII, los Ilustrados españoles empiezan a considerar el regadío como pieza clave para el desarrollo del país; durante el reinado de Carlos III se realizaron avanzados proyectos hidráulicos para su época, como el Canal de Aragón, que permitió poner miles de hectáreas en regadío, o como el Canal de Castilla, originariamente concebido como vía de navegación, pero que finalmente se utilizó, sobre todo, como infraestructura de riego. A lo largo del siglo XIX apenas se realizaron obras hidráulicas relevantes, posiblemente por la falta de estabilidad social y política, y casi todas ellas fueron producto de la iniciativa privada.

El gran desarrollo hidráulico en España se empieza a producir a partir del siglo XX, cuando los sucesivos gobiernos, inspirándose en las ideas regeneracionistas, comienzan a considerar la importancia del regadío como motor de desarrollo económico. El movimiento regeneracionista, liderado por Joaquín Costa, mantenía que la solución de los problemas económicos de España, empezaba por la mejora de la productividad del sector agrario, lo cual sólo podía lograrse, a su juicio, aumentando la superficie de regadío. Para ello, se consideraba esencial el papel del Estado como promotor y financiador de grandes proyectos hidráulicos. Las ideas de Costa fueron recogidas, en gran parte, por la Administración en el Plan General de Canales de Riego y Pantanos de 1902, denominado también Plan Gasset, que proponía la realización de una extensa relación de obras hidráulicas para riegos, de las cuales sólo algunas se llevaron a cabo. Un cuarto de siglo después, en 1933, el gobierno republicano de Indalencio Prieto encargó a Lorenzo Pardo,

también regeneracionista (y que había creado, en 1926, la Confederación Hidrográfica Sindical del Ebro, modelo pionero de organismos de gestión del agua en todo el mundo), la elaboración del Plan de Obras Hidráulicas que se presentó en 1933. Este Plan nunca llegó a aprobarse, si bien sus planteamientos y propuestas (que extendían los aspectos agrarios de Costa a los usos industriales y sociales) volvieron a aparecer, años más tarde, ya en el Régimen de Franco, en el Plan de Obras Públicas de 1940.

Es durante el largo período de dicho régimen cuando, como es bien sabido, la construcción de obras hidráulicas, y, en concreto, de presas, alcanza su apogeo. De hecho, entre 1940 y 1975 se inauguraron más de 600 embalses en nuestro país. A las obras para regadío y para abastecimiento de poblaciones, financiadas por la Administración, se unieron las destinadas al aprovechamiento hidroeléctrico de los grandes ríos españoles, éstas ya básicamente de iniciativa privada. Este modelo de política hidráulica, inspirado, en lo esencial, en los planteamientos regeneracionistas (obras hidráulicas y financiación pública) se mantiene con la llegada de la democracia y puede decirse que sigue vigente hasta prácticamente nuestros días. Como resultado de este modelo España dispone hoy en día de más de 1.100 presas, lo que le sitúa a la cabeza de los países del mundo, con una capacidad de almacenamiento de cerca de 52.000 hm³.

Al igual que en otras sociedades avanzadas, es incuestionable que estas políticas de construcción de obras hidráulicas han sido una pieza clave para el desarrollo económico y social de nuestro país. Su principal logro reside en que, gracias a ellas, se ha logrado regular el 54% de los recursos naturales; algo muy importante si se considera que únicamente un 9% de tales recursos en España están disponibles, de forma natural (en ríos y lagos), para la satisfacción de las necesidades humanas, mientras que la media europea es del 40%. Esta regulación ha sido una pieza clave para garantizar el abastecimiento a la población, incluso en los periodos de sequía, consustanciales a nuestro clima; ha permitido, igualmente, el crecimiento del regadío, y, con ello, el desarrollo rural y la fijación de población en zonas despobladas, al tiempo que ha hecho posible la generación de hidroelectricidad, algo esencial para la competitividad de nuestra industria durante las décadas de crecimiento. Además ha tenido un gran impacto en la generación de empleo directo, indirecto e inducido. Se puede concluir que no sería posible entender cabalmente el desarrollo económico y social de nuestro país en el último siglo sin tener en consideración la política de construcción de obras hidráulicas llevada a cabo en este periodo.

Durante algún tiempo sólo veíamos la cara de la moneda, pero ahora empezamos a ver la cruz, empezamos a advertir las zonas de sombra de estas políticas. Y es que, al igual que en resto de países de su entorno, estas formas de afrontar el problema del agua han generado un modelo de desarrollo intensivo en el consumo de agua que no es sostenible desde el punto de vista medioambiental. Sirvan para ilustrar esta afirmación, hoy en día difícilmente refutable, ejemplos como la degradación de las Tablas de Daimiel,

a finales de los ochenta, o de ríos como el Ter, a partir de Gerona, el Besós, o el Llobregat, en Barcelona, el Segura en Murcia, el Tajo a su paso por Toledo, o de las rías de Bilbao y de Huelva.

Hacia una nueva cultura del agua

Como hemos podido ver, existen poderosas razones para poner en entredicho la vigencia y la utilidad de las políticas tradicionales en torno al problema del agua. Las nuevas circunstancias y los nuevos valores imperantes en la sociedad ponen de manifiesto la necesidad de definir nuevos enfoques y nuevas vías de solución que permitan hacer frente, con éxito, al gran reto que se plantea en nuestros días: lograr un uso sostenible del agua, que haga compatible la satisfacción de las necesidades humanas con el mantenimiento de la integridad de los recursos hídricos y de sus ecosistemas asociados.

Dado que, en el contexto actual, ya no es posible, como hemos tratado de argumentar, aumentar de forma indefinida la oferta del agua mediante la construcción de nuevas obras hidráulicas, habría que pensar que la solución pasa, necesariamente, por lograr una mejor gestión de los recursos existentes, es decir, del agua disponible gracias a las presas construidas. Porque, contra lo que pudiera creerse, se puede afirmar, si bien con algunas matizaciones, que al día de hoy las sociedades avanzadas disponen, en general, de agua suficiente para satisfacer las necesidades humanas, con las posibilidades que ofrecen las obras hidráulicas ya realizadas. De lo que se trata ahora es de dar un paso más, y, a mi juicio, el único posible: avanzar hacia un uso más eficiente y racional de estos recursos. La idea subyacente es clara: hay que aprovechar al máximo cada litro disponible antes de recurrir a la construcción de nuevas presas para aumentar la oferta de agua.

La puesta en práctica de estas nuevas políticas implica un cambio radical en la forma de considerar y abordar el problema del agua. Hasta tal punto es así que para garantizar su viabilidad se requiere el desarrollo de una nueva cultura del agua, que llegue a todos los agentes implicados en la gestión y el uso de este recurso, y que defina un nuevo marco conceptual que permita afrontar el problema en toda su complejidad. Esta nueva cultura debe partir, en general, del reconocimiento y la aceptación de que el agua es un recurso limitado y extremadamente frágil; de que todo uso humano del agua trae consigo, en mayor o menor medida, su propia degradación y el de sus ecosistemas asociados; de que el agua es, ante todo, un elemento básico en todos los ecosistemas de la Tierra; de que es un recurso renovable, pero hasta un cierto límite, y que ese límite, en muchos casos, está siendo superando más allá de lo razonable; de que el despilfarro y el mal uso del agua tienen un coste para la sociedad y para el medio ambiente que afecta también a las posibilidades de desarrollo de las generaciones venideras; en definitiva, de que el agua es un recurso extremadamente valioso para la vida y para el hombre, que debemos cuidar, respetar y conservar.

Esta nueva cultura del agua que estamos tratando de describir, está fundamentada en una serie de conceptos y de principios que, desde la década de los setenta, se venían desarrollando, fundamentalmente, en Estados Unidos. Estos mismos conceptos pasaron a formar parte, a principios de los noventa, de los debates y las declaraciones de varias reuniones de Organismos Internacionales, como la Conferencia Internacional sobre Agua y Medio Ambiente celebrada en Dublín en 1992, o como la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible que tuvo lugar en Río de Janeiro ese mismo año. Y, más adelante, a partir de la segunda mitad de los noventa, se constituyen en la referencia básica para las nuevas políticas del agua que se están aplicando en un número creciente de países desarrollados entre los que, además de Estados Unidos, aparecen Canadá, Japón, la Unión Europea como tal, y varios de sus países Miembros.

En España, aunque con cierto retraso, el progreso seguido ha sido muy similar. Su comienzo se puede situar a principios de los noventa, cuando, desde diversos sectores de la sociedad - principalmente en el ámbito universitario y en el seno de diferentes movimientos sociales, incluidas las ONGs - se empieza a gestar esta nueva forma de abordar el problema del agua.

Este enfoque es recogido, de forma más o menos explícita, en el Libro Blanco del Agua en España, elaborado por el Ministerio de Medio Ambiente, y publicado en 2000. Se trata de un valioso documento, en el que se hace un análisis detallado y objetivo de la situación y una serie de recomendaciones que representan la nueva forma de concebir y de afrontar el problema del agua en nuestro país y que, según expresa declaración en su introducción, podría constituir un documento de directrices para la elaboración del Plan Hidrológico Nacional. La publicación del Libro Blanco parecía anunciar un punto de inflexión en la política del agua en España en sintonía con lo que ya venía siendo una norma en el resto de países desarrollados, y, en concreto, en la Unión Europea.

Sin embargo, por lo que respecta a España, el mencionado Libro Blanco y los documentos de los organismos internacionales se han quedado, por el momento, en meras declaraciones de buenas intenciones que no se han traducido, hasta el momento, en iniciativas políticas y legislativas acordes con estos nuevos planteamientos; pues la Administración española ha mantenido una línea continuista con la política anterior, proponiendo actuaciones dirigidas a aumentar la oferta de agua mediante la construcción y financiación de obras hidráulicas.

Esta distancia entre la teoría y la práctica se hace patente, de forma especialmente paradójica, en el nuevo Plan Hidrológico Nacional, aprobado en 2001. Un Plan en el que, en teoría, se deberían haber seguido los planteamientos y las directrices del mencionado Libro Blanco y que, sin embargo, se aleja peligrosamente de sus recomendaciones. Prueba de ello es su propuesta de realizar más de 100 nuevas presas y obras hidráulicas, incluyendo un trasvase de más de 900 km. de longitud, de la cuenca del Ebro a varias cuencas mediterráneas de Cataluña, la Comunidad Valenciana, Murcia

y Almería. No deja de llamar la atención el alejamiento entre las declaraciones públicas de la Administración – en las que oportunamente se insiste en el cambio necesario – y las prácticas de la propia Administración a través de la aprobación de leyes y planes en este campo.

Tales contradicciones nos llevan a pensar que, en general, sigue pendiente en nuestro país la definición y la aceptación de una nueva cultura del agua coherente y eficaz. Las esperanzas suscitadas con la publicación del Libro Blanco, que parecía poner de manifiesto un consenso general sobre una nueva forma de entender y abordar el problema, no se han visto correspondidas a causa, probablemente, de la existencia de un amplio sector de la sociedad que sigue defendiendo, quizás por desinformación o por pura inercia, la vigencia de las políticas tradicionales.

Lo que estamos tratando de proponer no es, evidentemente, una política que haga tabla rasa con todo lo anterior, ya que es muy probable que, en ciertos casos, sea necesario construir nuevas presas para hacer frente a problemas específicos. Pero ello no debe obstaculizar la aceptación de la realidad, y la realidad es, que, en el contexto actual de creciente sensibilización sobre las cuestiones ambientales, la solución al problema del agua no puede centrarse en el aumento de la oferta, sino en una mejor gestión y un uso más racional de los recursos disponibles. Y para que esto pueda ser así, es necesario avanzar, cuanto antes - y en esto el tiempo corre en contra nuestra - hacia una nueva cultura del agua que nos obligue a ser más eficientes en el uso del agua, dicho de forma más sintética y directa, a hacer más con lo mismo. Hay que crear (y transmitir) una nueva cultura del agua que reconozca el verdadero valor de este recurso, una cultura solidaria con las generaciones venideras.

Pero para ser realistas, no debemos olvidar que esa nueva cultura que preconizamos, como todo cambio social, no es el producto de un mero voluntarismo ni puede ser establecida a golpe de decreto. Es un desarrollo lento, muchas veces el resultado de un largo proceso de varias generaciones. Pese a todo, es necesario poner todos los medios para dar vida a esta nueva cultura del agua, es decir, a un nuevo enfoque que nos sitúe en los verdaderos parámetros del problema en nuestro tiempo, en el que tenemos actualmente y en el que vendrá en el futuro.

El agua y la economía

De todo lo que llevamos dicho sobre la necesidad de empezar a construir una nueva mentalidad y, en definitiva, una nueva cultura para el uso del agua en nuestros días, se puede inferir la necesidad de movilizar todas las energías posibles en torno a este objetivo. Como decía Jovellanos en su *Memoria sobre la educación pública*, el asunto es lo suficientemente importante como para que cualquiera se apresure a aportar las ideas que puedan conducir a su ilustración. En palabras del Libro Blanco del Agua, habría que pasar de una política hidráulica con esquemas simples y constantes a una política

multidisciplinar e integradora. En ese contexto de «multidisciplinariedad», y aceptado el hecho de que la gestión de los recursos existentes es una de las claves para empezar a vislumbrar soluciones al problema (y en esto coinciden la práctica totalidad de las disciplinas que analizan esta cuestión), *va de soi*, si se permite el galicismo, que el análisis económico constituye un instrumento privilegiado para afrontarlo en sus aspectos neurálgicos.

Y ha llegado quizás el momento de decir que el propósito de este libro es, precisamente, analizar el papel que la ciencia económica, tradicionalmente poco considerada en este campo en comparación con otras disciplinas, puede desempeñar en la definición de unos nuevos parámetros para construir lo que hemos llamado una nueva cultura del agua.

En él se argumenta y se defiende que el análisis económico puede contribuir a romper con la inercia que lleva al mantenimiento de políticas desfasadas, y a ofrecer nuevas propuestas para enfocar adecuadamente el problema del agua en nuestro país. Cuando ya no es posible, lo volvemos a repetir, seguir aumentando la oferta mediante nuevas obras de regulación, el agua ya disponible se convierte en un bien claramente limitado, que entraña, por ello, un importante componente económico; un bien que es necesario asignar y utilizar de forma eficiente y racional, algo muy cercano al objetivo básico de la economía, que no es otro que la asignación eficiente de recursos escasos y limitados entre usos alternativos.

Los cambios que ya se están haciendo visibles en la consideración del problema del agua empiezan a mostrar en nuestros días sus primeras consecuencias, y es ya posible observar variaciones en la importancia de los diversos agentes que intervienen en su gestión. El papel de los ingenieros al servicio de la Administración, de los regantes y de las empresas constructoras, que era hasta ahora predominante, empieza a perder fuerza en las circunstancias actuales, cuando la cuestión clave, el nudo del problema, estriba en encontrar la forma más adecuada de gestionar la demanda. Y en este amplio campo, la economía tiene mucho que decir, en la tarea de aprovechar mejor los recursos y de obtener de ellos la máxima utilidad.

Se propone, en consecuencia, en estas páginas, la utilización de mecanismos económicos que proporcionen datos y argumentos fiables, indicativos de la limitación del agua como recurso económico, de su escasez real, del coste que supone su provisión, y que, al mismo tiempo, incentiven su uso racional; se sugiere, simultáneamente, el aprovechamiento de otros instrumentos, como el mercado, que permitan una asignación eficiente entre usos alternativos.

Puede ocurrir que estos planteamientos de carácter económico provoquen cierto recelo entre quienes siguen teniendo una percepción tradicional de la forma de enfrentarse al problema de la gestión del agua, pero no debería ser así. Porque el término “económico” no ha de ser tomado, como abusivamente ocurre en ocasiones, como sinónimo de especulación o de lucro. Por el contrario, debe ser entendido como un paso importante

para la racionalización del problema y para ofrecer planteamientos y propuestas que puedan contribuir a mejorar las condiciones materiales de los ciudadanos y, en consecuencia, el bienestar general de la sociedad.

No es la economía es un conjunto de conceptos y términos abstrusos para la mayoría que unos pocos dominan, y que, misteriosamente, influye de una forma que no comprendemos muy bien sobre nuestras vidas. Es esa una visión parcial y desenfocada, a mi modo de ver, que obedece a una manera peligrosa, por ser incompleta, de entender o de concebir la ciencia económica, y que la aleja de la preocupaciones inmediatas y tangibles de los ciudadanos, cuando éstas son, o debería de ser, un motivo permanente de estudio y de análisis para los estudiosos de la economía.

Considero que esta concepción amplia y matizada de la economía, no sólo es válida para tratar de lograr una mayor eficiencia del sistema, o para exponer las razones que pueden y deben contribuir a garantizar el respeto al medio natural; lo es también, pienso, para proporcionar una referencia imprescindible para el desarrollo de un nuevo código ético en el uso del agua, basado en el ahorro y la conservación, y en la obligada solidaridad con las generaciones futuras.

Espero, con este trabajo, haber contribuido, en la medida de mis capacidades, a ofrecer la cara positiva de la economía; la que, con argumentos y criterios fundados, hace propuestas útiles y razonables sobre aquellas cuestiones que son esenciales para la vida cotidiana de las personas. Resultado de más de tres años de trabajo y reflexión, este libro constituye mi modesta aportación a un debate que no ha hecho más que empezar. Porque las cuestiones relacionadas con el agua, con su disponibilidad, con su mejor aprovechamiento, con su conservación, etc., son uno de los grandes desafíos de la humanidad para este siglo XXI.

La estructura

Diré, finalmente, para facilitar su lectura, que el libro está estructurado en cuatro capítulos:

En el primero, a partir del análisis del caso concreto del agua en Andalucía, se ofrece una visión general de la problemática del agua en nuestro país. Tras mostrar los datos de la oferta y la demanda de agua en la región, y el marco institucional que caracteriza su uso y gestión, se utilizan unos modelos input-output “híbridos” con el objeto de profundizar en el conocimiento del problema del agua en Andalucía. El análisis realizado, cuyas conclusiones son extrapolables, con pequeños matices, al caso español, fundamentalmente a la vertiente mediterránea, pone de relieve la existencia de un problema agudo y preocupante, con graves y negativos impactos en términos económicos, sociales y, fundamentalmente, medioambientales.

En el capítulo segundo se expone, con cierto detalle, la teoría económica que se considera que podría ser relevante para el tratamiento de la problemática del agua; la que

estudia la gestión y tarificación de servicios públicos, y la gestión de los recursos naturales.

En el capítulo tercero el lector encontrará un análisis de las posibilidades de aplicación de esta teoría a la gestión del agua en España, así como una serie de propuestas concretas que se considera que pueden contribuir a mejorar el uso y la gestión del agua en nuestro país. Estas propuestas, que tienen en común el hecho de que en todas ellas se aborda el problema del agua desde el lado de la demanda, incluyen: políticas tarifarias, políticas de gestión de la demanda y conservación del agua, políticas del uso regulado del mercado para la asignación de este recurso, y políticas específicas para la gestión del agua en la agricultura.

En el capítulo cuarto se ofrecen unas conclusiones generales, síntesis del análisis realizado. Se apunta, en estas conclusiones, que es necesario, para avanzar hacia la solución del problema del agua, la definición y aceptación de un nuevo código ético en su uso y gestión.

Agradecimientos

Este trabajo es, en gran parte, producto de la tesis doctoral que leí y defendí en la Universidad Autónoma de Madrid en junio de 1999. Emilio Fontela fue el director de la misma, pero fue y sigue siendo muchas cosas más para mí. En todo momento me dio confianza, estímulo y moral para seguir adelante. He aprendido mucho con un maestro que me ha orientado y ayudado con sabiduría y paciencia, y que ha sabido plantearme como nadie los fundamentos, las fortalezas y las debilidades de la economía. Ha sido y sigue siendo para mí, el profesor abierto y generoso del que sigo aprendiendo y al que nunca agradeceré bastante su amistad y su magisterio.

Debo también gratitud al personal de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, y especialmente a su presidente, Manuel Vizcaíno Alcalá; al personal del Ministerio de Medio Ambiente y de la Empresa Municipal de Aguas de Córdoba; y a Andrés del Campo, Presidente de la Federación Española de Regantes y de la Comunidad de Regantes del Guadalquivir.

Los comentarios e ideas de los Profesores Pulido, Santos Ruesga, Fereres y Embid, Corominas, del Moral, de la Profesora Milagros Dones, de Javier Pinedo, de José Antonio Garrido, de Guillermo Heras Moreno, de Miguel Martín Sáez, de Fernando Gozalo Tobío, de Javier Escudero, de José María Marcos, de Clemente Prieto, de Antonio Estevan, de Juan Andrés García de Rafa Hernández, y de mi padre, me han sido de gran utilidad, lo mismo que las de los profesores y compañeros del Departamento de Economía Aplicada de la UAM: unos y otros, con sus observaciones y sugerencias, han contribuido de forma decisiva a aclarar y poner en orden mis ideas y preocupaciones.

Mi agradecimiento, finalmente, a Iberdrola, empresa en la que trabajo actualmente y que me está dando la oportunidad de aplicar, en la práctica, los conocimientos teóricos que adquirí en mi etapa universitaria, y sin cuyo apoyo no habría sido posible la publicación

de este libro.

Una última cuestión

En la Tesis Doctoral en la que se fundamenta este libro se consideraba el marco institucional del agua vigente en los años 1998-1999. Desde esta fecha se han producido una serie de desarrollos normativos en relación con el agua como son: la modificación, en 1999, de la Ley de Aguas de 1985; la publicación en 2000, del Libro Blanco del Agua en España; la aprobación de la Directiva Marco de Aguas de la Unión Europea, en diciembre de 2000; y la aprobación, en julio de 2001, de la Ley de Plan Hidrológico Nacional.

La modificación, en 1999, de la Ley de Aguas de 1985, introdujo una serie de novedades, algunas de ellas en línea con las propuestas que se hacen en este libro. Entre las novedades destaca, principalmente, la idea de utilizar el mercado como mecanismo para la asignación del agua en situaciones particulares. Sin embargo, probablemente por falta de voluntad política, no se ha producido, hasta la fecha, el desarrollo normativo necesario que permita la aplicación real de estas normas.

El Libro Blanco del Agua en España es, como se ha mencionado, un importante esfuerzo de recopilación, síntesis y reflexión sobre los problemas del agua en nuestro país. Pretendía, entre otros objetivos, servir de base para la elaboración del Plan hidrológico Nacional, y en él se defiende la necesidad de sustituir la política hidráulica tradicional por una nueva política del agua que sitúe en primer plano la adecuada gestión de los recursos existentes.

La Directiva Marco del Agua, aprobada en diciembre de 2000, tras más de cuatro años de debate, establece el marco de actuación para la gestión del agua en Europa en las próximas décadas, y debe trasponerse al ordenamiento jurídico de los países Miembros en los próximos años. Con un marcado carácter ambiental - su objetivo básico es prevenir el mayor deterioro de los recursos hídricos y alcanzar el buen estado ecológico de todas las masas aguas -introduce un nuevo modelo de gestión integrada del agua en el que los aspectos económicos son determinantes.

La publicación del Libro Blanco del Agua y la aprobación de la Directiva Marco del Agua parecían marcar un punto de inflexión en la política del agua en España; se esperaba, como ya se ha dicho, que estos nuevos planteamientos se plasmaran en el nuevo Plan Hidrológico Nacional que debía definir las actuaciones necesarias para abordar el problema del agua en nuestro país en el nuevo siglo. Sin embargo, como ha quedado claro, estas expectativas no se han visto cumplidas con el nuevo Plan Hidrológico que sigue, en grandes líneas, la tendencia de las políticas hidráulicas del último siglo.

En definitiva, se puede decir que las novedades normativas introducidas desde 2000, a saber, la modificación de la Ley de Aguas y el Plan Hidrológico Nacional, no han modificado, sustancialmente, en la práctica, el marco jurídico e institucional del agua en

nuestro país. En este sentido, el análisis que se ofrece en estas páginas sigue siendo válido para el momento actual y las propuestas que se hacen mantienen, a mi entender, su vigencia.

Gonzalo Sáenz de Miera

UAM
Ediciones

CAPÍTULO 1

EL PROBLEMA DEL AGUA

EL CASO DE ANDALUCÍA

La gestión del agua ha sido, desde tiempos remotos, un problema en nuestro país. Si bien el agua, en términos físicos, no es un recurso particularmente escaso en España en relación con los países de su entorno, está irregularmente repartida en el espacio y en el tiempo y, a pesar de los esfuerzos realizados por regular el recurso mediante la construcción de obras hidráulicas y hacerla disponible allí donde se necesita, sigue siendo un recurso escaso en relación con las apetencias que suscita. En los últimos años, el aumento constante del consumo de agua, y la aparición de nuevos tipos de demandas, fundamentalmente ambientales, unidos a las limitaciones económicas y ambientales de las políticas de aumento de la oferta de agua, han supuesto un agravamiento del problema, que se ha hecho visible en numerosos conflictos sectoriales y territoriales. La sociedad se enfrenta a un verdadero problema del agua, con componentes económicos, sociales y, fundamentalmente, medioambientales.

El objetivo de este capítulo es ofrecer una visión general del problema del agua en nuestro país y para ello he decidido centrarme en el análisis de un caso concreto: Andalucía. El hecho de analizar el problema en un determinado contexto geográfico y social, como el andaluz, permite llevar a cabo un análisis más detallado y profundo y adentrarse en las causas concretas y en las consecuencias del problema, lo que considero que no habría sido posible en el caso de que hubiera pretendido realizar un estudio del problema del agua en el conjunto del país, donde la diversidad climática, geográfica, económica y social conlleva una diversidad de problemas en distintas zonas geográficas.

Los resultados del análisis del problema del agua en Andalucía son extrapolables, en grandes líneas, al problema del agua en España; y esto, fundamentalmente, porque se comparte, en todo el Estado, un mismo marco institucional para la gestión y uso del recurso. Debe tenerse en cuenta, sin embargo, que Andalucía está integrada dentro de la denominada España seca o semiseca, con una problemática del agua diferente de la España húmeda (que correspondería fundamentalmente a la Cornisa Cantábrica) con mayores precipitaciones y disponibilidad natural del recurso y con menor peso del consumo agrario en el total del consumo del recurso.

El capítulo está estructurado en cuatro apartados:

En el primero se muestra la información disponible sobre la oferta y la demanda de agua en Andalucía, y se compara con la de regiones y países del entorno.

En el segundo, con objeto de profundizar en la comprensión del problema del agua en la región, se analiza la relación entre la economía y los recursos hídricos en Andalucía, aplicando un modelo input-output en el que el sector agua se aborda en m^3 y el resto de la economía en unidades monetarias.

En el tercero se presenta una síntesis del marco institucional que caracteriza la gestión y uso del agua en Andalucía, prestando especial atención al sistema de tarificación del agua. Se realiza, a modo de ejemplo, una aplicación del sistema tarifario del agua al subsistema del Guadalquivir, en la provincia de Córdoba.

En el cuarto y último apartado se presentan unas consideraciones finales sobre el problema del agua en la región.

1. OFERTA Y DEMANDA DE AGUA EN ANDALUCÍA

LA OFERTA DE AGUA

Andalucía no es una región particularmente seca en términos de agua en relación con las regiones y países de su entorno, si atendemos a magnitudes naturales y globales. Las precipitaciones medias en la región (cerca de los 550 litros/ m^2) son superiores a las precipitaciones medias del sur de España y a las de los países de la cuenca mediterránea.

La región dispone de unos recursos naturales renovables totales¹ de 10.959 hm^3 , que equivalen a unos 1.26 l/ m^2 , cantidad inferior a la media española y europea, pero superior a la media de la denominada España seca (que incluye todas las cuencas hidrográficas menos las cuencas Norte, Galicia, Ebro, Duero y Tago) y a la media de los países mediterráneos. Sin embargo, la baja densidad de población de la región (80 hab/ km^2) implica una disponibilidad de 1.579 hm^3 /hab/año, cercana a la media española y europea y superior a la media de la España seca y a la de numerosos países del entorno (1.401 m^3 /hab en Gran Bretaña, 222 en Marruecos, o 79 en Malta)².

¹ Los recursos naturales renovables hacen referencia a la cantidad total de agua procedente de precipitaciones que cada año circula por las corrientes, superficiales y subterráneas, de un territorio. Se calcula restando de la precipitación anual total la evapotranspiración, y añadiendo los recursos provenientes de otros territorios.

² En relación con los recursos disponibles por habitante y año, y de acuerdo con la clasificación de Morgat (1993), Andalucía podría considerarse como una región con una dotación pobre de recursos hídricos, mientras que la Unión Europea y España, por tener más de 2.000 m^3 , pueden considerarse como normalmente dotadas.

A pesar de estas razonables dotaciones naturales de agua, Andalucía, al igual que la mayor parte de las regiones mediterráneas, tiene un problema de agua de gran importancia que se deriva de la irregularidad de las precipitaciones en el tiempo (con enormes variaciones entre los meses de invierno y verano, y considerables variaciones interanuales) y en el espacio (en la región está la zona de mayor y menor pluviometría del país). Este hecho, unido a la particular orografía de la región, hace que la disponibilidad del agua en forma natural para la satisfacción de las demandas sea muy escasa en relación con los países del entorno, y que los recursos no siempre se sitúen cerca de los puntos de consumo.

Esto ha motivado que, desde tiempos remotos, pero especialmente en el último siglo, se hayan regulado los recursos hídricos mediante la construcción de obras hidráulicas, con el objetivo de aumentar la oferta de agua y asegurar la satisfacción de las demandas; hoy en día Andalucía dispone de más de 100 grandes embalses con una capacidad total de 9.500 hm³, así como numerosas explotaciones de recursos subterráneos.

Así las cosas, los recursos propios de la región, que incluyen los recursos superficiales regulados, la explotación de recursos subterráneos, los recursos naturales disponibles de forma natural en ríos y lagos, y los retornos de los distintos usos, ascendían en 1997 a más de 5.400 hm³. En el cuadro 1 se muestra el origen de estos recursos en cada una de las cuencas hidrográficas de la región³.

Cuadro 1
Recursos propios en Andalucía (1997) (en hm³)

	Superficiales (regulados)	%	Subterrán. (explotados)	%	Flujos de base	%	Retornos		Total
Guadalquivir	2.255	67	437	13	319	9	351	10	3.362
Guadalete-Barb.	358	75	85	18	4	1	29	6	476
Sur	414	34	630	52	166	14	10	1	1.220
Guadiana I	275	79	60	17	10	3	5	1	350
Guadiana II	1	8	6	50	3	25	2	17	12
Segura	1	17	5	83	0	0	0	0	6
TOTAL	3.304	61	1.223	23	502	9	397	7	5.426

Fuente: Consejería de Medio Ambiente (1998) a partir de datos facilitados por el Ministerio de Medio Ambiente (Planes de Cuenca) y la Consejería de Obras Públicas de la Junta de Andalucía.

³ Seis cuencas hidrográficas cubren la superficie total de Andalucía: Guadalquivir, con un 90% de la cuenca en Andalucía y un 60% del territorio andaluz; Sur, con un 100% en Andalucía, y un 20% del territorio andaluz; Guadalete-Barbate, toda ella en Andalucía y un 7% del territorio de la región; Guadiana I, toda ella en la región, y un 8% del territorio andaluz; Guadiana II, con un 6% de su superficie en Andalucía y un 4% del territorio regional; y Segura, con un 4% de su superficie en Andalucía y un 1% de la superficie de la región.

Como puede verse en el cuadro 1, el 61% de los recursos disponibles de la región proviene de recursos superficiales regulados, un 23% de la explotación de recursos subterráneos, un 9% de los recursos disponibles de forma natural en ríos y lagos, y un 7% de los retornos de diferentes usos.

Los recursos superficiales son especialmente importantes en la cuenca de Guadiana I, en donde representan un 79% del total, y en la cuenca de Guadalete-Barbate, donde representan un 75% del total. La cuenca del Sur se caracteriza por el protagonismo que la explotación de recursos subterráneos tiene en los recursos totales de la cuenca (un 52%).

Los 5.426 hm³ de recursos propios de Andalucía suponen un 50% de los recursos naturales renovables de la región, frente al 9% del que se dispondría si no existieran obras de regulación.

Como puede verse en el cuadro 2, el grado de regulación de los recursos hídricos es mayor en las cuencas en las que el recurso es más escaso, en especial en las cuencas de la España semi-seca, en las que los recursos propios representan el 65% de los recursos naturales renovables. En relación con los recursos propios per capita, Andalucía tiene, al igual que en el caso de los recursos naturales renovables per capita, unas dotaciones inferiores a la media española pero superiores a la media de la España seca.

Cuadro 2
Recursos propios de agua (1992)

	Totales (en hm³)	Rec. propios/rec. naturales	litros/m²	m³/hab/año
España húmeda	9.482	23	176	1.415
España semi-seca	30.161	65	137	2.742
España seca	14.767	57	65	672
Total España	54.410	48	108	1.389
Andalucía	5.426	50	62	786

Fuente: MOPT (1993) y elaboración propia.

LA DEMANDA DE AGUA

En el cuadro 3 se presenta una estimación de la demanda de agua en la región, desglosada por tipos de demandas.

Cuadro 3
Demanda de agua en Andalucía (en hm³)

Cuenca	Total	Urbana	%	Industrial	%	Agraria	%	Otras	%
Guadalquivir	3.578	418	12	57	2	2.874	80	228	6
Guadalete-Barbate	410	105	26	13	3	266	65	26	6
Sur	1.378	249	18	32	2	1.070	78	27	2
Guadiana I	205	38	19	52	26	101	49	13	6
Guadiana II	17	0,8	5	0,3	2	16	94	0	0
Segura	4	0	0	0	0	4	100	0	0
TOTAL	5.591	811	14	154	3	4.332	77	284	5

Fuente: Consejería de Medio Ambiente (1998).

Antes de pasar a analizar con más detalle estos datos y compararlos con los de regiones y países del entorno, conviene hacer una serie de matizaciones.

En primer lugar, las denominadas demandas de agua que aparecen en las tablas y que se utilizan en la contabilidad del uso de este recurso, no son demandas en el sentido económico, definidas como las cantidades de agua que los usuarios están dispuestos a comprar a un precio determinado, sino que hacen referencia a distintos conceptos como las dotaciones teóricas, los derechos reconocidos en concesiones, así como, en ciertos casos, a aptencias de agua. Esta circunstancia debe ser tenida en cuenta en todo momento al analizar los datos y en especial al analizar los déficits hídricos que puedan constatarse (ver Arrojo, 1998).

En segundo lugar, la fiabilidad de los datos es, al menos, cuestionable. Si bien se trata de datos oficiales, en el sentido de que provienen de los organismos públicos con competencias en el tema (Ministerio de Medio Ambiente, Consejería de Obras Públicas de la Junta de Andalucía), suscitan ciertas reservas. Y esto porque no se especifica la metodología adoptada para calcularlos. Se reconoce que son estimaciones realizadas en función de consumos teóricos por poblaciones y extensiones de regadío, pero no se hace referencia al método para el cálculo de estos consumos teóricos. Lo que parece evidente es que los consumos teóricos difieren considerablemente entre tipos de cultivos, suelos y climas, hecho que parece no tenerse muy en cuenta en las estimaciones realizadas. Estudios realizados al respecto consideran que las muestras llevadas a cabo para estos cálculos invitan a dudar de la fiabilidad de los resultados (Pérez-Díaz *et al.* 1996).

Lo anterior hace que los datos sobre la demanda de agua no deban tomarse como información precisa sino únicamente como una orientación sobre el consumo de agua en la región.

El consumo medio de agua *per cápita* en Andalucía es de 810 m³/año, inferior a la media española, 947 m³/hab/año. Una comparación con los datos disponibles de otros países, que no siempre incluyen exactamente los mismos conceptos, muestra que la región tiene un consumo *per cápita* inferior al de Italia o Estados Unidos pero superior al de países europeos como Alemania, Gran Bretaña o Portugal (cuadro 4).

Cuadro 4
Consumo anual *per cápita* de agua

	Total (m ³ /hab/año)	Abastecimiento %	Regadío %	Industria %	Otros %
España	947	12	64	5	19
EE UU	1.861	23	42	7	40
Portugal	738	6	53	3	36
Italia	984	15	57	14	14
Gran Bretaña	281	47	1	6	46
Alemania	751	8	1	4	85
Andalucía	810	14	77	3	6

Fuentes: OCDE (1993), MOPT (1993).

Las diferencias en los consumos *per cápita* parecen explicarse por el peso del regadío en cada país. Dejando de lado el caso de Estados Unidos, en donde el consumo urbano de agua *per cápita* duplica a la media europea, el consumo urbano es muy similar en los países europeos analizados, mientras que las diferencias se producen en los consumos agrarios *per cápita*, muy superiores en países como Italia o España, o en Andalucía, en donde el regadío tiene una importancia notable dentro del sector agrario.

En cuanto a la previsión de la evolución de la demanda en los próximos años, en la Memoria del Plan Hidrológico Nacional de 1993 se prevé, para Andalucía, un aumento total de la demanda del 25% entre 1992 y 2012, lo que supone un aumento medio anual de aproximadamente un 1,1%. De acuerdo con las estimaciones, el aumento total de la demanda estaría provocado fundamentalmente por un aumento del consumo urbano (que se prevé que se incremente un 22% en la cuenca del Guadalquivir y un 65% en la cuenca del Sur) así como por un aumento de cerca del 90% de demanda de la partida de "otros", que incluye refrigeración, piscifactorías, caudales ecológicos, etcétera. Estas estimaciones, que ya tienen en cuenta, según el Plan, todas las medidas de ahorro posibles, coinciden, en grandes líneas, con las estimaciones realizadas por el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (Benblidia *et al.*, 1996 y 1998) y por Gleick (1993), para la región mediterránea.

BALANCE OFERTA-DEMANDA

De acuerdo con los datos disponibles, Andalucía tiene un déficit de recursos hídricos cercano a los 170 hm³, esto es, un 3% de la oferta de agua (cuadro 5).

Como puede verse en el cuadro, las cuencas del Guadalquivir y Sur, las principales de la región (abarcan entre las dos un 80% de la superficie de la región, un 86% de los recursos propios regionales y un 90% de la demanda), son netamente deficitarias. El déficit representa, en el Guadalquivir, un 6,5% de sus recursos, y en la cuenca Sur, un 13% de sus recursos.

Cuadro 5
Balance hídrico en Andalucía (en hm³)

Cuenca	Demanda	Recursos	Balance
Guadalquivir	3.578	3.362	-216
Guadalete-Barbate	410	476	66
Sur	1.378	1.220	-158
Guadiana I	205	350	145
Guadiana II	17	12	-5
Segura	4	6	2
Total Andalucía	5.591	5.426	-165

Aunque, como se ha expuesto anteriormente, la escasa fiabilidad de los datos disponibles aconseja interpretar los resultados con cautela, no cabe duda de que Andalucía presenta en la actualidad un déficit hídrico considerable que tiende a manifestarse, evidentemente, en las épocas prolongadas de sequía; así ocurrió en la primera mitad de la década de los noventa, en la que cuatro años con precipitaciones muy inferiores a la media redujeron considerablemente la oferta de agua y provocaron conflictos sectoriales (entre sectores con intereses contrapuestos) y territoriales por el control del agua, y pérdidas económicas derivadas de las obligadas políticas de restricciones al abastecimiento urbano y agrario (reducción drástica de la producción agraria, paralizaciones de procesos productivos industriales, efectos negativos sobre servicios de restauración y hostelería), así como efectos negativos sociales (derivados de las restricciones del abastecimiento urbano, que llegaron a afectar a más de la mitad de la población de la región) y medioambientales (menor escorrentía, lo que provocaba una mayor concentración de la contaminación de las aguas). Aunque en el momento actual Andalucía disfruta de una situación hídrica favorable, con unos recursos hídricos muy superiores a la media, resultado de unos años de bonanza de lluvias, esto no debe hacer olvidar, sin embargo, que las sequías son consustanciales al clima mediterráneo y que, tarde o temprano, llegarán épocas de escasez de agua, que harán florecer nuevos conflictos y pérdidas económicas derivadas del déficit hídrico estructural de la región.

2. RELACIONES ENTRE LA ECONOMÍA Y EL AGUA EN ANDALUCÍA

En el apartado anterior se ha constatado que existe un déficit hídrico estructural en Andalucía pero, con los escasos datos disponibles, no ha sido posible identificar sus causas o raíces. Con objeto de analizar estas cuestiones, básicas para entender el problema del agua en la región, se define a continuación un modelo input-output que permite mejorar el conocimiento que existe sobre las relaciones entre el agua, la economía y la sociedad en un determinado territorio, y se aplica al caso de Andalucía.

Se ofrece, en primer lugar, una breve introducción al análisis input-output y se definen los modelos, uno de demanda y otro de precios, que se aplican posteriormente; en segundo lugar, se describe el sistema de contabilidad nacional en el que se inscriben tanto las tablas input-output como las estadísticas relacionadas con la economía del agua, y se muestra la información que se utiliza para la aplicación de los modelos al caso de Andalucía; a continuación se aplican los modelos al caso de Andalucía; por último se reflexiona sobre la relación entre el valor y el precio del agua y se definen los precios agua de la economía andaluza.

LOS MODELOS INPUT-OUTPUT

EL ANÁLISIS INPUT-OUTPUT

El término input-output (en adelante I-O) hace referencia a un marco analítico centrado en el estudio de las relaciones intersectoriales de la economía. El I-O puede ser considerado desde una doble perspectiva: como instrumento descriptivo-contable del sistema económico y como herramienta de simulación y predicción económica, perspectiva que se utiliza en el presente estudio⁴.

En su dimensión descriptivo-contable, el I-O es un método sistemático de recopilación y presentación de material estadístico que recoge, en una tabla de doble entrada, los flujos sectoriales que se producen en una economía durante un periodo de tiempo, generalmente un año. Por convenio, en las filas se contabilizan, para cada sector, los bienes y servicios vendidos a otros sectores económicos y a la demanda final mientras que en las columnas se presentan los bienes, servicios y factores adquiridos por cada sector para la elaboración de su producción; las tablas input-output representan, por tanto, un instrumento contable complementario a otros sistemas como la contabilidad nacional o regional, cuyo objetivo es la descripción de la actividad económica que se produce en una economía.

⁴ Ver Pulido y Fontela (1993).

En su dimensión analítica, el I-O constituye una herramienta de simulación y predicción económica. El denominado modelo abierto de Leontief, base fundamental de este tipo de análisis, permite, al establecer las relaciones entre las diferentes magnitudes del sistema económico, estimar los efectos que la variación de determinadas variables tiene sobre el resto. Se entiende por modelo abierto de Leontief un modelo input-output en el que los componentes exógenos se refieren a la demanda final (consumo privado y público, inversiones y exportaciones, al neto de importaciones).

El modelo inicial de Leontief (1951) es un modelo en cantidades físicas y precios nominales. Las mercancías intercambiadas se miden cada una con la unidad física que le corresponde (toneladas, m³, etc.); estas mercancías son homogéneas, en el sentido que por su definición en términos físicos son siempre idénticas, sea cual sea su utilización. En efecto, el modelo de Leontief se concibe inicialmente como una situación de equilibrio general walrasiano en la que intervienen todos los mercados de bienes y factores de producción.

No existen aplicaciones empíricas de este modelo (si exceptuamos los intentos de utilización de una matriz de relaciones inter-industriales fuertemente desagregada por producción en las primeras etapas de la planificación económica de la Unión Soviética en la década de los treinta): los trabajos aplicados del modelo de Leontief se efectúan en su totalidad con datos medidos en unidades monetarias, o sea con valores de producción, ventas y rentas.

En relación con la abundante literatura sobre el análisis input-output y sus aplicaciones, el enfoque adoptado presenta una originalidad en la medida en que se trata de un sistema mixto en el que una parte de la economía es abordada en cantidades físicas y otra parte en valores monetarios. La adopción de un sistema mixto de este tipo permite combinar las ventajas de un enfoque walrasiano (equilibrio general, fijación del precio nominal en el encuentro de demandas y ofertas) con las del modelo contable de la moderna contabilidad nacional.

EL MODELO DE DEMANDA

El modelo abierto de Leontief permite evaluar los efectos, directos e indirectos, que las variaciones de la producción de alguno de los sectores económicos o de la demanda final tienen sobre la producción de los distintos sectores económicos.

En la definición del modelo se trabaja con los siguientes supuestos simplificadores: existe igual número de sectores suministradores y utilizadores; los coeficientes técnicos son constantes en relación con el volumen de producción, o sea, que corresponden a una función de producción con tecnologías, costes y rendimientos constantes; las variaciones de la demanda final son exógenas; y la relación entre las distintas variables es estática.

En una economía compuesta por n sectores productivos, donde X_j representa la producción efectiva del sector j , D_j los destinos de X_j a la demanda final y x_{ij} la utilización que el sector i hace de la producción del sector j , tenemos que:

$$X_i = x_{i1} + x_{i2} + \dots + x_{in} + D_i$$

Para el total de los sectores :

$$X_1 = x_{11} + x_{12} + \dots + x_{1n} + D_1$$

$$X_2 = x_{21} + x_{22} + \dots + x_{2n} + D_2$$

.....

$$X_n = x_{n1} + x_{n2} + \dots + x_{nn} + D_n$$

que, en forma matricial puede expresarse como:

$$[x] = [x][i] + [D] \quad (1)$$

Aceptando la hipótesis antes señalada de que la proporción utilizada de factores por parte de cada sector es fija, se definen los coeficientes técnicos a_{ij} como:

$$a_{ij} = x_{ij}/X_j \quad (2)$$

que representa la proporción de la producción del sector j que proviene del sector i .

Despejando x_{ij} en (2) y sustituyendo lo obtenido en (1) se obtiene el siguiente sistema de ecuaciones:

$$X_1 = a_{11}x_1 + a_{12}x_2 + \dots + a_{1n}x_n + D_1$$

$$X_2 = a_{21}x_1 + a_{22}x_2 + \dots + a_{2n}x_n + D_2$$

.....

$$X_n = a_{n1}x_1 + a_{n2}x_2 + \dots + a_{nn}x_n + D_n$$

que en forma matricial, y denominando A a la matriz de coeficientes técnicos, puede representarse como:

$$[x] = [A][x] + [D] \quad (3)$$

o bien:

$$[x] = [I - A]^{-1} [D] \quad (4)$$

donde x , el vector columna de producción por sectores, es una función de la demanda final por sectores y de $(I - A)^{-1}$, la denominada matriz inversa de Leontief.

En la aplicación definida, partiendo de (3), se obtiene el siguiente sistema particionado:

$$\begin{bmatrix} X_1 \\ \vdots \\ X_2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} A_{11} & \vdots & A_{12} \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ A_{21} & \vdots & A_{22} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} X_1 \\ \vdots \\ X_2 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} D_1 \\ \vdots \\ D_2 \end{bmatrix} \quad (5)$$

que da lugar al siguiente par de sistemas de ecuaciones:

$$X_1 = A_{11}X_1 + A_{12}X_2 + D_1 \quad (6)$$

y

$$X_2 = A_{21}X_1 + A_{22}X_2 + D_2 \quad (7)$$

La metodología de los sistemas input-output particionados ha sido desarrollada por Stone (1961) y presenta características de gran interés para numerosas aplicaciones prácticas del análisis I-O. En particular, cabe señalar que, en el marco de los sistemas input-output particionados, es posible utilizar diferentes unidades de medida para las diferentes particiones del sistema y es posible utilizar submatrices rectangulares para identificar diferentes tecnologías productivas (columnas para un mismo producto) (Stone, 1970 y Gigantes, 1970).

El sistema particionado con diferentes unidades de medida es conocido como sistema híbrido. Miller y Blair (1985) describen el caso de un modelo híbrido en el que el sistema económico se particiona entre un subsistema energético medido en Btus (unidades térmicas británicas que tienen equivalentes en termias, y por ello permiten una transformación a una unidad común de otras unidades energéticas como el kWh o el barril de petróleo) y el resto de la economía medido en dólares.

El uso de submatrices rectangulares en sistemas particionados, descrito teóricamente por Stone (1970), no ha sido aplicado en la práctica, probablemente por la insuficiencia de información sobre las estructuras alternativas de coeficientes técnicos que corresponden a diferentes procesos productivos. Es de señalar que, en el caso de estos modelos, sería posible introducir directamente en el sistema una relación micro-macro, ya que se podrían considerar empresas con diferentes procesos alternativos.

En el caso del agua, se ha optado por el modelo híbrido más simple, con una partición entre el sector agua y el resto de la economía. Habría sido interesante desarrollar el sistema rectangular, por ejemplo introduciendo varias columnas alternativas para la

agricultura que representasen métodos alternativos de producción agrícola con diferentes tecnologías de gestión del agua, pero las dificultades de información son, por el momento, insuperables.

En el sistema de ecuaciones adoptado, el primer componente (ecuación 6) hace referencia al sector agua y está expresado en unidades físicas, concretamente en m^3 . Este componente muestra cómo la producción total de agua en m^3 se distribuye entre el agua consumida por el propio sector, la consumida por el resto de los sectores y la dirigida a la demanda final. La matriz A_{11} tiene dimensión m^3/m^3 y su coeficiente expresa la proporción del total de agua en m^3 que es consumida por el propio sector agua. La matriz A_{12} tiene dimensión m^3/pts y sus coeficientes expresan, para cada sector, el cociente entre su consumo de agua en m^3 y el valor de su producción efectiva.

El segundo componente del sistema (ecuación 7) hace referencia a la producción del resto de los sectores productivos y está expresado en unidades monetarias. Indica que la producción del total de sectores productivos (menos el sector agua) se distribuye entre el sector del agua, el resto de los sectores y la demanda final de cada sector. La matriz A_{21} tiene dimensión pts/m^3 y sus coeficientes representan, para cada sector, la relación entre el valor de su consumo de agua y la producción efectiva del sector agua en m^3 . La matriz A_{22} tiene dimensión pts/pts y sus coeficientes son los coeficientes técnicos del total de los sectores productivos menos el sector agua.

Desarrollando (6) se obtiene:

$$[X_1] = [I - A_{11}]^{-1} [A_{12}X_2 + D_1] \quad (8)$$

un modelo que permite evaluar las consecuencias que una variación en la producción del resto de los sectores o una variación en la demanda final de agua tiene sobre la producción del sector agua en m^3 .

Del mismo modo, desarrollando (7) se obtiene:

$$[X_2] = [I - A_{22}]^{-1} [A_{21}X_1 + D_2] \quad (9)$$

un modelo que permite evaluar el impacto que una variación en la producción de agua en m^3 o una variación de la demanda final de todos los sectores menos el agua tiene sobre el valor de la producción del resto de los sectores.

Por otro lado, siguiendo a Stone (1961), podemos calcular X_1 y X_2 en función de D_1 y D_2 .

Sustituyendo (9) en (8) se obtiene:

$$[X_1] = [I - A_{11}]^{-1} \left[A_{12} \left[(I - A_{22})^{-1} (A_{21} X_1 + D_2) \right] + D_1 \right]$$

y operando:

$$[X_1] = [I - A_{11}]^{-1} A_{12} (I - A_{22})^{-1} A_{21} X_1 + [I - A_{11}]^{-1} A_{12} (I - A_{22})^{-1} D_2 + [I - A_{11}]^{-1} D_1$$

$$[X_1] = [I - (I - A_{11})^{-1} A_{12} (I - A_{22})^{-1} A_{21}]^{-1} \left[(I - A_{11})^{-1} \left[A_{12} (I - A_{22})^{-1} D_2 + D_1 \right] \right] \quad (10)$$

se obtiene la ecuación (10), que define X_1 , la producción del sector agua en m^3 , en función de D_1 , la demanda directa de agua y de $A_{12} (I - A_{22})^{-1} D_2$, la demanda de agua derivada del proceso productivo interno del sector 2, y permite evaluar el impacto que la variación de D_1 y/o D_2 genera sobre la producción de agua en unidades físicas.

Del mismo modo, sustituyendo (8) en (9) obtenemos:

$$[X_2] = [I - A_{22}]^{-1} \left[A_{21} \left[(I - A_{11})^{-1} (A_{12} X_2 + D_1) \right] + D_2 \right]$$

y desarrollando:

$$[X_2] = [I - A_{22}]^{-1} A_{21} (I - A_{11})^{-1} A_{12} X_2 + [I - A_{22}]^{-1} A_{21} (I - A_{11})^{-1} D_1 + [I - A_{22}]^{-1} D_2$$

$$[X_2] = \left[I - [I - A_{22}]^{-1} A_{21} (I - A_{11})^{-1} A_{12} \right]^{-1} \left[[I - A_{22}]^{-1} \left[A_{21} (I - A_{11})^{-1} D_1 + D_2 \right] \right] \quad (11)$$

se obtiene el modelo (11) en el que X_2 , la producción del sector 2, se define como una función de D_2 , la demanda directa del sector 2 y de $A_{21} (I - A_{11})^{-1} D_1$, la demanda de bienes y servicios del sector 2 derivada del proceso productivo interno del sector agua.

y utilizando los coeficientes técnicos y de valor añadido:

$$[x \hat{x}^{-1}] = [A]'i + D \hat{x}^{-1} = A'i + v = i$$

La suma de las columnas de coeficientes técnicos y los correspondientes coeficientes de valor añadido es unitaria.

En este caso:

$$v = i - A'i = (I - A')i$$

y reemplazado en (14) se obtiene:

En nuestro caso, en base a (13) se define un sistema particionado análogo al definido en el modelo de demanda:

$$\begin{bmatrix} P_1 \\ \vdots \\ P_2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} A'_{11} & \vdots & A'_{21} \\ \vdots & \ddots & \vdots \\ A'_{12} & \vdots & A'_{22} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} P_1 \\ \vdots \\ P_2 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} v_1 \\ \vdots \\ v_2 \end{bmatrix} \quad (15)$$

del que se obtienen las siguientes relaciones matriciales:

$$P_1 = A'_{11}P_1 + A'_{21}P_2 + v_1 \quad (16)$$

y

$$P_2 = A'_{12}P_1 + A'_{22}P_2 + v_2 \quad (17)$$

El primer componente del sistema (ecuación 16) hace referencia al precio nominal del m³ de agua, que es función del precio del agua consumida por el propio sector, de los índices de precios unitarios del resto de los sectores y del valor añadido por m³ del sector agua.

El segundo componente del sistema (ecuación 17) representa los índices de precios unitarios del resto de los sectores en función del precio del m³ del agua, de los índices de precios unitarios del resto de los sectores y de los coeficientes de valor añadido.

Desarrollando y expresando en forma matricial (16) se obtiene:

$$[P_1] = [I - A'_{11}]^{-1} [A'_{21}P_2 + v_1] \quad (18)$$

un modelo de precios que permite calcular el precio nominal del m³ de agua y evaluar el impacto que, sobre este precio, tiene una variación porcentual del índice de precios unitario del resto de los sectores.

Por otro lado, desarrollando (17) se obtiene:

$$[P_2] = [I - A'_{22}]^{-1} [A'_{12}P_1 + v_2] \quad (19)$$

modelo que permite evaluar la variación de los precios del resto de los sectores económicos ante variaciones del precio nominal del m³ de agua.

En una situación de equilibrio en valores, P_1 es un precio nominal (en unidades monetarias por m³ de agua) mientras que P_2 es un índice de precios cuyo valor inicial es unitario.

En efecto, en este caso, el vector $A'_{12} P_1$ corresponde a los coeficientes técnicos del agua en valor: los elementos a_{ij} corresponden a los volúmenes de agua i (en m³) por unidad de producción (en valor monetario) de j , y su producto por P_i , el precio nominal del agua i en unidades monetarias por unidad de volumen (por m³), obviamente establece unos coeficientes sin dimensión entre el valor monetario del agua i y el valor monetario de la producción j .

En condiciones de equilibrio en valor se tiene por tanto:

$$A'_{12} P_1 + v_2 + A'_{22} i = i$$

$$A'_{12} P_1 + v_2 = i - A'_{22} i = (I - A'_{22}) i$$

$$y \quad P_2 = i$$

La ecuación (19) permite por consiguiente calcular el impacto que sobre este índice unitario de equilibrio de los precios P_2 tiene una modificación de los coeficientes técnicos en A_{12} y A_{22} , de los coeficientes de valor añadido v_2 o, en nuestro caso, del precio nominal unitario de P_1 (o sea, el precio por m³ de agua).

Por otro lado, siguiendo a Stone (1961), podemos definir P_1 y P_2 en función de v_1 y v_2 . Así, sustituyendo (19) en (18) obtenemos:

$$P_1 = (I - A'_{11})^{-1} \left[A'_{21} \left[(I - A'_{22})^{-1} (A'_{12} P_1 + v_2) \right] + v_1 \right]$$

y operando:

$$P_1 = (I - A'_{11})^{-1} A'_{21} (I - A'_{22})^{-1} A'_{12} P_1 + (I - A'_{11})^{-1} A'_{21} (I - A'_{22})^{-1} v_2 + (I - A'_{11})^{-1} v_1$$

$$P_1 = \left[I - (I - A'_{11})^{-1} A'_{21} (I - A'_{22})^{-1} A'_{12} \right]^{-1} \left[(I - A'_{11})^{-1} \left[A'_{21} (I - A'_{22})^{-1} v_2 + v_1 \right] \right] \quad (20)$$

se obtiene un modelo donde P_1 , el precio nominal del m^3 de agua, se establece en función del v_1 , el coeficiente de valor añadido por m^3 de agua, y de v_2 , el coeficiente valor añadido del resto de la economía.

De igual forma, sustituyendo (18) en (19) obtenemos:

$$P_2 = (I - A'_{22})^{-1} \left[A'_{12} \left[(I - A'_{11})^{-1} (A'_{21} P_2 + v_1) \right] + v_2 \right]$$

y operando:

$$P_2 = (I - A'_{22})^{-1} A'_{12} (I - A'_{11})^{-1} A'_{21} P_2 + (I - A'_{22})^{-1} A'_{12} (I - A'_{11})^{-1} v_1 + (I - A'_{22})^{-1} v_2$$

$$P_2 = \left[I - (I - A'_{22})^{-1} A'_{12} (I - A'_{11})^{-1} A'_{21} \right]^{-1} \left[(I - A'_{22})^{-1} \left[A'_{12} (I - A'_{11})^{-1} v_1 + v_2 \right] \right] \quad (21)$$

se obtiene una ecuación donde P_2 , el índice unitario de precios del resto de los sectores, es función de v_1 y v_2 y permite analizar, por tanto, los efectos que sobre P_2 tienen variaciones de v_1 y v_2 .

LOS DATOS

Los datos utilizados se apoyan en los conceptos de la contabilidad nacional (SNA 1993, Naciones Unidas, 1993) y en las cuentas satélites sobre el medio ambiente asociadas a este sistema. La aplicación de los modelos definidos al caso de la economía andaluza se realiza utilizando la *Tabla Input-Output de Andalucía 1990* (Junta de Andalucía, 1994) y los

datos del consumo sectorial de agua en Andalucía de la *Tabla Input-Output Medioambiental de Andalucía 1990* (Consejería de Medio Ambiente, 1996) complementaria a la primera.

CONTABILIDAD NACIONAL Y CUENTAS SATÉLITE DEL MEDIO AMBIENTE

La evolución de la contabilidad nacional conduce a la introducción, en el sistema oficial estadístico de observación de la economía, de los datos necesarios tanto para la elaboración de los modelos input-output como para su posible extensión en el ámbito del medio ambiente.

La última versión del sistema unificado internacional de cuentas nacionales (SNA 1993) adopta para el análisis input-output la representación en términos de matrices que relacionan los bienes con las ramas (matriz USE), indicando cuáles son los bienes que las ramas absorben para desarrollar su función productiva, y las ramas con los bienes (matriz MAKE), indicando qué bienes son producidos por las diferentes ramas. Aunque este sistema contable no produce directamente las matrices cuadradas bienes/bienes o ramas/ramas que requiere el modelo input-output, es obvio que estas se obtienen, bajo ciertas hipótesis tecnológicas, a partir de las matrices MAKE y USE, y que los institutos oficiales de estadística mantienen su actividad de producción de tablas input-output tradicionales. Tanto en el ámbito del Estado español como en numerosas Comunidades Autónomas se elaboran con regularidad tablas input-output oficiales con métodos estadísticos directos, en general cada cinco años, y con métodos indirectos, en base anual.

En el SNA 1993 se incluye un sistema de cuentas satélite para una contabilidad integrada entre la economía y el medio ambiente compatible con el SEEA (System of Environmental Economic Accounts).

El objeto de la cuenta satélite del medio ambiente es incluir, junto con elementos tradicionales de la contabilidad económica (costes, formación de capital, stock de capital), medidas en términos físicos relacionados con estas actividades y situaciones. La contabilidad de recursos naturales en términos físicos está avanzando rápidamente y algunos países ya disponen de sistemas de observación adecuados.

En lo que se refiere al agua, el SNA la incluye en un aspecto limitado de su problemática ya que la posición AN 214 se define como sigue:

“Recursos en agua: acuíferos y otros recursos subterráneos de agua en la medida en que debido a su escasez existan sobre ellos derechos de propiedad o alguna posibilidad de control económico”.

Esta visión estrictamente de economía de mercado del SNA queda ampliada, sin embargo, en las cuentas satélite referidas al SEEA, ya que en este último sistema se incluyen en los recursos, aparte de las aguas subterráneas, el agua de lagos y ríos, así como, siempre en relación con los recursos naturales, el agua de costas y océanos, y los ecosistemas relacionados con estos recursos.

El sistema alemán PIOT (Physical Input-Output Tables, 1990, Stahmer *et al.* 1998) presenta elementos interesantes de una ampliación del SEEA en un sistema estadístico nacional. Forma parte del EEA (Environmental Economic Accounts) de Alemania y es la primera experiencia de sus características. Se basa en los avances conseguidos en intentos anteriores (Katterl y Kratena, 1990), y en los conceptos de balance materia/energía desarrollados por Ayres (1978 y 1993) y Baccini y Brunner (1991).

El PIOT establece flujos físicos para 9 materias primas, 49 productos y 11 materias residuales. El agua aparece como materia prima (junto con los productos del subsuelo, el aire, la tierra, y la biomasa no-producida), como producto (o servicio de agua potable) y como residuo (agua de refrigeración, aguas residuales industriales, etc.).

Los datos alemanes para 1990 reflejan un consumo del orden de 46.400 millones de toneladas, que en su mayoría se utilizan en el sector eléctrico (30.300 millones de toneladas); el consumo de las familias se estima en 2.900 millones de toneladas. Las actividades de reciclado de agua producen 4.400 millones de toneladas. El consumo sectorial es especialmente significativo en el sector químico (3.100 millones de toneladas). Se trata de un país con elevada pluviometría y un sistema de consumo de agua esencialmente orientado hacia actividades no-agrícolas, situación muy diferente de la que se observa en Andalucía, aunque es evidente que el enfoque de la cuantificación es fácilmente adaptable para tratar todos los casos posibles.

TABLA INPUT-OUTPUT DE ANDALUCÍA 1990

En el cuadro 6 se muestra la TIOA90, elaborada por el Instituto de Estadística de Andalucía en 74 sectores, y reagregada, para la presentación de este trabajo, en cuatro sectores: el sector agua, el sector agricultura y pesca, el sector industria y construcción (sin incluir el sector agua), y el sector servicios.

El sector agua en esta tabla refleja en línea el valor monetario de los suministros de agua a los diferentes sectores y al consumo final de los hogares y de las Administraciones Públicas. El total de estos suministros es de 34 mil millones de pesetas en 1990, de los que 18 mil millones correspondían a suministros a los sectores productivos y 16 mil millones al consumo final.

En la columna del sector agua se refleja el valor monetario de los bienes, servicios y factores adquiridos por el sector para la elaboración de su producción. Se observa que los consumos intermedios representan 11 mil millones de pesetas y el valor añadido (excedentes de explotación, sueldos y salarios) 14 mil millones. Las transferencias, cerca de 8 mil millones, representan el valor de la producción de agua distribuida que tiene su origen en el sector industria y construcción (en particular actividades de tratamiento y reciclado de aguas residuales).

Cuadro 6
Tabla Input-Output de Andalucía 1990
 (en millones de pts.)

TABLA I/O ANDALUCIA 1990	Agua	Agricultura y pesca	Industria y construcción	Servicios	Consumos inter.	Consumo interior	F.B.C.	Export.	Demanda final	TOTAL EMPLEOS
Agua	0	4.912	5.476	7.742	18.130	15.915	14	0	15.929	34.059
Agricultura y pesca	0	65.873	379.324	59.249	504.446	253.670	23.179	257.374	534.223	1.038.669
Industria y construcción	8.088	167.290	1.641.907	660.545	2.477.830	1.917.546	1.407.056	1.689.625	5.014.227	7.492.057
Servicios	2.994	99.923	712.320	1.282.492	2.097.729	3.782.601	106.490	142.999	4.032.090	6.129.819
CONSUMOS INTERMEDIOS	11.082	337.998	2.739.027	2.010.028	5.098.135	5.969.732	1.536.739	2.089.998	9.596.469	14.694.604
V.A.B a precios de mercado	14.107	499.921	1.997.578	3.330.033						
PRODUCCION EFECTIVA	25.189	837.919	4.736.605	5.340.061						
Total	7.810	819	-11.175	2.546						
transferencias										
Producción distribuida	32.999	838.738	4.725.430	5.342.607						
Importaciones salida aduana	0	184.867	2.520.121	637.239						
IVA que grava los productos	1.060	15.064	246.506	149.973						
TOTAL	34.059	1.038.669	7.492.057	6.129.819						
RECURSOS										

De los datos disponibles en el cuadro 6 también destaca que no existe autoconsumo de agua (la casilla agua/agua es 0), ni procesos de acumulación significativos; el concepto adoptado para la medida de la producción del sector agua es el de la puesta a disposición del producto para el consumo; esta representación es más simple que la que propone el SEEA (recurso-distribución-reciclado). Por otro lado, no se han contabilizado (por ausencia de información) los posibles flujos comerciales de agua entre Andalucía y las Comunidades Autónomas y países que rodean la región, por lo que las casillas de exportaciones e importaciones son iguales a 0; aunque es obvio que estos flujos tienen cierta entidad, son difíciles de estimar.

CONSUMO SECTORIAL DE AGUA EN ANDALUCÍA EN 1990

El enfoque input-output descrito en el apartado anterior se refiere a la contabilización de los flujos de agua que son asociados a flujos monetarios. En el caso del agua, una parte importante de su uso es gratuito, y por ello el enfoque en cantidades físicas es indispensable para poder interpretar correctamente el funcionamiento del sistema.

Para la aplicación de los modelos definidos se utilizan los datos de consumo sectorial de agua incluidos en la *Tabla Input-Output Medioambiental de Andalucía 1990* (TIOMA90). La TIOMA90 presenta un sistema alineado sobre el modelo de observación que preconiza el SEEA y establece en cantidades físicas una matriz entre los sectores industriales de la TIOA90 y distintos recursos entre los que destaca el recurso agua.

APLICACIÓN DE LOS MODELOS A ANDALUCÍA

EL MODELO DE DEMANDA

Con la información de la TIOA90 y el consumo sectorial de agua en la región en cantidades físicas de la TIOMA90, es posible resolver el sistema particionado híbrido de demanda (5) definido anteriormente:

$$\begin{bmatrix} X_1 \\ \vdots \\ X_2 \\ \vdots \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} A_{11} & \vdots & A_{12} \\ \vdots & \vdots & \vdots \\ A_{21} & \vdots & A_{22} \\ \vdots & \vdots & \vdots \end{bmatrix} \begin{bmatrix} X_1 \\ \vdots \\ X_2 \\ \vdots \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} D_1 \\ \vdots \\ D_2 \\ \vdots \end{bmatrix} \quad (5)$$

El primer componente del sistema se refiere a la producción del sector agua en m^3 (X_1) que se distribuye entre el agua consumida por el propio sector, la consumida por el sector 2 (que incluye todos los sectores productivos menos el sector agua) y la dirigida a la demanda final del sector agua (D_1).

El segundo componente se refiere al valor de la producción del sector 2 (X_2), que se distribuye entre el consumo del sector agua, el consumo intermedio del propio sector 2 y la demanda final del sector 2 (D_2).

Teniendo en cuenta que la aplicación de los modelos al caso de Andalucía se realiza con el sector 2 desagregado en tres subsectores (sector agrario, industria y construcción y servicios), las matrices A toman los siguientes valores:

A_{11} , con rango 1x1, tiene dimensión m^3/m^3 y su único elemento se obtiene de dividir el consumo de agua en m^3 del sector agua (en este caso 0) entre el total de la producción de agua en m^3 :

$$A_{11} = \left| 0 \right|$$

A_{12} , con rango 1x3, tiene dimensión unidad física/unidad monetaria y sus coeficientes se obtienen, para cada sector, de dividir su consumo de agua en m^3 entre el valor de su producción efectiva en millones de pesetas:

$$A_{12} = \left| \begin{array}{ccc} 3.623,308 & 36,373 & 29,146 \end{array} \right|$$

Estos valores representan, para cada sector, los m^3 de agua consumidos por millón de pesetas producidas. Así, el sector agrario, para generar un millón de pts de producción efectiva necesita 3.623 m^3 de agua, la industria y construcción 36 m^3 y el sector servicios 29 m^3 .

A_{21} , con rango 3x1, tiene dimensión pts/ m^3 y sus coeficientes se obtienen de dividir el valor del consumo que el sector agua realiza de cada subsector del sector 2 entre el total de la producción del sector agua en m^3 . Los coeficientes de la matriz toman los siguientes valores:

$$A_{21} = \left| \begin{array}{c} 0,0000000 \\ 0,0000021 \\ 0,0000008 \end{array} \right|$$

así, por m^3 de agua, la industria y construcción suministra bienes por un total de 0,0000021 millones de pesetas, o sea, 2,1 pts/ m^3 .

A_{22} , con rango 3x3 y dimensión pts/pts, representa la matriz de coeficientes técnicos del sector 2:

$$A_{22} = \left| \begin{array}{ccc} 0,0786150 & 0,0800835 & 0,0110952 \\ 0,1996494 & 0,3466422 & 0,1236962 \\ 0,1192514 & 0,1503862 & 0,2401643 \end{array} \right|$$

Esta matriz se ha calculado con la información del cuadro 6 (TIOA90), con los valores de los flujos intersectoriales y el vector de la producción efectiva sectorial. Los coeficientes corresponden a los coeficientes técnicos de Leontief. Así, el elemento 0,1996494 en la línea 2, columna 1, corresponde al valor del input de bienes industriales por unidad producida de bienes agrícolas.

Aplicando estas matrices, el sistema particionado de demanda queda de la siguiente forma⁵:

$$\begin{bmatrix} 3.774.552.403 \\ \text{-----} \\ 837.919 \\ 4.736.605 \\ 5.340.061 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 0,0000000 & 3.623,308 & 36,373 & 29,146 \\ \text{-----} \\ 0,0000000 & 0,0786150 & 0,0800835 & 0,0110952 \\ 0,0000021 & 0,1996494 & 0,3466422 & 0,1236962 \\ 0,0000008 & 0,1192514 & 0,1503862 & 0,2401643 \end{bmatrix} \begin{bmatrix} 3.774.552.403 \\ \text{-----} \\ 837.919 \\ 4.736.605 \\ 5.340.061 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} 410.587.424 \\ \text{-----} \\ 333.473 \\ 2.258.775 \\ 3.242.332 \end{bmatrix}$$

del que se obtienen los sistemas de ecuaciones:

$$X_1 = A_{11}X_1 + A_{12}X_2 + D_1 \quad (6)$$

y

$$X_2 = A_{21}X_1 + A_{22}X_2 + D_2 \quad (7)$$

que hacen referencia, respectivamente, a la producción del sector agua en unidades físicas (sistema 6) y a la producción del sector 2 en unidades monetarias (sistema 7).

LA PRODUCCIÓN DEL SECTOR AGUA EN M³ EN FUNCIÓN DE LA PRODUCCIÓN DEL RESTO DE LOS SECTORES

El sistema (6) puede transformarse en:

$$[X_1] = [I - A_{11}]^{-1} [A_{12}X_2 + D_1] \quad (8)$$

modelo que permite evaluar las consecuencias que sobre la producción del sector agua en m³ tiene una variación de la producción del resto de los sectores o una variación de la demanda final de agua. Así, un aumento del 1% en el valor de la producción efectiva de la agricultura que pasaría de 837,9 a 846,3 genera:

$$\begin{bmatrix} | X_1 | = | 1 | \left[\begin{array}{ccc|c} 3623,3 & 36,3 & 29,1 & 846.298 \\ 4.736.605 & & & \\ 5.340.061 & & & \end{array} \right] + \begin{array}{c} | 410.587.424 | \\ \text{-----} \\ 333.473 \\ 2.258.775 \\ 3.242.332 \end{array} \end{bmatrix}$$

⁵ Para definir la demanda final del sector 2 se resta, de los valores de la demanda final de la TIOA90, el valor de las transferencias, de las importaciones y del IVA asociado a las mismas.

una producción de agua X_1 de 3.804.912.787 m³, superior en 30.360.384 m³ sobre el volumen inicial, lo que supone un aumento del 0,804% de la producción de agua en m³.

En el cuadro 7 se presentan los impactos que el aumento de un 1% en la producción efectiva de cada uno de los sectores y el aumento del 1% en la producción de todos los sectores tienen sobre la producción del sector agua en m³.

Cuadro 7

Impacto de la variación de la producción del sector 2 sobre la producción (consumos) de agua

	Variación producción efectiva	Variación producción de agua en m ³
Agricultura	1%	0,804%
Industria y construcción	1%	0,046%
Servicios	1%	0,041%
Todos los sectores	1%	0,891%

Puede observarse que la producción de agua en la región (que en el estudio es equivalente al consumo de agua) es especialmente sensible a las variaciones de la producción del sector agrario (elasticidad de 0,8) y muy poco sensible a las variaciones de la producción efectiva del resto de los sectores (elasticidades inferiores al 0,1). Esto es lógico dado que el sector agrario es, con mucho, el mayor consumidor de agua en el sistema productivo andaluz (80% del total) por lo que un aumento en su producción conduce, si se mantienen constantes los coeficientes de consumo de agua por unidad monetaria de producción, a un importante aumento del consumo de este recurso.

El sistema (8) también permite analizar el impacto que una variación de la demanda final de agua de los hogares o de las administraciones tiene sobre la producción de agua en m³.

Así, un aumento del 1% en la demanda final de agua:

$$\left| X_1 \right| = \left| 1 \right| \left[\left| \begin{array}{ccc} 3623,3 & 36,3 & 29,1 \end{array} \right| \left| \begin{array}{c} 837.919 \\ 4.736.605 \\ 5340061 \end{array} \right| + \left| 414.693.298 \right| \right]$$

provoca un aumento de 4.105.874 m³ en la producción del sector agua, o sea, un aumento del 0,109% sobre la producción inicial.

De los resultados del cuadro 8 se desprende que la producción del sector agua en m^3 es sensible a las variaciones de la demanda final de la agricultura y de la industria y la construcción (elasticidades de 0,362 y 0,361 respectivamente) y relativamente insensible a la variación de la demanda final del sector servicios (elasticidad de 0,168).

Comparando los resultados de los cuadros 7 y 8 se observa que la elasticidad de la producción (= consumo) de agua es mayor en función de la producción agraria que de la demanda final de productos agrarios, ya que para satisfacer esta última demanda es necesario producir también productos no-agrícolas con consumos específicos muy inferiores a los de la agricultura.

Por otro lado, el modelo permite evaluar el impacto que una variación de la demanda final del sector agua tiene sobre la producción de agua en m^3 ; así, una variación del 1% en D_1 , la demanda final de agua, genera una variación de 4.105.874 m^3 en el consumo de agua, lo que supone un aumento del 0,109% en la producción del sector agua, resultado que evidentemente coincide con el obtenido resolviendo la ecuación (8).

Parece evidente que la demanda final del sector agua (D_1) es una función de la población de la región y que la demanda final del sector 2 (D_2) es una función del PIB regional. El modelo (10) permite aproximar el impacto porcentual en la producción del sector agua ante una variación del 1% en la población y del 1% en el PIB, esto es, permite obtener una aproximación de la elasticidad población y de la elasticidad renta del consumo de agua en la región.

LA ELASTICIDAD-POBLACIÓN DEL CONSUMO DE AGUA

Para estimar la elasticidad población se establece una hipotética relación fija entre la demanda final de agua y la población de 1990. En ese año Andalucía tenía 7.100.060 habitantes de derecho lo que supone un volumen de 57,82 m^3 de demanda final de agua por habitante. Si aceptamos que esta relación se mantiene constante en el tiempo, un aumento de un 1% de la población supone un aumento de 0,109% de la producción y del consumo de agua en la región. La elasticidad población del consumo de agua es por tanto de 0,109%.

Se trata de una elasticidad relativamente baja que puede llevar a concluir que, de mantenerse constante el coeficiente de demanda final de agua por habitante, la escasez de recursos hídricos no constituye un factor fuertemente limitativo al crecimiento de la población de la región en los próximos años.

Así, si la población residente en Andalucía aumentara a un ritmo del 2% anual en los próximos años (ritmo muy por encima del esperado), ya sea por el crecimiento demográfico o por el aumento de la inmigración, la demanda de agua tan sólo aumentaría un 0,218% anualmente, demanda que podría ser satisfecha por el sistema sin excesivos problemas.

Dado que la población de hecho en Andalucía ha aumentado un 3% entre 1990 y 1995 (ha pasado de 7.100.060 a 7.314.644 habitantes), el consumo de agua tendría que haber aumentado, según los cálculos, en 12.409.119 m³, lo que supone un aumento del 0,329% durante el periodo.

LA ELASTICIDAD RENTA DEL CONSUMO DE AGUA

Para estimar la elasticidad renta del consumo de agua se establece una hipotética relación fija entre D_2 , la demanda final del sector 2, y el PIB andaluz de 1990 (que ascendía a 6.254.240 millones de pts). Esto supone una relación de 0,933 pts de demanda final por peseta de PIB. Si asumimos que esta relación se mantiene constante, un aumento del 1% del PIB (aumento de un 1% en cada uno de los sectores) supone un aumento de 58.346 pts de demanda final (D_2) y un aumento de 0,891% de la producción del sector agua (aumento de 33.633.707 m³). Esto es, la elasticidad renta del consumo de agua (y por tanto de la producción de agua) es de aproximadamente 0,891%.

El peso que cada sector tiene en el aumento del PIB influye de manera directa en el impacto que la variación del PIB tiene sobre la producción del sector agua. Dado que el sector agrario es, con mucho, el mayor consumidor de agua de la economía andaluza, cuanto mayor sea su contribución al aumento del PIB, mayor será el impacto que generará sobre el consumo de agua. Así, en el caso extremo de que el aumento del 1% del PIB fuera provocado únicamente por el crecimiento del sector agrario, el aumento en el consumo de agua sería del 6,33%, esto es, un aumento de 238.877.624 m³. Por el contrario, un crecimiento del 1% del PIB provocado únicamente por el sector industria y construcción o por el sector servicios supone un aumento del consumo de agua del 0,93% y del 0,30% respectivamente.

LAS NECESIDADES DIRECTAS E INDIRECTAS DE AGUA PARA LA GENERACIÓN DE LA DEMANDA FINAL DE LA ECONOMÍA ANDALUZA

El vector $A_{12}(I - A_{22})^{-1}D_2$ de la ecuación (10) hace referencia a la demanda de agua derivada del proceso productivo interno del sector 2. El vector $A_{12}(I - A_{22})^{-1}$ representa, por tanto, las necesidades directas e indirectas de agua por unidad de demanda final de cada uno de los sectores; multiplicando este vector por una matriz diagonal formada por los valores sectoriales de la demanda final se obtiene el consumo sectorial de agua necesario para la producción de la demanda final de la economía andaluza.

Cuadro 9

Requerimiento de agua para la producción de la demanda final del sector 2

	$A_{12} (I-A_{22})^{-1}$ (m ³ /millón pts)	(D ₂) (en mill.pts)	$A_{12} (I-A_{22})^{-1} D_2$ (m ³)
Agricultura	4,08825	333.473	1.363.322
Industria y construcción	0,60190	2.258.775	1.359.557
Servicios	0,19604	3.242.332	635.631
Total sectores productivos	4,88619	5.834.580	3.358.510

Del cuadro 9 se deduce que el proceso productivo interno del sector agrícola requiere, para generar su demanda final, un volumen de 1.363.322.000 m³ de agua. Esto supone 4,08 m³ del recurso por millón de pesetas de demanda final. El sector de la industria y la construcción requiere un volumen total de 1.359.557.000 m³ de agua para generar su demanda final, lo que supone 0,60 m³ por millón de pesetas de demanda final. El sector servicios requiere 635.631.000 m³, o sea, 0,19 m³ por millón de pesetas de demanda final.

De lo anterior destaca, en primer lugar, que el sector agrario tiene unas necesidades hídricas por unidad de demanda final muy superiores a las necesidades hídricas del resto de los sectores. Sin embargo, resalta que, en términos absolutos, el sector de la industria y la construcción tiene, para generar directamente su demanda final, unas necesidades de agua muy parecidas a las del sector agrario (1.359.557 m³ por 1.363.322 m³ del sector agrario). Esto explica que la producción de agua en m³ sea tan elástica a las variaciones de la demanda final del sector agrario (elasticidad 0,362%) como a las variaciones de la demanda final de la industria y la construcción (elasticidad 0,361%).

El protagonismo del sector industrial en el consumo de agua para la generación de la demanda final se debe, fundamentalmente, a la existencia de una serie de ramas industriales centradas en torno a la actividad agroalimentaria (molinería, otras industrias alimentarias, aceites y grasas) que, como se analiza más adelante, tienen unas necesidades hídricas por unidad de demanda final parecidas o incluso superiores a las necesidades de las ramas agrícolas.

En su conjunto, los procesos productivos ligados a la agricultura son los responsables de cerca del 85% de las necesidades directas e indirectas de agua que la economía andaluza requiere para generar su demanda final.

CONSIDERACIONES RESPECTO A LA SOSTENIBILIDAD DEL CRECIMIENTO DEL SECTOR AGRARIO Y AGROALIMENTARIO DE LA REGIÓN

A la luz de los resultados sobre consumo de agua por unidad de producción efectiva y sobre necesidades directas e indirectas de agua por unidad de demanda final, cabe

preguntarse por la viabilidad y sostenibilidad del desarrollo del sector agrario y agroalimentario andaluz, desde el punto de vista de la gestión y disponibilidad de los recursos hídricos.

Todo indica que, de mantenerse constantes los coeficientes de consumo por unidad de producción y por unidad de demanda final (hipótesis aceptada en las estimaciones realizadas con los modelos input-output utilizados), el crecimiento y desarrollo del sector agrario andaluz es insostenible desde el punto de vista medioambiental. Esto es, el crecimiento del sector genera un aumento de la demanda de agua que no es posible satisfacer sin incurrir en importantes costes económicos y medioambientales.

Sin embargo, los coeficientes de consumo de agua pueden variar en el tiempo; de hecho, en los últimos años y bajo la presión de la severa sequía sufrida, se han llevado a cabo políticas de modernización de regadíos en la región que parecen haber reducido las necesidades de agua por unidad de producto.

El crecimiento y desarrollo del sector agrario andaluz sólo es sostenible, desde el punto de vista de la gestión del agua, si va acompañado de una reducción substancial de los coeficientes de consumo de agua por unidad de producción y unidad de demanda, lo que pasa necesariamente por una reforma estructural del regadío de la región que debe incluir medidas como las siguientes: introducción de nuevas tecnologías de riego ahorradoras de agua que sustituyan a los métodos más tradicionales despilfarradores del recurso; modernización de los sistemas de gestión del agua en las Comunidades de Regantes; adecuación de los cultivos a las disponibilidades hídricas y a las condiciones climáticas y de los suelos de la región; desarrollo de políticas que incentiven el abandono de aquellas explotaciones de regadío con menor rentabilidad económica y social, que son, precisamente, las que más agua consumen (Corominas, 1996); y desarrollo de estrategias orientadas a la diversidad, a la calidad y a la comercialización de los productos (actividades con mayor valor añadido y menor consumo de agua) y no al mero aumento de la producción (con menor valor añadido y mayor consumo de agua).

LA PRODUCCIÓN DE LA ECONOMÍA ANDALUZA EN FUNCIÓN DE LA PRODUCCIÓN Y LA DEMANDA FINAL DEL SECTOR AGUA

El sistema (7) presentado anteriormente puede transformarse en:

$$[X_2] = [I - A_{22}]^{-1} [A_{12}X_1 + D_2] \quad (9)$$

un modelo que permite evaluar el impacto que una variación de la demanda final del sector 2 o una variación en la producción (consumo) de agua en m³ tiene sobre la producción efectiva del sector 2.

En cierta medida, esta última expresión permite estimar el impacto hipotético de una mayor disponibilidad de agua sobre la producción de los sectores productivos.

Así, si la producción del sector agua en m^3 aumentara en un 1%, la producción efectiva del sector de la agricultura podría aumentar en un 0,0016%, la producción de la industria y la construcción en un 0,030% y la de los servicios en un 0,013%.

Se comprueba que la producción del sector 2 es poco sensible a las variaciones de la producción de agua; el sector de la industria y la construcción es el más sensible dado que aporta el mayor volumen de inputs al sector agua.

Por otro lado, el modelo (11) presentado anteriormente:

$$[X_2] = \left[I - [I - A_{22}]^{-1} A_{21} (I - A_{11})^{-1} A_{12} \right]^{-1} \left[[I - A_{22}]^{-1} [A_{21} (I - A_{11})^{-1} D_1 + D_2] \right] \quad (11)$$

define la producción del sector 2 en función de D_2 , la demanda directa del sector 2 y de $A_{21} (I - A_{11})^{-1} D_1$, la demanda de bienes y servicios del sector 2 derivada del proceso productivo interno del sector agua, y permite, por tanto, analizar el impacto que variaciones de D_1 y D_2 tienen sobre X_2 .

EL MODELO DE PRECIOS

EL SISTEMA PARTICIONADO DE PRECIOS

El modelo de precios se define de acuerdo con el sistema particionado (15) definido anteriormente:

$$\begin{bmatrix} P_1 \\ P_2 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} A'_{11} & A'_{21} \\ A'_{12} & A'_{22} \end{bmatrix} \begin{bmatrix} P_1 \\ P_2 \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} v_1 \\ v_2 \end{bmatrix}$$

El primer componente del sistema hace referencia a la formación del precio nominal del m^3 de agua en función del índice unitario de precios del sector 2 y del valor añadido del sector agua, y puede expresarse mediante la siguiente ecuación:

$$P_1 = A'_{11}P_1 + A'_{21}P_2 + v_1 \quad (16)$$

El segundo componente hace referencia a la formación del índice unitario de precios implícitos del sector 2 en función del precio del m³ del sector agua y del valor añadido del sector 2, y toma la siguiente forma:

$$P_2 = A'_{12}P_1 + A'_{22}P_2 + v_2 \quad (17)$$

EL PRECIO DEL M³ DE AGUA EN FUNCIÓN DEL PRECIO DEL RESTO DE LOS SECTORES

Desarrollando (16), se obtiene la ecuación:

$$[P_1] = [I - A'_{11}]^{-1} [A'_{21}P_2 + v_1] \quad (18)$$

que permite calcular el precio medio del m³ de agua en función del índice unitario de precios del sector 2 y del coeficiente de valor añadido del sector agua (valor añadido del sector agua entre producción efectiva del sector agua):

$$P_1 = \begin{vmatrix} 1 \end{vmatrix} \left[\begin{vmatrix} 0,0000 & 2,1427706 & 0,7932066 \end{vmatrix} \begin{vmatrix} 1 \\ 1 \\ 1 \end{vmatrix} + \begin{vmatrix} 3,7373968 \end{vmatrix} \right]$$

Resolviendo el sistema se obtiene un precio de 6,67 pts/m³ que coincide con el precio que resulta al dividir el valor de la producción efectiva del sector agua entre el total de m³ producidos por el sector.

El modelo (18) permite evaluar cómo se ve afectado el precio del m³ de agua ante variaciones porcentuales de los precios del sector 2. Así, un aumento del 1% del precio medio del sector 2 agregado (sin diferenciar entre los tres sectores)

$$\begin{vmatrix} P_1 \end{vmatrix} = \begin{vmatrix} 1 \end{vmatrix} \left[\begin{vmatrix} 2,93597725 \end{vmatrix} \begin{vmatrix} 1,01 \end{vmatrix} + \begin{vmatrix} 3,7373968 \end{vmatrix} \right]$$

provoca que el precio del agua suba hasta 6,70 pts/m³, lo que supone un aumento del 0,44%.

Utilizando el modelo (18) con el sector 2 desagregado en tres subsectores es posible estimar el impacto que las variaciones porcentuales en el índice unitario de precios de cada uno de los sectores tienen sobre el precio nominal del agua.

Del cuadro 10 se desprende que el precio del agua es relativamente sensible a las variaciones de los precios del sector de la industria y la construcción (0,32%), poco sensible a los precios del sector servicios (0,115) e insensible a los precios del sector agrario (0%).

Cuadro 10
Elasticidad precio del agua a las variaciones de precios del sector 2

	Variación precio unitario	Variación precio del m ³ de agua
Agricultura	1%	0%
Industria y construcción	1%	0,321%
Servicios	1%	0,119%
Todos los sectores	1%	0,440%

Este resultado es lógico dado que el sector de la industria y principalmente el sector de la construcción aportan cerca del 80% de los inputs necesarios para la prestación de los servicios del agua (obras hidráulicas, plantas de depuración, canalizaciones...).

Para analizar el impacto medio que las variaciones de los precios de cada uno de los subsectores del sector 2 tienen sobre el precio del m³ de agua es posible definir un índice de precios de la economía andaluza utilizando como elementos de ponderación los valores de la producción efectiva. El precio medio del sector agrario tendría una ponderación del 7,6% en el índice general de precios, el precio del sector industria y construcción un 43,4% y el precio del sector servicios un 49%.

De esta forma, si los precios medios del sector agrícola aumentaran, por ejemplo, un 2%, los de la industria y la construcción un 1% y los de los servicios un 3%, el índice general de precios crecería un 2,05 % lo que provocaría un aumento del 0,90% del precio del m³ de agua.

LOS PRECIOS DE LA ECONOMÍA ANDALUZA EN FUNCIÓN DEL PRECIO DEL AGUA

Desarrollando la ecuación (17) obtenemos:

$$[P_2] = [I - A'_{22}]^{-1} [A'_{12}P_1 + v_2] \quad (19)$$

un modelo que define el índice unitario de precios del sector 2 en función del precio del m³ de agua.

Resolviendo el sistema con el precio medio del m³ de agua calculado con la ecuación (18) se deberían obtener unos índices de precios unitarios del sector 2.

$$\begin{vmatrix} 1,0198 \\ 1,0007 \\ 0,9987 \end{vmatrix} = \begin{vmatrix} 1,122 & 0,390 & 0,253 \\ 0,146 & 1,641 & 0,347 \\ 0,040 & 0,272 & 1,376 \end{vmatrix} \left[\begin{vmatrix} 0,003623 \\ 0,000036 \\ 0,000029 \end{vmatrix} \times \begin{vmatrix} 6,67 \end{vmatrix} + \begin{vmatrix} 0,59662 \\ 0,42173 \\ 0,62359 \end{vmatrix} \right]$$

Sin embargo, se obtienen unos P_2 distintos de 1. Esto es debido a que los precios medios del agua en cada uno de los sectores no coinciden con el precio medio del agua en el conjunto de la economía. Con objeto de conseguir índices unitarios de precios del sector 2, y mantener la hipótesis de homogeneidad del precio del modelo, se introduce un ajuste sobre los coeficientes del valor añadido del sector 2 (v_2).

$$\begin{vmatrix} 1,0000 \\ 1,0000 \\ 1,0000 \end{vmatrix} = \begin{vmatrix} 1,122 & 0,390 & 0,253 \\ 0,146 & 1,641 & 0,347 \\ 0,040 & 0,272 & 1,376 \end{vmatrix} \left[\begin{vmatrix} 0,003623 \\ 0,000036 \\ 0,000029 \end{vmatrix} \times \begin{vmatrix} 6,67 \end{vmatrix} + \begin{vmatrix} 0,57830 \\ 0,42264 \\ 0,62484 \end{vmatrix} \right]$$

Con los nuevos coeficientes (v_2') se obtienen, obviamente, índices de precios iguales a 1.

Los coeficientes de valor añadido contienen evidentemente los diferentes elementos que lo componen: los salarios atribuidos al factor trabajo, los excedentes de explotación atribuibles al factor capital, y los impuestos directos (netos de subvenciones) que intervienen en la formación de los precios.

La modificación del vector v_2 no puede corresponder ni a una modificación de los salarios ni a una modificación de los excedentes de explotación, y por ello debe ser interpretada como una actividad implícita de imposición indirecta o de subvención.

La interpretación que conviene dar a este vector de ajuste es la siguiente: puesto que el agua es un bien homogéneo, en el sentido de la hipótesis del modelo de Leontief y del equilibrio walrasiano, su precio debería ser el mismo en todos los mercados en los que interviene. Obviamente pueden existir fenómenos de discriminación de mercados por parte de un productor monopolista que intentara realizar ofertas distintas en diferentes puntos de la citada demanda para así maximizar su beneficio; en el caso del agua, no se trata de un productor monopolista consciente (el agente productor no intenta aprovechar la discriminación de precios para maximizar sus beneficios) sino de un productor público que, por razones socio-políticas, introduce segmentos estancos en el mercado. El resultado de esta segmentación debe interpretarse como un sistema implícito de imposiciones-subvenciones cruzadas. Esta situación es evidente en otras actividades de producción

pública; así es bien sabido que en muchos casos los mercados de telecomunicaciones de servicios públicos han mantenido diferencias de precios de los servicios que corresponden a subvenciones implícitas privadas.

En consecuencia, las diferencias entre el vector v_2 observado y el vector v_2' calculado para que se respete el modelo de Leontief con homogeneidad de precios, pueden interpretarse como un indicador de las diferencias tarifarias del agua en los tres sectores. Las diferencias positivas indican que el sector disfruta de un precio del agua inferior al precio medio del agua en el conjunto de la economía, mientras que las diferencias negativas suponen precios superiores a la media.

Cuadro 11

Diferencias entre coeficientes originales y ajustados de valor añadido

	v_2 iniciales	v_2 ajustados	Diferencia (v_2-v_2')
Agricultura	0,59662211	0,57830456	+0,01831755
Industria y construcción	0,42173202	0,4226454	-0,00091337
Servicios	0,62359456	0,62484985	-0,00125529

Como puede verse en el cuadro 11 la diferencia entre los dos coeficientes es positiva en el caso del sector agrario, lo que indica que el precio medio del agua en el sector es inferior al precio medio del agua en el conjunto de la economía regional; por el contrario, la diferencia entre los coeficientes es negativa en el sector de la industria y la construcción y en el sector servicios, lo que supone que el precio medio del agua en estos sectores es superior al precio medio del agua en la región, y que existe una subvención implícita del agua en la agricultura que representa aproximadamente un 3% (diferencia/ v_2 ajustado) del valor añadido de esta actividad.

Las diferencias sectoriales en el precio del agua no son fruto, únicamente, de este sistema implícito de imposiciones-subvenciones cruzadas. Son también el resultado de las diferencias de costes que supone el agua en los distintos usos. El agua en sí no tiene precio. Lo que se paga por el agua, el precio del agua, hace referencia al coste que supone su gestión y distribución. Y el coste de estos procesos no es el mismo en los distintos usos del agua. El agua servida a hogares, actividades terciarias e industrias requiere un complejo proceso de regulación, transporte, potabilización y distribución, cuyo coste económico es muy superior al coste del agua en la agricultura que habitualmente no requiere tratamiento previo y que en general se consume cerca de los puntos de captación y regulación. Las diferencias en los costes se reflejan por tanto en los precios y explican, al menos en parte, las diferencias sectoriales en el precio del agua.

Estos resultados concuerdan con la estructura de precios medios sectoriales que se obtiene de dividir el valor del consumo de agua de cada sector entre el volumen de litros

consumidos que, como se muestra en el cuadro 12, son de 1,6 pts/m³ en el sector agrario, 31,7 pts/m³ en la industria y la construcción y 49,7 pts/m³ en el sector servicios.

Cuadro 12

Consumo y precio medio del agua en los sectores productivos andaluces en 1990

Sector	Consumo de agua en m ³	Valor del consumo de agua	Precio medio del m ³
Agrario	3.042.437.624	4.912	1,618
Industria y construcción	155.179.469	5.476	31,785
Servicios	155.643.736	7.742	49,742
TOTAL	3.774.552.403	25.189	6,673

El modelo (19) con los coeficientes de valor añadido ajustados permite analizar el impacto que las variaciones del precio medio del m³ de agua tienen sobre los precios unitarios de los distintos sectores.

Así, un aumento del 1% en el precio medio del agua, de 6,67 a 6,74 pts/m³:

$$\begin{bmatrix} 1,00027 \\ 1,00004 \\ 1,00001 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 1,122 & 0,390 & 0,253 \\ 0,146 & 1,641 & 0,347 \\ 0,040 & 0,272 & 1,376 \end{bmatrix} \left[\begin{bmatrix} 0,003623 \\ 0,000036 \\ 0,000029 \end{bmatrix} \times \begin{bmatrix} 6,74 \\ \\ \end{bmatrix} + \begin{bmatrix} 0,57830 \\ 0,42264 \\ 0,62484 \end{bmatrix} \right]$$

provoca un aumento del 0,02% del precio medio del sector agrario, un aumento del 0,004% de los precios medios de la industria y la construcción y un aumento del 0,001% de los precios de los servicios.

Relajando la hipótesis de homogeneidad del precio comentada anteriormente, es posible definir un sistema donde, manteniendo los coeficientes v_2 originales, se utilizan los precios medios del agua en cada sector (1,6 pts/m³ en el sector agrario, 31,8 pts/m³ en la industria y construcción y 49,8 pts/m³ en el sector servicios) y no el precio medio del agua en el conjunto de la economía (6,67 pts/m³). Así, si definimos A'_{12} como la matriz diagonal formada por los elementos del vector A'_{12} y P como el vector de precios sectoriales del agua, tenemos $AG = A'_{12} P$ de forma que la ecuación (19) se convierte en:

$$[P_2] = [I - A'_{22}]^{-1} [AG + v_2]$$

que resolviendo,

$$\begin{bmatrix} 1,0000 \\ 1,0000 \\ 1,0000 \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} 1,122 & 0,390 & 0,253 \\ 0,146 & 1,641 & 0,347 \\ 0,040 & 0,272 & 1,376 \end{bmatrix} \left[\begin{array}{l} 0,003623 \\ 0,000036 \\ 0,000029 \end{array} \times \begin{array}{l} 1,61 \\ 31,78 \\ 49,74 \end{array} + \begin{array}{l} 0,5966 \\ 0,4217 \\ 0,6235 \end{array} \right]$$

arroja unos P_2 unitarios.

Este sistema permite evaluar los impactos que las variaciones del precio del m^3 de agua en un determinado sector tienen sobre los precios del resto de los sectores.

En el cuadro 13 se muestra el impacto que una variación del 1% en el precio del agua en cada uno de los sectores tiene sobre los precios de cada uno de los sectores de la economía andaluza.

Cuadro 13

Impacto de las variaciones del precio del agua sobre los precios del sector 2

	Agricultura	Industria y construcción	Servicios
Δ 1% precio agua en la agricultura	0,006	0,0008	0,0003
Δ 1% precio agua en la industria	0,0004	0,0019	0,0003
Δ 1% precio agua en los servicios	0,0003	0,0005	0,002

Así un aumento del 1% en el precio medio del agua en la agricultura provoca un aumento del 0,006% en los precios agrícolas, un aumento del 0,0008% en el precio de los bienes industriales y en la construcción y un aumento del 0,0003% en el precio de los servicios.

Las elasticidades de los precios de los sectores productivos de la región respecto al precio del agua son, en general, muy bajas. Esto es consecuencia de la escasa importancia que, en media, tiene el gasto en agua en los procesos productivos de la economía andaluza.

Estos resultados deben interpretarse con cautela dado que se trata de impactos medios que no tienen en cuenta las particularidades de cada sector. Esto es especialmente cierto en el sector agrario donde, por ejemplo, sólo un tercio del consumo de agua está sujeto al régimen tarifario del recurso, es decir, que sólo un tercio del agua utilizada tiene precio. En el resto de los usos, a saber, en los regadíos históricos y en los regadíos con aguas subterráneas, el agua es, por razones históricas en el primer caso y por su carácter privado en el segundo, gratuita.

En este sentido, aquellas explotaciones que utilizan aguas subterráneas o que están ubicadas en zonas regables de regadíos históricos no tienen gasto alguno en agua y sus precios son, por tanto, insensibles a las variaciones del precio del recurso. Por el contrario, las explotaciones que utilizan agua sujeta al régimen tarifario del recurso pagan un precio

por el agua muy superior al calculado anteriormente (en función del total de agua utilizada en el sector), sus gastos en agua como input productivo son superiores y sus precios tenderán a ser más sensibles a las variaciones del precio del recurso.

Por tanto, aumentos de importancia en el precio del agua en el sector agrario (del orden de 3 o 5 pts/m³ como los que se han anunciado en ciertas ocasiones) no tienen impacto alguno sobre una parte del sector pero pueden suponer aumentos considerables del precio de los bienes del resto del sector agrario andaluz, hasta hacerlos no competitivos en el contexto del comercio internacional.

LOS PRECIOS AGUA DE LA ECONOMÍA ANDALUZA

El agua es un recurso natural cada vez más escaso. Es un bien de consumo doméstico, un factor de producción y un elemento esencial para el desarrollo de la vida. Su valor económico, social y medioambiental es indiscutible.

La sociedad, sin embargo, no parece ser consciente del verdadero valor de este recurso. Tampoco existen, por el momento, mecanismos económicos que incentiven su uso racional; el agua como recurso en sí no tiene precio; es gratuita. Lo que se paga por el agua, el denominado "precio del agua", hace referencia únicamente al coste que supone su gestión y abastecimiento.

Como resultado de la falta de conciencia social sobre el valor del recurso y de mecanismos económicos que incentiven comportamientos eficientes, el recurso se sobreutiliza, no se usa allí donde más se necesita y, por lo general, se despilfarra. Esto hace que la gestión del recurso sea ineficiente desde el punto de vista económico e insostenible desde el punto de vista medioambiental. Esta situación genera una pérdida de bienestar general que bien es soportada por la generación actual o bien es trasladada a generaciones venideras como un lastre para sus posibilidades de desarrollo y bienestar futuro.

En la actualidad parece inviable, por motivos políticos, sociales y económicos, poner un precio al agua que trasmita a los usuarios el valor que el recurso tiene en cada momento, e incentive, de esta forma, un uso eficiente del mismo. Ante este problema los economistas y políticos deben plantearse alternativas que contribuyan a fomentar un uso racional del recurso.

En el presente apartado se propone una herramienta que puede ser utilizada como mecanismo para conseguir ahorrar agua en situaciones de escasez del recurso. Consiste, en grandes líneas, en definir una política de precios que mueva los precios relativos de los bienes en dirección a los precios/agua, precios que reflejan el contenido en agua de los bienes.

No me adentro en los aspectos prácticos de una política de precios de este tipo. Es obvio que existen vías muy diversas para obtener modificaciones de los precios relativos,

entre las que se encuentran: a) la tarificación del recurso hasta niveles que correspondan a su escasez y en un contexto de homogeneidad (o sea con una política de tarificación para los usuarios) y b) la utilización de la imposición indirecta sobre los productos terminados en forma discriminatoria (por ejemplo, con diferentes impuestos en la última etapa del consumo, similares a los actuales impuestos sobre consumos de artículos de lujo: en cierto sentido el consumo de un bien común escaso es un “lujo” social).

Los precios/agua que se calculan a continuación se refieren a los precios de los productos y a su evolución en términos relativos, cuando el agua se transforma en el factor de producción que determina el valor de la producción humana.

Básicamente, se trata de establecer una analogía con la teoría del precio-valor de Marx, quien consideraba que el trabajo era el factor escaso y verdaderamente limitativo de los procesos productivos y sostenía que, en consecuencia, el valor de los bienes y en lógica su precio debía ser directamente proporcional a la cantidad de trabajo necesaria para producirlos (Marx, 1974).

Hoy en día podemos afirmar que el agua se está convirtiendo en un factor escaso y limitativo en los procesos productivos. Esto es especialmente cierto en zonas áridas, donde el recurso es particularmente escaso, y en zonas semiáridas como gran parte de Andalucía y en general del sur y el levante español durante los frecuentes y a veces duraderos periodos de sequía.

Si se supone que el agua es el factor productivo que confiere valor a la producción, entonces el precio de los productos debería establecerse en función de su contenido directo e indirecto en agua.

En el concepto del valor-trabajo de Marx, si el bien X requiere directa e indirectamente dos horas de trabajo para su elaboración y el bien Y una sola hora, entonces el precio/valor trabajo del bien X debería ser dos veces superior al precio del bien Y.

Si adoptamos el concepto de valor-agua, el razonamiento sería el siguiente: si el bien X necesita directa e indirectamente 1 m^3 de agua para su elaboración y el bien Y 3 m^3 de agua, entonces el precio/valor agua del bien X debería ser un tercio del precio del bien Y. Obviamente, así definidos, los precios/valor agua y los precios/valor trabajo serán muy diferentes.

En el mundo de equilibrio general estático walrasiano, los precios de equilibrio serán el reflejo de todos los costes de producción obtenidos en situación de competencia de mercado. Los precios/coste de equilibrio incluyen por consiguiente los contenidos directos e indirectos de trabajo, capital, energía, agua, etc., como es evidente en la ecuación de precios de Leontief (ecuación 14).

En general se considera que los precios/coste de equilibrio reflejan bastante bien las diferencias entre los contenidos de los bienes en trabajo directo e indirecto, o sea, que la estructura de los precios/coste y los precios/trabajo no es muy diferente.

El objetivo de esta parte del libro es calcular los precios/agua de los diferentes productos para poder compararlos con los precios/coste. Conviene recordar al respecto

que al tratarse de un modelo en valor, los precios/coste son precios implícitos de valor unitario; los precios/agua se interpretan por ello como índices de precios relacionados con los precios/coste unitarios, o sea como desviaciones relativas de estos precios/coste.

Para calcular el contenido directo e indirecto en agua de todos los productos recurrimos al modelo (10) presentado anteriormente:

$$[X_1] = [I - (I - A_{11})^{-1} A_{12}(I - A_{22})^{-1} A_{21}]^{-1} [(I - A_{11})^{-1} [A_{12}(I - A_{22})^{-1} D_2 + D_1]]$$

El vector $[A_{12}(I - A_{22})^{-1} D_2]$ del segundo término del sistema representa la demanda de agua derivada del proceso productivo interno del sector 2 (que incluye todos los sectores productivos menos el sector agua).

El vector $[A_{12}(I - A_{22})^{-1}]$ muestra, por tanto, las necesidades directas e indirectas de agua por unidad de demanda final del sector 2. Sánchez Chóliz et al. (1996), al calcular valores agua para Aragón utilizan una formulación equivalente ya que A_{12} corresponde a un vector línea de coeficientes de consumo de agua (en términos físicos) por unidades de producción sectoriales (en términos monetarios), que en el modelo de estos autores se define como el vector D en una relación $W = D(I - A)^{-1}$ en la que W es el vector calculado de los precios-valores-agua. Sánchez Chóliz et al. consideran este procedimiento en el marco general de cálculo seguido por Vergara (1979) de K -valores, o sea de valores de los productos cuando se toma un input determinado K como patrón de valor. En el cuadro 14 se muestran los valores del vector $[A_{12}(I - A_{22})^{-1}]$, equivalente al valor agua para cada uno de los tres subsectores de la economía andaluza.

Cuadro 14

Litros de agua para generar 1 pts de demanda final

	Litros de agua
Agricultura	4,08825
Industria y construcción	0,60190
Servicios	0,19604

Así, el sector agricultura requiere 4,088 litros de agua por peseta de demanda final, el sector industria y construcción 0,602 litros y el sector servicios 0,196 litros.

Dividiendo el valor de la demanda final del sector 2 entre los litros necesarios para generarla constatamos que, en media, para generar una peseta de demanda final, la economía andaluza necesita 0,575 litros de agua.

Con estos requerimientos medios es posible definir los precios/agua de los sectores productivos andaluces que se muestran en el cuadro 15.

Si el precio/agua medio de los bienes y servicios de la economía andaluza fuera 1, el precio/agua del sector agrícola sería 7,1, es decir un 610% superior a la media, el de la industria y la construcción sería 1,04, es decir un 4% superior y el precio/agua de los servicios 0,34, un 66 % inferior al precio/agua medio. De manera similar, este resultado puede interpretarse como una desviación con relación al precio/coste actual (índice implícito de precios unitario) y toda evolución de los precios relativos de los bienes que impliquen un aumento de los precios agrícolas y una disminución de los precios de los servicios será favorable a la eficiencia hídrica.

Cuadro 15
Precios/agua de los sectores productivos andaluces

	Precio/agua	Aumento en % sobre el precio/agua unitario
Agrario	7,10233	610%
Industria y construcción	1,05597	5,5%
Servicios	0,34393	-66,7%
Total economía	1	0%

La evolución de los precios relativos de los bienes producidos es diferente a la deseada desde este punto de vista abstracto de una economía/agua; en efecto, los deflatores sectoriales del PIB en los países industrializados describen un proceso de aumento relativo de los precios de los servicios, de fuertes disminuciones de los precios relativos de las manufacturas y de una evolución próxima a la media de los precios agrarios.

Realizando los cálculos anteriores a un nivel más desagregado se obtienen los precios/agua de las ramas productivas de la TIOMA90 así como las diferencias en % sobre el precio/agua unitario regional.

En el cuadro 16 se presentan las ramas de actividad con precios/agua más elevados. Puede constatar que las ramas de actividad con precios/agua más elevados se concentran en el sector agrario y en ciertas ramas del sector industrial ligadas a la industria de transformación de los productos de la agricultura (molinería, otras industrias alimentarias, aceites y grasas...).

El precio/agua más elevado corresponde, con mucho, a la rama de agrios, con un precio de 32,8, un 3.168% superior al precio/agua medio regional; le sigue la rama de cereales y leguminosas con un precio de 20,4 y la rama de molinería con un precio de 12,7, un 1.173% superior al precio medio regional.

Cuadro 16
Ramas de actividad con mayores precios/agua

Nº	Rama de actividad	Precio/agua	Diferencia en % sobre la media
3	Agrios.	32,848	3.184,8
1	Cereales y leguminosa.	20,451	1.945,1
36	Molinería.	12,738	1.173,8
2	Hortalizas y frutas.	7,650	665,0
6	Otras producciones agrícolas.	7,383	638,3
5	Olivar.	6,960	596,0
39	Otras industrias alimentarias.	6,043	504,3
4	Plantas industriales.	4,506	350,6
7	Ganadería.	4,185	318,5
31	Accites y grasas.	4,086	308,6
37	Panadería y pastas.	2,949	194,9
34	Conservas vegetales.	2,824	182,4
41	Cervezas.	2,374	137,4
32	Industria cárnica.	2,291	129,1
38	Azúcar.	2,280	128,0

Por el contrario las ramas de actividad relacionadas con la prestación de servicios son las que, al tener un menor consumo de agua por unidad de demanda final, disfrutan de precios/agua inferiores a la media.

En realidad, como ya se ha indicado, los precios/agua reflejan el valor de los productos en términos de agua. Una política de gestión del agua que intentara relacionar los precios de los bienes con la escasez absoluta de este recurso incluiría una política de precios que moviera los precios relativos de los bienes en esta dirección.

Esta política de precios provocaría una elevación del precio de los productos con mayores consumos de agua, lo que generaría, por lógica, una reducción de su cantidad demandada en el mercado. Los productores tenderían a ajustar su producción, tanto en cantidad como en tipo de productos elaborados, a los nuevos niveles de precios relativos lo que generaría, en último término, una reducción de la producción de aquellos bienes de ramas con precios hídricos más elevados, y en consecuencia una reducción del consumo de agua hasta niveles compatibles con la máxima escasez (condición para que los bienes y servicios se valoraran por su contenido en agua).

Teniendo en cuenta que las diez ramas con precios/agua más elevados consumen cerca del 90% del agua de la región, las políticas de precios/agua podrían contribuir muy positivamente a la reducción del consumo del recurso y al desarrollo y aplicación de nuevas tecnologías ahorradoras de agua.

3. LA GESTIÓN DEL AGUA EN ANDALUCÍA

Un elemento clave para comprender el problema del agua en Andalucía es el análisis del marco institucional que caracteriza la gestión del recurso en la región. En este apartado se muestra una síntesis de este marco, prestando especial atención al sistema de tarificación del recurso.

El apartado está estructurado en tres secciones: en la primera se presentan los principales elementos del marco institucional que caracteriza la gestión del agua en Andalucía; en la segunda se describe el sistema tarifario del agua en la región, sistema que determina, en última instancia, el precio del agua; por último, se lleva a cabo una aplicación del sistema tarifario a un caso concreto, la subcuenca del Guadalquivir en la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir.

MARCO GENERAL DE LA POLÍTICA DEL AGUA

CONTEXTO ECONÓMICO Y LEGAL DEL USO DEL AGUA

En el vigente régimen jurídico español, el agua, tanto la superficial como la de origen subterráneo, constituye un bien de dominio público, (excepto parte de las aguas subterráneas que, acogiéndose a una cláusula de la Ley de Aguas de 1985 continúan siendo privadas) y su gestión, administración y planificación es competencia exclusiva de la Administración Pública. En este sentido, todo uso del recurso está regulado legalmente y requiere una autorización o concesión administrativa y los servicios relacionados con el agua tienen la consideración de servicios públicos a la sociedad.

Para el análisis del marco económico-legal del uso del agua en Andalucía y en España conviene distinguir entre los usos comunes del recurso y los usos privativos. Para los primeros, la ley establece que todos, sin necesidad de autorización alguna, pueden usar las aguas superficiales que discurren por cauces naturales para consumo doméstico siempre que el uso no altere la calidad y caudal de las aguas. Para los usos privativos del agua (que constituyen la mayoría), la ley establece que es necesaria una autorización o concesión administrativa donde se especifiquen los principales elementos de la concesión (titularidad, duración, caudal, destino del recurso...).

En cuanto a los usos privativos conviene distinguir entre los posibilitados por los servicios públicos del agua (abastecimiento, alcantarillado y depuración) y los posibilitados por el esfuerzo privado (extracciones de acuíferos, extracciones directas de ríos...). En el primer caso, el uso del agua supone el uso de un servicio público, regulado por leyes y disposiciones que emanan de los organismos públicos con competencias en su gestión, y está gravado por una serie de exacciones (cánones, tarifas y tasas) dirigidas a la recuperación de los costes de prestación de los servicios públicos. En el segundo caso, el

uso del recurso no está gravado por exacción alguna, requiere o no concesión administrativa según se trate de aguas públicas o privadas, y el coste del uso del agua es función del coste de los procesos que permiten la disponibilidad del recurso para los usos deseados así como los costes de tramitación de las autorizaciones y concesiones que puedan ser necesarias.

Grosso modo, como se muestra en el cuadro 17, un 20% del total del uso consuntivo⁶ del agua en España corresponde a aguas privadas y no está sujeto, por tanto, a exacción alguna. Del 80% restante correspondiente a usos de aguas de dominio público, un 10% está posibilitado por sistemas privados de gestión que no utilizan los servicios públicos mencionados y que, en consecuencia, quedan fuera del sistema tarifario, y del 70% restante posibilitado por los servicios del agua, un 60% son objeto del sistema y el restante 10% son usos del agua en regadíos históricos, que por respeto a tradiciones centenarias, y por considerarse que las obras ya están totalmente amortizadas, no son objeto de exacción alguna por la disponibilidad y el uso del agua.

Cuadro 17
Usos consuntivos del agua en España

Propiedad de las aguas	Disponibilidad	Usos	Nec. de concesión	Obj. sistema tarifario	% sobre total
Privadas	Por esfuerzo privado	Regadíos aguas subterráneas	No	No	20%
Públicas	Por servicios públicos	Abastecimientos urbanos, industrias y ciertos regadíos	Sí	Sí	60%
		Regadíos históricos	Sí	No	10%
	Por esfuerzo privado	Regadíos	Sí	No	10%
					100%

Fuente: Masip (1995) Carles (1995) y elaboración propia.

Según estas estimaciones, tan sólo el 60 % del uso consuntivo del agua en España está sujeto al sistema tarifario del recurso, o sea, tiene precio en el sentido en que habitualmente se entiende.

⁶ Los usos consuntivos son aquellos en los que el retorno a los caudales es muy pequeño o de muy baja calidad e incluyen los usos agrícolas y los usos urbanos. Los usos no consuntivos son aquellos en los que el agua se toma de los caudales y se reintegra prácticamente en su totalidad (refrigeración de centrales eléctricas en circuito abierto, usos para acuicultura, recreativos, ambientales o caudales ecológicos y los usos para producción hidroeléctrica).

Por último, el marco institucional vigente no permite, salvo raras excepciones, la transmisión voluntaria de derechos de uso del agua entre particulares y en ningún caso la transmisión de su propiedad. En el caso de las aguas de dominio público, si bien en teoría es posible su transmisión, en la práctica las posibilidades de realizar este tipo de operaciones son muy reducidas. Lo mismo ocurre con las aguas privadas; aunque legalmente es posible transmitir voluntariamente su propiedad o su derecho de uso, en la práctica, las condiciones y consecuencias de este tipo de operaciones las hacen muy poco atractivas.

ORGANIZACIÓN ADMINISTRATIVA

La organización de la Administración hidráulica se realiza, en nuestro país, sobre el principio de gestión de cuencas hidrográficas, entendidas estas como las zonas geográficas determinadas por los límites de un sistema de masas y cursos de agua, superficiales y subterráneos, que convergen hacia un mismo punto de destino.

Cada cuenca hidrográfica está gestionada por un Organismo de cuenca, entes públicos creados en la primera mitad de siglo que desempeñan importantes funciones de gestión, planificación e inversión dentro de las mismas. En el cuadro siguiente se presentan las cuencas hidrográficas con superficie en Andalucía.

Cuadro 18
Cuencas hidrográficas de Andalucía

Cuenca	Superficie total (km ²)	Superficie Andalucía (km ²)	% Superficie en Andalucía	% de part. en el territorio andaluz
Guadalquivir	57.527	51.961	90,3	59,5
Guadalete-Barbate	6.445	6.445	100,0	7,4
Sur	18.069	18.069	100,0	20,7
Guadiana I	6.637	6.637	100,0	7,6
Guadiana II	53.040	3.400	6,4	3,9
Segura	18.650	756	4,1	0,9
TOTAL	160.176	87.268		100

Fuente: Junta de Andalucía (1994).

ORGANIZACIÓN COMPETENCIAL

Tanto el Estado como las Comunidades Autónomas y las Corporaciones Locales tienen competencias y capacidad normativa en materia de aguas en la vigente legislación española.

La delimitación de competencias entre el Estado y las Comunidades Autónomas parte del concepto de cuenca hidrográfica; el primero tiene competencia exclusiva en las cuencas intercomunitarias, cuyo territorio abarca más de una comunidad autónoma, mientras que las segundas pueden ejercer las competencias, si así lo desean, en las cuencas intracomunitarias en las que el territorio de la cuenca se encuentra totalmente dentro de la comunidad. En Andalucía, el Estado tiene la competencia sobre todas las cuencas hidrográficas; si bien la cuenca del Sur y la de Guadalete y Barbate se encuentran totalmente dentro de la Comunidad Autónoma, las competencias no han sido todavía transferidas a la Junta de Andalucía. Las Comunidades Autónomas tienen además importantes competencias en otras materias como el medio ambiente o la planificación territorial, que inciden de manera directa o indirecta sobre la gestión del agua en el territorio de las Comunidades.

Las Corporaciones Locales (ayuntamientos y mancomunidades) tienen las competencias en los servicios públicos de abastecimiento municipal, alcantarillado y depuración de aguas residuales aunque, en el caso de este último, el papel de Comunidades Autónomas y organismos estatales es cada vez mayor ante la dificultad de las Corporaciones Locales para hacer frente a las inversiones que le exige la legislación comunitaria sobre el tema.

FUENTES NORMATIVAS EN MATERIA DE AGUAS

La principal característica de la legislación vigente en España en materia de aguas es la de su diversidad. Al conjunto de fuentes normativas que emanan de los diversos niveles de la Administración Pública con competencia en materia de aguas (Administración Central, Autonómica y Municipal) hay que añadir la legislación de la Unión Europea sobre el tema, de importancia creciente en los últimos años.

El documento base del vigente sistema legal del agua en España es la Ley de Aguas de 1985 y sus posteriores reglamentos (principalmente el Reglamento del Dominio Público Hidráulico de 1986). La legislación Autonómica en materia de agua es prolífica y diversa y la actuación de las Corporaciones locales en temas de agua está regulada por la Ley de Bases de Régimen Local y por la Ley de Tasas y Precios Públicos. La legislación comunitaria en materia de aguas se recoge en múltiples directivas entre las que destacan, por su importancia para nuestro ordenamiento, la Directiva de tratamiento de aguas residuales (91/271/CEE), la de protección de aguas subterráneas y la Directiva Marco Comunitaria de Actuación en el Ámbito de la Política de Aguas.

Otro aspecto esencial del marco legal e institucional del agua en nuestro país es la coexistencia de la legislación mencionada con una serie de tradiciones, leyes e instituciones centenarias en especial relacionadas con el regadío (Jurado de Aguas de Valencia, Regadíos Históricos de Granada...), todavía en uso, creadas a lo largo de siglos

de convivencia de los habitantes de la Península con un recurso tan importante como escaso como es el agua.

EL SISTEMA DE TARIFACIÓN DEL AGUA EN ANDALUCÍA

LOS SERVICIOS DEL AGUA



El sistema tarifario del agua es un elemento clave en la gestión de este recurso. Como se ha expuesto anteriormente, el denominado precio del agua hace referencia, únicamente, al precio que pagan los usuarios de los servicios del agua (básicamente abastecimiento y depuración) con objeto de cubrir los costes de prestación de los mismos.

Dado que, en la vigente legislación, los principales servicios del agua tienen consideración de servicios públicos a la sociedad, las condiciones de su prestación, entre las que se encuentra su sistema tarifario, están reguladas por leyes y disposiciones que emanan de los distintos organismos públicos con competencias en su gestión.

En el gráfico 1 siguiente se presenta, de forma esquemática, el modelo general del ciclo parcial del agua y los servicios que intervienen en el mismo. Se indica, para cada servicio, el organismo que lo regula así como las figuras de su sistema tarifario.

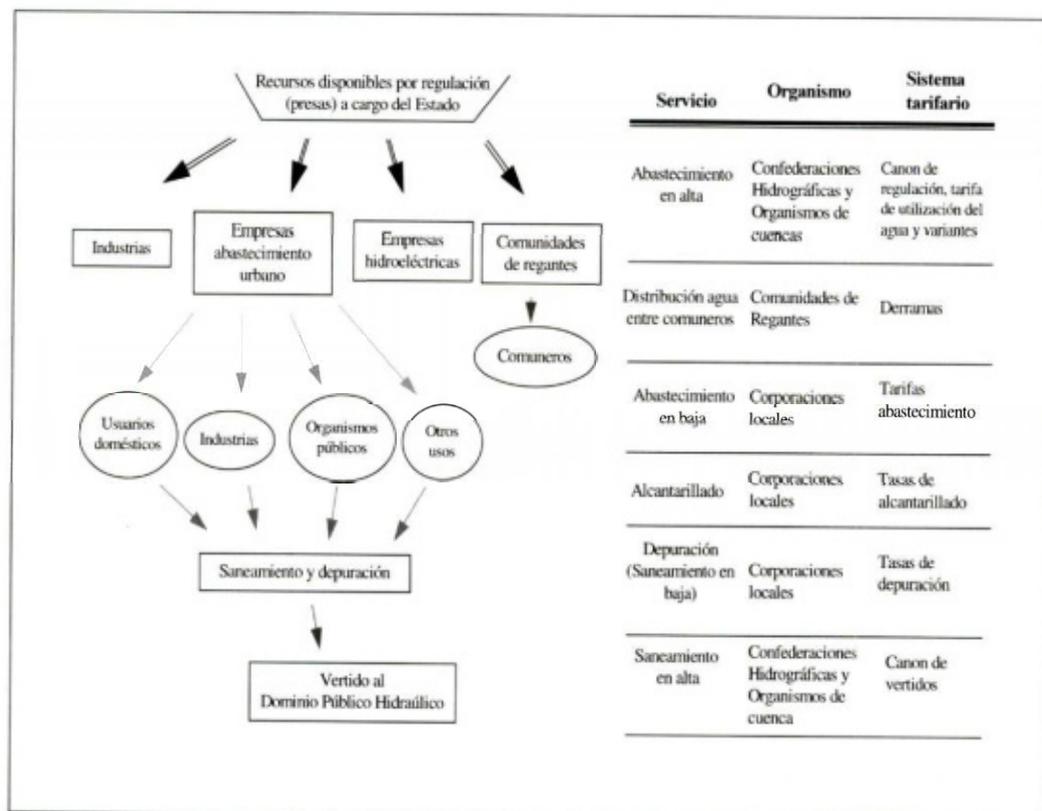
En grandes líneas, el ciclo se inicia con la regulación del recurso y el servicio de abastecimiento en alta, competencia de las Confederaciones Hidrográficas en las cuencas intercomunitarias y de los Organismos de cuenca en las intracomunitarias. Los usuarios del servicio son, básicamente, comunidades de regantes, empresas de abastecimiento urbano, industrias y empresas hidroeléctricas; y el sistema de tarifación del servicio está constituido por un conjunto de exacciones que gravan la disponibilidad y uso del agua de los usuarios y beneficiarios de las obras hidráulicas realizadas a cargo del Estado, y cuya finalidad es compensar las aportaciones del mismo en la construcción, explotación y mantenimiento de las obras hidráulicas que permiten la prestación del servicio.

Las comunidades de regantes realizan el servicio de distribución del agua recibida en alta entre los regantes. Por este servicio, facturan a los comuneros unas cuotas o derramas destinadas a financiar los gastos de prestación del servicio.

Los servicios de abastecimiento en baja, alcantarillado y depuración (también denominado saneamiento en baja) forman el denominado ciclo urbano del agua, que se inicia con el tratamiento y distribución del agua recibida en alta a los distintos usuarios municipales (abastecimiento), continúa con la recogida a través de la red de alcantarillado de las aguas residuales de los usuarios urbanos y de las aguas de la escorrentía pluvial (alcantarillado) y finaliza con la depuración de las mismas (saneamiento) antes de ser vertidas, finalmente, al dominio público hidráulico.

Históricamente la prestación de estos servicios ha sido competencia exclusiva de las corporaciones locales, aunque, en los últimos años, y por circunstancias que se analizan

Gráfico 1
Los servicios del ciclo parcial del agua



más adelante, tanto Comunidades Autónomas como organismos estatales están teniendo un papel fundamental en lo relativo al servicio de depuración. El sistema de tarificación de estos servicios, que se plasma básicamente en la tarifa de abastecimiento y en las tasas de alcantarillado y saneamiento, está orientado a que los ingresos tarifarios cubran los costes de prestación de los servicios.

El ciclo finaliza con el servicio de saneamiento en alta, competencia de las Confederaciones Hidrográficas en las cuencas intercomunitarias y de los Organismos de cuenca en las intracomunitarias, que hace referencia, básicamente, al servicio de protección y mejora de la calidad del dominio público hidráulico. El sistema de tarificación del servicio se plasma en el denominado “canon de vertidos”, que grava todo vertido autorizado al dominio público hidráulico, tanto de industrias, de municipios, o de actividades susceptibles de degradar la calidad de las aguas.

SISTEMA DE TARIFACIÓN DE LOS SERVICIOS DEL AGUA

A continuación se describe, en primer lugar, cada uno de los servicios del agua, para pasar después a mostrar sus sistemas de tarifación, prestando atención a los principios en los que se basan, a los mecanismos tarifarios utilizados y a la delimitación competencial de las distintas administraciones en su regulación.

El análisis se inicia con el estudio del servicio de abastecimiento en alta, pasa después al servicio de distribución de agua entre los regantes, continúa con los servicios urbanos del agua (abastecimiento en baja, alcantarillado y depuración) para terminar con el servicio de depuración en alta.

EL ABASTECIMIENTO EN ALTA

El servicio de abastecimiento en alta es competencia del Estado en las cuencas intercomunitarias y puede ser competencia de las Comunidades Autónomas, si así lo desean, en los casos de cuencas intracomunitarias. Actualmente, son competencia de las Comunidades Autónomas las cuencas internas de Cataluña, Galicia-Costa, Baleares, Canarias y cuencas del País Vasco, ninguna de ellas en territorio andaluz.

La intervención de la Administración Pública (generalmente de la Administración Central) en la construcción de obras hidráulicas para el suministro en alta se ha venido realizando, en teoría, de acuerdo con un sistema con tres fases:

FASE I. SOLICITUD AL ESTADO

Un usuario o grupo de usuarios presenta a la Administración una petición de construcción de una obra hidráulica que permita la disponibilidad de agua para unos fines concretos (regadíos, abastecimiento urbano...).

FASE II. EL ESTADO FINANCIA LA CONSTRUCCIÓN DE LA OBRA Y OTORGA CONCESIONES SOBRE EL AGUA

Si la Administración considera aceptable la petición, financia la construcción de las obras y otorga concesiones de utilización del agua regulada a los distintos usuarios que la solicitaron así como a otros usuarios que la soliciten con posterioridad.

FASE III. RECUPERACIÓN DE COSTES A TRAVÉS DEL SISTEMA TARIFARIO

A través de un sistema de exacciones que gravan el uso del agua de los agentes beneficiados por las obras, la Administración recupera los costes de las inversiones

realizadas y los gastos que suponen su mantenimiento y explotación.

Si bien el presente estudio se centra, fundamentalmente, en el análisis de la tercera fase, a saber, el sistema de tarificación, a continuación se presentan unas breves notas sobre las anteriores, esenciales para entender la filosofía de esta cuestión.

La intervención de la Administración Pública, y en concreto del Estado, en la construcción, explotación y mantenimiento de obras hidráulicas constituye una de las características básicas de las políticas hidráulicas de nuestro país en el presente siglo. Sin embargo no siempre fue así. Hasta la aprobación de la Ley de Aguas de 1911, que contenía los principios generales promulgados por los regeneracionistas, y suponía el principio de la intervención del Estado en la construcción de este tipo de obras, el papel de la Administración en materia de aguas se limitaba, en grandes líneas, a controlar y alentar la intervención de la iniciativa privada en la construcción de obras hidráulicas.

Desde la aprobación de la referida Ley y en especial a partir de los años 40 la intervención del Estado ha sido fundamental en el desarrollo de las obras hidráulicas de nuestro país. En general, la política hidráulica del Estado ha sido una política centrada en la satisfacción de la demanda mediante construcción de obras hidráulicas y donde han intervenido otros objetivos no relacionados directamente con la satisfacción de la demanda de agua.

Así, si en teoría las obras hidráulicas se realizaban para satisfacer las necesidades y peticiones de determinados usuarios, en la práctica, ha sido habitual que el Estado construyera obras hidráulicas para la promoción del regadío, la articulación territorial y la repoblación de zonas despobladas.

El reparto del uso de los caudales regulados se realiza, como se ha comentado anteriormente, por medio de un sistema concesional, gestionado por el Estado en las cuencas intercomunitarias y por las Comunidades Autónomas en las intracomunitarias. Las concesiones de utilización del agua establecen el titular de la misma, su duración, el volumen de recurso concedido así como el destino del mismo. El proceso de adjudicación de concesiones es discrecional, pero toda resolución debe ser motivada, según la Ley, en función del denominado "interés público".

A efectos del otorgamiento de concesiones existe un orden de preferencia que, con carácter general, es el siguiente: 1) abastecimiento de población, 2) regadíos y usos agrarios, 3) usos industriales para producción de energía eléctrica, 4) otros usos industriales, 5) acuicultura, 6) usos recreativos, 7) navegación y transporte marítimo y 8) otros usos.

De acuerdo con la legislación vigente, es posible, en determinados casos, la transmisión de las concesiones previa autorización administrativa. En la práctica, sin embargo, es extremadamente complicada por la existencia de una batería de recursos jurídicos que la impiden, a excepción de casos de extrema necesidad y siempre si se transmite la concesión de un uso inferior a uno superior en la escala de preferencias mencionada.

SISTEMA DE TARIFACIÓN

El sistema de tarifación del servicio público de suministro de agua en alta está constituido, en grandes líneas, por un conjunto de exacciones (fundamentalmente cánones y tarifas) que gravan el uso del agua de los usuarios beneficiados por obras hidráulicas financiadas, total o parcialmente, por la Administración Pública.

El objetivo del sistema es que los usuarios y beneficiarios, directos e indirectos, de las obras hidráulicas contribuyan a financiar las inversiones públicas en la construcción de las obras así como los gastos necesarios para su explotación y mantenimiento.

La fuente normativa es diferente según se trate de obras realizadas en cuencas intercomunitarias o catalogadas como de interés general, o de obras realizadas en cuencas intracomunitarias.

En el primer caso la principal fuente normativa la constituyen las disposiciones incluidas en la Ley de Aguas de 1985 (en adelante LAg) y en sus posteriores reglamentos (en especial el Reglamento del Dominio Público Hidráulico de 1986, en adelante RDPH), bajo el epígrafe denominado “Régimen económico-financiero del Dominio Público Hidráulico”.

En el segundo son las Administraciones Autonómicas las que tienen la potestad normativa en el tema y pueden modificar las figuras tarifarias definidas en la LAg o definir otras nuevas. Teniendo en cuenta que ninguna de las cuencas ubicadas, total o parcialmente, en el territorio andaluz son intracomunitarias, en el presente apartado nos limitamos a mostrar el sistema de tarifación contenido en la LAg y en el RDPH, dejando de lado los sistemas tarifarios definidos por disposiciones autonómicas en otras Comunidades Autónomas, que serán analizados a la hora de estudiar alternativas al sistema vigente en Andalucía.

Existen, en la LAg y sus Reglamentos, dos figuras que gravan el uso del agua disponible por obras públicas a cargo del Estado: el canon de regulación y la tarifa de utilización de agua.

• EL CANON DE REGULACIÓN

El canon de regulación es una exacción que grava el consumo de agua de los beneficiados, de manera directa o indirecta, por obras de regulación general financiadas, total o parcialmente, por el Estado.

El importe del canon está destinado a compensar la aportación del Estado en la realización de las obras y a sufragar los gastos de mantenimiento y explotación de las mismas.

En grandes líneas, la definición del canon de regulación de una obra determinada tiene dos fases definidas: la primera consiste en la estimación de los costes anuales

imputables a las obras; la segunda en el reparto de estas cuantías entre los usuarios de las mismas.

En la primera fase, la cuantía de la exacción a repartir entre los usuarios se fija, para cada ejercicio, sumando las siguientes cantidades:

- a) el total previsto de gastos de funcionamiento y conservación de las obras realizadas,
- b) los gastos de administración del organismo gestor imputables a dichas obras,
- c) el 4% del valor de las inversiones realizadas por el Estado, debidamente actualizado, teniendo en cuenta la amortización técnica de las obras e instalaciones y la depreciación de la moneda.

El cálculo de las cuantías a) y b) se determina, en general, a partir del presupuesto del ejercicio correspondiente añadiendo las diferencias que resulten entre las cantidades estimadas y reales del año anterior.

Para el cálculo de la cuantía del apartado c), el periodo total de amortización técnica para las inversiones de regulación se fija en cincuenta años, durante los cuales persiste la obligación del pago del 4% de las inversiones realizadas por el Estado. La base imponible se obtiene restando de la inversión total la amortización técnica lineal durante dicho periodo, que se traduce en la siguiente fórmula:

$$\text{Base imponible año } n = \frac{(50 - n + 1)}{50} \times \text{Inversión total}$$

De acuerdo con la LAg, la base imponible del año n se ha de actualizar mediante la aplicación sucesiva a esta base de los incrementos monetarios experimentados cada año, desde el primero, estimándose estos incrementos porcentuales en el exceso sobre el 6% del interés legal del dinero que tuvo vigencia en cada anualidad transcurrida, resultando así la base imponible definitiva para el año n .

En cuanto a obras de regulación de aguas superficiales o subterráneas, realizadas total o parcialmente por el Estado, y con un régimen económico regulado por la normativa anterior a la LAg de 1985, el periodo pendiente de pago será el resultante del régimen fijado en su día para la financiación de las obras. Las anualidades restantes por satisfacer serán las correspondientes a dicho régimen de financiación, pero sujetas a una actualización porcentual acumulativa, teniendo en cuenta la amortización técnica y depreciación de la moneda, a partir de la entrada en vigor de la Ley de Aguas, de acuerdo con la siguiente fórmula:

$$\text{Valor actualizado de la anualidad} = A_n \left(1 + \frac{(\text{interés legal} - 6) - \bar{b}}{100} \right)^n$$

Donde:

A = anualidad que resultaría del régimen de financiación anterior fijado en su día para las obras.

\bar{b} = porcentaje de amortización técnica, que la Ley fija en 4.

La segunda fase del cálculo del canon consiste en el reparto de las cuantías anteriores entre los usuarios de la obra en cuestión. Las cantidades resultantes de los apartados a) y b) se reparten entre la totalidad de los usuarios o beneficiarios obligados al pago del canon mientras que las resultantes del apartado c) se reparten entre los usuarios o beneficiarios actuales y previsibles de las obras de regulación existentes.

• LA TARIFA DE UTILIZACIÓN DEL AGUA

La tarifa de utilización del agua es una exacción que grava el consumo de agua de los beneficiarios, generalmente regantes, de otras obras hidráulicas específicas realizadas íntegramente a cargo del Estado. Son objeto de la tarifa el aprovechamiento o disponibilidad del agua hecha posible por dichas obras hidráulicas, y los beneficiarios no están exentos del pago por fallos de suministro producidos por sequía o causa de fuerza mayor.

La finalidad de la tarifa es la misma que la del canon de regulación, y para el cálculo de su cuantía se procede de la forma explicada anteriormente.

La diferencia estriba en que, en este caso, el periodo de amortización se fija en 25 años y para la determinación de la parte no amortizada de la inversión se calcula suponiendo una depreciación lineal en el periodo de amortización, según la fórmula:

$$\text{Base imponible año } n = \frac{(25 - n + 1)}{25} \times \text{Base imponible inicial}$$

La base imponible del año n se actualiza mediante la aplicación sucesiva a esta base de los incrementos monetarios experimentados cada año, desde el primero, estimándose estos incrementos porcentuales en el exceso sobre el 6% del interés legal del dinero que tuvo vigencia en cada anualidad transcurrida, resultando así la base imponible definitiva para el año n .

En cuanto a obras de regulación realizadas totalmente a cargo del Estado, y con un régimen económico de aportación al coste de las obras regulado por la normativa anterior a la LAg de 1985, se procede como en caso del canon de regulación. El reparto de la cuantía entre los beneficiarios tampoco varía respecto a lo estipulado en el caso del canon de regulación.

En ambos casos, las exacciones serán gestionadas y recaudadas, en nombre del Estado, por las Confederaciones Hidrográficas o los Organismos de cuenca, según corresponda.

SERVICIO DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA DE LAS COMUNIDADES DE REGANTES

Las Comunidades de Regantes son entidades de derecho público adscritas a los Organismos de cuenca y realizan el papel de intermediarias entre éstos y los agricultores propietarios de las zonas regables. En concreto su función es la de distribuir, de forma eficiente, el recurso recibido en alta entre los comuneros.

El sistema tarifario de las comunidades de regantes se plasma en las denominadas “derramas” que los comuneros han de satisfacer a la Comunidad por hectárea regada o susceptible de serlo. Las cuantías de las derramas se establecen, por lo general, al principio de las campañas de riego (cuando ya se sabe el agua concedida para riego por la Confederación) en función de la estimación de los gastos imputables al servicio (gastos de explotación y mantenimiento de la Comunidad y pagos a la Confederación por el agua suministrada en alta) y del volumen total de agua concedida en alta (en m³ por hectárea).

SERVICIOS URBANOS DEL AGUA

En el presente apartado se analiza un conjunto de servicios públicos que forman el denominado ciclo urbano del agua y que tradicionalmente han sido competencia de las corporaciones locales. Se trata, en concreto, del servicio de abastecimiento en baja, el servicio de alcantarillado y el servicio de depuración (o saneamiento en baja).

El servicio de abastecimiento urbano es competencia exclusiva de las corporaciones locales (Art. 25.1 y 25.2 de la Ley de Bases de Régimen Local, LBRL) y constituye, en el ordenamiento vigente, un servicio público de prestación obligatoria en todos los municipios.

En cuanto al modelo público-privado de gestión del servicio, las corporaciones locales tienen plena autonomía para decidir el modelo que más les convenga, entre un catálogo de alternativas bastante tipificadas que van desde la gestión pública pura hasta la concesión.

El sistema tarifario de este servicio público está regulado por disposiciones municipales y por normas de rango superior (en concreto por la Ley de Tasas y Precios públicos y por la mencionada LBRL), que establecen las bases generales para la definición de las tarifas. Básicamente el proceso de tarificación consiste en definir una estructura y unos niveles tarifarios que permitan recuperar los costes del servicio.

Las tarifas a facturar cada año se establecen el año anterior en función de una estimación de los costes de prestación del servicio y de los m³ a facturar. Una vez obtenida la tarifa

media (costes imputables/m³ a facturar) se asignan los costes de prestación del servicio a los distintos grupos de usuarios y se establece una estructura tarifaria que permita que los ingresos de cada grupo cubran los costes asignados. Esto se traduce generalmente en el establecimiento de una tarifa base y unos coeficientes ponderadores de la misma por tipo y bloque de consumo, a partir de los cuales se establece la tarifa definitiva para cada grupo de usuario y bloque de consumo.

Por lo general, el sistema de tarificación del servicio de abastecimiento de agua es un sistema binomio de bloques crecientes, con cuota fija o de servicio, independiente del consumo, y una cuota variable en función del consumo realizado. El montante de la cuota fija o de servicio puede ser igual para todos los usuarios o ser función del diámetro de la acometida. A mayor diámetro, se suponen unos mayores beneficios de presión, unos mayores costes fijos de abastecimiento y, por tanto, una tarifa más elevada. La cuota variable en función del consumo suele ser creciente por bloques de consumo y diferente para los distintos tipos de usuarios. La discriminación tarifaria entre tipos de usuarios (domésticos, industriales y servicios) sólo se produce, en general, en los sistemas de abastecimiento de grandes y, en ocasiones, medianos núcleos urbanos.

Es importante tener en cuenta que los costes a cubrir con tarifas son distintos según la gestión del servicio sea pública o privada (bajo concesión). Básicamente, en el primer caso no se considera ninguna retribución del capital o de los recursos propios (innecesaria, al coincidir, se supone, los propietarios con los usuarios) y no se practica la amortización técnica, es decir la depreciación de las instalaciones. Las tarifas tienen que cubrir, únicamente, los gastos de explotación, las amortizaciones financieras (de la deuda contraída para realización de inversiones) y aquella parte de las inversiones que se decide financiar con los ingresos ordinarios. Aunque se supone que los entes locales tienen plena autonomía en la gestión del servicio, toda variación tarifaria que pretenda ser introducida debe ser aprobada por la correspondiente Comunidad Autónoma.

La normativa vigente establece un nivel máximo tarifario, al no permitir que los municipios obtengan beneficio económico alguno por la prestación del servicio, pero no establece un precio mínimo. Sin embargo, este precio mínimo existe de hecho, ya que la LAg establece que los municipios deben repercutir en sus tarifas a los usuarios, por lo menos, los cánones que pagan a los Organismos de cuenca por el suministro en alta. La LAg no especifica, sin embargo, cómo se debe repartir el importe total del canon entre los diferentes usuarios, dejando, de este modo, amplia libertad a los municipios para la definición de sus políticas tarifarias.

Si bien el sistema de definición de las tarifas de abastecimiento es, en principio, homogéneo en toda la región y en todo el país, los niveles tarifarios que se obtienen presentan importantes diferencias (de incluso el 800%) que reflejan, en ciertas ocasiones, diferencias de costes de abastecimiento, pero por lo general políticas de subvenciones del consumo arraigadas históricamente y difíciles de cambiar por la sensibilidad del tema y el coste político que supondría.

El servicio de alcantarillado consiste en la recogida de las aguas utilizadas servidas por la red de abastecimiento y de las aguas pluviales procedentes del sistema viario municipal, con objeto de verterlas al dominio público hidráulico o marítimo, bien directamente, o bien después de someterlas a un tratamiento para reducir o minimizar el impacto que puedan tener sobre el medio ambiente.

En el ordenamiento vigente, constituye un servicio público de prestación obligada en todos los municipios y la competencia en su regulación recae, igualmente, en las corporaciones locales.

El sistema de tarificación del servicio está regulado por disposiciones municipales y por la Ley de Bases de Servicios Municipales (Ley Reguladora de las Haciendas Locales). Las tasas para cada año se calculan de forma análoga a las tarifas de abastecimiento, básicamente, en función de estimaciones sobre el consumo y sobre los costes de prestación del servicio. Existen, principalmente, dos modelos de tarificación del servicio: el modelo de cuotas fijas independientes del volumen de agua consumida y el modelo monomio con bloques crecientes, con una cuota variable en función del consumo de agua realizado. Es práctica común en los municipios, por motivos meramente administrativos, el no establecer las tasas de alcantarillado e incluir los costes de prestación del servicio en el cálculo de las tasas de saneamiento.

El saneamiento en baja hace referencia, en grandes líneas, al servicio de evacuación y depuración de las aguas residuales urbanas y las aguas pluviales recogidas por la red de alcantarillado y tiene como objeto que su vertido al dominio público hidráulico (si se dispone de autorización), o en su caso al dominio continental o marítimo, tenga el menor impacto posible sobre el medio ambiente.

Tiene la consideración de servicio público a la sociedad, y su oferta ha sido competencia, históricamente, de las corporaciones locales (municipios y mancomunidades), que establecen las tarifas, al igual que en los servicios anteriores, a partir de estimaciones de vertidos previstos (en función de las demandas previstas) y de costes imputables a la prestación del servicio.

En los últimos años, sin embargo, se han desarrollado una serie de circunstancias que han hecho que las inversiones necesarias para la prestación de estos servicios estén, en muchos casos, por encima de las posibilidades financieras de los municipios, por lo que tanto Comunidades Autónomas como organismos estatales han tomado cartas en el asunto.

El principal cambio en el contexto ha sido, aparte del aumento del volumen de residuos a tratar derivado del proceso de concentración urbana e industrial, las repercusiones que ha tenido la aprobación de la Directiva 91/271/CEE de 21 de mayo, sobre Tratamiento de Residuos. Esta directiva obliga a que todos los municipios de más de 2.000 habitantes tengan, antes del año 2005, plantas de depuración y tratamiento de aguas residuales.

La mayor parte de las Comunidades Autónomas, haciendo uso de las importantes

competencias que, según los Estatutos de Autonomía, tienen en materia de aguas, obras públicas y medio ambiente, han tomado un papel activo en materia de obras hidráulicas de saneamiento. Se han establecido, por ejemplo, convenios entre Comunidades Autónomas y Entes Locales para la construcción y financiación de obras de saneamiento y depuración y, en determinados casos, se ha ido más allá y ciertas Comunidades (entre las que no se encuentra Andalucía), utilizando su potestad normativa en el asunto, han definido nuevos “cánones de saneamiento” con objeto de financiar las obras⁷.

El Estado, por su parte, ante la envergadura económica del reto de cumplir con los plazos definidos en la Directiva Comunitaria, aprobó, en 1995, el Plan Nacional de Depuradoras que, en grandes líneas, pretende coordinar la actividad de la Administración del Estado, de las CC AA y de las Corporaciones Locales en materia de obras públicas de saneamiento. El Plan establece una subvención del Estado del 25% de la inversión en obras de depuración, así como las condiciones imprescindibles para la percepción de la ayuda: la implantación de un canon de saneamiento orientado a la financiación de las obras y la aprobación del Plan Regional de Saneamiento.

En el mismo orden de cosas, el Estado ha llegado a acuerdos específicos con ciertas Comunidades Autónomas (entre otras con la Comunidad Autónoma Andaluza), para la aplicación del importe recaudado en concepto de canon de vertidos para la realización conjunta de obras públicas de saneamiento.

SERVICIO DE SANEAMIENTO EN ALTA

El saneamiento en alta hace referencia al servicio de protección y mejora de la calidad del dominio público hidráulico y es competencia, como hemos visto, de las Confederaciones Hidrográficas, o en su caso de los Organismos de cuenca.

Con objeto de financiar el servicio, la LAg establece que todo residuo autorizado vertido al dominio público hidráulico (tanto de industrias, de municipios, etc.) está gravado con un canon, denominado “canon de vertidos”, una exacción que grava los vertidos autorizados procedentes de saneamientos urbanos, establecimientos industriales y otros focos susceptibles de degradar la calidad de las aguas.

El importe de la exacción es el resultado de multiplicar la carga contaminante del vertido, expresado en unidades de contaminación, por el valor que se le otorgue a la unidad.

⁷ Ver, por ejemplo, legislación sobre el tema en Cataluña (Ley 8/1981 sobre desarrollo legislativo en materia de evacuación y tratamiento de aguas residuales y Ley reguladora de la Administración Hidráulica en Cataluña, en Decreto Legislativo 1/1988 de 28 de enero) o en la Comunidad de Madrid (Ley 17/1984 reguladora del abastecimiento y saneamiento de agua en la comunidad de Madrid).

La carga contaminante en unidades de contaminación (C) se determina mediante la siguiente fórmula:

$$C = KV$$

Donde:

V= volumen del vertido en m³ al año.

K= coeficiente cuyos valores están establecidos reglamentariamente, que depende de la naturaleza del vertido y del grado de tratamiento previo.

En cuanto a la unidad de contaminación, patrón de medida, se refiere a la carga contaminante producida por el vertido tipo de aguas domésticas correspondiente a mil habitantes en el periodo de un año.

La determinación del valor de la unidad de contaminación la realiza, el Organismo de cuenca sobre la previsión de inversión en infraestructuras de depuración.

APLICACIÓN DEL SISTEMA TARIFARIO AL SUBSISTEMA DEL GUADALMELLATO

En este apartado se presenta un ejemplo de aplicación del sistema de tarificación descrito en el apartado anterior al caso de la Subcuenca del Guadalquivir, en la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. En concreto, se muestra cómo se calcularon las exacciones (tarifas, cánones, derramas...) facturadas a los usuarios de los distintos servicios del agua de la subcuenca en 1996.

Se trata de un ejemplo representativo del modo en que se calculan las tarifas de los distintos servicios en Andalucía, no de los niveles tarifarios en sí. Dicho de otro modo, el precio que un usuario de la cuenca del Guadalquivir paga por un servicio del agua no tiene que coincidir necesariamente (y de hecho no es probable que coincida) con el precio que ese tipo de usuario paga por el mismo servicio en otro lugar de Andalucía. Lo que sí coincide, en grandes líneas, en toda la región, es el sistema por el que se define ese precio.

En primer lugar, se ofrece una visión general del ciclo del agua en el área de estudio, para después presentar las tarifas, cánones, tasas y derramas facturados a los distintos usuarios en 1996 y el modo de cálculo de estas exacciones.

VISIÓN GENERAL DEL SUBSISTEMA

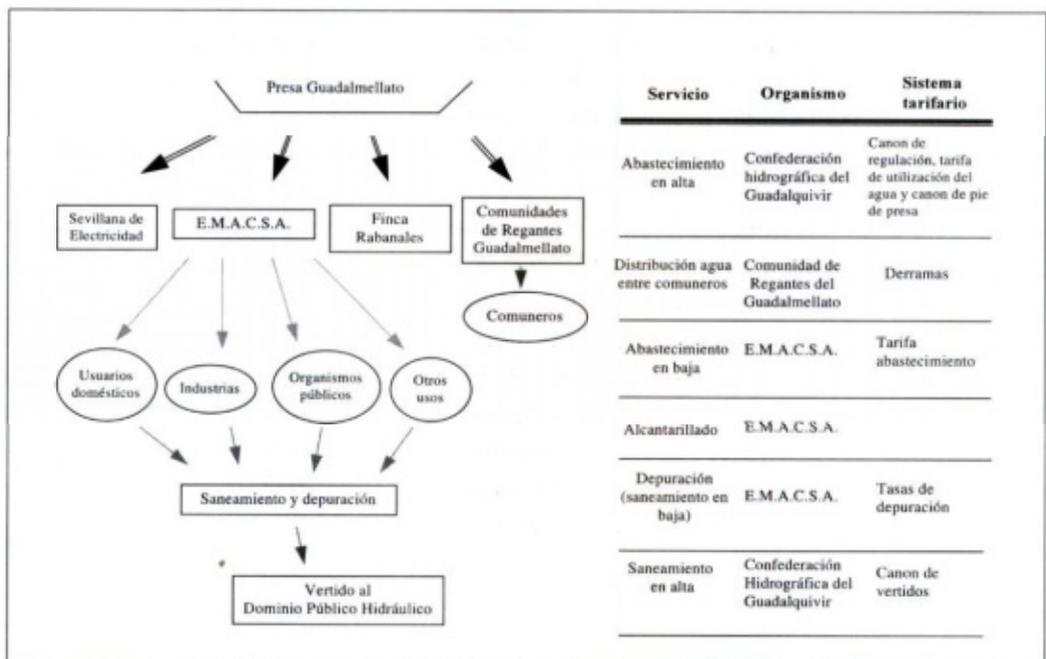
El ciclo parcial del agua incluye, en general, las fases de regulación, abastecimiento, en alta y en baja, recuperación de residuos, depuración de los mismos, y vertido al dominio público hidráulico.

En el caso que se analiza en el presente apartado, el Subsistema del Guadalme llato, se cumplen todas estas fases. Como puede verse en el gráfico 2, el sistema se inicia con la regulación del recurso a cargo de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir mediante la presa del Guadalme llato. La misma Confederación realiza el servicio de abastecimiento en alta del volumen regulado, que tiene cuatro grandes usuarios: dos organismos intermedios, EMACSA (Empresa Municipal de Aguas de Córdoba S.A.), para abastecimientos urbanos, y la Comunidad de Regantes del Guadalme llato para riegos de sus comuneros, y dos usuarios finales, Sevillana de Electricidad para producción hidroeléctrica y la Finca Rabanales para riego.

La Comunidad de Regantes del Guadalme llato, situada río abajo, distribuye entre sus comuneros el recurso recibido en alta y EMACSA realiza el sistema de abastecimiento en baja a los usuarios domésticos, industriales y a los organismos públicos de la ciudad de Córdoba, a través de la red de abastecimiento municipal.

La misma EMACSA presta el servicio de alcantarillado que conduce el agua a la planta de La Golondrina, donde es tratada, antes de ser vertida, al río Guadalquivir.

Gráfico 2
Servicios del agua en la subcuenca del Guadalme llato



El cuadro 19 resume los servicios prestados en la subcuenca, los organismos responsables de los mismos y los usuarios de cada uno de los servicios.

Cuadro 19
Servicios y usuarios del agua en el sistema del Guadalquivir

Servicio	Organismo prestador	Usuarios
Abastecimiento en alta	Confederación Hidrográfica del Guadalquivir	<ul style="list-style-type: none"> • EMACSA • Comunidad Regantes Guadalquivir • Los Rabanales • Sevillana de Electricidad
Distribución agua entre comuneros	Comunidad Regantes Guadalquivir	<ul style="list-style-type: none"> • 1.350 usuarios regantes de 6.500 ha de regadío
Abastecimiento en baja, alcantarillado y depuración	EMACSA	<ul style="list-style-type: none"> • 44.101 abonados de Córdoba - 32.488 domésticos (305.520 hab.) - 10.422 industrias - 1.201 públicos
Saneamiento en alta	Confederación del Guadalquivir	<ul style="list-style-type: none"> • EMACSA

EXACCIONES DE LOS SERVICIOS DEL AGUA EN LA SUBCUENCA DEL GUADALMELLATO EN 1996

A continuación se presenta, para cada uno de los servicios de la subcuenca, una breve descripción de la forma en que son gestionados y una explicación del proceso de cálculo seguido para la definición de las exacciones.

EL SERVICIO DE SUMINISTRO EN ALTA

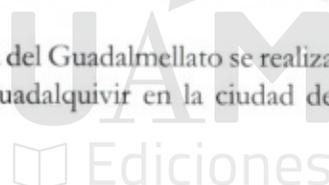
El servicio de suministro en alta lo realiza la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir utilizando, fundamentalmente, dos infraestructuras hidráulicas: la presa del Guadalquivir y el Canal de Riego del mismo nombre.

La primera, propiedad del Estado, terminó de construirse en 1930 y fue puesta en funcionamiento en 1932. Inicialmente concebida para abastecimiento a la Comunidad de Regantes del Guadalquivir, hoy en día tiene cuatro grandes usuarios: EMACSA, con un consumo anual medio de 27 hm³ y una garantía de reserva de 3 veces el consumo anual, la Comunidad de Regantes del Guadalquivir, con un consumo anual variable en función de los recursos disponibles y del consumo de abastecimientos, la empresa Sevillana de Electricidad que, valiéndose de los desembalses para el abastecimiento al resto de los usuarios, utiliza el agua para la generación de energía hidroeléctrica (uso no consuntivo), y la Finca Rabanales para el regadío, con un consumo anual medio de 1 hm³.

El Canal de Riego del Guadalquivir, también propiedad del Estado, fue construido en la misma época y empezó a utilizarse en 1932. El canal, de 52 km. de longitud, se

extiende desde la presa hasta el final de la zona regable, y atraviesa los municipios de Córdoba y Almodóvar del Río. Su principal usuario es la Comunidad de Regantes del Guadalquivir y en ocasiones es utilizado por fincas privadas situadas cerca del canal y por EMACSA para el abastecimiento urbano.

La gestión concreta del sistema de abastecimiento en alta del Guadalquivir se realiza desde la oficina de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir en la ciudad de Córdoba.



CÁLCULO DE LAS EXACCIONES FACTURADAS EN 1996

El sistema de tarificación del suministro de agua en alta se estructura en torno a dos exacciones - el canon de regulación y la tarifa de utilización del agua - que gravan la disponibilidad y el uso del agua de los agentes beneficiados por obras hidráulicas a cargo del Estado y están destinadas a compensar la aportación de éste en la realización de las obras y a atender sus gastos de explotación y mantenimiento.

En este caso las obras hidráulicas financiadas por el Estado son la Presa del Guadalquivir, obra de regulación general cuyos usuarios están obligados al pago del canon de regulación, y el Canal de Riego del mismo nombre, obra específica para riegos, cuyos usuarios deben satisfacer la tarifa de utilización de agua.

Las exacciones facturadas en 1996 a los usuarios del Guadalquivir por este servicio son las siguientes:

Cuadro 20

Exacciones facturadas por el suministro en alta en 1996 (en pts)

	Canon regulación Guadalm.	Tarifa utilización agua Guadalm.	Canon pie de presa	TOTAL
EMACSA	88.616.110	7.998.760		96.614.870
Com. Regantes	32.237.148	47.469.461		79.706.609
Los Rabanales		1.097.616		1.097.616
Sevill. de Elect.			2.025.000	2.025.000

Existe un usuario, Sevillana de Electricidad, con un régimen tarifario especial que resulta de un acuerdo entre dicha empresa y la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. *Grosso modo*, el usuario se compromete a abastecer, con la energía producida en la presa, a la central y al canal de riego, a un precio reducido. A cambio, tan sólo debe pagar un canon de pie de presa, cuya cuantía se obtiene del producto de los kWh producidos por un coeficiente que toma el valor 0,032. En este caso, dado que se estima que la central producirá 63.281.250 kWh durante 1996 el canon de pie de presa es de 2.025.000 pts.

En grandes líneas el proceso de cálculo de estas exacciones tiene dos fases: en la primera se estiman los costes anuales imputables a las obras y en la segunda se reparten estas cuantías entre los usuarios de las mismas.

Los costes anuales imputables a las obras (fase I) se obtienen mediante el cálculo de las siguientes partidas: a) el total previsto de gastos de funcionamiento y conservación de las obras realizadas, b) los gastos de administración del Organismo gestor (en este caso de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir) imputables a los usuarios de las obras y c) el 4% del valor de las inversiones realizadas por el Estado, debidamente actualizado, teniendo en cuenta el periodo de amortización técnica (50 años para el canon de regulación y 25 para la Tarifa de Utilización del Agua) y la depreciación de la moneda. Cada una de estas cantidades se reparte entre los distintos usuarios de las obras (fase II) para la determinación de los cánones y tarifas finales.

I. GASTOS DE FUNCIONAMIENTO, EXPLOTACIÓN Y CONSERVACIÓN DE LAS OBRAS

Para la determinación de los gastos de funcionamiento, explotación y conservación imputables al canon y la tarifa de 1996, la Confederación realiza un presupuesto para cada una de las obras y añade la liquidación del presupuesto del año anterior (cuadro 21).

El reparto de estos gastos entre los distintos usuarios se hace en función de los consumos previstos de cada uno, teniendo en cuenta el factor de garantía. Este último término hace referencia a la garantía extra que se le asegura a los usuarios de abastecimiento. Así, por ejemplo, si un abastecimiento tiene un factor de garantía de 4 significa que tiene garantizado el abastecimiento del consumo previsto anual durante los próximos cuatro años.

Cuadro 21

**Presupuesto de gastos de funcionamiento, explotación y conservación
de las obras para 1996 (en pts)**

Conceptos	Presa Guadalmellato	Zona Regable
Personal	11.500.000	22.500.000
Funcionamiento	1.000.000	1.000.000
Energía	50.000	50.000
Locomoción	500.000	1.500.000
Dictas y desplazamientos	500.000	1.500.000
Conservación	0	0
TOTALES	13.550.000	26.550.000
Liquidac. presup. 1995	1.169.353	-7.925.259
TOTAL GASTOS	14.719.353	18.624.741

Por lo que respecta a la presa del Guadalquivir (y por tanto para el cálculo del canon de regulación), el consumo previsto de los usuarios para 1996 es el siguiente: EMACSA 30 hm³ con un factor de garantía de 3, o sea, 90 hm³, y la Comunidad de Regantes 39 hm³.

Los coeficiente de reparto y los cánones correspondientes a este apartado son:

$$\begin{aligned} \text{EMACSA} &= 30 \times 3 / 129 = 0,69 \text{ pts} \times 14.719.353 = 10.269.693 \text{ pts} \\ \text{Comunidad} &= 39 / 129 = 0,31 \text{ pts} \times 14.719.353 = 4.449.660 \text{ pts} \end{aligned}$$

A este valor se le añade la liquidación por “exceso de reserva” de 1995. Esta liquidación es resultado del acuerdo, antes mencionado, entre Sevillana de Electricidad y la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, en virtud del cual la energía consumida en la presa y el canal de riego proviene de la energía producida por Sevillana al utilizar el agua de la misma. Si la energía consumida no supera una “bolsa de consumo” establecida, Sevillana le cobra a la Confederación una cantidad simbólica que pasa a formar parte de los gastos anuales imputables a cánones y tarifas. Sin embargo, si el consumo supera el límite establecido, Sevillana lo cobra a un precio superior y la Confederación se lo imputa directamente a los usuarios. En este caso, la liquidación complementaria de la energía al canon de regulación de la presa del Guadalquivir es de 4.181.074 pts, que se le imputan totalmente a EMACSA por considerar que ha sido el único usuario de la electricidad.

Por tanto, el canon definitivo correspondiente a este apartado se mantiene constante en el caso de la Comunidad de Regantes (4.449.660 pts) y pasa a ser de 14.450.767 pts (10.269.693 de canon y 4.181.074 de liquidación por exceso de energía) para EMACSA.

En cuanto a la infraestructura de riego (objeto de la tarifa de utilización del agua), el consumo previsto es nulo para EMACSA, que tiene un factor de garantía de 2, de 39 hm³ para la Comunidad de Regantes y 0,9 hm³ para la Finca Rabanales.

Los coeficientes de reparto y las tarifas correspondientes a este apartados son, por tanto:

$$\begin{aligned} \text{EMACSA} &= 0 \times 2 / 39,9 = 0,0 \text{ pts} \times 18.624.741 = 0 \text{ pts} \\ \text{Comunidad} &= 39 / 39,9 = 0,97 \text{ pts} \times 18.624.741 = 18.203.822 \text{ pts} \\ \text{Finca Rabanales} &= 0,9 / 39,9 = 0,03 \text{ pts} \times 18.624.741 = 420.919 \text{ pts} \end{aligned}$$

Incluyendo la liquidación por exceso de energía (7.998.760 pts) que se le imputa totalmente a EMACSA obtenemos las tarifas definitivas.

$$\begin{aligned} \text{EMACSA} &= 0 + 7.998.760 = 7.998.760 \text{ pts} \\ \text{Comunidad} &= 18.203.822 + 0 = 18.203.822 \text{ pts} \\ \text{Finca Rabanales} &= 420.919 + 0 = 420.919 \text{ pts} \end{aligned}$$

II. GASTOS DE ADMINISTRACIÓN DE LA CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL GUADALQUIVIR IMPUTABLES A LOS USUARIOS

La estimación de los gastos de administración de la Confederación para 1996 se realiza a partir del valor de las partidas de 1995 incrementando un 5% las de personal y un 8% las restantes, obteniendo los resultados agregados que se muestran en el cuadro 22. Del importe previsto para 1996, se deduce, en concepto de servicios de interés general y control y vigilancia del Dominio Público Hidráulico, un 20% que no se considera imputable a cánones y tarifas.

Cuadro 22

Presupuesto gastos de admón. de la Confederación para 1996

Conceptos	Importe en pts.
Capítulo 1º.- Personal	1.962.876.000
Capítulo 2º.- Gastos corrientes	369.306.000
Capítulo 4º.- Transferencias corrientes	1.107.000
Capítulo 6º.- Inversiones reales	187.762.000
Total importe previsto 1996	2.521.051.000
A deducir 20%	504.210.000
Total gastos a imputar	2.016.841.000

La imputación de la parte proporcional de estos gastos a los usuarios de las obras analizadas se realiza a partir de unos coeficientes de reparto entre los diferentes tipo, de usuarios, coeficientes que determina la Confederación a partir del beneficio total que cada uno de los grupos de usuarios de la cuenca obtiene del consumo de agua.

En el cuadro 23 se muestran los coeficientes de reparto establecidos para el cálculo de las exacciones de 1996. Para el riego, la Confederación calcula, a partir de información de cada zona regable de la cuenca, que la disponibilidad de agua genera un aumento de renta a los usuarios de 35.725 pts por hectárea. Multiplicada esta cantidad por el número de hectáreas de regadío de la cuenca, se obtiene el beneficio total de 12.052 millones de pesetas. Para la determinación del beneficio para abastecimientos se utiliza el dato del beneficio medio del m³ de agua en el riego (beneficio total/hm³ consumidos) y se multiplica por 3 el factor de garantía de reserva de abastecimientos. De esta forma se obtiene un beneficio de 21.435.000 pesetas por hm³ que, multiplicado por el número de hm³ consumidos, nos da el beneficio total que este tipo de usuarios obtiene por el agua consumida. Para usos no consuntivos la Confederación estima que el beneficio que se obtiene por hm³ es el 10% del beneficio que se obtiene para abastecimientos, es decir, 2.143.500 pts que, multiplicado por el consumo, nos arroja un beneficio total de aproximadamente 367 millones de pesetas. Para la estimación del beneficio de los aprovechamientos hidroeléctricos se utilizan, en teoría, unas complicadas fórmulas

relacionadas con la producción y la hidráulicidad de cada año. Sin embargo, en la práctica, el valor del beneficio se fija por negociación entre la Confederación y los usuarios eléctricos. En función de los beneficios totales se estiman los coeficientes de reparto que aparecen en la última columna del cuadro 23.

Cuadro 23
Presupuesto de gastos de administración de la Confederación para 1996

Tipo de aprovechamiento	Unidades beneficiadas	Unidad	Beneficio por unidad	Beneficio total en pts.	Coef. reparto
Regadíos	337.377	has.	35.725	12.052.793.325	0,591
Abast. y usos consunt.	371,2	hm ³	21.435.000	7.958.588.280	0,390
Usos no consuntivos	171,4	hm ³	2.143.500	367.505.218	0,018
Aprov. hidroeléctricos	36.546	MWh	586	21.415.956	0,001
TOTAL					1,00

A partir de estos coeficientes se obtiene el total a imputar a cada grupo de usuarios, que se reparte entre el número de unidades beneficiadas (Hectáreas para regadío, hm³ para abastecimiento y usos no consuntivos y kWh para aprovechamientos hidroeléctricos) y se obtiene el resultado que se muestra en el cuadro 24.

Cuadro 24
Imputación de los gastos a las unidades beneficiadas, por tipo de aprovechamiento

Tipo de aprovechamiento	Coef. reparto	Importe total a imputar	Unidades beneficiadas	Pts por unidad beneficiada
Regadíos	0,591	1.191.953.000	337.377	3.533 pts/ha.
Abast. y usos consunt.	0,390	786.568.000	371,2	2.118.485 pts/hm ³
Usos no consuntivos	0,018	36.303.000	171,4	211.740 pts/hm ³
Aprov. hidroeléctricos	0,001	2.017.000	36.546	0,0552 pts/Kw/h

Se imputan, por tanto, 3.533 pts por hectárea de riego, 2.118.485 pts por hm³ de consumo para abastecimiento, 211.740 pts por hm³ para usos no consuntivos y 0,0552 pts/kWh para aprovechamientos hidroeléctricos.

Dado que se estima que EMACSA tendrá un consumo de 30 hm³ y la Comunidad de Regantes 6.518 hectáreas de riego, los valores de las partidas del canon de regulación de la presa del Guadalquivir correspondientes a este concepto son los siguientes:

$$\begin{aligned} \text{EMACSA} &= 2.118.485 \text{ pts/hm}^3 \times 30 \text{ hm}^3 = 63.554.550 \text{ pts} \\ \text{Comunidad} &= 3.533 \text{ pts/ha.} \times 6.518 \text{ has} = 23.028.094 \text{ pts} \end{aligned}$$

Las partidas correspondientes a la tarifa de utilización del agua de la zona regable del Guadalquivir se imputaron, este año, al Canon de Regulación.

III. ANUALIDADES DE LAS INVERSIONES REALIZADAS

Para el cálculo de las anualidades imputables en el canon de regulación y la tarifa de utilización del agua en concepto de amortización de las inversiones realizadas es necesario diferenciar aquellas realizadas antes y después de la entrada en vigor de la Ley de Aguas, el 31 de diciembre de 1985.

Inversiones realizadas antes de 1986

Para el cálculo de las partidas de amortización de inversiones realizadas con anterioridad a diciembre de 1985, imputables al canon de regulación y a la tarifa de utilización del agua del año 1996, se utilizan las amortizaciones calculadas a partir de la normativa anterior, actualizadas por el factor que se presenta a continuación, siempre que el valor del factor no sea inferior a la unidad.

$$Fac = \frac{1996}{1986} \pi \left(1 + \frac{(in - 6) - 4}{100} \right)$$

Dado que, aplicando la fórmula se obtiene que el valor del factor es inferior a la unidad (en concreto 0,941), se utilizan las amortizaciones calculadas a partir de la normativa anterior. Según las tablas definidas para la amortización de las obras, las anualidades imputables al canon de los usuarios en 1996 son las siguientes:

EMACSA	= 854.194 pts
Comunidad	= 98.767 pts

La anualidad imputable a los usuarios de la Zona Regable del Guadalquivir en concepto de Tarifa de Utilización del agua es de 8.138.747 pts. Este valor se distribuye entre los usuarios en función del coeficiente de reparto establecido anteriormente y se obtienen los siguientes importes:

EMACSA	= 0,0 x 8.138.747 = 0 pts.
Comunidad	= 0,97 x 8.138.747 = 7.954.811 pts
Finca Rabanales	= 0,03 x 8.138.747 = 183.936 pts

Inversiones realizadas después del 31-12-85

La anualidad a amortizar cada año se estima mediante el siguiente proceso: en primer lugar es necesario conocer las inversiones realizadas cada año y el importe de las mismas a amortizar vía cánones y tarifas (generalmente un 20% de las inversiones no se imputan a cánones y tarifas por considerar que este tanto por ciento es beneficio general para la sociedad por sus funciones en la laminación de avenidas); multiplicando este último importe por el factor de amortización y el de actualización, se obtiene el valor de las inversiones pendiente de amortizar de cada año. Sumando estos valores se obtiene el valor total de inversiones pendientes de amortizar, que constituye la base imponible para el cálculo (multiplicándolo por 0,04) de la anualidad a amortizar por el canon y la tarifa.

Teniendo en cuenta que los factores de amortización (fa) para el cálculo del canon de regulación (CR) y la tarifa de utilización del agua (TUA) se calculan mediante la aplicación de las siguientes fórmulas:

$$fa(CR) = \frac{(50 - n + 1)}{50} \quad \text{y} \quad fa(TUA) = \frac{(25 - n + 1)}{25}$$

y que el factor de actualización se obtiene aplicando esta otra:

$$Fac = \pi \frac{1996}{n} \left(1 + \frac{(in - 6)}{100} \right)$$

obtenemos los cuadros 25 y 26, donde se calcula el valor de la anualidad a amortizar mediante el canon (15.417.226 pts) y mediante la tarifa de utilización del agua (21.803.589).

Cuadro 25

Importes de las inversiones imputables al canon de regulación (en pts)

Año	Inversión	A amortizar (80%)	n	Fa (CR)	Fac	Pte de amortizar
1.986	39.533.086	31.601.733	10	0,82	1,389	35.993.724
1.987	254.665.250	203.611.688	9	0,84	1,343	229.698.417
1.988	22.947.305	17.976.052	8	0,86	1,304	20.159.064
1.989	12.977.277	10.332.638	7	0,88	1,267	11.520.478
1.990	6.275.720	4.813.216	6	0,90	1,230	5.328.230
1.991	3.530.661	2.586.225	5	0,92	1,181	2.809.985
1.992	0	0	4	0,94	1,136	0
1.993	3.170.227	2.536.182	3	0,96	1,093	2.661.165
1.994	47.539.213	38.031.370	2	0,98	1,061	39.544.258
1.995	48.302.270	36.616.816	1	1,00	1,030	37.715.320
Base imponible						385.430.660
Anualidad de amortización actualizada					0,04	15.417.226

Cuadro 26**Importes de las inversiones imputables a la tarifa de utilización del agua (en pts)**

Año	Inversión	n	Fa(TAU)	Fac	Pte de amortizar
1.986	90.995.976	10	0,64	1,389	80.891.783
1.987	252.510.230	9	0,68	1,343	230.602.442
1.988	62.754.747	8	0,72	1,304	58.919.177
1.989	19.110.527	7	0,76	1,267	18.401.909
1.990	58.462.994	6	0,80	1,230	57.527.586
1.991	19.962.600	5	0,84	1,181	19.803.698
1.992	16.757.471	4	0,88	1,136	16.752.109
1.993	21.569.792	3	0,92	1,093	21.689.720
1.994	37.690.388	2	0,96	1,061	38.389.922
1.995	2.049.86	1	1,00	1,030	2.111.383
Base imponible					545.089.727
Anualidad de amort. actualizada				0,04	21.803.589

Los importes resultantes se reparten entre los usuarios de las obras en función de los coeficientes calculados anteriormente (a partir de los consumos previstos).

Así, para el canon de regulación, los importes son los siguientes:

$$\text{EMACSA} = 0,69 \times 15.417.226 = 10.417.599 \text{ pts}$$

$$\text{Comunidad} = 0,31 \times 15.417.226 = 4.660.627 \text{ pts}$$

Y para la tarifa de utilización del agua:

$$\text{EMACSA} = 0,00 \times 21.803.589 = 0 \text{ pts}$$

$$\text{Comunidad} = 0,97 \times 21.803.589 = 21.310.828 \text{ pts}$$

$$\text{Finca Rabanales} = 0,03 \times 21.803.589 = 492.761 \text{ pts}$$

Sumando estas tres partidas se obtienen las cuantías definitivas del canon de regulación y la tarifa de utilización del agua facturadas en 1996 que se muestran en el cuadro 27.

Cuadro 27**Exacciones facturadas por el suministro en alta en 1996 (en pts)**

	Canon regulación Guadalm.	Tarifa utilización agua Guadalm.	Canon pie de presa	TOTAL
EMACSA	88.616.110	7.998.760		96.614.870
Com. Regantes	32.237.148	47.469.461		79.706.609
Los Rabanales		1.097.616		1.097.616
Sevill. de Elect.			2.025.000	2.025.000

EL SERVICIO DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA A LOS REGANTES

La Comunidad de Regantes del Guadalquivir es el segundo gran usuario del agua de la presa del mismo nombre. Jurídicamente, la Comunidad es una corporación de derecho público adscrita a la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y fue constituida al amparo del Real Decreto de Concesión del 13 de noviembre de 1908. Su función fundamental es la de distribuir el agua concedida por la Confederación entre las fincas situadas en la denominada “zona regable”, que constituye el conjunto de tierras que tienen derecho al uso de las aguas de que dispone la Comunidad para su aprovechamiento en riego.

En 1996 la zona regable abarcaba una superficie de 6.543 hectáreas de regadío, propiedad de cerca de 1.350 comuneros. El caudal concedido por la Confederación a la Comunidad varía anualmente, dependiendo del caudal disponible en la presa y de la demanda estimada para el consumo urbano. En 1993 y 1994, los peores años de sequía, no consumió nada; en 1995, 30 hm³ y en 1996, 40 hm³.

Las infraestructuras hidráulicas que permiten el riego son el Canal Principal del Guadalquivir, propiedad del Estado, y un sistema de acequias principales y secundarias, propiedad de la Comunidad. El canal principal, de 55 km. de longitud, conduce el agua desde el embalse hasta la zona regable donde el recurso se distribuye, a través del sistema de acequias (162 km. en total), al conjunto de las fincas situadas en la zona. El estado de las infraestructuras no es el adecuado. Según la Comunidad, las pérdidas por filtraciones en la red superan el 39 % del caudal suministrado en cabecera⁸.

Sólo existe un elemento modulador en la zona (caudalímetro de ultrasonido), situado en la cabecera del canal principal, que permite medir, únicamente, el consumo total de la zona regable. La medición del consumo de cada comunero se realiza por el sistema de “hilos”. Tradicionalmente se consideraba un “hilo” al caudal que podía ser manejado por un hombre con la ayuda de un azadón. Hoy en día se asigna a cada hilo un caudal de 40 l/s y la determinación del número de hilos que pasa por una compuerta se hace visualmente.

El sistema de distribución del agua entre los regantes funciona de la siguiente forma: antes del comienzo de la campaña de riego, la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir comunica a la Comunidad la cantidad máxima de agua que, medida en cabecera de canal, dispone para el riego de las hectáreas solicitadas. Con esta información, la Comunidad da a conocer a cada comunero la cantidad de agua de la que dispone, cantidad que depende exclusivamente de las hectáreas que posee (se adjudica una misma cantidad por hectárea

⁸ Según la Confederación, la Comunidad tiende a inflar el dato con el objeto de conseguir mayores concesiones; las pérdidas no superan, según la Confederación, el 25% del caudal en cabecera.

sin tener en cuenta el tipo de cultivo de las tierras). Cuando el comunero quiere dar un riego, utilizando todo o parte del caudal concedido (la Comunidad lleva una contabilidad más o menos precisa del agua utilizada por cada comunero), lo solicita a la Comunidad y ésta le comunica cuándo es posible realizarlo. En función de las peticiones de riego, la Comunidad solicita a la Confederación el caudal deseado que permita, en la medida de lo posible, la satisfacción de las demandas de los comuneros.

La distribución de cultivos en la Zona Regable varía anualmente, en función de las previsiones que se hacen en época de siembra sobre disponibilidad de agua para la época de riego. En años escasos de agua predomina el cultivo del trigo y el girasol, mientras que en periodos de abundancia del recurso, aumenta considerablemente la superficie dedicada a cultivos con más requerimientos hídricos y con mayor valor añadido como el maíz, el algodón o el espárrago.

CÁLCULO DE LAS DERRAMAS FACTURADAS EN 1996

La Comunidad de Regantes soporta unos costes anuales de explotación y mantenimiento del sistema que repercute a los comuneros a través de un sistema de cuotas o “derramas”.

El reparto de los costes entre los comuneros no se hace en función del agua consumida por cada uno, pues no existen caudalímetros individuales, sino en función de las hectáreas regadas o susceptibles de ser regadas que posean.

En las cuotas o derramas aparecen tres conceptos que, según la nomenclatura de la comunidad, son los siguientes:

El canon de riegos, que hace referencia a los gastos de mantenimiento de las infraestructuras y a los gastos de funcionamiento de la comunidad (conservación y reparación de acequias, sueldos de los empleados, compra y alquiler de locales...).

El canon de elevación, que recoge los gastos ocasionados por la elevación de agua del Guadalquivir cuando no se dispone de recursos en la presa o el volumen suministrado no es suficiente para satisfacer las demandas.

El canon del Estado, que hace referencia a las exacciones (canon de regulación y tarifa de utilización del agua) que la comunidad paga a la Confederación por el suministro en alta.

La suma de estos tres conceptos, expresada en pts/ha., constituye la derrama total a pagar por hectárea susceptible de ser regada, o sea, a pagar independientemente de si la hectárea ha sido regada o no. En el cuadro 28 se presentan las derramas facturadas en 1996.

Cuadro 28
Derramas facturadas en 1996

Concepto	Pts/ha
Canon de Riegos	11.058
Canon de Elevación	2.113
Canon del Estado	12.229
TOTAL	25.400

El importe del canon de riegos se calcula a partir de una estimación que realiza la comunidad sobre los gastos de mantenimiento de las infraestructuras y los gastos de funcionamiento que va a tener en el año. Así, para la definición del canon de 1996 la Comunidad presentó el siguiente presupuesto de gastos:

Cuadro 29
Presupuesto de gastos de la comunidad para 1996

Concepto	Importe en pts.
Personal administrativo	11.070.000
Personal acequero	23.250.000
Personal acequero eventual	6.960.000
Horas extraordinarias	2.440.000
Seguridad social	14.500.000
Equipos personal acequero	280.000
Seguros varios	35.000
Construcción y reparación acequias	6.500.000
Mobiliario y material	70.000
Vehículos	1.200.000
Desplazamientos acequeros	1.850.000
Otros gastos generales	5.010.000
TOTAL	73.165.000

Para la estimación del canon divide los gastos totales (73.165.000) entre el número de hectáreas de riego, 6.617, y obtiene un valor de 11.058 pts por hectárea regada o susceptible de serlo.

En cuanto al importe del canon de elevación, los gastos totales del ejercicio, principalmente en energía y en reparación y amortización de equipos, fueron de 13.981.721 pts que, repartidos entre el número de hectáreas, ofrecen un valor de 2.113 pts por hectárea.

El importe del canon del Estado se obtiene de dividir los importes facturados a la comunidad en concepto de canon de regulación y tarifa de utilización del agua entre el número de hectáreas.

El importe de las derramas se satisface en dos pagos: el primero, en el mes de mayo, corresponde al pago del canon de riegos (sobre una estimación de los gastos de la

comunidad) y el segundo, en noviembre, corresponde al canon del Estado y el canon de elevación (cuyos valores ya se conocen para entonces). En caso de no pagar dentro de los plazos, la comunidad establece una prórroga o, en ciertas ocasiones, penaliza con un recargo del 10%. Si, pasado un tiempo, el comunero sigue sin pagar, se le corta el suministro (hecho que rara vez ocurre).

LOS SERVICIOS URBANOS DEL AGUA; ABASTECIMIENTO, ALCANTARILLADO Y SANEAMIENTO

Los servicios urbanos del agua son competencia exclusiva de las corporaciones locales. En el caso del municipio de Córdoba, usuario del subsistema del Guadalquivir objeto de estudio, la Empresa Municipal de Aguas de Córdoba S.A. es el organismo responsable de la gestión de estos servicios⁹.

Básicamente, el ciclo del agua en el municipio se inicia con el servicio de abastecimiento que incluye una serie de etapas. El agua suministrada en alta por la Confederación es transportada, en primer lugar, a Villa Azul, una planta de potabilización y tratamiento de aguas de la empresa. El transporte se realiza generalmente a través de dos conducciones que parten de la presa del Guadalquivir, pero puede realizarse, en ocasiones, utilizando el canal de riego que abastece a la Comunidad de Regantes. Una vez que el agua es convenientemente tratada en la planta de potabilización, se conduce a dos depósitos locales, desde donde se realiza la distribución a los distintos usuarios del municipio.

Las aguas residuales de los usuarios urbanos, así como las aguas pluviales del viario municipal, son recogidas por la red de alcantarillado y trasladadas, a través de una conducción subterránea, a la planta de depuración y saneamiento de La Golondrina. Aquí las aguas residuales del municipio se someten a un triple proceso de desbaste y eliminación de arenas y grasas, decantación primaria y depuración biológica, antes de ser vertidas, finalmente, al río Guadalquivir.

En grandes líneas, EMACSA recibe una media anual de 28.000.000 m³ en alta, de los cuales factura el 80% (el resto se pierde por filtraciones, escapes y agua de riego de parques y jardines, que no se factura). Suministra agua al 100% de la población de Córdoba (305.520 habitantes en 1996) y tiene 44.101 abonados, de los cuales, *grosso modo*, un 75% son domésticos, un 23% industriales y el resto empresas u organismos públicos. El servicio de alcantarillado tiene una cobertura de prestación del 100% de los abonados y el saneamiento se realiza sobre, aproximadamente, el 90% del agua facturada.

⁹ EMACSA es una sociedad anónima, cuyo capital pertenece en su totalidad al Ayuntamiento de Córdoba.

CÁLCULO DE LA TARIFA DE ABASTECIMIENTO Y LA TASA DE SANEAMIENTO PARA 1996

El sistema de tarificación de los servicios del agua ofrecidos por EMACSA está constituido, básicamente, por la **tarifa de abastecimiento** y por la **tasa de saneamiento**.

La estimación anual de la tarifa de abastecimiento y la tasa de saneamiento sigue, en grandes líneas, el proceso mencionado en el apartado anterior que tiene tres fases bien diferenciadas: (1) cálculo de la tarifa media, que resulta de dividir los gastos totales a cubrir con ingresos tarifarios entre el total de m³ a facturar en el año; (2) asignación de los costes de prestación del servicio a los distintos grupos de usuarios; y (3) definición de una estructura tarifaria que asegure que se recuperen, por cada grupo, los costes del servicio prestado.

Una cuestión de especial importancia en la estimación de las tarifas es, por tanto, la estimación de los gastos a imputar para el cálculo de las mismas. Dado que EMACSA es una empresa pública de gestión, no puede considerar retribución alguna del capital o recursos propios ni amortización técnica (al coincidir, se supone, los propietarios con los usuarios). Los gastos a imputar se limitan, por tanto, a los que salen de caja cada año, a saber, los gastos generales de explotación, la amortización financiera (devolución anual del principal de préstamos recibidos), los gastos financieros (de préstamos y empréstitos para las inversiones realizadas) y las inversiones reales financiadas directamente con ingresos ordinarios.

En este sentido, es importante tener en cuenta que la financiación de gran parte de las inversiones realizadas en los últimos años en infraestructuras de servicios de agua en Córdoba se ha realizado en el marco de un convenio firmado entre la Junta de Andalucía y el Ayuntamiento de Córdoba, por el que se han repartido, al 50%, el coste de las inversiones, excepto en el caso de la estación de depuración de aguas residuales de La Golondrina, en el que la participación de la Junta ha sido del 66%. Del total de las inversiones realizadas, EMACSA sólo puede repercutir en tarifas las realizadas con ingresos ordinarios y los intereses y devolución del principal de préstamos concertados para la financiación de inversiones (en el caso de La Golondrina, EMACSA financió la parte que le corresponde a través de un crédito con el Banco Europeo de Inversiones).

CÁLCULO DE LA TARIFA DE ABASTECIMIENTO DE AGUA DEL AÑO 1996

El sistema tarifario del servicio de abastecimiento de agua de EMACSA es un sistema binomio de bloques crecientes, con cuota fija o de servicio, independiente del uso del servicio, y una cuota variable en función de los consumos. El montante de la cuota fija o de servicio es función del diámetro de la acometida. A mayor diámetro, se supone unos mayores beneficios de presión, unos mayores costes fijos de abastecimiento y, por tanto,

una tarifa más elevada. La cuota variable es función del consumo, es creciente por bloques de consumos, y diferente para los distintos tipos de usuarios.

1. Cálculo de los costes a cubrir con ingresos tarifarios

El primer paso para la definición anual de las tarifas es la estimación de los costes relacionados con el servicio y que deben ser cubiertos con ingresos tarifarios. En el cuadro 30 se presenta el presupuesto de gastos del servicio para 1996.

Cuadro 30

Presupuesto agregado de gastos del servicio para 1996 (en pts)

Conceptos	Importes	%
Compra de aguas ¹⁰	235.810.050	8,2
Energía eléctrica	73.411.190	2,6
Productos químicos	38.129.147	1,3
Material conser. y funcion.	226.011.614	7,9
Personal y S.S.	1.374.111.835	47,8
Impuestos	61.746.663	2,1
Trab. realizados terceros	347.586.486	12,1
Transportes	1.650.000	0,1
Gastos administrativos	47.638.933	1,7
Otros gastos de explotación	14.319.426	0,5
Gastos financieros	56.299.499	2,0
Amortización	400.771.287	13,9
TOTAL GASTOS	2.877.486.130	100

Para la determinación de los gastos a cubrir con ingresos tarifarios, se le resta, al total anterior, una estimación de los ingresos por derechos de conexión (que incluyen los ingresos por derechos de acometida, por cuotas de contratación y por reconexiones de suministro) y los ingresos no tarifarios (que incluyen expansión de instalaciones, suministros y trabajos a terceros, trabajos realizados por la empresa para su propio inmovilizado, ingresos varios...), obteniéndose el total que aparece en el cuadro 31.

¹⁰ Esta cifra es superior a la que la Confederación factura a EMACSA por las exacciones de la presa del Guadalmellato, dado que incluye el pago de exacciones de otras obras que también abastecen a la ciudad y el pago de deudas de años anteriores.

Cuadro 31
Gastos a cubrir con ingresos tarifarios (en pts)

Concepto	Importe
Total gastos 1996	2.877.486.130
Ingresos derechos de conexión	83.216.586
Ingresos no tarifarios	220.627.846
TOTAL GASTOS A CUBRIR	2.573.641.698

2. Estimación "razonada" del volumen de agua a facturar en 1996

Una vez estimados los gastos a cubrir es necesario calcular el volumen de agua a facturar en 1996. Utilizando un modelo cuantitativo de medias móviles con datos de las seis campañas anteriores, la empresa estima que en 1996 se facturarán 22.803.727 m³ de agua.

3. Cálculo de la tarifa media

La tarifa media es el resultado de dividir el total de gastos a cubrir con ingresos tarifarios entre el volumen estimado de m³ a facturar, que, en nuestro caso, arroja el siguiente valor:

$$\frac{\text{Gastos a cubrir con ingresos tarifarios}}{\text{m}^3 \text{ de agua a facturar}} = \frac{2.573.641.698}{22.803.727} = 112,86 \text{ pts / m}^3$$

4. Estimación de los valores de la cuota fija o de servicio

Una vez estimada la tarifa media, se calcula la parte del total de los costes a cubrir con ingresos tarifarios de la cuota fija o de servicio. Según los cálculos de imputación realizados, 472.387.944 pts, o sea, un 18% del total de los gastos, corresponden a costes fijos imputables a la cuota de servicio.

Estos gastos se reparten entre los usuarios en función del diámetro de sus contadores. Cuanto más grande sea el contador, mayor es el nivel de la cuota fija.

A partir de los cálculos de costes y del número de contadores de cada diámetro, se establece una cuota mensual base de 392 pts y unos coeficientes (crecientes) aplicables a cada diámetro, a partir de los cuales se obtienen las cuotas unitarias mensuales por diámetro de contador que se muestran en el cuadro 32.

Cuadro 32
Valores de la cuota fija o de servicio para 1996 (en pts)

	Diámetro contador	Contadores instalados	Coficiente ponderador	Cuota unitaria mensual	Facturación anual
Hasta	13	31.986	1,00	392	150.462.144
	15	2.685	2,20	862	27.773.640
	20	3.425	3,66	1.434	58.937.400
	25	2.022	5,13	2.010	48.770.640
	30	2.485	7,34	2.877	85.792.140
	40	824	14,65	5.742	56.776.896
	50	159	21,99	8.620	16.446.960
	60	6	26,95	10.564	760.608
	65	49	29,33	11.497	6.760.236
	80	27	36,66	14.370	4.655.880
	100	20	51,32	20.117	4.828.080
	125	4	80,65	31.614	1.517.472
	150	4	197,65	77.478	3.718.944
	200	0	351,91	137.948	0
	250	2	551,33	216.121	5.186.904
TOTAL		43.698			472.387.944

5. Determinación de la cuota variable

Para esta fase, es necesario realizar un proceso de asignación de costes pendientes de cubrir entre los distintos grupos de usuarios. A partir de los resultados obtenidos se

Cuadro 33
Valores de la cuota variable de la tarifa de abastecimiento para 1996 (en pts)

Clases y Bloques de consumo	Tarifa base	Coef. ponder	Tarifa final	m³ a facturar	Ingresos
1. Domésticos					
0 a 9 m ³ /mes y vivienda	87,23	0,85	74,14	2.059.787	152.717.627
10 a 20 m ³ /mes y vivienda	87,23	1,00	87,23	13.705.692	1.195.497.864
21 a 40 m ³ /mes y vivienda	87,23	1,30	113,39	626.685	71.062.534
Exc. de 40 m ³ /mes y viv.	87,23	1,55	135,20	309.559	41.852.685
2. Industriales/comerciales					
0 a 20 m ³ /mes	87,23	1,00	87,23	872.163	76.075.585
21 a 70 m ³ /mes	87,23	1,25	109,03	560.246	61.085.280
Exceso de 70 m ³ /mes	87,23	1,50	130,84	2.241.145	293.230.454
3. Organismos Oficiales					
Cualquier cons. mensual	87,23	1,00	87,23	1.502.720	131.076.852
4. Depend. y serv. municip.					
Cualquier consumo mes	87,23	1,00	87,23	778.222	67.881.499
5. Otros usuarios					
Cualquier consumo mes	87,23	0,85	74,14	147.507	10.939.545
TOTAL				22.803.727	2.101.416.924

define una estructura tarifaria que permita que los ingresos de cada grupo cubran los costes asignados. El proceso se traduce, básicamente, en el establecimiento de un precio base (en nuestro caso 87,23 pts/m³) y un sistema de bonificaciones y recargos por grupos de usuarios y bloques de consumos representados por coeficientes ponderadores (los superiores a la unidad indican un recargo y los inferiores una bonificación).

En el cuadro 33 se presentan los coeficientes, las tarifas finales, los m³ a facturar por tipo y bloque de consumo y los ingresos esperados.

La suma de los ingresos esperados por la cuota fija (472.387.944 pts) y por la cuota variable (2.101.416.294) ofrece unos ingresos totales de 2.573.804.868 pts, que sirven para cubrir los costes estimados (2.573.641.698) y ofrecen un superávit de 162.388 pts.

CÁLCULO DE LA TASA DE DEPURACIÓN DE AGUAS RESIDUALES DEL AÑO 1996

El sistema tarifario del servicio de saneamiento de EMACSA, que se materializa en la tasa de depuración, es un sistema monomio con bloques crecientes, con una cuota variable en función del consumo de agua realizado.

En primer lugar, y como en el caso del servicio de abastecimiento, se estima el total de costes relacionados con el servicio e imputables en el cálculo de las tasas. El presupuesto de gastos del servicio para 1996 se muestra en el cuadro 34.

Cuadro 34

Presupuesto de gastos del servicio de depuración para 1996 (en pts)

Concepto	Importe	% sobre el total
Compras (productos químicos, etc)	81.877.064	11,2
Servicios exteriores	200.148.909	27,3
Tributos	3.272.591	0,4
Gastos de personal	184.642.010	25,2
Gastos financieros	165.999.478	22,6
Dot. para amortizaciones	69.773.652	9,5
Provisiones	28.098.308	3,8
TOTAL	733.812.012	100,0

Se calculan, seguidamente, los m³ a facturar, a partir de la previsión realizada al efecto en el estudio de la tarifa de abastecimiento y que arrojaba un total de 22.734.327 m³ en 1996.

Dado que, a partir de los datos de los primeros seis meses de 1995, se factura en concepto de tasa de depuración el 90,93% de los consumos de agua, se establece la previsión de m³ a facturar en 1996 como el 90,93% de 22.734.327 m³, o sea, 20.672.563 m³.

La tarifa media, que se obtiene de dividir el total de gastos a cubrir con las tasas entre el número de m³ a facturar, es la siguiente:

$$\frac{\text{Gastos a cubrir con ingresos por tasas}}{\text{m}^3 \text{ de agua a facturar}} = \frac{733.812.012}{20.672.563} = 35,49 \text{ pts/m}^3$$

Una vez establecida la tarifa media y calculados los costes a cubrir por cada grupo de usuarios, se establece la estructura tarifaria que, en este caso, sólo tiene la variable de los bloques de consumo. Esta estructura queda reflejada en los coeficientes de bonificación o recargo por tipo de usuario y bloque de consumo, que, aplicados a la tarifa base (34,05), nos ofrecen las tarifas finales que se muestran en el cuadro 35.

Como puede verse, la suma de los ingresos esperados (resultante de aplicar las tarifas finales a los m³ que se espera facturar por grupo de usuarios y bloque de consumo) es de 734.248.727 pts, superior, en 436.715 pts, a los gastos a cubrir con las tasas (733.812.012 pts).

Cuadro 35

Valores de las tasas del servicio de depuración para 1996 (en pts)

Clases y Bloques de consumo	Tarifa base	Coef. pond.	Tasa final	miles de m ³ a facturar	Ingresos totales
1. Domésticos					
0 a 9 m ³ /mes y vivienda	34,05	0,90	30,65	1.962	60.130.800
10 a 20 m ³ /mes y vivienda	34,05	1,00	34,05	13.169	449.359.317
21 a 40 m ³ /mes y vivienda	34,05	1,25	42,56	637	27.140.897
Exceso de 40 m ³ /mes y viv.	34,05	1,50	51,08	139	7.109.017
2. Industriales/comerciales					
0 a 20 m ³ /mes	34,05	1,00	34,05	805	27.430.050
21 a 70 m ³ /mes	34,05	1,25	42,56	516	21.993.886
Exceso de 70 m ³ /mes	34,05	1,50	51,08	1.472	75.213.465
3. Organismos Oficiales					
Cualquier consumo mensual	34,05	1,00	34,05	1.166	39.708.682
4. Depend. y serv. municipales					
Cualquier consumo mes	34,05	0,90	30,65	78	— 2.393.119
5. Otros usuarios					
Cualquier consumo mes	34,05	1,00	34,05	698	23.769.495
TOTAL				20.642	734.248.727

EL SERVICIO DE SANEAMIENTO EN ALTA

La Confederación Hidrográfica del Guadalquivir es el organismo responsable de la prestación del servicio de saneamiento en alta en el área de estudio. El objetivo básico del servicio es el mantenimiento de la calidad del agua y del Dominio Público Hidráulico en la cuenca hidrográfica.

Como medio de financiación del servicio la Confederación grava con un canon, denominado "canon de vertidos", a todo vertido autorizado al dominio público hidráulico.

En el ejemplo que nos ocupa, el único cliente del servicio es la Empresa Municipal de Aguas de Córdoba, que dispone, desde 1987, de una autorización provisional de vertido de aguas residuales al río Guadalquivir.

Hasta la entrada en funcionamiento de la estación depuradora de aguas residuales, la práctica totalidad de las aguas residuales generadas en el municipio y recogidas por la red de alcantarillado eran vertidas al río sin ningún tipo de tratamiento previo. En la actualidad el municipio dispone de una planta depuradora que mejora sensiblemente la calidad de las aguas residuales arrojadas al medio.

CÁLCULO DEL IMPORTE DEL CANON DE VERTIDOS DE 1996

Las dos variables fundamentales para la determinación del canon de vertidos son el volumen anual de vertido y la carga contaminante del mismo.

EMACSA realiza análisis periódicos sobre ambas variables y envía un informe trimestral a la Confederación que, con los mismos y con datos propios, calcula el importe a facturar en concepto de canon de vertidos.

El importe del canon de vertidos se define multiplicando las unidades de contaminación por el precio otorgado a las unidades de contaminación. Las unidades de contaminación (C) expresan la carga contaminante del vertido y se determinan mediante la fórmula:

$$C = KV (1-D)$$

Donde V es el volumen anual de vertido en m³, K el coeficiente que depende de la naturaleza del vertido y del grado de tratamiento previo y cuyos valores están establecidos reglamentariamente y D el grado de tratamiento previo del residuo.

El valor de la unidad de contaminación, o precio a pagar por cada unidad de contaminación, es definido por la Confederación a partir de la previsión de inversión en infraestructuras de depuración.

Cuadro 36

Cálculo del importe del canon de vertidos para 1996 (en pts)

Volumen vertido	Coficiente K	Grado de depuración	Unidades contaminantes	Precio por unid. cont.	Importe canon
V	K	d	C=VxK (1-d)	E	P = CxE
m ³			U.C.	Ptas./UC	
30.296.981	0,0000016	0,00	48,47517	500.000	24.237.585

En el cuadro 36 se muestran los cálculos realizados para el cálculo del canon de vertido facturado a EMACSA en 1996.

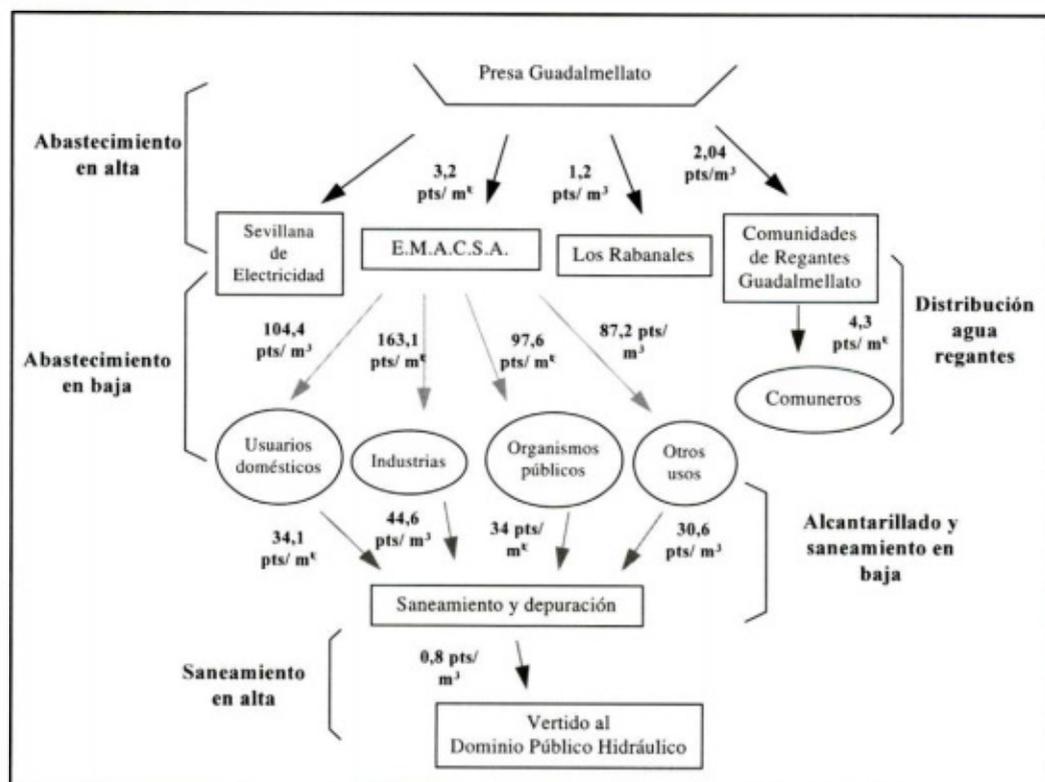
El valor del coeficiente K depende tanto de la naturaleza del vertido como del grado de tratamiento. En el caso de EMACSA, la Confederación considera que se trata de un vertido urbano muy industrializado y con alto grado de tratamiento. Evidentemente, a menor contenido industrial del vertido y a mayor tratamiento, menor es el valor del coeficiente K.

PRECIO MEDIO DEL AGUA DEL SUBSISTEMA DEL GUADALMELLATO EN 1996

Teniendo en cuenta los resultados anteriores, se presenta, en el gráfico 3, el precio medio facturado por m^3 de agua en 1996 a cada tipo de usuario para cada uno de los servicios del agua en la subcuenca del Guadalmeallato.

Gráfico 3

Precio medio facturado por m^3 de agua en los distintos servicios



4. CONSIDERACIONES FINALES

El problema del agua en Andalucía ha existido siempre y siempre existirá; el agua es y siempre será un recurso escaso en relación con las apetencias que suscita. El problema, sin embargo, es hoy en día especialmente agudo y preocupante; el desarrollo de nuevas tendencias pone en tela de juicio la sostenibilidad de las soluciones tradicionales al problema y amenazan con convertir al agua, al problema del agua, en un factor limitante para el desarrollo económico y social de la región.

En el último siglo, las políticas hidráulicas en Andalucía y en España han tenido como objetivo el aumento de la oferta de agua mediante la construcción de obras hidráulicas. Estas obras han sido financiadas por las AA PP por considerarlas de interés general y por una voluntad política explícita de incentivar el consumo de agua. La gratuidad del recurso y la falta de incentivos para su uso racional han propiciado un modelo de desarrollo intensivo en agua, en el que el consumo del recurso es muy sensible al crecimiento económico. Hasta muy recientemente, el aumento del consumo de agua ha sido contrarrestado por un aumento de la oferta mediante la construcción de nuevas obras hidráulicas a cargo de la Administración, lo que ha permitido mantener el equilibrio entre la oferta y la demanda.

Sin embargo, las tendencias económicas, sociales y culturales que se han desarrollado en los últimos años, no sólo en Andalucía, sino en todas las economías avanzadas, cuestionan la viabilidad de estas políticas tradicionales.

En el ámbito económico estas tendencias son la restricción del gasto y de las inversiones públicas derivada del proceso de integración europea, los requerimientos crecientes de rentabilidad social de los proyectos públicos, y los costes económicos crecientes y rendimientos decrecientes de las obras hidráulicas de regulación, por haberse ocupado en el pasado las ubicaciones más rentables y económicas.

Y en el ámbito social, estas tendencias consisten en la creciente valoración del medio ambiente y en concreto de los ecosistemas hídricos, que se traduce en un aumento de la demanda de agua en su estado natural en ríos, lagos y, en general, en el paisaje, y en una creciente importancia de los costes medioambientales de los proyectos hidráulicos.

Estas tendencias han provocado una ralentización importante del ritmo de construcción de obras hidráulicas en los últimos años en la región, lo que se traduce, evidentemente, en una reducción del ritmo de crecimiento de la oferta de agua. Este proceso no ha ido acompañado, sin embargo, de una reducción de la demanda o el consumo de agua; muy al contrario, el consumo de agua sigue siendo, como se ha constatado, muy sensible al crecimiento de la renta.

El estancamiento de la oferta de agua, unido al crecimiento constante de su demanda, ha generado un déficit hídrico estructural en la región especialmente importante en las cuencas del Guadalquivir y del Sur.

Este déficit hídrico ha motivado la aparición de: conflictos territoriales, o luchas entre

pueblos, comarcas, territorios, o Comunidades Autónomas, por el control de los recursos hídricos cada vez más escasos en términos relativos; conflictos sectoriales entre usuarios urbanos, agrarios y medioambientales, con intereses contrapuestos; pérdidas económicas y malestar social, derivadas de la imposición de restricciones de agua a abastecimientos urbanos, agrarios o industriales; y la degradación del medio ambiente por la sobreexplotación de los recursos existentes, fundamentalmente de los recursos subterráneos, generando problemas de salinización, desecación de humedales, y degradación general de los recursos hídricos y de ecosistemas asociados.

Por el momento, los efectos negativos del déficit hídrico se manifiestan únicamente durante los periodos prolongados de sequía como el vivido en los primeros años de la década de los noventa. Es importante recordar, en este sentido, que este tipo de sequías no son excepciones a la norma sino consustanciales al clima mediterráneo característico de la región, por lo que, antes o después, vuelven a repetirse.

Pero el problema serio se presenta de cara al futuro.

El desarrollo de un escenario TENDENCIAL, en el que se mantengan las tendencias de los últimos años, implicaría un agravamiento del problema del agua hasta convertirlo en un posible condicionante del desarrollo de la región. En un contexto en el que la oferta de agua es relativamente fija o de muy costosa ampliación, el mantenimiento de un consumo de agua sensible al crecimiento económico provocaría un aumento del déficit hídrico, que se traduciría en la aparición de nuevos conflictos, la exacerbación de los existentes y en numerosas pérdidas económicas y sociales derivadas de las obligadas restricciones. Además, las negativas consecuencias de esta situación no se harían únicamente visibles en los periodos de sequía, sino que se convertirían en algo habitual, normal, independiente de las condiciones climáticas del momento. En definitiva, el desarrollo de un escenario TENDENCIAL tendría consecuencias muy negativas para Andalucía, donde, como ha quedado presente en apartados anteriores, el agua es un elemento básico para su desarrollo integral.

Las nuevas tendencias y los nuevos valores exigen nuevos planteamientos, nuevas soluciones al problema del agua. Exigen, en definitiva, el desarrollo de un escenario ALTERNATIVO que permita solucionar o al menos sobrellevar el problema del agua en la región.

Se requiere un escenario que rompa con las tendencias, con la inercias del pasado y que adapte los planteamientos de gestión del recurso a las nuevas circunstancias. Un escenario que sea sostenible desde el punto de vista medioambiental, solidario con las generaciones venideras. Y en un contexto en el que la oferta de agua es un parámetro fijo, por las tendencias mencionadas, o muy difícil y costoso de ampliar, la solución al problema del agua pasa, necesariamente, por **una mejor gestión de los recursos ya existentes.**

Ha quedado claro en apartados anteriores que el agua es, en Andalucía, un recurso por naturaleza escaso e irregularmente repartido en el espacio y en el tiempo. Sin embargo,

gracias a la regulación realizada, el volumen de agua disponible es más que suficiente para satisfacer las demandas, no las apetencias, que la sociedad reclama en la actualidad. Gestionando mejor los recursos existentes, adaptando nuestros estilos de vida y nuestras demandas a la escasez natural del recurso y a los costes reales que supone su gestión es posible llegar a una solución al problema del agua.

Y es aquí donde la economía, la ciencia económica, puede jugar un papel clave en este nuevo escenario. Bajo esta idea, en los próximos capítulos se analiza y explora cómo los distintos mecanismos económicos disponibles (precios, mercados,...) pueden contribuir a mejorar la asignación de los recursos hídricos existentes y a evitar que el agua, el problema del agua, se convierta en un lastre para el desarrollo de la región.

CAPÍTULO 2

TEORÍA ECONÓMICA

En este segundo capítulo se presenta, en dos apartados, la teoría económica que considero que es relevante para el tratamiento de la problemática de la gestión y tarificación del agua.

En el primero se muestra la teoría sobre la gestión y tarificación de los servicios públicos. Con objeto de posibilitar que el agua pueda satisfacer las funciones demandadas por la sociedad es necesario, en la mayor parte de los casos, llevar a cabo una serie de actividades de regulación y gestión del recurso, actividades que en el marco institucional vigente en nuestro país tienen la consideración de servicios públicos a la sociedad. Se introducen, en el apartado, los principales conceptos de economía del bienestar y de estructura industrial que se utilizan en el estudio, y se describe y analiza la teoría económica relacionada con la gestión y tarificación de estos servicios públicos.

En el segundo apartado se presenta la teoría económica relacionada con la gestión de los recursos naturales. El agua es, ante todo, un recurso natural. Un recurso finito, en su mayor parte renovable y, por lo general, escaso en relación con las apetencias que suscita. En el apartado se plantea la problemática económica que supone su gestión y se presentan los planteamientos económicos generales para su solución: el mercado y la intervención pública en la gestión.

1. GESTIÓN Y TARIFICACIÓN DE SERVICIOS PÚBLICOS

En un contexto económico y tecnológico determinado, los servicios públicos son aquellos que los miembros de la sociedad consideran que tienen derecho a disfrutar en unas condiciones de precio y calidad razonables y que no pueden ser ofrecidos satisfactoriamente por los canales habituales del mercado.

Los organismos que ofrecen estos servicios no se caracterizan por la naturaleza de su capital, que puede ser público, privado o mixto, sino por el hecho de estar regulados por la Administración Pública con el objetivo básico de maximización del bienestar social.

Uno de los principales instrumentos de regulación de los servicios públicos es la definición del sistema de tarificación del servicio.

En este apartado se ofrece una visión general de la teoría económica de la tarificación de los servicios públicos. Se trata de un análisis económico normativo centrado en el estudio de la eficiencia económica de los distintos sistemas así como sus efectos sobre el bienestar general de la sociedad.

Antes de pasar a describir y analizar en detalle los distintos sistemas de tarificación, se presenta en la siguiente sección los supuestos y conceptos básicos de economía del bienestar y de estructura industrial que se utilizan posteriormente.

PRINCIPIOS ECONÓMICOS BÁSICOS

EFICIENCIA EN LA ASIGNACIÓN

Aunque se acepta que el objetivo del regulador al fijar el sistema tarifario de un servicio público es la maximización de bienestar social en un sentido amplio (incluyendo cuestiones de eficiencia y equidad), hoy en día tiende a asumirse que el principal criterio de evaluación de los distintos sistemas de tarificación es su contribución a la asignación eficiente de los recursos.

¿Cómo contribuyen los distintos sistemas de tarificación a la consecución de este objetivo? ¿Qué política es más eficiente, A o B? ¿Cuál de las dos contribuye a alcanzar el mayor nivel de bienestar?

A finales del siglo XIX, Pareto (1896) formuló un criterio según el cual la política B es una mejora *paretiana* respecto a la política A cuando, fruto del cambio de A a B alguno de los agentes implicados mejora su situación y ninguno de los demás la empeora. En este contexto la eficiencia económica se maximiza cuando no son posibles mejoras paretianas o, lo que es lo mismo, cuando no existen políticas alternativas que puedan mejorar la situación de un agente sin empeorar la de otro. El análisis paretiano tiene una limitación de carácter práctico dado que no puede utilizarse para comparar situaciones en las que la distribución de la renta no es similar.

Con objeto de extender el campo de aplicación de la economía del bienestar y de superar las limitaciones del análisis paretiano, Hicks (1939) y Kaldor (1939) introdujeron el principio de compensación. Este principio señala que una política B es preferida a una política A si, fruto del cambio de A a B, aquellos que han salido beneficiados pueden compensar a los perjudicados y como resultado todos los agentes implicados pueden mejorar su bienestar. Lo fundamental del principio es la posibilidad de compensación, no la compensación de hecho¹. Hicks mantiene que, tanto si se recomienda que se

¹ Scitovsky (1941) mantiene que es posible que se den casos en los que al mismo tiempo se prefiera la política A a la B y la política B a la A. Mantiene que el principio de compensación debería ser que la política B es preferida a la A, sólo si los ganadores pueden compensar a los perdedores fruto del cambio y los posibles perdedores no pueden pagar o sobornar a los potenciales ganadores para que no se haga el cambio.

realice la compensación como si se recomienda que no se realice, se está haciendo un juicio de valor que puede conducir a una pérdida de bienestar general de la sociedad. El análisis del bienestar económico debe limitarse, por tanto, a calcular los efectos potenciales de un cambio de política sobre los distintos agentes y dejar el tema de la distribución de la ganancia neta (subjeto por naturaleza) al organismo político competente.

La pérdida de bienestar social derivada de no adoptar una determinada política de precios, al rechazar, por motivos éticos, políticos o sociales, la posibilidad de que exista compensación, se denomina “pérdida muerta” (*deadweight loss*). La medición de la pérdida muerta es una medida de los costes que supone para la sociedad el respeto a los motivos éticos, políticos o sociales mencionados.

En todo caso, para la aplicación de este principio es necesario poder cuantificar las variaciones en el bienestar de los individuos fruto de un cambio en la política de precios. Hicks (1956), basándose en trabajos y conceptos anteriores de Dupuit (1844) y Marshall (1930), desarrolló los sistemas de medición basados en la “disposición a pagar” para evaluar las variaciones en el bienestar de los consumidores producidas por variaciones en los precios. De acuerdo con Hicks (1956), una manera de medir la variación de bienestar de un individuo derivada de un cambio de política es determinar su “variación compensatoria”, es decir, la cantidad de dinero que habría que quitar al consumidor una vez producido el cambio de forma que su bienestar no variara respecto a la situación inicial previa al cambio. Para el caso de un aumento del bienestar, sería la cantidad máxima que el consumidor estaría dispuesto a pagar por el cambio, y para una pérdida de bienestar, sería la cantidad mínima con la que habría que compensar a un consumidor para que quedara en su situación de bienestar inicial.

Tradicionalmente se ha considerado que el excedente del consumidor, el triángulo determinado por la curva de demanda y la recta del precio, es una medida adecuada para determinar la variación de bienestar del consumidor producida por un cambio de política de precios (Ricardo, 1829, Dupuit, 1844, Marshall, 1930). Sin embargo, de lo expuesto por Hicks se deduce que esto sólo es así si la variación del excedente del consumidor representa la variación compensatoria de los individuos. Hicks (1956) ha demostrado que si el efecto renta del cambio es pequeño, el excedente del consumidor es una “buena” aproximación de la variación compensatoria. Willig (1976) ha calculado cómo de pequeño debe ser el efecto renta para que el excedente del consumidor sea una medida adecuada de la variación del bienestar provocada por un cambio en la política de precios, y ha demostrado que cuando las variaciones en el excedente del consumidor son pequeñas en relación con la renta del consumidor o cuando la elasticidad-renta de la demanda es pequeña (condiciones que suelen cumplirse en la mayor parte de las industrias y sectores de servicios públicos), el excedente del consumidor es una medida perfectamente adecuada de la variación del bienestar del consumidor producida por la variación del precio de un bien.

Dado que esta aproximación puede obtenerse con datos disponibles para las empresas de servicios públicos y para los reguladores, es el método que se utiliza en la mayor parte de las evaluaciones de las distintas políticas. Se pasa ahora a analizar más detalladamente estos últimos conceptos.

TEORÍA ECONÓMICA DEL BIENESTAR

EL EXCEDENTE DEL CONSUMIDOR

El excedente del consumidor es una medida del beneficio que reporta al consumidor la participación en una transacción. Un consumidor con una función de demanda de pendiente positiva paga todas las unidades consumidas de un bien al mismo precio, que viene determinado por la utilidad marginal que le reporta la última unidad adquirida. El excedente del consumidor de cada unidad adquirida es la diferencia entre la cantidad que estaría dispuesto a pagar por ella y el precio que efectivamente paga. Gráficamente el excedente es el área situada por debajo de la curva de demanda de un bien y por encima de la recta de su precio.

Para determinar con precisión la variación del bienestar que experimenta un individuo como consecuencia de la variación del precio de un bien, es necesario sustraer el efecto renta de la variación del excedente que genera (o utilizar una curva de demanda compensada).

Mediante este proceso, el excedente resultante sería equivalente a la variación compensatoria y sería por tanto una medida exacta de la variación del bienestar del consumidor derivada del cambio del precio. Sin embargo, como se ha visto, Willig (1976) ha demostrado que, en la mayoría de los casos, y siempre que se cumplan una serie de condiciones, el excedente del consumidor es una medida perfectamente adecuada de la variación del bienestar del consumidor producida por una variación del precio de un bien.

EL EXCEDENTE DEL PRODUCTOR

El excedente del productor de cada unidad vendida es la diferencia entre el precio al que estaría dispuesto a venderla y el precio al que efectivamente se vende. Una disminución del precio origina una disminución del excedente del productor. Sin embargo, puede ser que la disminución sea tan importante que el productor decida no producir, al no poder recuperar los costes de producción. Para calcular el excedente del productor es necesario, por tanto, tener en cuenta la estructura de costes de la empresa. El beneficio económico de la empresa es la diferencia entre el ingreso total y los costes totales, divididos en fijos y variables.

Si la empresa se financia con la venta de un solo producto, sólo continuará produciendo si mediante la venta cubre tanto sus costes fijos como sus costes variables. En este caso el excedente del productor corresponderá a la diferencia entre los ingresos totales y los costes totales, es decir, coincide con el beneficio económico. Con un precio por debajo de sus costes medios totales no producirá y cerrará la planta.

Sin embargo, si la empresa tiene otras fuentes de financiación derivadas de la venta de otros productos continuará produciendo un producto si con los ingresos derivados de su venta cubre los costes variables necesarios para producirlo y además contribuye a financiar parte de los fijos, al tener una contribución positiva a la empresa. Alfred Marshall (1930) define este beneficio como la *cuasi-renta* que es igual a la diferencia entre el ingreso total y el coste variable total, o lo que es lo mismo, la suma de los beneficios más los costes fijos.

EXCEDENTE AGREGADO DE LOS CONSUMIDORES Y DE LOS PRODUCTORES

Para determinar el excedente agregado de los consumidores de un mercado, basta sumar los excedentes individuales de los consumidores que participan en él.

Para que el excedente agregado de los consumidores sea una buena medida de la variación del bienestar de los consumidores producida por una variación en el precio del producto, deben cumplirse dos condiciones:

- Que el efecto renta producido por la variación del precio sea pequeño para todos los consumidores.
- Que se acepte que el bienestar de los consumidores es la simple agregación del bienestar de cada uno de ellos.

Si bien la primera condición suele cumplirse en la mayor parte de los servicios públicos, la segunda es un tanto más problemática. Ciertas políticas tarifarias pueden aumentar el bienestar agregado de los consumidores, pero perjudicar a ciertos usuarios que no se ven compensados por aquellos que han salido beneficiados.

El excedente agregado de los productores se calcula mediante la suma de sus excedentes individuales (cuasi-rentas) determinados a partir del precio y de sus curvas individuales de oferta. En este proceso es importante tener en cuenta las diferencias en las estructuras de costes de cada uno de los productores.

BIENESTAR Y ESTRUCTURA DE MERCADO

Hoy en día está generalmente aceptado que el excedente económico total (suma del excedente agregado de los consumidores y de los productores) es un buen instrumento para determinar la variación del bienestar general de la sociedad producida por una variación en el sistema de precios de un bien.

A continuación se analizan las consecuencias que las diferentes estructuras de mercado tienen sobre esta cuestión. Hasta ahora se ha asumido una estructura competitiva de mercado donde a un determinado precio las empresas podían vender las cantidades que desearan sin influir en la cantidad total vendida por la industria. Si q es la producción de la empresa y Q la de la industria, en este caso la variación conjetural, $\frac{\Delta Q}{\Delta q}$, sería cero.

Sin embargo, la mayor parte de las industrias de los servicios públicos se caracterizan por una situación de monopolio donde la variación conjetural es próxima a 1. En este caso, el monopolista es consciente que la cantidad demandada por los consumidores dependerá del precio de venta del producto. Si el monopolista se enfrenta a una curva de demanda con pendiente negativa su ingreso marginal será siempre menor que el ingreso medio. La producción del monopolista maximizador de beneficios vendrá determinada por la igualdad $CM = IM$ donde, con respecto a la situación competitiva, se produce una transferencia de excedente (bienestar) de los consumidores al monopolista y una reducción neta del excedente total.

De este análisis parece desprenderse que la estructura de monopolio implica una pérdida de bienestar general que podría solucionarse con la vuelta a una situación competitiva. Sin embargo, como veremos a continuación esta situación competitiva no siempre es viable o posible.

Hasta ahora se ha asumido que las empresas se comportaban únicamente en función de su variación conjetural. Si en la situación inicial donde convivían un grupo de empresas con variación conjetural igual a 0, las empresas obtenían ingresos superiores a los costes variables, es de esperar que entraran nuevas empresas en el mercado y que el precio se redujera hasta el precio en el que las empresas no obtendrían beneficios. La mera amenaza de entrada podría forzar una bajada del precio hasta este nivel. Se llegaría por tanto a una situación de equilibrio donde el precio es igual al coste marginal y las empresas no obtienen beneficios. Sin embargo, esta situación no siempre es viable.

Una determinada empresa puede producir a este precio sin obtener beneficios. Sin embargo, si tiene costes medios decrecientes, sus costes marginales serán menores que los medios y podrá obtener beneficios aumentando la producción. En esta situación en la que una sola empresa puede producir el producto final de la industria a un coste menor del que lo haría cualquier grupo de empresas actuando de forma independiente (o lo que es lo mismo, cuando la empresa tiene una estructura de costes "subaditiva"), no sólo no es posible una situación competitiva sino que es más eficiente que el monopolista produzca toda la producción. Se trata de una estructura de mercado de monopolio natural.

Si los costes medios disminuyen para todos los niveles de producción, nos encontramos en una situación de monopolio natural sostenible donde no sólo es más eficiente que el monopolista produzca toda la producción, sino que no es posible que entren competidores en la industria y obtengan beneficios. Si bien la existencia de un monopo-

lio natural implica subaditividad de costes, lo contrario no tiene por qué ser cierto. Si un monopolio natural disfruta de costes medios decrecientes para todos los niveles de producción, nos encontramos ante un monopolio natural “robusto”. Si tiene una función de costes subaditiva pero sus costes medios no son decrecientes para todos los niveles de producción, nos encontramos con un monopolio natural débil. (Para profundizar en el tema ver Baumol, 1977 y Baumol, Panzar y Willig 1982).

SISTEMAS DE TARIFACIÓN DE SERVICIOS PÚBLICOS

SISTEMAS LINEALES DE TARIFACIÓN

Son aquellos sistemas en los que la tarifa del servicio en cada mercado no varía con la cantidad vendida, aunque puede variar de un mercado a otro. Implican, por tanto, la posibilidad de discriminación de precio entre mercados pero no entre usuarios de un mismo mercado (discriminación horizontal o de tercer grado, Philips, 1983).

A continuación presentamos una descripción y un breve análisis económico de los sistemas incluidos en esta categoría.

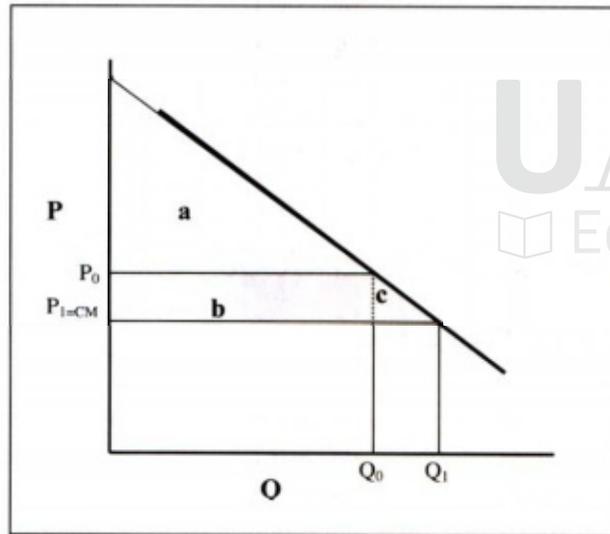
SISTEMA DE TARIFACIÓN BASADO EN EL COSTE MARGINAL

El sistema en el que la tarifa es igual al coste marginal del servicio constituye el punto de partida y de referencia en la tarifación de los servicios públicos. Fue tratado por primera vez por Dupuit (1844) y más tarde, con un enfoque más técnico, por Hotelling (1938). Allais (1943) y, principalmente, Dessus (1949) señalaron las ventajas económicas del sistema con respecto a los sistemas donde las tarifas se igualan al coste medio. Nelson (1964) y Morlat y Bessiere (1971) lo han desarrollado con más detalle centrándose en los sistemas basados en el coste marginal a largo plazo.

La lógica del sistema se basa en que la asignación del recurso es óptima cuando el valor que los consumidores dan a una unidad adicional del producto (P) es igual al coste de oportunidad de producción de esa unidad adicional (CM). Toda desviación del precio respecto al coste marginal genera una ineficiencia en la asignación del recurso.

Del análisis gráfico se desprende que el excedente total se maximiza cuando la tarifa es igual al coste marginal. Toda desviación respecto a su coste marginal supone una reducción del excedente. En otras palabras, cuando la tarifa es distinta al coste marginal, el sistema puede modificarse de forma que el excedente total aumente y todos los agentes implicados puedan salir beneficiados.

Gráfico 1



En el gráfico 1 se supone que la tarifa inicial es P_0 , superior al coste marginal. El excedente del consumidor a esta tarifa viene representado por el área a y el del productor por el área b : el excedente total es $a+b$. Si la tarifa disminuyera a P_1 , igual al coste marginal, el excedente del consumidor sería $a+b+c$, y el del productor sería nulo. El excedente total sería $a+b+c$, superior en c al excedente inicial. Los consumidores han mejorado su excedente en $b+c$ y el productor ha reducido su excedente en b . Si se diseñara un sistema por el que se les sustrajera a los consumidores el excedente b , por ejemplo mediante un impuesto directo, y se le entregara al productor por la pérdida de excedente motivada por el cambio de tarifa, ninguno de los agentes implicados en el mercado saldría perjudicado por el cambio y se generaría un excedente igual a c que podría ser repartido entre productores y consumidores.

Si la tarifa fuera inferior al coste marginal, un aumento de la misma hasta equipararse con el coste marginal generaría un aumento del excedente total y se podría diseñar un sistema por el que se sustrajera parte del aumento del excedente a los beneficiados por el cambio (en este caso el productor) y se compensara a los perjudicados (los consumidores) de forma que el excedente total aumentara y todos los agentes implicados pudieran mejorar su situación como resultado del cambio.

Uno de los problemas de los sistemas de tarificación en los que las tarifas se igualan al coste marginal es que si los costes del monopolio son decrecientes para todos los niveles de producción, el sistema puede no generar los suficientes ingresos como para cubrir los costes totales de la empresa. Ante esta situación, el regulador puede elegir entre subvencionar las pérdidas del monopolista o definir unas tarifas superiores al coste marginal que generen los suficientes ingresos para cubrir los costes totales de la empresa.

Hotelling (1938) fue el primero en sostener que la solución más eficiente es mantener las tarifas al nivel de los costes marginales y diseñar un sistema de impuestos directos o tasas que permita cubrir el déficit del monopolio. Sin embargo, como el mismo Hotelling y otros defensores de estas políticas tarifarias han reconocido, la definición de estos sistemas puede perjudicar a ciertos grupos de consumidores, lo que supone incluir los temas de compensación en el debate. Aunque estas políticas han sido atacadas desde distintos flancos (necesidad de compensación para poder afirmar que suponen una mejora del bienestar (Samuelson, 1947) y limitación del análisis al marco de equilibrio parcial de la economía (Friedman, 1952)), la realidad es que parece que han sido olvidadas por la tendencia que ha habido en Estados Unidos a asumir que las empresas debían conseguir equilibrios presupuestarios sin la ayuda de subvenciones. Dado que la mayor parte de la investigación económica sobre la tarificación de los servicios públicos se ha desarrollado en este país, la investigación sobre las posibilidades de las políticas de tarificación basados en los costes marginales con la ayuda de subvenciones se ha dejado de lado.

Si se mantiene un nivel tarifario superior al coste marginal del servicio, P_0 en el ejemplo, al considerar que no es posible, por motivos éticos, sociales o políticos, diseñar instrumentos o políticas de compensación que hagan posible mejorar el excedente de todos los agentes implicados, se está produciendo una pérdida de bienestar social cuyo coste viene representado por el triángulo ϵ .

La aparente simplicidad del sistema en el que las tarifas se igualan al coste marginal esconde ciertos problemas, ineficiencias y dificultades. De acuerdo con Michell y Vogelsang (1991), los principales son los que se presentan a continuación.

Medición de los costes. Problemas a la hora de incorporar en las tarifas los constantes cambios en los costes de producción. Puede ocurrir que los costes de los procesos de medición de los cambios en los costes de producción, necesarios para la definición de las tarifas, sean mayores que los beneficios que reporta este sistema de tarificación (Mitchell, 1990).

Posible ineficiencia. Si los costes de producción del monopolio son decrecientes para todos los niveles de producción, la tarificación basada en el coste marginal no genera ingresos suficientes para cubrir los costes de la empresa, lo que produce un desequilibrio presupuestario (monopolio natural "robusto" en la terminología de Berg & Tschirhart, 1988). Este desequilibrio puede solucionarse bien mediante subvenciones directas a la empresa o bien mediante un cambio a un sistema en el que las tarifas sean superiores al coste marginal y permitan a la empresa cubrir sus costes.

Dificultades conceptuales derivadas, por ejemplo, del marco temporal del análisis de los costes. Ventajas y desventajas de los sistemas tarifarios basados en el coste marginal a corto y a largo plazo.

SISTEMAS DE TARIFACIÓN RAMSEY

Como se ha visto, es posible que los sistemas de tarifación basados en el coste marginal generen un déficit presupuestario al monopolista. En concreto, cuando el coste marginal es menor que el coste medio, por la existencia, por ejemplo, de costes de producción decrecientes, los sistemas en los que las tarifas se igualan al coste marginal generan pérdidas. En este apartado se asume que estamos en esta situación (monopolio natural robusto) y que el monopolista debe cubrir sus costes sin la ayuda de subvenciones externas mediante un sistema lineal de tarifación. El objetivo del regulador en estos casos será diseñar un sistema de tarifas (p_1, p_2, \dots, p_m) que maximice el bienestar social (representado por la suma del excedente agregado de los consumidores (EC) y del productor (EM)) y que permita al monopolista cubrir sus costes totales.

$$\text{Max (EC+EM) .}$$

$$(p_1, p_2, \dots, p_m)$$

$$\text{Sujeto a EM=0}$$

Se trata de un problema de “segunda mejor solución”. La primera mejor solución, $P=CM$, no es viable dado que no cumple con la condición del equilibrio presupuestario. El regulador debe encontrar un sistema de tarifas alternativo que, cumpliendo la condición, maximice el bienestar social. Existe una extensa literatura sobre el problema de la “segunda mejor solución” en la tarifación de los servicios públicos. Baumol y Bradford (1970) ofrecen un repaso histórico de las primeras contribuciones. El primer análisis matemático del problema fue elaborado por Ramsey (1927) en relación con el sistema impositivo, pero es perfectamente aplicable al problema de la tarifación de los servicios públicos. Boiteux (1951 y 1956) analiza el problema sin utilizar el método del excedente del consumidor. Rees (1968) trata el problema de la “segunda mejor solución” de un monopolio natural en un marco de equilibrio general.

Para cumplir el requisito del equilibrio presupuestario, las tarifas de los distintos servicios tendrán que desviarse de sus respectivos costes marginales.

Ramsey propuso la siguiente solución al problema:

$$\text{Diferencia entre tarifa y CM} = \frac{P_i - C_i}{P_i} = \frac{\lambda}{\epsilon_i}$$

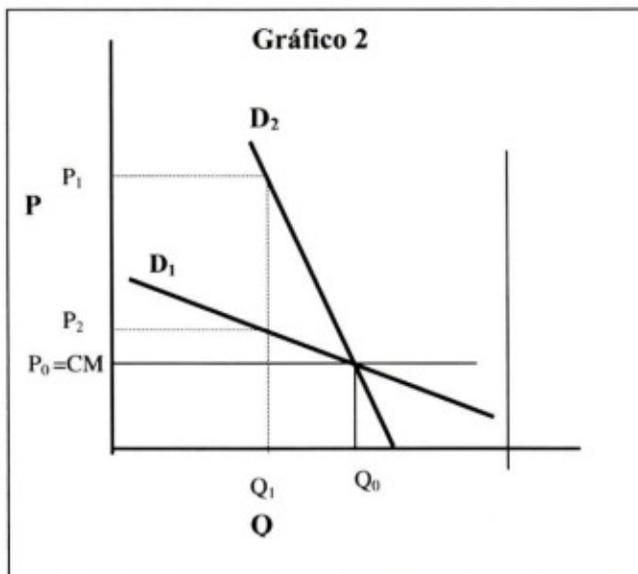
De acuerdo con la fórmula de Ramsey, la desviación porcentual de la tarifa respecto al coste marginal en cada mercado debe ser inversamente proporcional al valor de la elasticidad de la demanda en cada mercado. La constante λ ajusta las desviaciones en

cada uno de los mercados para que se consiga el equilibrio presupuestario. La denominada “regla de la inversa de la elasticidad” puede expresarse de manera alternativa:

$$\lambda = \left(\frac{P_i - C_i}{P_i} \right) \cdot \epsilon_i = \left(\frac{P_j - C_j}{P_j} \right) \cdot \epsilon_j \quad j \neq i$$

En otras palabras, para un monopolio que abastezca dos mercados, las desviaciones porcentuales de las tarifas respecto al coste marginal en cada uno de ellos, ponderadas por las elasticidades demanda-precio, deben ser iguales en ambos mercados al margen λ .

La lógica de la regla de la inversa de la elasticidad es evidente. Supongamos que un monopolista abastece a dos mercados con elasticidades diferentes (ver gráfico 2). Con la tarifa igual al coste marginal, la cantidad consumida en ambos mercados es Q_0 . Supongamos que a este nivel tarifario el monopolista tiene un déficit presupuestario igual a V . Para cubrirlo deberá aumentar sus tarifas, lo que generará una reducción del excedente total. ¿Cómo deberá repartir el aumento de las tarifas entre los diferentes mercados de forma que la reducción del excedente total sea mínima? Para el mercado 1 con una curva de demanda D_1 , más elástica que D_2 , una reducción de la cantidad demandada de Q_0 a Q_1 genera una reducción del excedente total igual al triángulo rectángulo pequeño del gráfico y un aumento del ingreso del monopolista igual a $(P_1 - P_0) Q_1$. Para el mercado 2, con D_2 , la misma reducción de la cantidad demandada genera una pérdida del excedente total igual al triángulo rectángulo grande y un aumento de los ingresos del monopolista de $(P_1 - P_0) Q_1$. De esta forma, la mayor reducción del excedente total en el mercado menos elástico queda compensada por un mayor aumento del ingreso del monopolista



de $(P_1 - P_0) Q_1$. De esta forma, la mayor reducción del excedente total en el mercado menos elástico queda compensada por un mayor aumento del ingreso del monopolista que puede ser utilizado para reducir su desequilibrio presupuestario. Del tamaño de los dos triángulos se deduce que el aumento de los ingresos por unidad de reducción del excedente total es igual en los dos mercados para las mismas cantidades.

Si el monopolista debe aumentar sus ingresos para cubrir costes será necesario incrementar los ingresos que menos reduzcan el bienestar social. La regla sostiene que si es necesario subir las tarifas en diferentes mercados, será más interesante definir las mayores subidas en aquellos mercados en los que una variación de la tarifa tenga poco impacto sobre la cantidad demandada (mercados poco elásticos) y asignar las menores subidas respecto al coste marginal a los mercados en los que la demanda sea muy sensible a los niveles tarifarios.

Además de definir una estructura tarifaria, la condición de equilibrio presupuestario del monopolio también genera un determinado nivel tarifario. Obviamente, cuanto mayor sea el déficit generado por el sistema de tarificación basado en el coste marginal mayor será el parámetro y por tanto mayores serán las desviaciones de la tarifa con respecto al coste marginal en cada uno de los mercados.

Existe una extensa y detallada literatura sobre los sistemas de tarificación Ramsey en diferentes situaciones. Johson (1985) analiza el sistema en un contexto temporal, Sherman y George (1979) lo hacen en casos donde las elasticidades cruzadas de los distintos servicios son distintas de 0 y Braeutigam (1979, 1984) analiza los sistemas Ramsey en diversas estructuras competitivas, desde la situación donde el monopolio tiene un pequeño grupo de empresas competidoras hasta cuando existe competencia entre varios monopolios naturales (1984).

Los sistemas de tarificación Ramsey, debidamente interpretados, pueden ser un instrumento ciertamente valioso para los organismos reguladores de los servicios públicos. Sin embargo, su implantación se ve dificultada por una serie de cuestiones.

En primer lugar, es importante tener en cuenta que el sistema Ramsey es una solución *second best*. La adopción de precios Ramsey, por la condición de equilibrio presupuestario del monopolista, implica una reducción del bienestar social respecto a la tarificación basada en el coste marginal.

La eficiencia social de los sistemas de precios Ramsey se ve dificultada por las distorsiones del sistema económico. Cuando el regulador no dispone de una información detallada sobre la importancia de estas distorsiones y sobre la interdependencia de las demandas de los distintos bienes, no puede estar seguro de que este sistema tarifario vaya a mejorar la situación respecto al sistema tarifario existente.

Un problema considerable en la implantación de los sistemas tarifarios Ramsey es que, con mucha probabilidad, habrá consumidores que se verán perjudicados. Aunque en teoría los reguladores pueden diseñar mecanismos de compensación que transfieran parte de las ganancias de los beneficiados a los perjudicados, esto no siempre es así en la

práctica. El tema de la eficiencia y la equidad en el sistema Ramsey de tarificación es analizado por Zajac (1978), pág. 48.

Por último, puede que las tarifas Ramsey no estén libres de subvenciones cruzadas entre mercados. Los consumidores de ciertos mercados pueden estar pagando más por el servicio que si fueran abastecidos por un suministrador alternativo, y de esta forma están subvencionando el consumo a otro mercado del mismo bien o servicio. La existencia de subvenciones cruzadas implica la inclusión de consideraciones éticas que van más allá de las puramente económicas. En ocasiones, la existencia de este fenómeno puede provocar inestabilidad y conducir a una situación en la que todos los consumidores salgan perjudicados. El tema de las subvenciones cruzadas en los sistemas de tarificación se analiza más adelante.

Por todas estas razones ciertos economistas consideran que los precios Ramsey son inaceptables en la práctica (Kamerschen y Keenan, 1983). Sin embargo, en sectores en los que los monopolios no están estrechamente vinculados o relacionados con otros sectores económicos a través de las elasticidades de la demanda y de la oferta, estos sistemas tarifarios pueden ser un instrumento eficiente de regulación.

SISTEMAS NO-LINEALES DE TARIFICACIÓN

En esta sección se analizan una serie de sistemas de tarificación, denominados no lineales, en los que, a diferencia de los métodos anteriores, la tarifa del servicio varía con la cantidad consumida del mismo, por lo que el gasto del consumidor en la compra de un determinado bien no aumenta proporcionalmente a la cantidad consumida; los descuentos y las primas por cantidad consumida son un elemento corriente.

El sistema no lineal de tarificación más sencillo es el sistema con cuota de entrada: el consumidor paga una cuota inicial (E) que le permite disponer de la cantidad deseada del bien a una tarifa constante (P) que denominaremos tarifa marginal. El gasto total del consumidor $R(Q)$ por la compra de una cantidad Q de un bien viene determinado por:

$$R(Q) = E + PQ$$

Además de este sistema con cuota de entrada existen multitud de variantes de sistemas no lineales de tarificación más complejos y completos que constituyen valiosas herramientas para que el regulador alcance los objetivos deseados.

El origen de este tipo de sistemas se remonta a finales del siglo XIX con un estudio de Hopkinson (1892) sobre las tarifas de la energía eléctrica. Lewis (1941) analizó las ventajas de los sistemas tarifarios con cuota de entrada para resolver el problema del desequilibrio presupuestario de los monopolios naturales robustos cuyas tarifas iguala-

ban el coste marginal; y Coase (1946) definió un sistema tarifario con tarifa marginal constante y cuota de entrada similar para todos los usuarios (F/N) que generaba un equilibrio presupuestario sin pérdida de eficiencia. El análisis moderno de los sistemas de tarificación con cuota de entrada se inicia con un artículo de Oi (1971), en el que analiza el sistema óptimo con cuota de acceso para un monopolista maximizador del beneficio. Desde entonces numerosos autores han generalizado los resultados de Oi y han desarrollado nuevas técnicas y métodos para los monopolios maximizadores del bienestar.

Antes de pasar a analizar con detalle los sistemas no lineales de tarificación, es importante introducir una serie de conceptos y supuestos necesarios para poder estudiar este tipo de sistemas. Hasta ahora, para analizar los sistemas lineales de tarificación tan sólo era necesario conocer los distintos elementos de la curva de demanda de cada mercado del bien o servicio en cuestión (y de otros bienes complementarios). Sin embargo, para analizar y determinar los sistemas no lineales es necesario disponer de información detallada de las curvas individuales de demanda de los consumidores del mercado. Esto es así porque en estos sistemas el nivel tarifario para un consumidor viene determinado por la cantidad que consume de ese bien. Dado que no es realista suponer que el regulador o el monopolista conocen las curvas individuales de cada uno de los consumidores, es necesario asumir algún tipo de distribución y agregación de los consumidores de un mercado.

En la mayor parte de los estudios sobre el tema tiende a asumirse que las curvas de demanda individuales de un mercado no se cruzan y que los consumidores pueden ser catalogados en función de un parámetro uni-dimensional r . El primer supuesto implica que a un nivel tarifario determinado el excedente del consumidor crece con el parámetro r . A $P_1 > P_2$, si r_1 es mayor que r_2 , el excedente del consumidor cuyo parámetro es r_1 es mayor que el excedente del consumidor con r_2 . El supuesto del parámetro implica que es posible identificar y agrupar a los consumidores en función de una sola variable.

Normalmente se asume una distribución de los consumidores $F(r)$ donde la intensidad en cada nivel viene determinada por $f(r)$ en la que $0 < r < 1$. Esta formulación no significa que la empresa pueda identificar los consumidores con una r determinada, sino que conoce la distribución de r entre los consumidores. Con esta distribución podrá definir una estructura tarifaria no lineal sabiendo la cantidad de consumidores que se localizarán en cada punto de la estructura tarifaria.

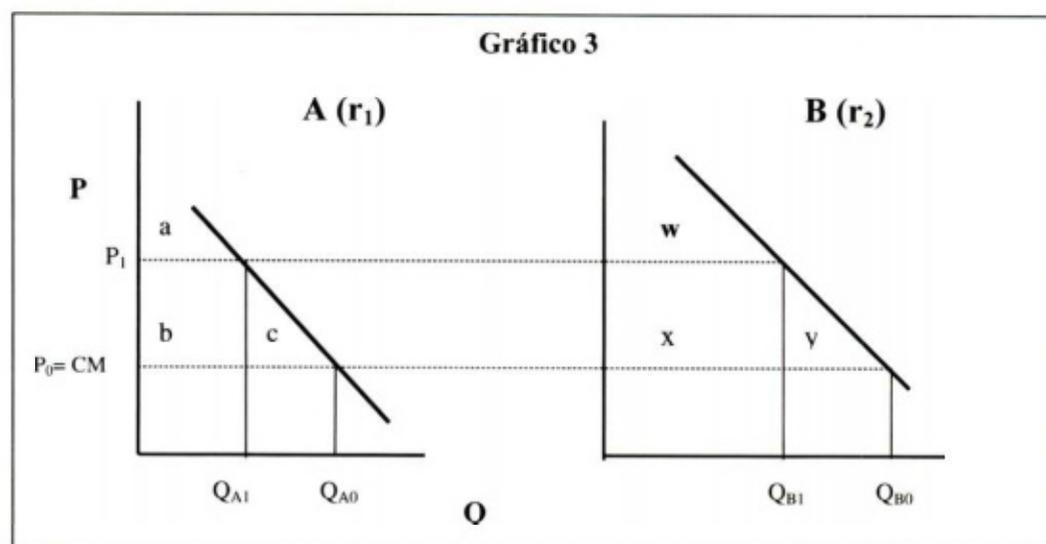
Un concepto esencial para el estudio de los sistemas no lineales de tarificación es el de "consumidor marginal" que hace referencia a aquel consumidor que ante un sistema no lineal se muestra indiferente entre permanecer en el mercado o abandonarlo.

EL SISTEMA TARIFARIO CON CUOTA DE ENTRADA

Este sistema viene definido por el par $(E, p) > 0$, donde E representa una cuota fija cuyo pago es un requisito para adquirir la cantidad deseada del producto a una tarifa

constante p . Dado que E puede ser 0, este sistema es una generalización de un sistema tarifario lineal.

Se parte de una situación inicial en la que un monopolista abastece un mercado con dos tipos de consumidores A y B cuyos parámetros son r_1 y r_2 , con $r_1 < r_2$ (Gráfico 3). A un nivel tarifario determinado, B consume más que A. Suponemos que si la empresa iguala la tarifa al coste marginal obtiene pérdidas. Si la empresa sólo puede definir un sistema tarifario lineal, y debe cumplir el requisito de equilibrio presupuestario, deberá establecer una tarifa constante para los dos grupos de consumidores igual a P_1 definido por el coste medio. A esta tarifa única el grupo de consumidores A sólo consumiría Q_{A1} y el grupo B Q_{B1} y el excedente total se reduciría en $\epsilon + \gamma$ respecto a la situación inicial en la que la tarifa igualaba al coste marginal.



Coase (1946) sugiere que la pérdida de excedente se puede anular si las tarifas para ambos se igualan al coste marginal y el déficit resultante para la empresa (F) se compensa gracias a la imposición de una cuota de entrada a los consumidores $E = F/N$, donde N es igual al número de consumidores. El argumento es que los consumidores comprarán las mismas cantidades que si la tarifa fuera igual al coste marginal y la única diferencia es una transferencia del F de los consumidores a la empresa. El sistema tarifario resultante se denomina “sistema de tarifas Coase”.

En el planteamiento de Coase se asume que la cuota fija $E = F/N$ no tiene impacto alguno sobre las cantidades que cada grupo de consumidores adquiere en el mercado. Sin embargo, el pago de la cuota puede hacer que ciertos consumidores abandonen el mercado y no consuman cantidad alguna del producto. En concreto, para el grupo de consumidores A, si la cuota fija E es mayor que las áreas $a + b + c$, obtendrán un excedente negativo y abandonarán el mercado. Por tanto, desde el punto de vista de la maximización

de la suma del excedente de los dos grupos de consumidores, puede que sea mejor encontrar una estructura tarifaria (en la que, por ejemplo, la tarifa sea distinta del coste marginal con la consecuente pérdida de eficiencia) que permita que los consumidores B no abandonen el mercado.

En estas situaciones la empresa reguladora de un servicio público no sólo debe tener en cuenta la eficiencia en la tarificación sino asegurarse que el número correcto de consumidores participe en el mercado. En numerosas ocasiones es necesario hacer un *trade-off* entre las dos variables. Si las tarifas se igualan al coste marginal para no distorsionar el consumo, la condición de equilibrio presupuestario puede hacer que la cuota de entrada sea tan alta que suponga la exclusión de numerosos consumidores del mercado.

Existe una forma de evitar este *trade-off*: las tarifas perfectamente discriminatorias. Si el regulador dispone de información detallada para cada grupo de consumidores, puede definir un sistema tarifario individualizado donde la tarifa marginal sea igual al coste marginal y la cuota de acceso sea igual al excedente de cada grupo de consumidores con las tarifas igual al coste marginal. Con este sistema perfectamente discriminatorio se maximiza el excedente total pero el excedente de los consumidores es nulo. El problema de este planteamiento es que puede resultar poco práctico e incluso ilegal el definir distintas cuotas de entrada para distintos grupos de consumidores. Brander y Spencer (1985) analizan con detalle este tipo de sistemas.

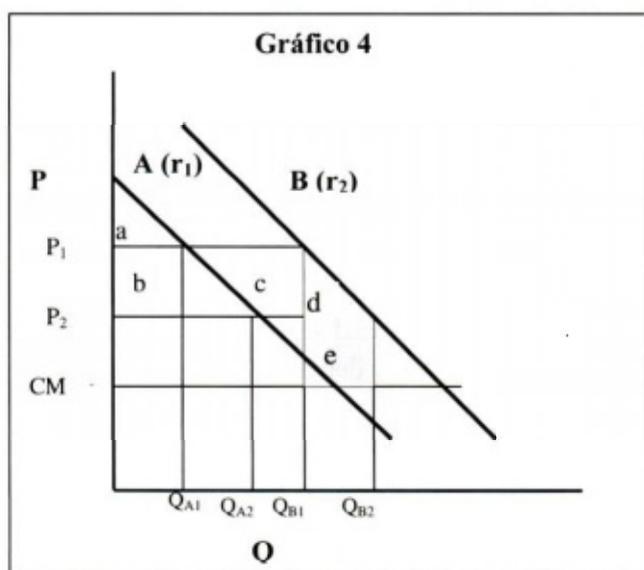
Sin embargo, de lo anterior se deduce que existen ventajas desde el punto de vista de eficiencia económica en diseñar diferentes tarifas para diferentes consumidores. Este principio constituye la base y el argumento de los sistemas de tarificación no lineales.

Seguimos con el ejemplo analizado anteriormente de una empresa que abastece a dos grupos de consumidores A y B (grupos que asumimos tienen el mismo número de miembros) con r_1 y r_2 . En el gráfico 4 están representadas, superpuestas, las curvas de demanda de estos grupos. Con una tarifa uniforme P_1 , necesaria para cubrir los costes totales de la empresa, A consume Q_{A1} y B Q_{B1} .

Supongamos que la empresa decide ofrecer un sistema alternativo de tarificación con cuota de acceso; una tarifa uniforme P_2 , superior al coste marginal pero inferior a P_1 , y una cuota de acceso igual a la diferencia entre P_1 y P_2 multiplicada por la cantidad inicial consumida por el grupo B, Q_{B1} . La empresa ofrece a los dos grupos de consumidores la posibilidad de elegir la estructura bajo la cual quieren ser cobrados. ¿Cuál elegirán?

El grupo de consumidores A con el sistema inicial obtiene un excedente igual a a . Si se pasaran al sistema alternativo, dado que la tarifa bajará a P_2 , consumirían Q_{A2} y en principio obtendrían un excedente de $a + b$. Sin embargo, tendrían que pagar la cuota de acceso igual a $c + b$ y como resultado verían su excedente reducido en $c - b$. Evidentemente el grupo preferiría mantenerse en el sistema inicial.

Para B, sin embargo, el resultado es diferente. A la nueva tarifa, consumiría Q_{B2} que aumentaría su bienestar incluso después del pago de la cuota de acceso. Como resultado del cambio de sistema obtendría un incremento de excedente igual a d respecto a la



situación inicial (o sea, $b+c+d$, excedente de la disminución del precio - $(b+c)$, pago de la cuota).

Por su parte, la empresa, fruto del cambio de la cantidad consumida de B, aumentaría su excedente en e (ya que recupera, con la cuota $b+c$, el déficit de p_1 a p_2 , y d no existía para ella).

En resumen, gracias a la opción del sistema con cuota de entrada, el excedente total ha aumentado en $d+e$ y ninguno de los agentes implicados se ha visto perjudicado por el cambio. Incluso podría diseñarse un sistema de compensación que diera como resultado que, fruto del cambio, todos los agentes mejoraran su situación con respecto a la situación inicial.

Hemos visto que la eficiencia económica de los sistemas no-lineales de tarifación se deriva del hecho de que induce a los consumidores a clasificarse por sí mismos en función de sus gustos respecto a los bienes ofrecidos. Los sistemas tarifarios multibloques permiten al regulador realizar una clasificación más precisa de los tipos de consumidores que la que permite el sistema más sencillo de cuota de entrada con un sólo bloque. En este sentido, posibilitan alcanzar mayor eficiencia.

Dado que la lógica de funcionamiento de estos sistemas multibloques es similar a la de los sistemas con cuota de entrada presentada en el punto anterior, no consideramos necesario adentrarnos en su explicación. Para más información sobre el tema puede consultarse Brown y Sibley (1986), Faulhaber y Panzar (1978) y Mitchel y Vogelsang (1991) y para el análisis de los sistemas tarifarios lisos, derivados de los multibloques, ver Wilson (1989) y Goldman et al. (1984).

Numerosas industrias de servicios públicos tienen dos características distintivas: (1) la demanda de los servicios que producen es de carácter cíclico (periodos del día o del año con una demanda más elevada - periodos de carga máxima - que en el resto del periodo); y (2) el almacenamiento y transporte de los bienes o servicios que producen son difíciles y costosos.

Cuando estas dos características coinciden, la empresa se plantea el siguiente dilema: ¿debo adquirir la suficiente capacidad para satisfacer la demanda en el periodo de carga máxima con el consiguiente exceso de capacidad en el periodo de menor demanda, o debo limitarme a disponer de la capacidad suficiente para satisfacer la demanda en el periodo normal y renunciar al exceso de demanda en el periodo de carga máxima?

La respuesta al dilema se encuentra en un sistema de tarificación basado en el coste marginal cuidadosamente definido, ya que varía a lo largo del periodo dependiendo de la capacidad que se esté utilizando. Surgen así los sistemas de tarificación de carga máxima.

Supongamos que una empresa se enfrenta a una demanda uniforme en T periodos de tiempo y que la cantidad demandada depende de los precios vigentes en cada periodo.

$$Q_t = D_t(p_1, \dots, p_t), \quad t = 1, \dots, T.$$

Si los T periodos forman un ciclo que se repite indefinidamente, tenderá a existir un coste variable, b , y un tipo constante de renta por unidad de capacidad, β . El coste total de producir Q_t en todos los periodos será:

$$C = b \sum_t Q_t + \beta \max_t Q_t$$

La proporción de producción fija está limitada por la cantidad de recurso variable, v , y por la capacidad máxima de producción, K :

$$Q_t = \min_t(v, K), \quad t = 1, \dots, T.$$

Los precios maximizadores del bienestar están basados en los costes marginales. En el periodo normal (que no es de carga máxima), cuando la demanda es inferior a la capacidad, el precio es igual al coste marginal a corto plazo:

$$p_t = b \quad \text{para los } t \text{ en los que } Q_t < K.$$

En los periodos de carga máxima, la demanda es igual a la capacidad y el precio igual al coste marginal a largo plazo (coste variable más el coste unitario de ampliar la capacidad):

$$p_t = b + \beta \quad \text{para los } t \text{ en los que } Q_t = K.$$

Además, se construye una capacidad para satisfacer esta demanda:

$$K = \max_t D_t$$

Este modelo simple ha sido desarrollado para situaciones más complejas por Panzar (1976), Crew y Kleindorfer (1979) y Michel y Vogelsang (1991).

Si los sistemas óptimos de tarificación de carga máxima generan un déficit presupuestario, pueden combinarse con la regla de la inversa de la elasticidad (teniendo en cuenta las elasticidades cruzadas entre los periodos y los costes de producción), de forma que generen el suficiente ingreso para cubrir los costes totales del monopolista.

La implantación de este sistema de tarificación requiere la existencia de sofisticados sistemas de medición del servicio e información detallada de las elasticidades cruzadas y de los costes marginales de producción de los distintos periodos considerados.

2. GESTIÓN Y TARIFICACIÓN DE RECURSOS NATURALES

La gestión y tarificación de los servicios públicos del agua se diferencia de la gestión y tarificación de otro tipo de servicios públicos porque el agua, principal componente del servicio, constituye un recurso natural cada vez más escaso que es necesario gestionar.

En el presente apartado se ofrece una visión general de la teoría económica de la gestión y tarificación de los recursos naturales.

El apartado está estructurado en cinco secciones: en la primera se describen las principales características del agua como recurso natural y se plantea, en grandes líneas, la problemática económica que supone su gestión; en la segunda se presenta la regla de Hotelling, base normativa sobre la que se apoya la gestión de los recursos naturales para la asignación eficiente de los mismos; en la tercera, a partir del concepto de externalidad, se argumenta que la gestión de los recursos naturales y en concreto del agua presenta una serie de particularidades que implican que su gestión basada, únicamente, en el mecanismo de mercado, pueda no generar asignaciones eficientes de los recursos; en la cuarta, después de analizar estas particularidades, se presentan los planteamientos generales que existen para la corrección de las ineficiencias en la asignación de los recursos cuando su uso o explotación genera externalidades: la solución de mercado y la solución de la intervención pública en la gestión del recurso; y en la quinta se analiza el concepto de valoración económica de los recursos naturales y se presentan los principales métodos para obtenerla.

Antes de pasar a desarrollar las secciones arriba mencionadas, conviene aclarar un

valoración económica de los recursos naturales y se presentan los principales métodos para obtenerla.

Antes de pasar a desarrollar las secciones arriba mencionadas, conviene aclarar un detalle de suma importancia. En el presente apartado asumimos que el objetivo fundamental en la gestión de un recurso natural es la asignación eficiente del mismo. Sin embargo, este supuesto es cada vez más discutido en el campo de la gestión de los recursos naturales donde, de forma creciente, se asume que la gestión debe ser, ante todo, compatible con un desarrollo económico sostenible. El concepto de desarrollo sostenible se refiere, de acuerdo con el Informe Brundtland (que constituye la definición más aceptada pero no la única²) a “un tipo de desarrollo que permite satisfacer las necesidades actuales sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para satisfacer las suyas” (*World Commission on Environment and Development*, 1987). Aunque la definición no da una idea demasiado precisa de lo que realmente significa ni de lo que supone para la gestión de los recursos naturales, podemos suponer que implica la necesidad de buscar un nivel máximo de bienestar que pueda ser heredado por las generaciones venideras. Esta interpretación ha dado lugar a diferentes posturas en cuanto al alcance que la misma tiene para la gestión de los recursos naturales. Para algunos supone la necesidad de conservar un *stock* agregado de capital constante (ver Solow, 1986), que además propone un método para conseguirlo, mediante la inversión de todas las rentas de escasez de los recursos en la generación de capital para la sociedad), mientras que otros defienden el criterio de asegurar un *stock* de capital natural constante (ver Pearce y Turner, 1990). Si bien no existe acuerdo sobre esta cuestión, sí lo existe sobre esta otra: la eficiencia en la gestión de los recursos naturales, aun no siendo una condición suficiente es, sin duda, una condición necesaria para alcanzar la sostenibilidad (ver Dasgupta y Heal, 1979, Solow, 1974, Hartwick, 1977, y Stiglitz 1974). Sin eficiencia no es posible alcanzar la sostenibilidad. A partir de este argumento, el apartado se limita a presentar la teoría económica para alcanzar la eficiencia en la asignación del recurso, como paso previo y necesario para alcanzar la sostenibilidad. Las cuestiones particulares relativas a la sostenibilidad de la gestión del recurso agua y al papel que distintos instrumentos económicos pueden jugar para alcanzarla, serán abordadas en el tercer capítulo del libro.

EL AGUA COMO RECURSO NATURAL

Como se señaló en la introducción del capítulo, el agua es un recurso natural que, en volumen y cantidad adecuadas, puede desempeñar tres funciones³ básicas en el sistema

² Ver, por ejemplo, las definiciones incluidas en Pezzey, 1989.

³ De acuerdo con la noción de recurso de Zimmerman (1967), para quien un recurso se refiere fundamentalmente a una función que una cosa o sustancia puede realizar.

económico y social: a) factor de producción en numerosas actividades económicas y bien de consumo doméstico, b) proveedor de bienes y servicios recreativos y medioambientales demandados por la sociedad y c) receptor y regenerador de residuos y desechos industriales, agrícolas y domésticos.

Además de un recurso, el agua constituye un “medio” que forma parte de un sistema integrado, básico para el sostenimiento de toda clase de vida en la Tierra (Pearce, 1976, pág.1).

En términos físicos, el agua es un recurso natural renovable gracias al ciclo hidrológico, un sistema natural de circulación del recurso. Sin embargo, como veremos más adelante, ciertas reservas subterráneas y determinados tipos de reservas superficiales del recurso pueden considerarse como recursos no renovables.

En términos cuantitativos, el volumen disponible del recurso en un determinado territorio para la satisfacción de las distintas necesidades depende tanto de factores climáticos como de las infraestructuras construidas por el hombre para la regulación del mismo.

Por lo que se refiere a los factores climáticos, del total de agua movida por el ciclo tan sólo una pequeña fracción cae en tierra en forma de precipitaciones, fracción que constituye el volumen máximo utilizable⁴. El volumen que cae al mar constituye un recurso no disponible de forma directa pero sí accesible, al menos teóricamente, con la tecnología adecuada y la energía necesaria⁵. Del volumen máximo aprovechable, gran parte se pierde por evapotranspiración, y el resto, que bien se infiltra en tierra recargando los acuíferos subterráneos o se convierte en escorrentía superficial (ríos, lagos, nieve...), constituye el volumen de recursos naturales de un determinado territorio.

No todo el volumen de recursos naturales de agua puede ser utilizado de forma directa para satisfacer las distintas necesidades; en general, es necesario llevar a cabo un proceso de regulación física del recurso, mediante presas, canalizaciones, etc., de forma que parte del volumen del recurso natural pueda convertirse en recurso disponible para la sociedad.

A su vez, el volumen disponible del recurso viene determinado por el volumen disponible de aguas superficiales (en ríos, lagos y pantanos) y el volumen extraído de las reservas de aguas subterráneas, denominadas acuíferos. Estas dos fuentes del recurso tienen ciertas particularidades, en especial en relación con su renovabilidad, que conviene tener en cuenta a la hora de su gestión.

El agua superficial, cuyo *stock* disponible en un momento dado viene determinado por el volumen disponible del recurso de forma natural en ríos y lagos y el disponible en

⁴ 22% a escala mundial según Mauritus la Riviere, 1989.

⁵ En este sentido, es importante tener en cuenta que cualquier evaluación que se haga sobre las reservas o disponibilidad de un recurso natural, y concretamente del agua, sólo tiene sentido si se relaciona con la tecnología y con el marco institucional de la sociedad en que se encuentre (Bromley y Szarleta, 1986).

presas de regulación del mismo, constituye, desde el punto de vista físico, un recurso renovable. Su renovabilidad es periódica, generalmente anual y con diferencias estacionales, aunque de marcado carácter estocástico. Existen años con abundantes lluvias y años de sequía, muchas veces seguidos, donde la renovabilidad del recurso es nula y las condiciones climáticas favorecen la pérdida del volumen del recurso por evapotranspiración.

Las aguas subterráneas se extraen de depósitos naturales situados bajo tierra, denominados acuíferos, que atendiendo a su renovabilidad pueden clasificarse en: i) acuíferos renovables, en los que el volumen de agua se recarga a lo largo del tiempo de una manera regular (no presenta una renovabilidad tan marcadamente estacional como en las aguas superficiales y las diferencias interanuales no son tan importantes) gracias al agua de la lluvia y de la nieve que se filtra a través de la tierra y de las rocas, y ii) acuíferos no renovables, formados, generalmente, en otras eras geológicas, que, por su situación geográfica actual, fruto de los movimientos geológicos, han quedado impermeabilizados imposibilitando la filtración de agua en los mismos y por tanto la renovabilidad de sus reservas.

Un elemento de especial importancia en el ámbito de los recursos hídricos es la calidad del recurso. La calidad adecuada del mismo, y no sólo la cantidad, es indispensable para que pueda satisfacer las distintas funciones valoradas por la sociedad. Todo uso del agua tiene, en mayor o menor medida, un impacto sobre su calidad. Si bien el agua tiene la capacidad de regenerarse y purificarse de forma natural, la tasa de regeneración es limitada. Si la misma se supera, el recurso perderá calidad y en consecuencia capacidad para el desempeño de las distintas funciones que puede realizar.

¿Cuál es la problemática general de la gestión del agua?

Desde el punto de vista económico el agua es un activo para la sociedad. Y un activo cada vez más escaso, en cantidad y calidad, en relación con las posibles funciones que puede desempeñar. Cada vez son más frecuentes los conflictos entre usuarios del recurso motivados por la escasez del mismo y cada vez son más evidentes los costes que supone la intervención humana orientada a ajustar la oferta del volumen disponible a la creciente demanda.

En este contexto y desde un punto de vista normativo puede afirmarse que la problemática general de la gestión del recurso agua (en cantidad y calidad) reside en encontrar soluciones económicamente eficientes a dos cuestiones básicas: la asignación del recurso a lo largo del tiempo (que incluye las decisiones sobre la explotación del mismo en el tiempo y las decisiones sobre la adecuación de la oferta a la demanda del recurso) y la asignación del recurso entre los usos alternativos.

Si bien lo anterior constituye una simplificación de una problemática mucho más compleja y detallada, consideramos que se trata de un punto de partida adecuado para el análisis normativo que se pretende ofrecer en este apartado.

TEORÍA ECONÓMICA DE LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES

REGLA DE HOTELLING

La teoría económica normativa de la gestión de los recursos naturales basada en el sistema de mercado se apoya, fundamentalmente, en la denominada “regla de Hotelling” (Hotelling, 1931). A continuación se realiza una exposición de la misma suponiendo que el recurso natural a gestionar es de propiedad privada y físicamente no renovable⁶.

Un recurso natural no renovable es, ante todo, un activo para la sociedad y, si es de propiedad privada, un activo para su propietario. Si el recurso sólo puede utilizarse como input en procesos productivos, el precio del recurso, al igual que el del resto de los inputs productivos, depende del valor de la producción adicional que pueda obtenerse del mismo. En consecuencia, en una economía donde opere la libre competencia, un recurso natural se demandará hasta que su productividad marginal en los procesos productivos en los que se utilice sea igual a su precio de mercado. Esta regla de equilibrio estático, que permite explicar por qué y en qué medida es razonable explotar los recursos naturales, no explica, sin embargo, el valor económico de las reservas del recurso que, en cada momento, permanecen en su estado natural sin ser explotadas, ni la razón por la que el propietario del recurso está generalmente dispuesto a conservarlas. De hecho, si las reservas del recurso no generan rendimiento alguno, el propietario haría mejor en extraerlas todas de forma inmediata y situar las ganancias obtenidas de su venta en alguna inversión donde obtenga beneficios.

El motivo económico para que el propietario de un activo productivo (en este caso un *stock* de recurso natural) decida conservarlo ocioso (sin extraerlo) es que el mismo se revalorice. En una economía competitiva, el equilibrio de mercado de los activos se alcanza cuando todos los bienes de capital de un mismo tipo consiguen una misma tasa de rentabilidad, bien mediante dividendos o bien mediante revalorización del activo. Dado que los recursos naturales no explotados no generan dividendos, la razón económica que explica que parte de los mismos permanezca inexplorada es que el margen de beneficio que se puede conseguir por explotar y vender cada unidad adicional del recurso (R) aumente a una tasa igual al tipo de interés del mercado (μ). Es decir:

$$\frac{\dot{R}}{R} = \mu$$

De forma alternativa, si definimos a R_0 como el margen de beneficios actual, en cualquier momento posterior (t) este margen deberá ser igual a:

⁶ Exposición basada fundamentalmente en Gómez (1994) y Pearce y Turner (1995).

$$R_t = R_0 e^{\mu t}$$

En el caso de que exista competencia perfecta en el mercado del recurso, el margen de beneficios (R) será igual al precio de mercado del recurso menos el coste de extracción del mismo C . Si, por el contrario, el mercado es más o menos monopolista, el margen de beneficios será igual a la ganancia marginal del sector, definida como la diferencia entre el ingreso marginal y el coste marginal. De lo explicado hasta ahora se deduce que el margen de beneficios del sector del recurso natural será mayor que el margen de beneficios de las actividades "normales" de la economía y que esta diferencia crecerá permanentemente con el paso del tiempo. Por este motivo, R , se define como la renta de escasez temporal o la renta del recurso.

De acuerdo con lo anterior, si asumimos un coste de extracción constante $C(X) = C$, el precio óptimo de recurso en cualquier periodo será igual a la suma del coste marginal de extracción y del coste marginal de escasez del recurso.

Por otro lado, el valor económico actual de las reservas ociosas de un determinado recurso natural será, para su propietario, igual al valor descontado de todas las ventas futuras del mismo después de deducir los costes necesarios para su extracción, es decir, el valor actual de la cantidad extraída (Q) multiplicada por el margen de beneficio (R). En forma matemática, el valor económico actual (V_0) de las reservas puede expresarse como:

$$V_0 = \int_0^{\infty} R_t Q_t dt$$

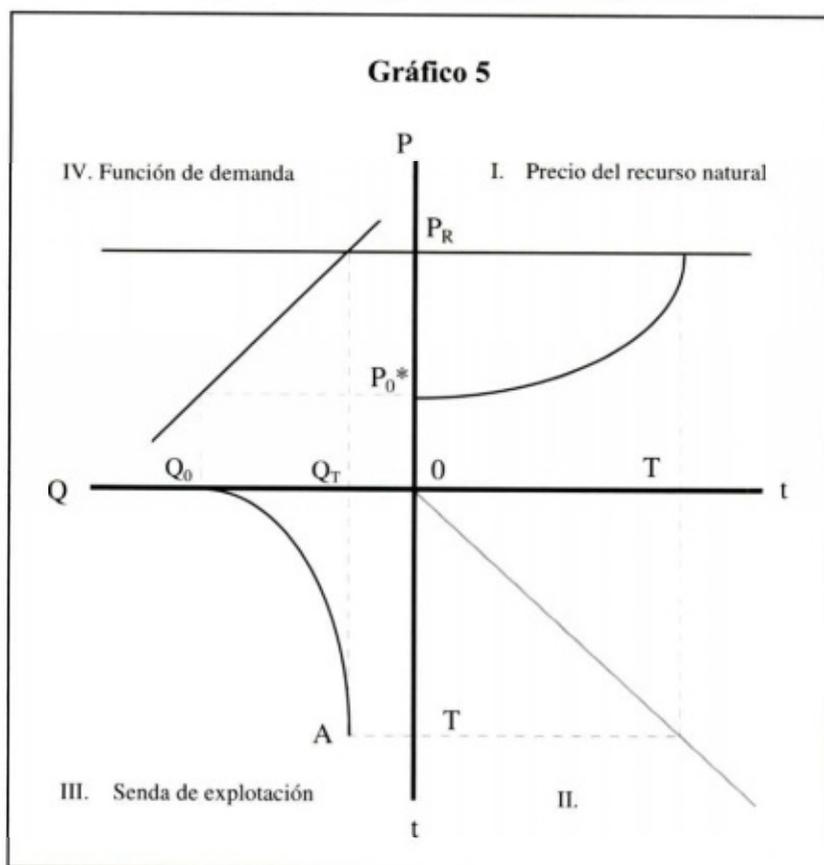
El objetivo económico del propietario del recurso será, dado el nivel actual de reservas (S_0), determinar el ritmo de extracción que maximice el valor económico actual de las mismas.

Sea cual sea la decisión de los empresarios del sector, el precio de mercado del recurso y su nivel de extracción están conectados por la función de demanda del mismo. Si la demanda es estable en el tiempo, la cantidad extraída del recurso deberá reducirse a medida que aumente su precio, por lo que a medida que se reduzcan las reservas, la productividad marginal del recurso en los procesos productivos en los que se emplee deberá aumentar de forma sostenida. Sin embargo, en la mayoría de los casos existen límites al crecimiento del precio del recurso; de hecho habrá un precio máximo al que la cantidad demandada del mismo será nula. Esto puede deberse a que el precio del recurso sea prohibitivo para los usuarios o que a ese precio existan bienes sustitutivos al recurso natural o procesos tecnológicos ya desarrollados para la consecución del mismo que, sin ser económicamente viables a los precios existentes, puedan llegar a serlo si el precio del

recurso alcanza un determinado nivel. En este sentido, la disponibilidad de una tecnología de reemplazo implica la existencia de un techo para el precio de mercado de un recurso natural⁷.

ANÁLISIS GRÁFICO DE LA REGLA DE HOTELLING

Suponiendo, por conveniencia, que el coste de extracción del recurso natural es nulo, podemos representar la regla de Hotelling con la ayuda del gráfico 5.



El primer cuadrante muestra la trayectoria del precio del recurso a lo largo del tiempo, desde un precio inicial P_0^* hasta un precio máximo P_R , en el que se hace rentable la utilización de la tecnología de reemplazo. En nuestro caso, el precio de mercado del

⁷ En el campo de la gestión de los recursos hídricos, esta circunstancia es evidente en el caso de las tecnologías de desalación del agua de mar que, si bien en la actualidad sólo son económicamente viables en zonas de extrema escasez del recurso, pueden llegar a serlo en muchas más ocasiones si el precio del recurso aumenta hasta alcanzar unos niveles determinados.

recurso es igual a la renta de escasez ($P_t = R_t$, dado que suponemos que no existen costes de extracción) y su trayectoria muestra la senda óptima del precio, que crece al mismo ritmo que la tasa de interés (o tasa de descuento). En el cuarto cuadrante se presenta la curva de demanda del recurso que viene a indicar que, a medida que el precio del recurso aumenta, la cantidad demandada disminuye; con el paso del tiempo, el recurso se hace más escaso, su precio aumenta, así como su productividad marginal. El segundo cuadrante es un cuadrante “ficticio” que permite transferir la variable “tiempo” al tercer cuadrante, en el que se muestra la senda óptima de explotación del recurso, o lo que es lo mismo, la cantidad de recurso que se extrae en cada momento, desde el instante inicial hasta su extinción, en nuestro caso, en el momento T . El tercer cuadrante informa también sobre la cantidad total extraída del recurso hasta un momento t , cantidad representada por el área formada por el eje Q y la senda de explotación $Q_\theta A$, entre θ y t . La cantidad del recurso que se conserva en cada momento (S_t) viene determinada por la cantidad inicial del recurso (S_0) menos la cantidad extraída:

$$S_t = S_0 - \int_0^t Q_\tau d\tau$$

Si se cuenta con la información necesaria, es posible averiguar un precio óptimo inicial (P_0^*) que implique que el precio del recurso en el momento de la extinción (en nuestro caso en T) coincida con el precio de la tecnología de replazo. Si partiéramos de un precio superior al óptimo, alcanzaríamos el precio máximo con unas reservas que tendrían que extraerse en el menor plazo, y todos los usuarios del recurso habrían pagado un precio demasiado alto por lo consumido con anterioridad. Si, por el contrario, partiéramos de un precio inicial inferior al óptimo, las reservas se agotarían antes de alcanzar el precio de la tecnología de reemplazo. Los usuarios habrán pagado un precio demasiado bajo por el recurso y el camino hacia la tecnología de reemplazo será costoso.

La regla de Hotelling de gestión de los recursos no renovables es aplicable al caso de los recursos renovables. El único elemento adicional que es necesario introducir en el análisis es la función de recarga o crecimiento del recurso. Si asumimos que la misma es $F(X)$ y que los costes de extracción son nulos, la senda de extracción óptima y eficiente del recurso vendrá determinada por la regla de Hotelling de los recursos no renovables:

$$F'(x) + \frac{\dot{R}}{R} = \mu$$

Donde el margen de beneficios del propietario del recurso renovable deberá crecer a una tasa igual al tipo de interés prevaleciente en el mercado menos la tasa de crecimiento

del recurso. La idea es la misma; si el propietario del recurso desea maximizar el valor económico actual del mismo deberá extraerlo, teniendo en cuenta la tasa de recarga, a un ritmo tal que, en el momento en que se consuma la última unidad del recurso, el precio del mismo sea igual al precio de la tecnología de remplazo.

EXTERNALIDADES E INEFICIENCIA

En la sección anterior se ha presentado la regla de Hotelling que constituye, como hemos visto, la base normativa para la gestión eficiente de los recursos naturales.

De acuerdo con la regla, la gestión de un recurso es eficiente si el propietario del recurso lo explota maximizando la corriente de beneficios futuros que puede obtenerse del mismo, actualizada adecuadamente por el tipo de descuento de la economía.

Planteado de esta forma, el problema de la gestión de los recursos naturales no parece diferenciarse sustancialmente del problema que plantea la gestión de un activo cualquiera. En un sistema de mercado con competencia perfecta donde los recursos naturales fueran de propiedad privada, los propietarios tendrían poderosos incentivos para gestionarlos siguiendo la regla de Hotelling, lo que generaría, de forma agregada, una gestión eficiente del conjunto de este tipo de recursos.

Desgraciadamente, el campo de la gestión de los recursos naturales es mucho más complejo que lo anterior. Parece evidente que las hipótesis y supuestos sobre los que se basa el argumento expuesto no se cumplen en el campo de la gestión de la mayor parte de los recursos naturales y en concreto en el campo de la gestión del recurso agua. De hecho, puede afirmarse que el uso y explotación de los recursos naturales presenta una serie de particularidades que motivan que si su asignación se realiza a partir, únicamente, del mecanismo de mercado, se genere una serie de ineficiencias que repercuten negativamente sobre el bienestar de la sociedad.

Una forma de analizar estas particularidades y las posibles ineficiencias que generan en la asignación del recurso es mediante el análisis del régimen de derechos de propiedad sobre el que se basa la gestión del mismo. Si utilizamos el concepto de “derechos de propiedad” en un sentido amplio, como lo hace Tietenberg al definirlos como “el conjunto de derechos que definen las facultades, privilegios y limitaciones del propietario de un bien en el uso del mismo” (1992, pág. 54), puede afirmarse que la forma de gestión de un recurso natural y por tanto la eficiencia o ineficiencia en su asignación viene determinada por el régimen de derechos de propiedad sobre el que se asienta su gestión.

Tietenberg (1992) mantiene que existe una única estructura de derechos de propiedad bajo la cual el mecanismo de mercado genera una gestión eficiente de los recursos naturales. Dicha estructura viene definida por las siguientes propiedades:

- **Universalidad:** todos los recursos son de propiedad privada y sus derechos de explotación y uso están perfectamente definidos.

- **Exclusividad:** todos los costes y beneficios derivados de la posesión y uso del recurso recaen sobre el propietario del mismo, y sólo sobre el propietario, ya sea de forma directa o indirecta.
- **Transferibilidad:** todos los derechos de propiedad pueden ser transferidos de un individuo a otro mediante un intercambio voluntario.
- **Seguridad:** todos los derechos de propiedad están protegidos contra usurpaciones o expropiaciones de terceros.

Bajo esta estructura de derechos de propiedad, los propietarios gestionarán los recursos naturales siguiendo la regla de Hotelling y, en estas circunstancias, este comportamiento conducirá a una asignación eficiente del *stock* total de los recursos.

Sin embargo, el mundo real de la gestión de los recursos naturales dista mucho del mundo ideal que acabamos de analizar. En la práctica, la estructura de derechos de propiedad de la mayor parte de los recursos no cumple las condiciones antes descritas.

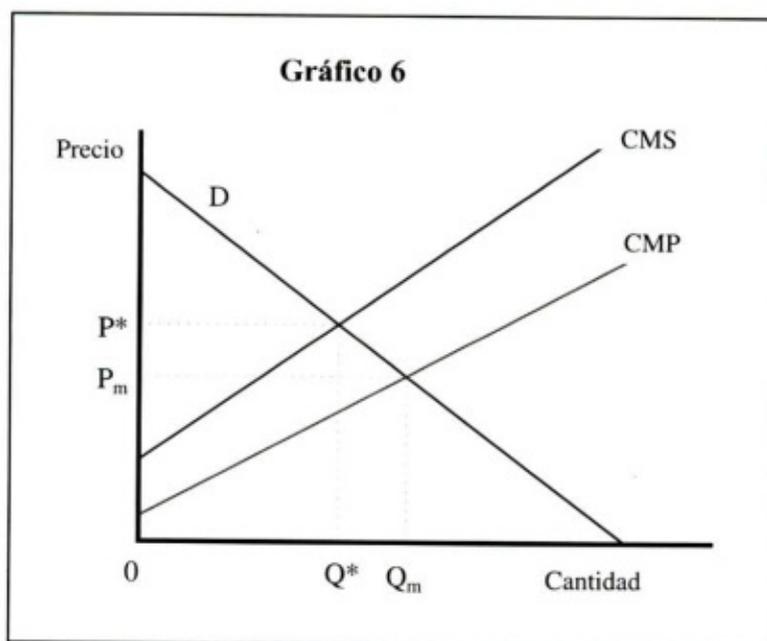
La razón fundamental por la que esto ocurre reside en el hecho de que el uso y explotación de los recursos naturales suele generar externalidades. Una determinada acción genera externalidades cuando los costes y beneficios que se derivan de la misma no recaen únicamente sobre el agente que la realiza sino también sobre terceros agentes. O lo que es lo mismo, cuando las decisiones que toma un agente en relación con el uso o explotación de un recurso natural no sólo influyen sobre su bienestar (efectos internos) sino sobre el bienestar de otros (efectos externos). Si el efecto de una acción privada repercute positivamente sobre el bienestar de otros agentes y por tanto de la sociedad, nos encontramos ante una externalidad positiva. Si, por el contrario, la acción de un agente supone un coste externo para otro, y este coste no se compensa, nos encontramos ante una externalidad negativa⁸.

Para analizar, de forma genérica, los posibles efectos que la existencia de externalidades puede generar sobre la asignación de un bien acudimos al siguiente ejemplo ilustrado en el gráfico 6.

Supongamos que la producción de un determinado bien implica la generación de residuos que son vertidos al medio ambiente afectando negativamente al bienestar de los usuarios del medio. Si las empresas productoras del mismo no compensan a los afectados, la producción del bien supondrá un coste externo (externalidad negativa) para la sociedad. A la hora de determinar el coste de producción, las empresas productoras del bien no considerarán el coste externo que supone para la sociedad; el coste marginal privado de la industria será CMP. Sin embargo, dado que la sociedad tiene en cuenta no sólo el coste privado de producción del bien sino también el coste medioambiental que

⁸ Según Pearce y Turner (1995) para que exista coste externo o externalidad negativa deben cumplirse dos condiciones: i) que la actividad de un agente provoque una pérdida de bienestar a otro agente y, ii) que la pérdida de bienestar no sea compensada por parte del agente que la causa.

provoca esta producción, el coste marginal social (CMS) incluirá a ambos y será superior al coste marginal privado. La demanda del producto en el mercado se representa por la curva D .

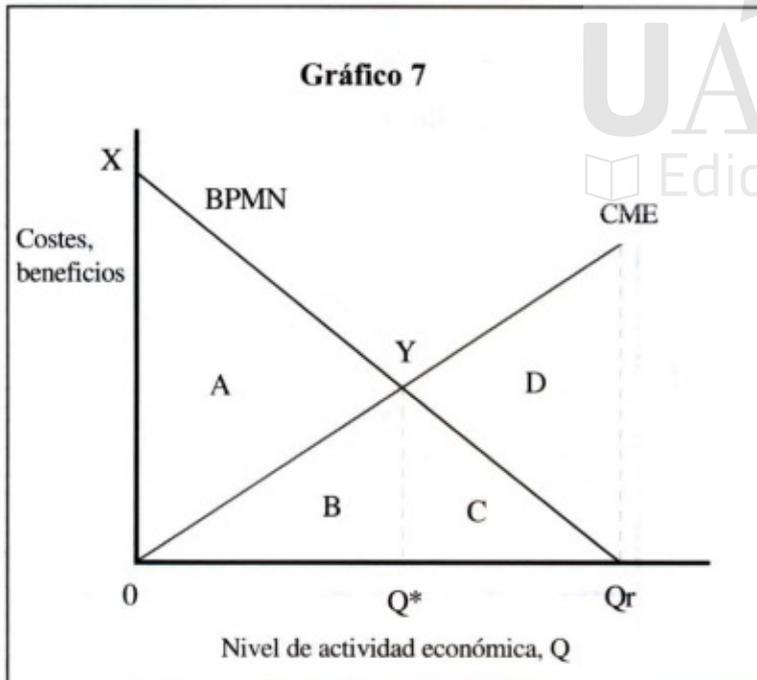


Si no existe regulación externa alguna acerca de la generación de residuos, la industria productora del bien producirá Q_m y lo venderá a un precio P_m que, en una situación de competencia perfecta, maximizará el excedente privado de los productores. Sin embargo, ésta será una solución ineficiente, dado que el bienestar social neto se maximiza en Q^* , donde el coste marginal social (que representa el verdadero coste que la producción del bien supone para la sociedad) es igual al ingreso marginal, y no en Q_m , donde el coste marginal social es mayor que el ingreso marginal.

De este análisis podemos extraer la siguiente conclusión: cuando la utilización de un recurso o la producción de un determinado bien genera costes externos a la sociedad que no son compensados, si la gestión del mismo se realiza a través del mercado, la asignación del bien será ineficiente repercutiendo negativamente sobre el bienestar de la sociedad. Como se ve en el gráfico, dado que los agentes que lo usan o producen no tienen en cuenta a la hora de tomar sus decisiones los costes externos generados, se producirá excesiva cantidad del bien, a un precio demasiado bajo, con costes externos no compensados y no existirán incentivos para que se busquen métodos de producción que generen un menor nivel de externalidades.

A continuación, con la ayuda del gráfico 7, se presenta una forma alternativa para analizar las implicaciones económicas de la existencia de externalidades en la gestión de

un recurso, especialmente útil para determinar el nivel óptimo de externalidad y examinar las políticas y planteamientos generales que existen para alcanzarlo.



Supongamos que nos encontramos, como en el caso anterior, con un proceso productivo que genera un coste externo. En el eje horizontal se presenta el nivel de actividad (Q) y en el eje vertical los costes y beneficios en términos monetarios que se derivan de la misma. La curva *BPMN* representa los beneficios privados marginales netos del productor, que reflejan el beneficio extra neto que obtiene al aumentar en una unidad su producción. La curva *CME* representa el coste marginal externo de la producción o, lo que es lo mismo, el coste externo adicional que se genera al aumentar la producción en una unidad. Se considera que el coste marginal externo es proporcional al nivel de actividad.

Si definimos que el objetivo a alcanzar es la maximización del beneficio social neto, definido como la suma del beneficio privado total menos los costes externos, y teniendo en cuenta que el beneficio privado total del productor corresponde al área por debajo de la curva *BPNM* y el coste externo al área por debajo de *CME*, podemos definir que el nivel óptimo de producción se encuentra en Q^* , que viene determinado por la intersección de *BPMN* y *CME*. Es aquí donde se maximiza el beneficio social neto, que corresponde al área definida por el triángulo *OXY*. Si el productor produjera una unidad adicional del bien, los costes externos que generaría serían superiores a los beneficios que obtendría, por lo que el beneficio neto conjunto disminuiría. Si, por el contrario, dejara

de producir una unidad, la reducción del coste externo sería menor que la reducción del beneficio por lo que el beneficio conjunto también menguaría.

Q^* representa, por tanto, el nivel óptimo de actividad que lleva consigo un coste externo asociado representado por el triángulo OYQ^* , denominado nivel óptimo de coste externo.

En ausencia de algún tipo de regulación sobre los costes externos, el productor producirá hasta Q , donde maximiza su beneficio privado neto ($A + B + C$). Este nivel de producción generará un coste externo de $B + C + D$, lo que implicará que el beneficio social neto será igual a $(A + B + C) - (B + C + D) = A - D$ que es, claramente, inferior que A , el beneficio social neto cuando la actividad alcanza el nivel de Q^* . En este sentido, se dice que el nivel de externalidad $C+D$ es relevante desde el punto de vista paretiano porque si se elimina, se genera una mejora paretiana, esto es, una ganancia neta de beneficios sociales. Por el contrario, el nivel de externalidad B es irrelevante desde el punto de vista paretiano porque el eliminarlo no supone mejora alguna de este tipo.

Del análisis realizado se desprende la misma conclusión que en el ejemplo anterior: cuando el uso o explotación de los recursos lleva asociados costes externos, su asignación por el mercado será ineficiente.

En el siguiente apartado se analizan, brevemente, las condiciones particulares de los recursos naturales que implican que su uso y explotación generen costes externos y que, en consecuencia, su gestión en base al mercado genere resultados ineficientes. En concreto se analizan dos factores de especial importancia en el ámbito de la gestión de los recursos hídricos: los particulares regímenes de propiedad de los recursos naturales y la condición de bienes públicos de muchos de ellos. Por último, se analizan las implicaciones que sobre la asignación de los recursos naturales puede tener la estructura de mercado de la industria del recurso.

REGÍMENES DE PROPIEDAD DE LOS RECURSOS NATURALES

Hasta ahora el análisis realizado se ha hecho sobre la base de que los recursos naturales eran de propiedad privada. Bajo esta forma de propiedad, los propietarios gestionaban los recursos siguiendo pautas de eficiencia temporal, lo que generaba, en principio, una asignación eficiente del recurso en su conjunto. Sin embargo, gran parte de los recursos naturales, y en concreto gran parte de los recursos hídricos, se caracterizan por ser de libre acceso, de propiedad común o por no tener claramente definidos sus derechos de propiedad. En estas circunstancias, la gestión de los recursos por el mercado no asegura una gestión eficiente de los mismos.

Antes de pasar a analizar las posibles implicaciones de cada una de estas figuras de propiedad sobre la eficiencia de la asignación de los recursos naturales, conviene definir las diferencias que existen entre las mismas y evitar así la confusión que suele producirse

al asumir que se trata de estructuras análogas con implicaciones equivalentes sobre la forma de explotación y uso de los recursos⁹.

- Un recurso de libre acceso no es propiedad de nadie (no tiene derechos de propiedad definidos) y el acceso al mismo está abierto a todos, sin ningún tipo de límite.
- Un recurso de propiedad común, por el contrario, es propiedad (tiene los derechos de propiedad definidos) de un determinado colectivo - un país, una mancomunidad... - y el acceso al mismo está limitado a sus propietarios y sólo a sus propietarios¹⁰.
- Un recurso donde los derechos de propiedad no están claramente definidos es propiedad, en teoría, de un determinado colectivo; sin embargo, la falta de definición de los derechos puede motivar que se convierta, en la práctica, en un recurso de libre acceso, abierto a todos.

Definidos los conceptos, podemos afirmar que la principal razón por la que el mecanismo de mercado puede no generar asignaciones eficientes de los recursos naturales se debe a que gran parte de los mismos son de libre acceso, no tienen sus derechos de propiedad claramente definidos o son de propiedad común y existe competencia por el uso del mismo entre sus propietarios. En estos casos la explotación y uso del recurso puede llevarse a cabo siguiendo la regla de la captura lo que generará externalidades negativas que motivará la aparición de ineficiencias en su asignación.

Como hemos visto anteriormente, cuando un recurso es propiedad de un único agente, lo gestionará de forma eficiente (regla de Hotelling), consciente de que sus decisiones de hoy afectan a su bienestar del mañana. En este caso, el mercado incentivará el uso eficiente del recurso y si se cumplen las condiciones descritas por Tietenberg (1992), la asignación del recurso será eficiente.

Sin embargo, cuando un recurso es de libre acceso, es decir, cuando el acceso al mismo está abierto a todos, los usuarios no utilizan el recurso teniendo en cuenta su valor futuro ya que son conscientes que cualquier intento de preservar la riqueza del recurso no redime en beneficio de quien toma la acción de preservar sino en beneficio del resto de usuarios que optan por la utilización y explotación del mismo en el presente. Esto es, los usuarios tenderán a comportarse siguiendo la regla de la captura. En el caso de que el recurso sea de propiedad común o sus derechos no estén claramente definidos, su gestión vendrá determinada por la existencia, o no, de acuerdos de gestión entre los propietarios y usuarios. Si existe acuerdo entre los mismos para gestionar el recurso de forma conjunta estableciendo, por ejemplo, unas reglas de comportamiento de uso y

⁹ Aguilera (1992) ofrece un interesante análisis sobre las raíces e implicaciones de esta confusión.

¹⁰ La definición quizás más completa del concepto de propiedad común es la de Ciriacy-Wantrup y Bishop (1975), para quienes tienen dos características fundamentales: i) todos los propietarios poseen el mismo derecho a usar el recurso, derecho que no se pierde si no se usa y ii) los no propietarios, no pertenecientes a la comunidad, son excluidos del uso.

explotación en términos semejantes a cuando los derechos de propiedad son individuales, la gestión del recurso se llevará a cabo siguiendo la regla de Hotelling, lo que repercutirá positivamente sobre la eficiencia en su asignación. Si, por el contrario, no existe acuerdo entre los propietarios sino competencia entre ellos por la utilización del recurso, su explotación se llevará de forma análoga a cuando el recurso es de libre acceso, y los propietarios lo utilizarán siguiendo la regla de la captura.

En términos económicos, si el recurso es de propiedad privada o de propiedad común con acuerdo entre los propietarios, la gestión se llevará a cabo maximizando la corriente de beneficios futuros, actualizada adecuadamente por el tipo de descuento, lo que constituirá un método de gestión eficiente. Por el contrario, si el recurso es de libre acceso, si no tiene sus derechos de propiedad bien definidos o si es de propiedad común y existe competencia entre los propietarios, su explotación se llevará a cabo siguiendo la regla por la que el valor del producto marginal del recurso es igual al coste marginal (sin tener en cuenta el valor marginal de la renta del recurso), lo que generará una asignación ineficiente del recurso, ocasionando una pérdida de bienestar para la sociedad presente y futura con respecto a la estrategia de maximización de la corriente de beneficios futuros.

De acuerdo con lo anterior, podemos hacer la siguiente afirmación con respecto al papel de la “mano invisible” de Adam Smith (1776) en la gestión de los recursos naturales. Si cuando un recurso natural es de propiedad privada o de propiedad común con acuerdo entre los propietarios, la “mano invisible” lleva a que el interés particular de los propietarios genere un mayor bienestar general, cuando el recurso es de libre acceso o de propiedad común con competencia entre los propietarios, la “mano invisible” no lleva a un mayor bienestar general sino a un empobrecimiento de todos, convirtiéndose, parafraseando a Daly (1980), en el “pie invisible” que, de una patada, destroza los recursos naturales¹¹.

En relación con lo anterior, parece interesante hacer una pequeña aclaración de especial importancia para la gestión de los recursos hídricos. La propiedad común de un recurso natural no implica, necesariamente, que su gestión sea ineficiente. En este sentido, no parece acertado hablar del “problema de los comunes” (como lo hacen Dasgupta y Heal, 1979, Fisher, 1979 o Hardin, 1968), ya que como hemos visto la propiedad común no tiene por qué suponer un “problema” si los propietarios llegan a un acuerdo para gestionarlo de forma eficiente. De hecho, este tipo de propiedad ha generado, históricamente, numerosos ejemplos de gestión eficiente de recursos naturales y ciertos autores la proponen como solución a ciertos problemas actuales de gestión de recursos (en el caso del agua ver Aguilera, 1992). En este sentido, podría ser más acertado referirse al “problema del libre acceso”, circunstancia que *puede* ocurrir cuando el recurso es de

¹¹ Daly se refiere a que la *mano invisible* de Smith se convierte en “un pie invisible que destroza los recursos *comunales* de una sola patada”.

libre acceso, cuando sus derechos no están claramente definidos y cuando el recurso es de propiedad común y existe competencia entre los propietarios.

Dado que lo analizado en este apartado tiene especial relevancia para la gestión de los recursos hídricos y en particular para la gestión de las aguas subterráneas (gran parte de las mismas se explotan bajo regímenes de propiedad común¹²) a continuación se ofrece un breve análisis de lo comentado en referencia a este tipo de recursos.

Por lo visto hasta ahora puede argumentarse que la forma de gestión de un acuífero vendrá determinada por el régimen de propiedad bajo el que se gestiona. En relación con los acuíferos se presentan, en general, tres formas de propiedad significativas; la propiedad pública, la propiedad privada y la propiedad común. Aunque la figura de la propiedad pública es importante en el contexto de este estudio, la literatura teórica sobre la gestión de los acuíferos se ha centrado en las figuras de la propiedad privada y de la propiedad común. En este sentido la teoría normativa de la gestión de un acuífero de propiedad pública se obtendría, básicamente, de la teoría de gestión de un acuífero de propiedad privada, al estar los dos gestionados desde la perspectiva de un único agente gestor del mismo.

Si el acuífero es de propiedad privada se gestionará, como hemos visto, siguiendo la regla de Hotelling, lo que generará, en principio, una asignación eficiente del mismo.

En cuanto a la propiedad común, la figura quizás más representativa desde el punto de vista de los acuíferos es la "propiedad común con institución" que, según Castro, Martínez y Rubio (1992, pág. 263), vendría caracterizada por el hecho de que "una agrupación de individuos es poseedora de un recurso (disfrutando, por tanto, cada individuo de esa propiedad, aunque no lo utilice), de cuyo uso excluye a todos aquellos que no tienen derechos sobre él". Este sería el caso, por ejemplo, de los agricultores propietarios de las parcelas situadas encima de un acuífero, del que extraen agua para regar sus tierras, quedando excluidos los agricultores que no tienen tierras por encima del acuífero. En el caso de la propiedad común con institución, el modo de gestión del acuífero vendrá determinado por el hecho de que exista o no acuerdo entre los propietarios. Si existe acuerdo para gestionarlo de forma eficiente, se gestionará siguiendo la regla de Hotelling, mientras que si no existe acuerdo sino competencia entre los propietarios, se gestionará siguiendo la ley de captura lo que generará una asignación ineficiente del recurso.

Existen por tanto dos planteamientos en cuanto a la gestión de un acuífero dependiendo del régimen de su propiedad. Si es de propiedad privada o de propiedad común con cooperación entre propietarios, la gestión se lleva a cabo aplicando la regla de

¹² Dado que, aunque la legislación vigente (Ley de aguas de 1985) declara el recurso agua tanto superficial como subterránea como de propiedad pública (dominio público en la Ley), no deroga los derechos adquiridos en vigencia de la anterior legislación (Ley de Aguas de 1879) y por tanto numerosos pozos y alumbramientos que se abastecen de aguas subterráneas continúan siendo de propiedad privada o de propiedad común.

maximización del flujo de rentas futuras descontadas por el parámetro de descuento. Gisser y Sánchez (1980), Neher (1990), Pascual y Pinyol (1989) y Castro, Martínez y Rubio (1992) han analizado la gestión óptima de acuíferos bajo estas condiciones, utilizando mayoritariamente modelos de control óptimo basados en el principio del máximo de Pontryagin. Por el contrario, si el acuífero es de propiedad común o sus derechos no están claramente definidos y existe competencia entre los propietarios o usuarios, el acuífero se explotará de acuerdo con la regla de que el valor marginal del agua sea igual al coste marginal de extraerla. Aguilera (1989), Milligan (1956) y Burt (1966, 1967 y 1970) han analizado la gestión de un acuífero bajo estas condiciones.

La conclusión general que se extrae analizando estos documentos es clara: la estrategia de gestión que iguala el valor de la productividad marginal del agua a su coste de extracción es manifiestamente ineficiente al no tener en cuenta la renta de escasez del recurso y ocasiona una pérdida de bienestar presente y futura para la sociedad si se compara con la estrategia de maximización de la corriente de beneficios futuros debidamente actualizada.

LOS RECURSOS NATURALES COMO BIENES PÚBLICOS

Numerosos recursos naturales, y en particular numerosas funciones que los mismos pueden desempeñar, constituyen bienes públicos para la sociedad, caracterizados por la multiplicidad de individuos que pueden disfrutarlos de forma simultánea y por la dificultad que supone la exclusión de cualquiera de ellos¹³. Los bienes públicos pueden clasificarse a su vez, en aquellos que rinden beneficios infinitos, en el sentido que si A usa más del bien no se reduce la cantidad disponible del mismo para los demás, o en bienes públicos con rendimientos finitos o sustractivos donde, si A usa más, queda menos del bien para los demás. De acuerdo con Wade (1992), los recursos hídricos (y en particular las aguas subterráneas y aquellas de carácter superficial que se utilizan para riego) constituyen ejemplos de bienes públicos con rendimientos finitos o sustractivos.

El principal problema que presenta la gestión de recursos naturales que tienen características de bienes públicos es que cuando la misma se lleva a cabo por el mecanismo de mercado puede no resultar en una asignación eficiente.

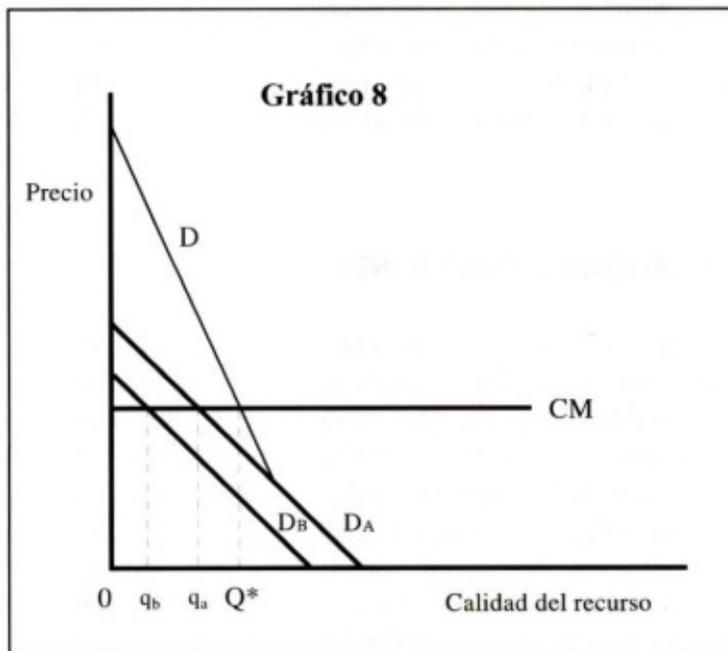
Analicemos esta cuestión con la ayuda del siguiente ejemplo.

Parece evidente que el agua de los ríos y pantanos de montaña cumple una función estética en el paisaje que constituye un bien público para la sociedad. Todos los individuos pueden disfrutar del activo sin, en principio, reducir la cantidad del mismo para los demás y es difícil excluir a un individuo de su utilización. Supongamos que, como res-

¹³ Para profundizar en la definición y características de los bienes públicos puede consultarse Samuelson (1954).

puesta a un descenso de la calidad del agua y por tanto a un empeoramiento del activo, se decide hacer una colecta entre los individuos para conseguir fondos que permitan recuperar la calidad del agua y mejorar el paisaje. ¿Se conseguirán los suficientes fondos como para financiar un nivel eficiente de la calidad del agua? Como se explica a continuación no es seguro.

En el gráfico 8 se representan las curvas de demanda de agua limpia en ríos y lagos de montaña de dos individuos, *A* y *B* (*A* valora más la limpieza del agua que *B*). La demanda agregada de los dos individuos (*D*) está representada por la suma vertical de ambas curvas¹⁴. El coste marginal de limpieza del agua, que consideramos constante, está representado por la recta *CM*.



El nivel óptimo de calidad del recurso del agua vendría determinado por el punto en el que la curva de demanda agregada corta al coste marginal, Q^* en el gráfico. Como se ha comentado, si se hace una colecta entre los dos individuos es probable que no se consigan los suficientes fondos como para financiar este nivel de calidad.

Supongamos que el individuo *B* es el primero en colaborar en la financiación de la recuperación del activo. Al ver que *A* no ha contribuido todavía, estará dispuesto a aportar una cantidad con la que recuperar la calidad del recurso hasta q_b , nivel que maximiza

¹⁴ Es una suma vertical dado que los dos individuos pueden consumir simultáneamente el bien; la disposición a pagar por cada nivel de calidad será igual a la suma de las disposiciones a pagar de cada individuo por ese nivel de calidad. Si el bien fuera divisible, la demanda agregada sería la suma horizontal de las curvas individuales.

su bienestar individual (donde $DB = CM$). Seguidamente es A quien se dispone a contribuir; en teoría, tendría que contribuir con una cantidad que permitiera recuperar la calidad del activo hasta q_a , donde maximiza su bienestar individual. Sin embargo, al comprobar que con la aportación de B se recupera la calidad del activo hasta q_b , él sólo aportará la cantidad necesaria para elevar la calidad de q_b hasta q_a . Como vemos, la suma de las contribuciones de los dos individuos (área sombreada del gráfico) sólo será suficiente para recuperar la calidad del activo hasta q_a , por debajo de Q^* , el nivel de calidad socialmente óptimo. En este caso, el resultado es ineficiente dado que cada individuo puede comportarse como un *free-rider* de la contribución del otro. Dadas las características de indivisibilidad y no exclusividad del bien público, los individuos reciben los beneficios de las contribuciones del resto, por lo que no existen incentivos para que cada individuo contribuya lo suficiente como para alcanzar un nivel de calidad socialmente óptimo.

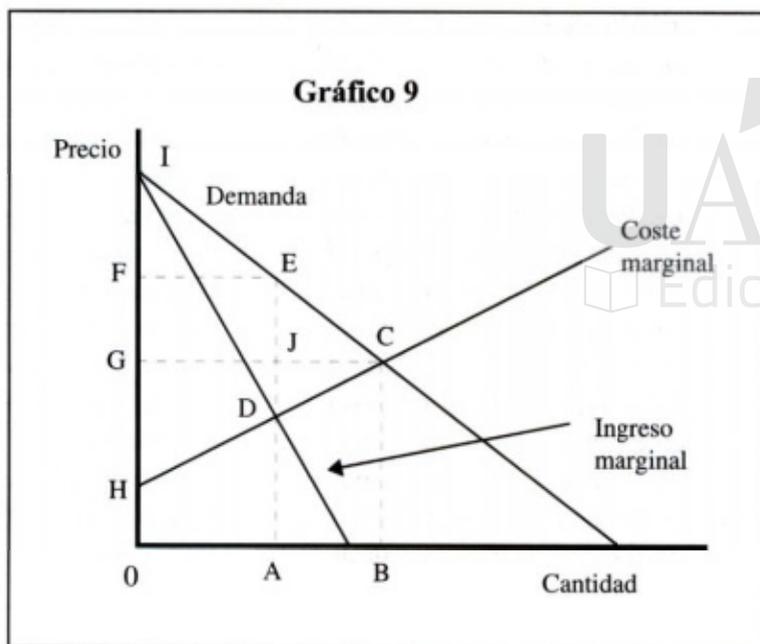
En función de lo anterior, se puede afirmar que cuando un recurso natural tiene características de bien público (indivisibilidad y no exclusividad en su consumo) su gestión a través del mercado no asegura su asignación socialmente eficiente.

ESTRUCTURA DE MERCADO

Otra situación en la que la asignación de los recursos naturales por el mercado puede no ser socialmente eficiente es cuando la estructura de la industria no es competitiva. Supongamos, por ejemplo, que se trata de un monopolio.

En el gráfico 9 se presentan las curvas de oferta y demanda de un recurso natural. El nivel de producción o utilización socialmente óptimo del mismo sería B (y su precio G) que viene determinado por el corte del coste marginal con la curva de demanda del mercado; esta situación generaría un excedente económico total igual al área HIC . Sin embargo, si estuviéramos en una situación de monopolio y el monopolista se comportara como un maximizador del beneficio, producirá o utilizará el recurso hasta A donde su ingreso marginal es igual al coste marginal y donde el precio del recurso será F . En este caso, si bien el excedente del productor se maximiza, la situación es claramente ineficiente dado que la misma provoca una pérdida de bienestar social igual a EDC ¹⁵. Se consumirá excesivamente poco del bien y el precio será excesivamente alto.

¹⁵ El excedente económico total en competencia perfecta será IHC mientras que el excedente total en la situación de monopolio maximizador de beneficios será $IEDH$. Como consecuencia, la situación de monopolio genera una pérdida de bienestar total igual a EDC ($ICH - IEDH$).



Puede afirmarse, por tanto, que cuando el mercado de un recurso natural tiene una estructura de monopolio y el monopolista se comporta como un maximizador del beneficio, la asignación del recurso por el mercado tenderá a ser socialmente ineficiente, dado que el monopolista tenderá a infraexplotar o infrautilizar el recurso y su precio será excesivamente alto¹⁶.

Hatwick y Olewiller (1986) ofrecen un detallado análisis de las consecuencias que las diferentes estructuras de mercado tienen sobre el uso y explotación de los recursos naturales.

PLANTEAMIENTOS GENERALES PARA ALCANZAR LA EFICIENCIA EN LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES

En el apartado anterior se ha visto cómo en numerosas circunstancias el uso y explotación de los recursos naturales llevan asociados costes externos, lo que implica que su gestión basada en el mercado pueda generar asignaciones no eficientes de los mismos con la consiguiente pérdida de bienestar para las generaciones presentes y venideras.

¹⁶ En este sentido, puede sorprender que la causa por la que en esta situación no se genera una asignación eficiente del recurso no reside en que el monopolio sobreexplota el recurso (como suelen suponer ciertos grupos conservacionistas) sino por todo lo contrario, porque tiende a infraexplotar el recurso con la consiguiente pérdida de bienestar para la sociedad. El monopolista se comporta como un conservacionista.

En esta sección se presentan los planteamientos generales orientados a minimizar o eliminar estas ineficiencias.

Básicamente hay dos: el de la solución vía mercado, que requiere una definición previa de los derechos plenos de propiedad de los recursos naturales y el de la solución vía intervención pública en la gestión del recurso a través de distintos instrumentos. Existen, evidentemente, numerosas posturas alternativas; en el presente trabajo analizamos las propuestas basadas en la acción colectiva, de especial interés en el campo de la gestión de los recursos hídricos.

SOLUCIÓN VÍA EL MERCADO

De acuerdo con este planteamiento, la ineficiencia en la asignación de los recursos naturales motivada por la existencia de externalidades en su uso y explotación podría solucionarse a través del mecanismo del mercado si se definieran adecuadamente derechos plenos de propiedad sobre los mismos.

Si los derechos de propiedad de un recurso no están claramente definidos, la Administración Pública debería segmentar el *stock* total del mismo y adjudicar, mediante algún tipo de prorrateo, los derechos plenos de propiedad del recurso a agentes privados. Los propietarios del recurso, que tendrían derecho a utilizarlo o venderlo a través del mercado, lo gestionarían siguiendo pautas de eficiencia temporal (regla de Hotelling) conscientes de que sus decisiones actuales sobre la explotación del recurso tienen repercusiones sobre su bienestar futuro. De esta forma, si cada propietario tuviera incentivos para asignar eficientemente su porción del recurso, se conseguiría una gestión eficiente del conjunto del mismo sin necesidad de una posterior intervención pública en su gestión.

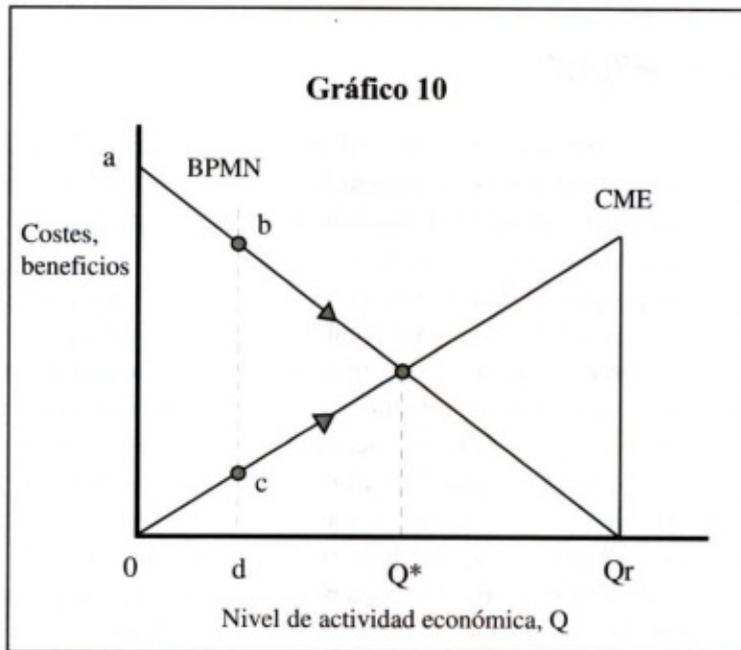
Incluso si los derechos de propiedad de un recurso natural estuvieran plenamente definidos, su uso y explotación podría suponer la generación de costes externos sobre la sociedad que motivarían la permanencia de cierta ineficiencia en la gestión. Así, por ejemplo, si bien los pozos situados sobre un acuífero pueden ser propiedad de un único agente que los gestiona de acuerdo con la regla de Hotelling, el uso del agua de los mismos puede producir una contaminación del recurso que no sólo afecte al propietario sino a las propiedades adyacentes. Si estos costes externos no son tenidos en cuenta a la hora de tomar las decisiones, se llevará a cabo una asignación socialmente ineficiente del recurso.

En estos casos, los partidarios de las soluciones de mercado sostienen que cuando los derechos de propiedad están bien definidos, existe un potencial para que los agentes implicados puedan resolver, sin necesidad de intervención estatal, los problemas de los costes externos y se llegue a una solución socialmente óptima.

Este argumento se basa en el Teorema de Coase (Coase, 1960) que, en grandes líneas, mantiene que en un mercado competitivo, donde los derechos de los recursos estén

claramente definidos, si la acción de un agente genera costes externos sobre otro, existe un potencial para que ambos negocien privadamente y se llegue, de forma natural, a la situación de óptimo social, con un menor coste del que supondría llegar al mismo a través de la intervención estatal.

Retomando la situación del gráfico 7 supongamos que, en este caso, la actividad productiva de un agente determinado supone un coste externo que recae sobre otro agente. En ausencia de regulación, el productor, en principio, producirá hasta Q_r donde maximiza sus beneficios. Veamos, con la ayuda del gráfico 10, la lógica del teorema.



Supongamos, en primer lugar, que el agente afectado es el que tiene los derechos de propiedad; es decir, que tiene derecho a no ser afectado y que el que afecta no tiene derecho a hacerlo. En principio, el perjudicado preferirá que no se produzca coste externo alguno o, lo que es lo mismo, que no se produzca cantidad alguna del bien. Partimos por tanto de una producción nula. Según el teorema, en ausencia de costes de negociación, tanto el afectado como el que afecta tienen incentivos para negociar el nivel de coste externo. Supongamos que la cuestión es producir hasta d o no hacerlo; si se produce el desplazamiento, el productor obtendrá un beneficio igual a $abd0$ y el afectado tendrá una pérdida de Ocd . Sin embargo, dado que $abd0$ es mayor que Ocd existe potencial para negociar. Si el productor compensa al afectado en alguna cantidad mayor que Ocd pero menor que $abd0$, el cambio de no producir nada a producir d generará una mejora paretiana donde ambos habrán mejorado su bienestar. Si el paso de no producir nada a producir d puede suponer una mejora paretiana (siempre que exista acuerdo de compensación),

basta repetir el argumento para cerciorarse que la situación sería similar hasta Q^* . Un desplazamiento a la derecha de Q^* no permitiría la posibilidad de negociación, dado que los beneficios que obtendría el productor serían menores que los costes que tendría que soportar el afectado. Por tanto, cuando los derechos de propiedad pertenecen al afectado existe un potencial para la negociación privada de las externalidades que podría conducir hasta Q^* , el óptimo social.

Si, por el contrario, los derechos de propiedad pertenecieran al productor que genera el coste externo, el argumento a utilizar sería el mismo que el utilizado en el caso anterior pero partiendo de una situación inicial donde se produce Q , en donde el productor (que en este caso tiene el derecho de propiedad) maximiza su beneficio. En este caso existiría un potencial para que el afectado compensara al productor por una reducción del nivel de actividad hasta llegar a Q^* , el óptimo social.

En resumen, según el teorema de Coase, si una actividad genera costes externos que recaen sobre un único agente, los derechos de propiedad están claramente definidos y se cumplen una serie de condiciones (existe competencia perfecta y los costes de negociación son nulos), existe potencial para que los agentes implicados lleguen a acuerdos privados para alcanzar una situación óptima. En este caso, el mercado, sin necesidad de ningún tipo de intervención estatal, generará una asignación socialmente óptima del recurso.

CONSIDERACIONES GENERALES RESPECTO AL PLANTEAMIENTO

Muchos son los economistas que, basándose en los argumentos descritos, consideran que el mercado constituye la mejor solución a los problemas de ineficiencia en la gestión de los recursos naturales cuyo uso o explotación genera externalidades (ver p. ej. Demsetz, 1967, Noth y Thomas, 1977 y Picardi y Siefert, 1976).

Sin adentrarnos en un análisis detallado del realismo y aplicabilidad de este planteamiento al campo de la gestión de los recursos naturales (análisis que se llevará a cabo más adelante en el estudio con referencia precisa a los recursos hídricos), sí parece interesante, al menos, mencionar las críticas que, en principio, podría recibir.

En primer lugar, el planteamiento se basa en que los derechos de propiedad del recurso son privados y están claramente definidos. Si no lo están, es necesario definirlos y adjudicarlos. El proceso de adjudicación a agentes privados de los derechos de propiedad deberá hacerse utilizando algún tipo de criterio que, por naturaleza, será subjetivo y arbitrario y beneficiará a algunos perjudicando a otros (este aspecto está analizado con detalle en Milliman (1952)).

Otro aspecto controvertido se refiere al tipo de descuento. No hay razón para suponer que el tipo de descuento que los agentes privados aplicarán a la gestión de los recursos naturales coincida con el tipo que la sociedad otorga a la gestión de los mismos. Si el

tipo de descuento privado no coincide con el tipo de descuento social, la gestión privada del recurso será socialmente ineficiente.

Por otro lado, si una vez adjudicados los derechos de propiedad se permite la compraventa de los mismos, es posible que se lleve a cabo una concentración del recurso en un número limitado de agentes que, si se comportan como maximizadores de beneficio, pueden crear ciertas ineficiencias en la asignación.

En cuanto al teorema de Coase, cabe hacer las siguientes observaciones:

Una primera, de carácter teórico, se refiere a la omisión del tema del efecto que el aumento de la riqueza derivada de la concesión de los derechos de propiedad puede tener en el comportamiento del nuevo propietario. Si la elasticidad demanda renta no es cero, la curva de demanda se desplaza hacia la derecha, modificando el resultado del análisis. Si esto ocurre, la titularidad de los derechos de propiedad sí será un aspecto relevante.

En cuanto a su realismo y aplicabilidad parece importante mencionar las siguientes cuestiones:

- El estado de la competencia: el teorema de Coase asume una competencia perfecta en el mercado. Sin embargo, cuando se relaja este supuesto, el teorema presenta importantes problemas de aplicabilidad (Pearce y Turner, págs. 106-107).
- La existencia de costes de negociación: la no existencia de costes de negociación constituye, incluso en palabras de Coase (1960), “una suposición muy poco realista”. En la práctica, las negociaciones implican costes que deben ser tenidos en cuenta en el análisis.
- Multiplicidad de afectados: al igual que en el caso anterior, no es realista suponer que las externalidades afectan habitualmente a un solo agente. En la práctica afectan a numerosos agentes tanto de generaciones presentes como, en ciertos casos, de generaciones venideras. Esto implica dos dificultades adicionales: la identificación de las partes negociadoras y el proceso de negociación en sí.

Para un análisis detallado de los límites e implicaciones del teorema de Coase puede consultarse *Coase Theorem Symposium* (1973-1974). Buchanan (1969) ofrece un intento de hacer que el teorema de Coase sea relevante en condiciones de competencia imperfecta. Baumol y Bradford (1972) analizan las implicaciones de la no-convexidad sobre la negociación de las externalidades.

INTERVENCIÓN PÚBLICA EN LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES

El segundo enfoque para la corrección de la ineficiencia en la asignación de los recursos naturales cuando su uso o explotación bajo las reglas del mercado genera externalidades es el de la intervención pública en su gestión. Si los defensores del primer enfoque consideran que el mercado, una vez definidos los derechos plenos de propiedad, genera

una gestión eficiente de los recursos naturales, los defensores de este enfoque defienden la conveniencia de la propiedad pública de los recursos y la utilización de distintos instrumentos económicos de intervención (impuestos, definición de estándares) para optimizar la eficiencia en su asignación.

De acuerdo con el planteamiento, si el recurso es de propiedad pública, el Estado, como único agente gestor del recurso, lo explotará siguiendo pautas de eficiencia temporal (regla de Hotelling) y cargará a los usuarios unos precios por la utilización y uso del recurso que incluirán tanto el coste de extracción y suministro del mismo como la renta económica del recurso (renta que se pierde en el caso de que el recurso fuera de libre acceso o de propiedad común con competencia entre los propietarios). Como resultado, la intervención pública en la gestión del recurso contribuirá a la eficiencia en la asignación del mismo.

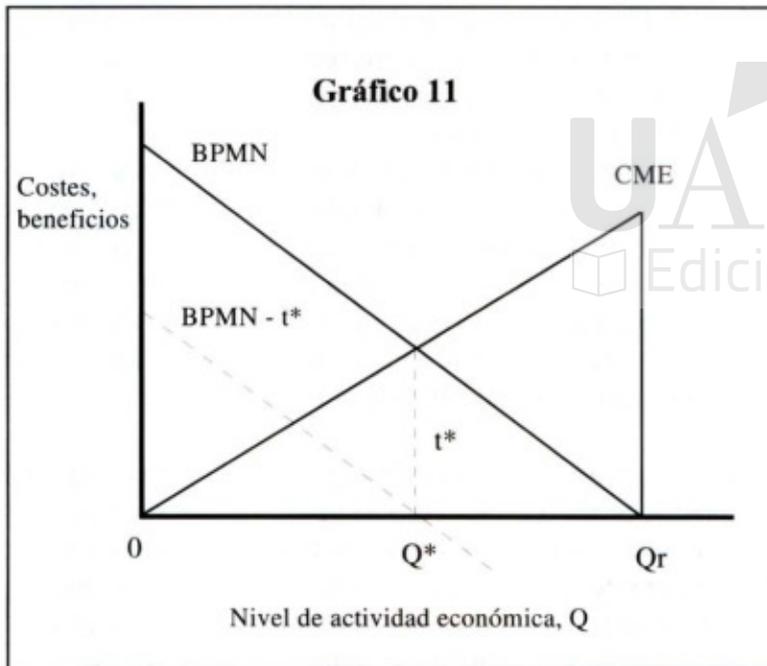
Incluso si el recurso es de propiedad pública y el Estado lo gestiona siguiendo pautas de eficiencia temporal, es posible que su uso siga generando ciertas externalidades que, si no son tenidas en cuenta en la gestión, generará ineficiencias en su asignación. Si en el primer enfoque se consideraba que los agentes implicados podrían resolver, sin necesidad de intervención estatal, estas situaciones, los partidarios de este enfoque mantienen que el Estado debe usar los instrumentos disponibles para resolverlas.

En grandes líneas, la Administración Pública dispone de tres tipos de instrumentos para alcanzar los objetivos deseados: los impuestos, la definición de estándares y el establecimientos de sistemas de permisos negociables.

LOS IMPUESTOS

Basándose en la estimación del coste externo que la utilización de un recurso supone para la sociedad, el Estado puede definir un impuesto sobre el uso del mismo que contribuya a alcanzar la eficiencia en su asignación. Este tipo de impuesto, utilizado fundamentalmente en el campo de la regulación de la contaminación de los recursos, se denomina impuesto de Pigou, en referencia al instrumento que este economista propuso en 1920 como medio idóneo para lograr el equilibrio entre el coste social y el privado. Para entender la lógica del impuesto recurrimos al gráfico 11, utilizado anteriormente.

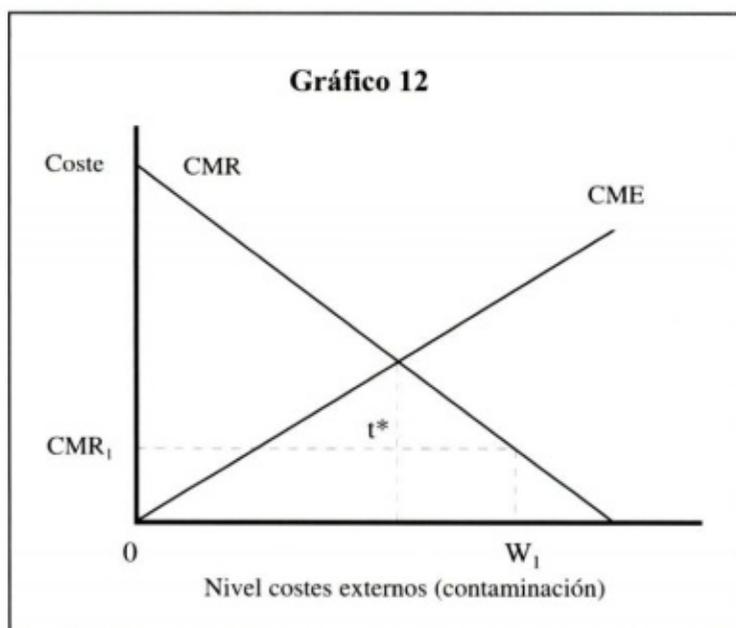
Recordemos que, en ausencia de regulación, el agente productor que causa costes externos producirá Q_p , nivel de producción muy por encima del nivel óptimo, Q^* . Para que la producción disminuya hasta Q^* , el Estado puede definir un impuesto óptimo igual al coste marginal externo, esto es, igual al valor monetario que supone una unidad adicional de coste externo, en el nivel óptimo de producción Q^* . Este impuesto t^* , que tendría que pagarse por cada nivel de producción, haría que la curva $BPMN$ se desplazara hacia abajo hasta $BPMN - t^*$, lo que permitiría que se alcanzara el nivel socialmente óptimo de producción.



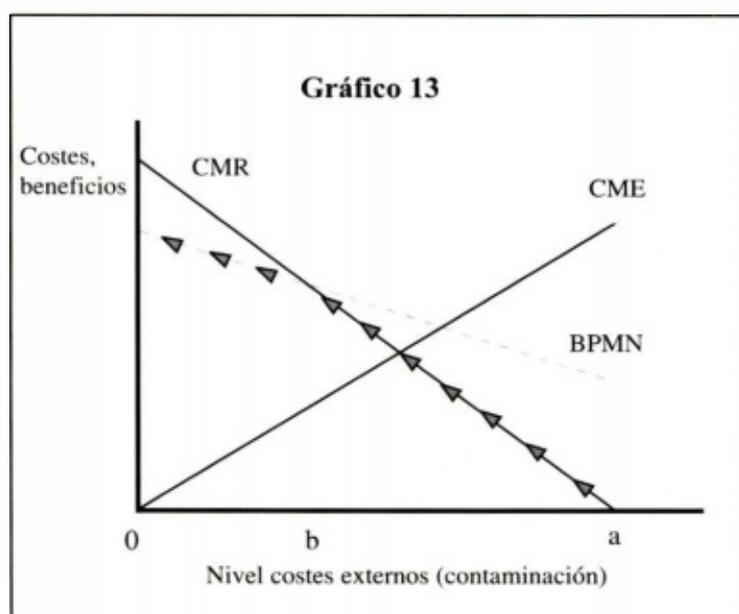
Evidentemente, la gran dificultad que supone la utilización de este tipo de instrumento es que, si el agente regulador pretende definir impuestos óptimos, necesita conocer con precisión la función de *BPMN* y la de *CME*.

Una característica de los impuestos pigouvianos es que incentivan la adopción de medidas orientadas a la reducción de los costes externos. Hasta ahora suponíamos que el único modo por el que un agente podía reducir los costes externos era reduciendo el nivel de actividad. Sin embargo, también puede hacerlo, por ejemplo, introduciendo nuevas tecnologías que lo permitan. Para poder introducir esta nueva opción presentamos el gráfico 12 donde la curva *CME* permanece constante, desaparece la curva *BPMN*, y se introduce en su lugar la curva de coste marginal de reducción del coste externo *CMR*. El eje horizontal muestra ahora el nivel de coste externo; *CMR* muestra los costes marginales de reducción de los costes externos provocados por la introducción de nuevas tecnologías. Por ejemplo, *CMR*, muestra el coste marginal de reducir los costes externos por debajo de W_r . La pendiente positiva de la curva viene a indicar que el coste marginal de reducción de los costes externos es mayor cuanto menor sea el nivel de costes externos.

Observamos que el nivel óptimo de coste externo se encuentra en el punto donde $CMR = CME$, formulación que resulta muy parecida al resultado del análisis anterior, donde se alcanzaba cuando $BPMN = CME$. De hecho, existe una conexión formal. Antes hemos visto cómo el agente que generaba costes externos ajustaba su comportamiento al impuesto mediante una reducción de su nivel de producción dado que no tenía otra opción para realizarlo.



BPMN se podría considerar como una curva del coste de reducción de los costes externos en aquellos casos en los que el único modo para la reducción de los mismos es el de la reducción del nivel de actividad. *CMR* es, por tanto, el análogo de esta curva de costes, pero en un contexto en el que el método de reducir los costes externos es la introducción de tecnologías que lo permitan.



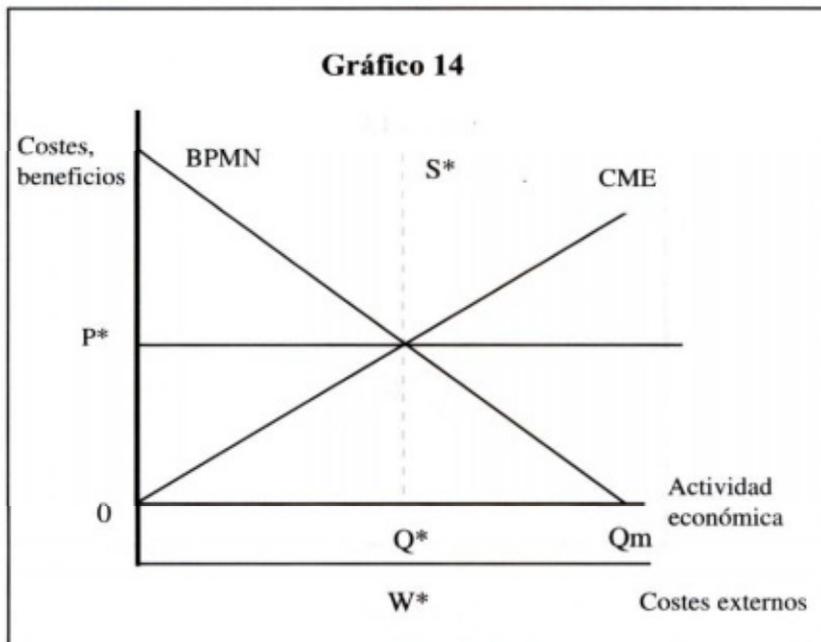
En el gráfico anterior podemos superponer la curva *BPNM*, lo que se muestra en el gráfico 13. De *a* a *b*, $CMR < BPNM$, lo que significa que si es necesario reducir el nivel de coste externo la solución más económica será la de introducir tecnologías que lo permitan. Por el contrario, de *b* a *0*, resultará más económico reducir el nivel de actividad que introducir este tipo de tecnologías. La curva con flechas muestra, por tanto, la curva de menor coste de respuesta a la regulación.

UAM Ediciones

LA DEFINICIÓN DE ESTÁNDARES

El establecimiento de estándares consiste, fundamentalmente, en la definición e imposición de determinados niveles máximos de costes externos (normalmente concentración de contaminación) para cada nivel de utilización y uso de los recursos.

En el gráfico 14 puede verse cómo, si el organismo regulador pretende que se alcance una asignación óptima del recurso, deberá definir un estándar óptimo S^* que genere una producción de Q^* . Además, deberá definir, normalmente, algún tipo de mecanismo sancionador, en este caso una penalización P^* , que haga respetar estos estándares. La dificultad fundamental que supone la aplicación de este tipo de políticas es que para que éstas generen resultados óptimos no sólo es necesario conocer las funciones *BPMN* y *CME* para la definición de los estándares, sino también información sobre la probabilidad relativa al comportamiento de los agentes regulados ante las penalizaciones, para la definición de la penalización óptima.



La curva de CMR es, de hecho, la curva de demanda de permisos. A un precio P , el agente comprará $0Q$ permisos y no más porque a partir de Q , a su izquierda, es más barato reducir la contaminación que comprar permisos.

CONSIDERACIONES GENERALES RESPECTO AL PLANTEAMIENTO

Sin entrar en un análisis detallado de las ventajas e inconvenientes del enfoque y de los distintos instrumentos de intervención pública en la gestión de los recursos naturales, sí parece interesante exponer una serie de comentarios generales acerca de estos puntos.

La principal dificultad que implica la intervención pública en la gestión de los recursos naturales reside en la necesidad de conocer detalladamente las funciones de costes que se incluyen en el análisis. En particular, si el organismo regulador pretende diseñar instrumentos de intervención que generen resultados socialmente óptimos, debe disponer de una valoración económica detallada de los costes que el uso y explotación de los recursos suponen para la sociedad. Si bien los efectos positivos de los distintos instrumentos de intervención permanecen incluso cuando el organismo regulador no dispone de información sobre la valoración económica del recurso y de sus costes externos, esta valoración es esencial para determinar la escala óptima de intervención.

Como respuesta a esta problemática, en la siguiente sección se analiza con detalle la importancia de la valoración económica de los recursos naturales y se presentan las principales técnicas para llevarla a cabo.

Respecto a las ventajas e inconvenientes de los distintos instrumentos, cabe hacer los siguientes comentarios:

Baumol y Oates (1968) han demostrado que los gravámenes impositivos, comparados con los estándares establecidos sin impuestos, tienden a ser un método de menor coste para lograr un estándar dado.

Los impuestos pueden tener ventajas sobre la definición de estándares en cuanto a que suponen incentivos constantes para la adopción de medidas orientadas a reducir los costes externos (por ejemplo introduciendo nuevas tecnologías). En una política de estándares, si el contaminador cumple con la normativa, no tiene incentivos para introducir nuevas tecnologías reductoras de este tipo de coste. Sin embargo, en una política de impuestos, el agente que causa costes externos siempre tiene un incentivo para introducir innovaciones que los reduzcan dado que el mismo sigue tributando incluso en caso de una utilización socialmente óptima.

No es evidente cuál de los tres instrumentos supone menores costes administrativos y de gestión. La cuestión sólo puede resolverse a través del estudio de los casos concretos.

El establecimiento de estándares (y su variante de permisos negociables) constituye una alternativa superior al establecimiento de impuestos en el caso de que se pretenda eliminar totalmente el coste externo por su peligrosidad o por cualquier otro motivo.

Los sistemas de permisos negociables tienen una serie de ventajas sobre la simple definición de estándares; el coste total que supone la reducción de un determinado nivel de coste externo es menor en el primer caso que en el segundo; facilita la entrada de nuevos agentes en el sistema; ofrece oportunidades para los agentes que no contaminan.

Baumol y Oates (1968), Pearce y Turner (1992) y Pezzey (1988) ofrecen un detallado análisis del planteamiento de la intervención pública en la gestión de los recursos naturales. Para un análisis más profundo de los sistemas de permisos negociables ver Tietenberg (1985) y Ackerman (1977). Para comparaciones entre impuestos y estándares ver Weitzman (1974).

ACCIÓN COLECTIVA EN LA GESTIÓN DE LOS RECURSOS

En la primera parte de esta sección hemos analizado los dos grandes planteamientos, el mercado y la intervención pública, que existen para la solución de problemas de ineficiencia en la asignación de los recursos naturales.

Un planteamiento alternativo, de especial interés en el ámbito de los recursos naturales de propiedad común (figura de propiedad dominante en el campo de las aguas subterráneas), es el de la acción colectiva en su gestión.

Bajo esta forma de gestión, los propietarios o usuarios de un determinado recurso de propiedad común o de libre acceso llegan a un acuerdo para adoptar una serie de reglas para su uso y explotación con el objetivo de conseguir una asignación más eficiente respecto al caso en el que la gestión se rigiera por la ley de la captura. Si los propietarios y usuarios cumplen los compromisos adquiridos, mejorará el bienestar de todos ellos respecto al escenario en el que no existen reglas conjuntas de utilización del recurso.

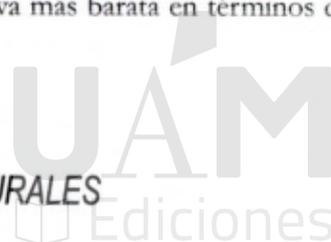
Numerosos autores que se han ocupado del tema consideran que las circunstancias en las que usuarios o propietarios en esta situación tienden a colaborar son restringidas (ver, p.ej., Smith 1981, y Kumber, 1981) y otros mantienen que la acción colectiva no es probable a menos que exista algún tipo de autoridad externa (habitualmente alguna agencia de la Administración Pública) que obligue a los usuarios a cumplir los compromisos adquiridos (Olson, 1970).

Esta visión pesimista contrasta, sin embargo, con la existencia de numerosas experiencias en las que la acción colectiva se ha constituido en una forma de gestión eficiente de recursos de libre acceso o de propiedad común (ver experiencias en Wade, 1986).

Si bien parece evidente que esta forma de gestión no es aplicable a la mayor parte de los casos de gestión de los recursos naturales, sí parece que existen ocasiones en las que es posible aplicarla. En este sentido, Wade (1987) ha analizado una serie de factores que parecen influir en la utilidad de esta forma de gestión (tipo de recurso, tipo de tecnología empleada, relación entre el recurso y el grupo de usuarios, información disponible...) y ha llegado a resultados sorprendentemente optimistas.

Según Runge (1986) un buen motivo para tener en cuenta la posibilidad de la acción colectiva es que se trata, probablemente, de una alternativa más barata en términos de recursos económicos públicos que las otras dos.

VALORACIÓN ECONÓMICA Y RECURSOS NATURALES



Si la oferta de recursos naturales fuera ilimitada y su utilización o explotación no supusiera coste externo alguno para la sociedad, no existiría ningún problema económico en su gestión. Los individuos utilizarían los recursos en la cantidad y forma que desearan sin afectar a la capacidad del resto de los individuos, presentes y futuros, para hacer lo mismo. No sería necesario gestionarlos. Esta necesidad de gestión, de toma de decisiones racionales sobre usos alternativos, aparece cuando se reconoce que la oferta de los recursos es limitada, ya sea en términos de su *stock* total o en términos del coste de extracción o uso de los mismos. Dado que, como hemos visto, los recursos naturales y en concreto los recursos hídricos constituyen, en la mayoría de los casos, bienes escasos en relación con usos alternativos, es necesario gestionarlos. Cuando el sistema de mercado es eficiente en la asignación de un recurso, los individuos toman sus decisiones sobre una buena base de información; los bienes son fácilmente identificables, sus características conocidas y existe un precio de mercado que, en términos generales, constituye una buena aproximación del valor que tiene para la sociedad. Sin embargo, como hemos visto, el mercado no siempre constituye un mecanismo de gestión eficiente de los recursos naturales. En estos casos los recursos naturales no tienen precio, o tienen un precio que no constituye un buen indicador del valor que el mismo tiene para la sociedad, por lo que si la toma de decisiones se lleva a cabo a partir de la información disponible la asignación resultante será ineficiente.

Cuando un recurso tiene un precio de mercado que representa su valor económico para la sociedad, los individuos toman sus decisiones en el mercado, comparando su disposición a pagar por el mismo con su precio; lo adquirirán si su disposición a pagar es mayor que el precio. Esta situación generará una asignación socialmente eficiente del recurso.

La valoración económica se lleva a cabo cuando el sistema de mercado no es eficiente en la asignación de los recursos. En estos casos, en los que el recurso no tiene precio o si lo tiene no es representativo de su valor, el organismo regulador del uso y explotación del mismo necesitará determinar cuál es su valor para la sociedad para tenerlo en cuenta en sus decisiones. Si bien en la mayoría de los casos la valoración no influye en las decisiones respecto a la utilización de los diversos métodos de intervención pública (impuestos, estándares, etc.), sí que constituye un elemento esencial para la determinación de la escala de intervención óptima que genere una asignación eficiente.

Antes de pasar a describir los principales componentes del valor que un recurso natural puede tener para la sociedad y los métodos alternativos para determinarlos, parece necesario aclarar qué es lo que se hace realmente al “valorar económicamente” un recurso natural. Como hemos visto, el valor económico de un bien se mide en función de la disposición a pagar por el mismo del conjunto de los individuos; a su vez, la disposición a pagar refleja las preferencias de los individuos por el bien en cuestión. La valoración económica no es, por tanto, la valoración de un bien en sí, sino una valoración antropocéntrica (en términos monetarios, para facilitar la comparación de alternativas) de las preferencias de los individuos respecto al mismo.

COMPONENTES DEL VALOR

Al analizar el valor económico de un recurso natural conviene, en primer lugar, distinguir entre el valor de uso, que corresponde a la medida de bienestar que le reporta a la sociedad la utilización del recurso de una u otra forma y, en segundo lugar, el valor intrínseco del mismo, que recoge aquellas fuentes de valor que no implican una utilización propiamente dicha del recurso.

Definimos por tanto que:

$$\text{Valor económico total} = \text{Valor de uso total} + \text{Valor intrínseco}$$

Si avanzamos en el desglose de los componentes mencionados, el valor de uso puede, a su vez, desdoblarse en el valor de uso directo y el valor de uso indirecto, cuya suma formaría el valor de uso actual:

$$\text{Valor de uso actual} = \text{Valor de uso directo} + \text{Valor de uso indirecto}$$

Un elemento adicional del valor de uso de un determinado recurso es el valor de opción, que surge como una reserva de uso para un momento en el futuro, al no poder contar con seguridad con la existencia futura del recurso considerado. La suma del valor de uso directo más el indirecto y el de opción constituye el agregado de valor de uso total.

$$\text{Valor de uso total} = \text{Valor de uso actual} + \text{Valor de opción de uso}$$

El segundo componente del valor económico total, el valor intrínseco, también denominado valor de existencia, está ligado a valores más inmanentes de los recursos, con independencia, parcial o total, de la proyección que sobre ellos tenga el ser humano. Este componente del valor dista mucho de tener una aceptación generalizada.

Por último, cabe mencionar el concepto de precio opción que surge en condiciones de riesgo ante la disponibilidad futura de un recurso (o de la función que puede desarrollar). Se define como la suma de la esperanza del excedente del consumidor y del valor de opción.

$$\text{Precio de opción} = \text{esperanza del excedente del consumidor} + \text{valor de opción}$$

Una vez presentados, de forma general, los componentes del valor, se exponen a continuación los principales métodos de valoración de las funciones de los recursos naturales.

MÉTODOS DE VALORACIÓN ECONÓMICA Y RECURSOS NATURALES

De acuerdo con Pearce (1993), existen cuatro grandes categorías de técnicas de evaluación económica relacionadas con los recursos naturales.

MÉTODOS CONVENCIONALES BASADOS EN EL MERCADO

En estos métodos, la valoración económica de los costes externos de una acción se lleva a cabo en función de los precios de mercado o precios sombra (cuando el precio de mercado no recoge la escasez del recurso) de las actividades sobre las que repercute. Cuando los efectos externos de una acción generan cambios en la calidad o en el precio de mercado de los productos a los que afecta, el valor económico de los costes externos puede medirse en función de la variación del excedente económico total (suma del excedente del productor y de los consumidores) que genera.

Dentro de este método pueden distinguirse dos enfoques:

- El basado en la estimación del coste del impacto, en el que se asocia un coste externo con un impacto real cuyo valor puede determinarse en función de los precios de mercado o precios sombra.
- Técnicas del coste de reposición, en las que se valora el impacto de una mejora ambiental (coste externo positivo) a partir de los costes que supondría la restauración de la misma si estuviera en mal estado.

(Ver ejemplos de aplicación de estas técnicas en *U.S. Environmental Protection Agency*, 1985).

MÉTODOS BASADOS EN LAS FUNCIONES DE PRODUCCIÓN DE LAS FAMILIAS

En estos métodos el elemento fundamental para valorar un impacto ambiental es el coste de los bienes sustitutivos o complementarios del mismo. Así, el coste del equipo de aislamiento sonoro puede servir como elemento de valoración de un ruido en la fuente,

o el coste del viaje a un determinado centro de recreación puede indicar el valor que supone la visita al mismo de ese individuo. Existen dos tipos de técnicas dentro de este método:

- Técnicas en las que se determina el valor económico de los costes externos que produce una acción en función de los costes de los bienes sustitutivos que la anulan (ver Dickie, Gerking y Agee, 1991).
- Método del coste de transporte, por el que se determina el valor de un activo o mejora ambiental en función del coste que supone para los individuos el desplazamiento al lugar de visita (ver Willis y Benson, 1988).

MÉTODOS DE VALORACIÓN HEDÓNICA

En este tipo de métodos el objetivo es obtener una aproximación del valor de un activo para el que no existe un mercado, a través de la evaluación del precio de ese mismo activo en circunstancias en las que sí existe un mercado. Así, para valorar económicamente el aire puro, se puede acudir a situaciones en las que ese activo se tiene en cuenta en circunstancias de mercado, como el de la compraventa de casas o terrenos. Podemos distinguir dos grupos de técnicas:

- Técnicas basadas en los precios de venta, especialmente utilizadas para la valoración de bienes públicos donde se valora el bien en función del valor del mismo en circunstancias de mercado (ver p.ej. Brookshire et al. 1982).
- Técnicas de prima por riesgo, donde, a través del análisis de las primas por riesgo en los salarios de los trabajadores, se valora el riesgo que implica una determinada acción que tiene costes externos sobre, principalmente, la salud de los individuos. (ver p.ej. Marin y Psacharopoulos, 1982).

MÉTODOS EXPERIMENTALES

En estos métodos el objetivo es determinar el valor de un activo ambiental a través de preguntas a individuos usuarios del mismo. Existen, fundamentalmente, dos grupos de técnicas:

- Técnicas de la valoración contingente, en las que se determina el valor de un activo mediante un cuestionario a individuos, en el que se les pregunta su disposición a pagar por un determinado activo o para prevenir una determinada acción y/o su disposición a renunciar a un activo o tolerar una determinada acción (ver p.ej. Mitchell y Carson, 1989).
- Técnicas de preferencias o rankings contingentes, en las que se determina el valor de un activo mediante el análisis e interpretación de cuestionarios en los que se solicita a los individuos que indiquen sus preferencias respecto a determinadas situaciones (ver experiencia en Margat, Viscusi y Huber, 1987).

CAPÍTULO 3

LAS PROPUESTAS DE SOLUCIÓN

En este tercer capítulo se presentan y analizan una serie de políticas, fundamentalmente económicas, que pueden contribuir a lograr un uso más eficiente y racional del agua. Se trata de propuestas de muy distinta índole que tienen en común el hecho de abordar la gestión del agua desde el lado de la demanda, con el objetivo de administrar los recursos existentes, en contraposición con las políticas tradicionales de gestión del agua desde el lado de la oferta, cuyo objetivo fundamental es la satisfacción de la demanda mediante la construcción de obras hidráulicas.

Entre las medidas propuestas se incluyen políticas que pueden llevarse a cabo dentro del marco institucional sobre el que se desarrolla la gestión del agua en nuestro país (marco que se plasma, básicamente, en la estructura de derechos de propiedad del agua y en los instrumentos o instituciones para su asignación), como gran parte de las políticas tarifarias, y medidas que suponen una modificación substancial de este marco, como las políticas de utilización del mecanismo de mercado o las propuestas sobre propiedad y gestión comunal de las aguas subterráneas.

El capítulo está estructurado en cinco apartados:

En el primero se analiza en qué medida el sistema tarifario vigente de los servicios del agua contribuye a la consecución de los objetivos definidos, a saber, la eficiencia económica y la autofinanciación de los servicios.

En el segundo se proponen una serie de políticas tarifarias que pueden contribuir a mejorar la gestión de los servicios del agua y se analiza la posibilidad de definir un precio por el uso del agua en sí.

En el tercero se presenta una visión general de las políticas de gestión de la demanda y conservación del agua.

En el cuarto se analiza el papel que el mecanismo de mercado puede jugar en la asignación de los recursos hídricos.

En el quinto se analiza la eficiencia en el uso del agua en la agricultura y se proponen medidas que pueden mejorar la gestión del recurso en el sector.

1. ANÁLISIS DEL SISTEMA TARIFARIO

CRITERIOS PARA EL ANÁLISIS DE LOS SISTEMAS TARIFARIOS

Existen numerosos criterios que pueden ser tenidos en cuenta al analizar el sistema de tarificación de los servicios del agua: eficiencia económica, autofinanciación, equidad, creación de empleo, facilidad de comprensión del sistema, etc. (OCDE, 1987). En el ámbito del presente estudio se definen dos objetivos fundamentales: la eficiencia en la asignación del servicio, objetivo económico, y la autofinanciación del servicio, objetivo financiero.

El resto de los objetivos, fundamentalmente la contribución a la equidad y en menor medida la creación de empleo, actúan como objetivos secundarios supeditados a los primeros. Se considera que las políticas tarifarias de los servicios del agua no son, en principio, los instrumentos más adecuados para la consecución de objetivos sociales dado que existe otro tipo de políticas (por ejemplo políticas fiscales) que pueden alcanzar los mismos resultados sin distorsionar el efecto regulador que las tarifas (o precios) tienen sobre el consumo de agua. En todo caso, se considera que todo trato tarifario favorecedor con un grupo determinado por razones políticas o sociales que suponga un sacrificio de los objetivos definidos debe ser puesto en evidencia y justificado de forma explícita en aras de una mayor transparencia del sistema¹.

Se define como objetivo primero y fundamental de los sistemas tarifarios su contribución al uso eficiente del servicio, entendido éste como aquel que maximiza los beneficios económicos netos a la sociedad y que se consigue cuando se iguala el valor marginal del servicio en los distintos usos.

En relación con la eficiencia en los servicios del agua conviene distinguir dos situaciones:

- a) *Cuando la cantidad disponible del servicio es fija*, la cuestión fundamental se refiere a su asignación entre los usuarios o grupos de usuarios; la asignación es eficiente cuando el valor marginal (para la sociedad) de la última unidad utilizada o consumida por cada usuario o grupo de usuarios es la misma. Si los valores son diferentes el bienestar general puede mejorarse reasignando parte de los usos con menor valor a aquellos con mayor valor. Esto es así porque incluso si algún usuario o grupo de usuarios sale perjudicado por la reasignación, el mayor bienestar general hace posible que los perjudicados sean compensados de forma que ningún agente salga perjudicado y al menos alguno salga beneficiado por el cambio.

¹ Esto es, que en el caso de que se decida subvencionar ciertos usos del agua, la subvención debe ser explícita y justificada, y contemplada, en consecuencia, como un gasto en las cuentas de los organismos públicos que las concedan.

- b) *Cuando la cantidad del servicio es variable*, la cuestión fundamental radica en la decisión sobre la ampliación de su oferta. En este sentido, una ampliación es económicamente eficiente si los beneficios que supone para la sociedad, actualizados a un tipo de descuento adecuado, son superiores a sus costes (incluidos los costes de oportunidad del capital, los costes de las inversiones, los medioambientales y los costes relativos a la renta de escasez del recurso).

Se establece como objetivo segundo la consecución de la autofinanciación del servicio, que se consigue cuando los ingresos generados por el sistema son suficientes para cubrir los costes que implica la prestación del servicio sin necesidad de subvenciones externas. Se trata de un objetivo que actúa, básicamente, como una condición necesaria en la definición de las políticas tarifarias; es decir, que se trata de un imperativo que una vez alcanzado da vía libre para la consecución del objetivo de la eficiencia.

ANÁLISIS DE LOS SISTEMAS TARIFARIOS DEL AGUA

A continuación se analiza la contribución del sistema tarifario de cada uno de los servicios del agua a la consecución de los objetivos definidos.

LOS SERVICIOS EN ALTA

EL SERVICIO DE ABASTECIMIENTO EN ALTA

El sistema tarifario del servicio, que está constituido fundamentalmente por el canon de regulación y la tarifa de utilización del agua, presenta una serie de características que llevan a concluir que, en grandes líneas, no contribuye a un uso eficiente del servicio y por tanto a un uso eficiente del agua.

- Se trata de un sistema tarifario basado en el coste medio y no en el coste marginal. De esta forma las tarifas no reflejan el valor y coste que en cada momento tiene el servicio para la sociedad.
- Las tarifas se definen sobre estimaciones de costes y sobre consumos de años anteriores que no tienen por qué coincidir con los costes y consumos reales.
- En relación con la amortización de las obras, el periodo de amortización se fija arbitrariamente en 25 años para las obras de regadío y en 50 años para el resto de las obras. Estos periodos de amortización no tienen por qué coincidir con la vida útil real de las obras (no se hacen estudios caso por caso de la vida útil de las instalaciones).
- Se fija, arbitrariamente, que un 20% de los gastos anuales del organismo gestor no son imputables a cánones y tarifas de las obras, por considerarse que son imputables a actividades relacionadas con la laminación de avenidas que benefician al

conjunto de la sociedad. Sin embargo, esta proporción se fija sin analizar la contribución de cada obra a este fin, cuando evidentemente no todas las obras contribuyen de igual manera a estos objetivos.

- Los coeficientes de reparto entre los usuarios de varias partidas se definen teniendo en cuenta el factor de garantía a los abastecimientos, o garantía extra de suministro a estos usuarios para el futuro. El nivel de garantía es definido por el organismo gestor, no por el usuario, y sin existir garantías reales de poder cumplirlo en el futuro, por el propio carácter estocástico de la oferta de agua.
- El reparto de los gastos de funcionamiento del organismo gestor se realiza a partir de unos coeficientes de reparto entre los diferentes usuarios, coeficientes que determina el Organismo de cuenca a partir de una estimación del beneficio total que cada uno de los grupos de usuarios de la cuenca obtiene del consumo de agua, criterio también sumamente arbitrario.
- En la mayor parte de los casos la tarifa se establece, para los regantes, en función de la superficie susceptible de ser regada y no del volumen de agua consumida, lo que supone que el usuario no tiene incentivo alguno para el ahorro y el uso racional del recurso.
- Muchas obras de regulación están dimensionadas para usos superiores a los actuales, lo que supone que no todas las cuantías pueden imputarse a los usuarios actuales, o para usos mixtos, en los que resulta difícil identificar a los usuarios directos.
- En el caso de los regadíos tradicionales, anteriores a la puesta en funcionamiento de las obras de regulación, son muchos los que se benefician de las obras y no pagan canon o tarifa alguna, por la dificultad de demostrar que se benefician de las mismas.

EL SERVICIO DE SANEAMIENTO EN ALTA

El principal problema del sistema tarifario de saneamiento en alta (que se materializa en el canon de vertidos) radica en que sólo se aplica a los vertidos autorizados y no a los vertidos realmente realizados. En teoría, todo vertido no autorizado, por su excesiva carga contaminante o su peligrosidad, está prohibido y de realizarse está sujeto a sanciones económicas. Sin embargo, las sanciones son, en la mayoría de los casos, inferiores al coste total que supone depurar los vertidos hasta conseguir que sean autorizados y pagar el canon por su vertido al dominio público hidráulico. Esto hace que no se incentive a los responsables de los vertidos a entrar en la legalidad.

Por otro lado, la estructura del canon es tal que no incentiva la depuración previa de los vertidos autorizados. Esto es, que los beneficios que se derivan del menor importe del canon por la depuración previa de los residuos son inferiores a los costes que suponen los procesos de depuración. A esto hay que añadir que, como mantiene Carles (1997),

el valor provisional de la unidad de contaminación (500.000 pts) vigente hasta la aprobación de los planes de cuenca, y que hace referencia al coste que supone la depuración de la unidad de contaminación, es muy inferior al coste real de depuración. Esto hace que el canon no refleje el coste real del servicio, ni tampoco el marginal, evidentemente, lo que no incentiva un uso eficiente del servicio; el precio es excesivamente bajo, lo que supone una cantidad demandada por encima de lo deseable y, en consecuencia, un sobredimensionamiento de la oferta del servicio o una sobreexplotación y contaminación de los recursos hídricos.

Por otro lado, los estándares y la cuantía del canon se establecen independientemente de la calidad de la masa de agua que recibe el vertido. Esto supone un desincentivo constante para los usuarios pues, por ejemplo, puede darse el caso, como así ocurre en la ciudad de Córdoba, según EMACSA, que la calidad del agua depurada vertida siguiendo los estándares definidos sea superior que la calidad del agua recibida en alta y que la calidad del agua del río que recibe los vertidos; si se mejora la calidad del recurso ¿por qué pagar un canon por su vertido?

El sistema tarifario del servicio no incentiva, por tanto, la legalización de los residuos no autorizados ni tampoco los procesos de depuración previa de los vertidos sujetos al sistema.

LA RECUPERACIÓN DE COSTES DE PRESTACIÓN DE LOS SERVICIOS EN ALTA

Al analizar la capacidad del sistema tarifario de los servicios en alta (abastecimiento y saneamiento) para generar ingresos que permitan recuperar los costes que supone la prestación de los mismos, conviene tener presente el sistema de financiación y recuperación de costes de las inversiones en obras hidráulicas a cargo de la Administración, obras que constituyen los elementos esenciales para la prestación de estos servicios.

En las obras o actuaciones en cuencas intercomunitarias o en obras catalogadas como de interés general, la financiación de las inversiones corre a cargo directo de la Administración del Estado. Los gastos que suponen el mantenimiento y explotación de las obras corren a cargo de las Confederaciones Hidrográficas, que a su vez reciben apoyo financiero del Estado para el cumplimiento de estos fines a través de transferencias anuales con cargo a presupuestos. Los ingresos que se derivan del sistema tarifario de los servicios son recaudados y gestionados por las Confederaciones, que los utilizan para financiar sus gastos. Constituye, el sistema, en grandes líneas, un mecanismo de transferencia diferida de fondos de la Administración Central a las Confederaciones Hidrográficas, dado que es el Estado el que financia las inversiones y mantenimiento de las obras hidráulicas (no ocurre lo mismo con los gastos de explotación) mientras que son las Confederaciones las que reciben las compensaciones a estos gastos a través de los cánones y tarifas facturados a los usuarios de las obras.

En las obras que no sean consideradas de interés general y que estén ubicadas en cuencas intracomunitarias, la financiación corre a cargo de la Administración Autonómica con posible participación de la Administración Central, y los ingresos derivados de tarifas y cánones son recaudados por los Organismos de cuenca, que dependen fundamentalmente de las Comunidades Autónomas.

Para el análisis del grado de recuperación de costes del sistema tarifario he analizado, a modo de ejemplo, las cuentas de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (CHG) en el periodo 1991-1996.

Es necesario recordar que el régimen económico-financiero de la Ley de Aguas de 1985 establece que los ingresos generados por el sistema tarifario deben ser suficientes para cubrir los costes de mantenimiento y explotación de las obras y del organismo de cuenca y la amortización anual de las inversiones.

En el cuadro 1 se presentan los valores de distintos conceptos de inversiones, gastos e ingresos tarifarios de la CHG en el periodo mencionado obtenidos de las cuentas anuales del organismo. En la primera columna se muestra el valor anual de las inversiones del Estado en obras hidráulicas en la Cuenca Hidrográfica del Guadalquivir. En la segunda columna se presenta una aproximación del valor a amortizar cada año en concepto de inversiones, que se calcula sumando el 4% de las inversiones de cada año, desde el año 1986. Se trata de una estimación a la baja dado que son valores no actualizados² y dado que no se tiene en cuenta la amortización de obras anteriores a 1986.

Cuadro 1

**Inversiones, gastos e ingresos tarifarios de la Confederación del Guadalquivir
(1991-96) (en millones de pesetas)**

	Inversiones	Amortización anual inversiones	Gastos CHG	Total gastos imputables al periodo	Total gastos a cubrir vía tarifas	Ingresos tarifarios
1991	21.262	4.048	3.951	7.999	6.399	3.207
1992	17.604	4.752	4.313	9.065	7.252	3.732
1993	27.962	5.871	3.978	9.849	7.879	3.048
1994	21.599	6.735	4.718	11.453	9.162	3.967
1995	27.614	7.839	5.442	13.281	10.625	4.224
1996	31.938	9.117	5.612	14.729	11.783	4.471
Total	147.979	38.361	28.014	66.375	53.100	22.649

² De acuerdo con el régimen económico financiero de la LA de 1985, las anualidades de amortización de las obras se actualizan con lo que exceda del 6% del interés legal del dinero en el año.

En la tercera columna se muestran los gastos anuales de la Confederación Hidrográfica que incluyen fundamentalmente gastos de personal (aproximadamente el 80% del total) y otros gastos corrientes (15%). En la cuarta se presentan los gastos anuales imputables al periodo, como suma de las amortizaciones y los gastos anuales (suma de la segunda y tercera columna). En la quinta columna se muestra una estimación de los gastos a cubrir anualmente con ingresos tarifarios, suma de las amortizaciones de las inversiones, y los gastos anuales de la Confederación (cuarta columna) restando un 20% de la cuantía no imputable a cánones y tarifas por considerarse que benefician al conjunto de la sociedad. Por último, en la sexta columna se presentan los ingresos derivados de la aplicación del sistema tarifario en la Confederación, formados básicamente por los ingresos del canon de vertidos, capítulo 3 del presupuesto del organismo, y los derivados de la tarifa de utilización del agua y el canon de regulación, operaciones comerciales en el presupuesto de la Confederación.

En el cuadro 2 se presenta una serie de ratios que pueden dar alguna idea sobre el grado de autofinanciación de los servicios.

Cuadro 2

Ratios de ingresos tarifarios sobre gastos e inversiones de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (1991-96)

	Ingresos tarifas/gastos totales periodo	Ingresos tarifas/gastos a cubrir vía tarifas	Ingresos tarifas/gastos generales (sin amort. inversiones)	Ingresos tarifas/inversiones + gastos
1991	0,40	0,50	0,81	0,15
1992	0,41	0,51	0,87	0,21
1993	0,31	0,39	0,77	0,11
1994	0,35	0,43	0,84	0,18
1995	0,32	0,40	0,78	0,15
1996	0,30	0,38	0,80	0,14
Total	0,34	0,43	0,81	0,15

De los resultados de la primera columna se desprende que los ingresos generados por el sistema tarifario sólo permiten recuperar en el periodo 1991-1996 el 34% de los gastos que, según el sistema tarifario definido, supone la prestación de los servicios del agua en alta. De la segunda columna se desprende que los ingresos derivados del sistema sólo cubren un 43% de los gastos que deben ser recuperados vía tarifas (que no incluyen el 20% no atribuibles a cánones y tarifas). De la tercera columna se deduce que los ingresos tarifarios permiten recuperar un 85% de los gastos anuales de explotación, gestión y administración de la Confederación. Finalmente, los resultados de la cuarta columna muestran el escaso papel que los ingresos anuales vía tarifas pueden tener en la financiación anual de las inversiones y gastos necesarios para la prestación de los servicios del agua.

Así, los ingresos del sistema tarifario permiten recuperar únicamente los costes de gestión y administración que supone la prestación de los servicios en alta, pero no son suficientes para amortizar las inversiones necesarias para la prestación de los mismos. De lo anterior puede argumentarse que los servicios están subvencionados en la parte correspondiente a inversiones en obras hidráulicas necesarias para su prestación.

Estos resultados concuerdan con los obtenidos por otras estimaciones (Llanos, 1996) y por la propia *Memoria del Plan Hidrológico Nacional* de 1993, que reconoce que los ingresos generados vía tarifas no llegan a cubrir ni siquiera los costes de personal asignados a esas funciones³.

Una de las razones que explican que el sistema tarifario no genere los ingresos suficientes para cubrir los costes que supone la prestación de los servicios reside en el propio diseño del sistema: no se imputan a cánones y tarifas todos los costes que realmente suponen los servicios (como las reposiciones de los servicios afectados que mejoran el nivel de los preexistentes) (Alcaraz, 1996); se realizan obras "de emergencia" cuyos costes no se repercuten a los usuarios; muchas obras de regulación están sobredimensionadas (es decir, fueron definidas para usos superiores a los que realmente se realizan) por lo que la elaboración de las tarifas sobre los usos reales (no a los teóricos) provoca que las exacciones facturadas no permitan recaudar más que una parte de los costes incurridos; las anualidades de amortización de las obras sólo se actualizan con lo que exceda del 6% del interés legal del dinero en cada año, etc.

Sin embargo, otra razón muchas veces olvidada radica en el deficiente sistema de recaudación y gestión de las exacciones que motiva que una cosa sea lo que se factura en concepto de cánones y tarifas y otra muy diferente lo que realmente se recauda. En la práctica, el complicado y largo proceso de definición, reclamación (administrativa y judicial) y recaudación de las exacciones, y los problemas jurídicos que plantean algunas de ellas, en particular el conflictivo canon de vertidos, hace que muchas exacciones se den de baja o tarden largos periodos en recaudarse. A esto se une el hecho de que, por lo general, los deudores no hacen frente a los intereses que se derivan de la demora en los pagos⁴.

LOS SERVICIOS URBANOS DEL AGUA

El sistema de tarifación de estos servicios se plasma generalmente en la tarifa de abastecimiento o suministro, por el servicio de abastecimiento, y en la tasa de sanea-

³ De acuerdo con la Memoria de dicho Plan, las condiciones tarifarias que se aplican en la actualidad suponen una subvención del 40 por ciento de los costes que suponen derivados de los servicios en alta.

⁴ Más información sobre esta cuestión en MOPMA (1994), estudio de uso interno, no publicado, realizado por la Dirección General de Sistemas de Información y Control de Gestión y Procedimientos del Ministerio de Obras Públicas, Transportes y Medio Ambiente, y Llanos (1996).

miento o depuración, que hace referencia al servicio de alcantarillado y al servicio de depuración cuando éste se presta⁵.

Existe una gran diversidad de estructuras tarifarias de estos servicios, cuya complejidad y grado de desarrollo suelen ir en consonancia con el tamaño de la población servida; los más sencillos son los sistemas de tarifas planas independientes del volumen consumido o vertido, que sólo subsisten en ciertos municipios de tamaño muy reducido; más desarrollados son los sistemas tarifarios volumétricos lineales, característicos también de pequeños pueblos o ciudades, los sistemas con cuota de entrada y tarifa volumétrica lineal en función del volumen consumido o vertido (como en Burgos y Santander), los sistemas con cuota fija y tarifas por bloques crecientes de consumo o vertido (como en Cádiz) y los sistemas con cuota fija y tarifas por bloques crecientes de consumo con discriminación entre distintos tipos de usuarios, característicos de grandes núcleos de población (Madrid, Barcelona, Sevilla, Córdoba...). Aparte de las mencionadas tarifas de abastecimiento y depuración, las facturas del agua pueden incluir conceptos como el alquiler del contador (como ocurre en Albacete o Logroño), o los recargos, cánones o complementos que algunos municipios cobran para sufragar los gastos de infraestructuras en la red de abastecimiento y depuración incurridas durante periodos anteriores por causa de la sequía (como en Sevilla). Por otro lado, algunos municipios tienen tarifas especiales bonificadas para ciertos tipos de usuarios: para familias numerosas en Madrid; para familias con ingresos inferiores a 62.700 pts en Badajoz; pensionistas con ingresos reducidos en Almería; desempleados en Zaragoza, etc. (OCU, 1997, AEAS, 1996, y Maeztu, 1997).

Para la definición de las tarifas anuales en los sistemas tarifarios volumétricos se estima, en primer lugar, el coste total del servicio para ese año (compuesto por el coste del agua en alta, las amortizaciones y los gastos de funcionamiento). En los casos con tarifas lineales, se divide este coste entre el volumen estimado de m^3 a facturar y se obtiene la tarifa por m^3 abastecido. En los sistemas con cuota fija y tarifa variable, la cuota fija se calcula como el cociente entre el coste total que hace referencia a gastos fijos (costes de conexión) y el número de usuarios del servicio; de esta forma se obtiene una cuota media que se aplica directamente a cada usuario o se corrige en función del diámetro de la acometida. Para el cálculo de la parte variable o volumétrica de la tarifa se divide la parte del coste total restante (después de sustraer la parte correspondiente a la cuota fija) entre una estimación de los m^3 a facturar. De esta forma se obtiene la tarifa media que se aplica directamente en los sistemas de tarifas constantes, o bien se le aplican unos coeficientes

⁵ En el recibo del agua pueden facturarse ambos conceptos (alcantarillado y depuración) de forma independiente (como en Lérida y Sevilla), agruparse en un epígrafe común (como en Cáceres y Guadalajara) o es posible que el servicio de alcantarillado no lo pague el usuario en el recibo del agua sino de otra manera como ocurre en Bilbao (donde se establece en función del valor catastral del inmueble) OCU, 1997.

ponderadores crecientes por bloques de consumo en los sistemas de bloques crecientes, y por tipo de usuario (industrial, doméstico, municipal y servicios) en los sistemas con discriminación sectorial, y se obtiene la estructura tarifaria definitiva.

La definición de la estructura tarifaria de la tasa de saneamiento se realiza de forma análoga a la definición de la tarifa de abastecimiento, utilizando el volumen de agua a facturar por el servicio de abastecimiento como *proxi* del volumen de agua vertida a la red de alcantarillado para su depuración (no se tiene en cuenta, por tanto, el contenido de los vertidos).

CONTRIBUCIÓN A LA EFICIENCIA ECONÓMICA LA TARIFA DEL SERVICIO DE ABASTECIMIENTO

Los sistemas tarifarios en los que el servicio es gratuito, las tarifas son planas o no volumétricas, no incentivan, en modo alguno, el uso eficiente y racional del agua. El usuario no tiene incentivos económicos para reducir su consumo de agua.

Los sistemas tarifarios volumétricos incentivan un uso más eficiente del recurso que los sistemas no volumétricos. Entre estos sistemas los más eficientes son los sistemas con cuota fija en función del diámetro de la acometida y con tarifas volumétricas crecientes por bloques de consumo. Para ello es necesario que los distintos bloques y sus correspondientes tarifas se definan en función de la elasticidad precio de los distintos usuarios.

En la práctica, sin embargo, estos coeficientes ponderadores se establecen, por lo general, “a ojo” atendiendo más a criterios políticos que a criterios económicos. En el caso del abastecimiento doméstico los bloques sí parecen ser función de las elasticidades (a mayores niveles de consumo, menor elasticidad precio), lo que implica que el sistema tarifario incentiva un uso eficiente del recurso. Esta relación es menos evidente en el consumo industrial y en los servicios, en los que no parece cierto que los mayores consumidores sean menos sensibles al precio; si no incentivan un uso eficiente del recurso, sí es evidente que los sistemas por bloques crecientes establecidos con criterios no económicos incentivan, en todo caso, el ahorro del agua.

Conviene resaltar que en ciertas estructuras tarifarias no existe cuota fija pero sí un “consumo mínimo” que se factura con independencia de que se haya consumido o no. Cuando esta cantidad es elevada (como en el caso de Santander donde se establece en 160 m³ anuales o Soria con 120 m³ al año) este sistema tarifario se convierte en un elemento desfavorable para el uso racional y el ahorro de agua, dado que en ese margen de consumo los usuarios no tienen incentivos para ahorrar agua.

Un estudio sobre el precio del agua en las distintas capitales de provincia españolas realizado por la OCU (1997) revela que, en media, se observa que a medida que aumenta el consumo de agua aumenta el precio del m³ del recurso, lo que supone un incentivo al ahorro de agua (esto es fruto de los sistemas tarifarios por bloques crecientes). Sin em-

bargo también se constata que en ciertas ciudades (por ejemplo en Palma de Mallorca) sale proporcionalmente más barato, en términos de precio del m^3 de agua, consumir $175 m^3$ al año que $75 m^3$. Esto es consecuencia de la importancia que la parte fija independiente del consumo tiene en las facturas, lo que evidentemente reduce la acción disuasoria que los sistemas tarifarios mencionados tienen sobre el consumo de agua.

La discriminación tarifaria por tipo de uso (industriales, domésticos, servicios, municipales) puede suponer, de realizarse conforme a la regla de la inversa de la elasticidad, un sistema que promueva la eficiencia en la asignación del servicio. Sin embargo, en la práctica, los coeficientes ponderadores a los diferentes usos se establecen muchas veces en función de criterios no económicos sino más bien políticos lo que genera asignaciones ineficientes. Destacan, en este sentido, las desmesuradas bonificaciones que sin justificación económica alguna disfrutaban los usos municipales del agua.

Por otro lado, es habitual que las subidas tarifarias anuales (las tarifas las aprueban anualmente distintos organismos de las Comunidades Autónomas) se repercutan entre los distintos usos y bloques de consumo en función de las circunstancias políticas del momento, sin tener en cuenta la lógica económica. Esto supone, evidentemente, una pérdida de eficiencia en el uso y la asignación.

Otro aspecto criticable reside en el hecho de que las tarifas se definen sobre estimaciones anuales de consumos y costes, lo que motiva que las variaciones en el coste de prestación del servicio y del valor relativo del recurso, provocados, por ejemplo, por cambios climáticos durante el año, no puedan ser repercutidos en las tarifas, lo que hace que las mismas no transmitan señales reales sobre el coste del servicio y la escasez del recurso.

Por otro lado, estas estructuras tarifarias no reflejan, por lo general, los diferentes costes del servicio y el diferente valor que el recurso tiene a lo largo del año. No parece lógico, desde un punto de vista de la eficiencia, que en una ciudad como Córdoba, el precio de un m^3 de agua el 25 de julio sea el mismo que el de un m^3 el 25 de diciembre cuando, evidentemente, los costes de prestación y el valor del agua en las dos fechas no son los mismos.

LA TASA DE SANEAMIENTO DE LOS SERVICIOS DE ALCANTARILLADO Y DEPURACIÓN

Los comentarios realizados sobre la contribución a la eficiencia del sistema tarifario del servicio de abastecimiento son aplicables, *grosso modo*, al caso del sistema tarifario del servicio de depuración y alcantarillado. Existen, sin embargo, ciertas diferencias.

En primer lugar, los costes del servicio de depuración son más constantes y previsibles en el tiempo que los costes del servicio de abastecimiento dado que no dependen tanto de factores aleatorios como las precipitaciones o la temperatura. En este sentido, las tarifas definidas sobre estimaciones de costes del servicio de depuración suelen ser más precisas que las tarifas de abastecimiento.

Por otro lado, conviene tener presente que para definir las tarifas de saneamiento se utiliza como variable *proxi* el consumo de agua del servicio de abastecimiento urbano, corregido en ciertas ocasiones por un coeficiente que recoge la parte de agua abastecida que no es vertida a la red de alcantarillado. Si el volumen facturado en el abastecimiento puede ser un buen indicador del volumen vertido⁶, no lo es tanto del contenido del mismo. Así, si para el consumo doméstico la carga contaminante del vertido tiende a ser homogénea en el conjunto de los usuarios, para el resto de los consumos, y en especial para el sector industrial, la carga contaminante de los procesos productivos y en consecuencia el coste de depuración del agua varía enormemente. En este sentido, el sistema tarifario, al no tener en cuenta la carga contaminante de los vertidos, no incentiva ni la adopción de tecnologías y comportamientos poco contaminantes ni su depuración previa, y penaliza relativamente a los usos poco contaminantes. Como veremos más adelante, la falta de incentivos y de control hace que muchas empresas utilicen la red de alcantarillado como vertedero para todo tipo de sustancias.

RECUPERACIÓN DE LOS COSTES DEL SERVICIO

De acuerdo con un estudio realizado por la AEAS (1996) únicamente el 16% de los municipios españoles, principalmente núcleos de población pequeños y con gestión municipal del agua, subvencionan los servicios del agua. Es decir, de acuerdo con el estudio, el 84% de los municipios recuperan, vía tarifas, los costes que supone la prestación de los servicios del agua.

Cuadro 3

Precio del agua en las capitales de provincia en España en 1996

	Consumo bajo (75 m ³ /año) ⁷	Consumo medio (175 m ³ /año)	Consumo alto (300 m ³ /año)
Precio medio m³	127 pts	111 pts	118 pts
Factura media anual	9.541 pts	19.160 pts	35.319 pts
Ciudades más baratas	Melilla (24 pts/m ³) Valladolid (47 pts/m ³)	Melilla (15 pts/m ³) Huesca (46 pts/m ³)	Melilla (16 pts/m ³) Huesca (54 pts/m ³)
Ciudades más caras	Palma de Mallorca (263 pts/m ³)	Las Palmas de Gran Canaria (244 pts/m ³)	Las Palmas de Gran Canaria (310 pts/m ³)

⁶ Siempre que todo el agua consumida provenga del servicio de abastecimiento y no de otras fuentes como las aguas subterráneas o las captaciones directas de cursos fluviales.

⁷ El consumo bajo es el que podría corresponder a una persona que vive sola; el consumo medio a una familia de 4 o 5 miembros sin jardín; el consumo alto a una familia numerosa o con gastos de agua extra (jardín, negocio...).

Estos resultados no parecen coincidir con los obtenidos en el mencionado estudio de la OCU sobre el precio del agua en las capitales de provincia del país; en éste último estudio se comparan los precios medios del agua en los distintos municipios para tres niveles de consumo (bajo, medio y alto) y se obtienen los resultados que se muestran en el cuadro 3.

Del estudio se desprende que existen diferencias muy importantes en el precio del agua en las distintas ciudades analizadas. Por ejemplo, para un consumo medio de 175 m³/año, mientras en Ceuta el m³ de agua cuesta 15 pts (únicamente un 13% del precio medio en España) en Las Palmas de Gran Canaria cuesta 244 pts (un 221% más caro que la media).

Es evidente que parte de estas diferencias puede atribuirse a las diferencias de costes en la prestación de los servicios, por las distintas condiciones orográficas o climáticas de las zonas, o el distinto grado de complejidad del sistema de potabilización y transporte de agua, pero también es evidente que otra parte muy importante debe atribuirse a un sistema de subvenciones implícitas al consumo de agua, en especial cuando la gestión de los servicios corre a cargo directo de los ayuntamientos. De hecho, el estudio revela diferencias en el precio del agua en función del tipo de gestión de los servicios. Cuando la gestión corresponde a una empresa, ya sea municipal, mixta o privada, el precio del agua es un 30% más elevado que cuando la gestión la realiza el propio ayuntamiento⁸. En este sentido, estos resultados parecen indicar que el grado de autofinanciación de los servicios vía tarifas es considerablemente menor que el estimado por la AEAS.

Por otro lado, al analizarse el grado de autofinanciación de los servicios, debe tenerse en cuenta que: a) las plantas de depuración, principal componente del coste de los servicios de depuración, han recibido importantes ayudas económicas de la Administración en los últimos años, a través, por ejemplo, del Plan Nacional de Depuradoras de 1995, y estos costes evidentemente no corren a cargo de los usuarios sino a cargo de los contribuyentes, y b) como hemos visto en el apartado anterior, el agua en alta que reciben los municipios está fuertemente subvencionada, y el coste real de la misma no lo pagan tampoco los usuarios en su facturas.

⁸ Es importante tener en cuenta que los costes a cubrir con tarifas son distintos según la gestión del servicio sea pública o privada (bajo concesión). Básicamente, en los primeros no se considera ninguna retribución del capital o de los recursos propios (innecesaria, al coincidir, se supone, los propietarios con los usuarios) y no se practica la amortización técnica, es decir la depreciación de las instalaciones. Los gastos a imputar para la estimación de las tarifas se limitan, por tanto, a los que salen de caja cada año, a saber, los gastos generales de explotación, la amortización financiera (devolución anual del principal de préstamos recibidos), los gastos financieros (de préstamos y empréstitos para las inversiones realizadas) y las inversiones reales financiadas directamente con ingresos ordinarios.

EL SERVICIO DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA ENTRE LOS REGANTES

Las Comunidades de Regantes, entidades de derecho público adscritas a los Organismos de cuenca, realizan el servicio de distribución del agua recibida en alta entre los agricultores de zonas regables.

Por este servicio facturan unas "derramas" o "cánones" a los comuneros, derramas que se establecen, en general, por hectárea regada o susceptible de serlo, o en los pocos casos en los que la Comunidad dispone de caudalímetros individuales, por m^3 consumidos. En este último caso, las tarifas pueden ser lineales - en las que todos los m^3 consumidos se cobran al mismo precio - o binómicas, donde para cada tipo de cultivo se define un volumen normal de consumo que se factura a una tarifa base mientras que los volúmenes superiores o inferiores se facturan a unas tarifas con recargos y reducciones respectivamente.

Las derramas se establecen generalmente al principio de las campañas de riego, cuando ya se sabe el agua concedida por la Confederación, y se calculan dividiendo el valor estimado de gastos que supone la prestación del servicio (constituidos, básicamente, por gastos de explotación y mantenimiento de la Comunidad y por los pagos de la Comunidad al Organismo de cuenca por el agua suministrada en alta) entre el número de hectáreas de la zona regable o el número de m^3 a facturar, en los casos en los que existen caudalímetros.

ANÁLISIS DE SU CONTRIBUCIÓN A LA EFICIENCIA EN EL USO DEL AGUA

El sistema tradicional y más extendido de tarifas por hectárea regada o susceptible de serlo, independientemente del consumo, constituye un sistema que incentiva el despilfarro del recurso. Los usuarios no pagan en función del agua utilizada, lo que supone que, a la hora de elegir sus métodos de riego, no tienen en cuenta el coste del agua, y eligen aquellos sistemas más económicos, como el riego por gravedad o por encharcamiento, que son los más derrochadores. Por otro lado los usuarios no tienen incentivo alguno para no utilizar el agua que les corresponde si no la necesitan, por miedo a perder sus derechos en el futuro (así, son frecuentes los riegos de terrenos sin cultivar).

En las Comunidades que cuentan con contadores individuales de consumo, las tarifas binómicas, definidas en función del consumo, incentivan un uso eficiente del recurso. Los agricultores tienen incentivos para no usar más agua de la que se considera normal para cada cultivo así como para introducir nuevos sistemas de riego que reduzcan las necesidades hídricas de los cultivos y de esta forma los gastos tarifarios por el agua consumida.

Desafortunadamente, los sistemas tarifarios volumétricos siguen siendo una excepción y se calcula que tan sólo un 3% del uso total del agua en regadíos está tarifado por este tipo de sistemas (Carles, 1997).

RECUPERACIÓN DE COSTES DEL SERVICIO

Las derramas facturadas por el servicio deberían, en teoría, generar los ingresos suficientes para cubrir los costes que supone la prestación del mismo. Sin embargo, existe un problema de impagos y retrasos en los pagos que hace que, en la práctica, los ingresos sean, en la mayoría de los casos, muy inferiores a los costes.

Son varias las razones que explican lo anterior: en primer lugar, al facturar, en general, por superficie regada o susceptible de serlo, todos los propietarios de las tierras ubicadas en las zonas regables deben pagar las derramas, hagan o no uso del agua. Si no pagan, la Comunidad puede suspender el suministro de agua al moroso. Sin embargo, muchos propietarios no utilizan las tierras con fines agrícolas, o disponen de pozos para el abastecimiento, lo que provoca que la amenaza de corte no tenga el efecto deseado. Ante estos casos las Comunidades suelen demandar a los deudores por la vía administrativa, lo que alarga enormemente el proceso y en muchos casos no llega nunca a resolverse. Fruto de esta circunstancia, las cuentas por impagos ascienden, en muchas comunidades, a cientos de millones de pesetas (en la Comunidad de Regantes del Guadalmellato, analizada en el primer capítulo, las cuentas a cobrar superaban los 100 millones de pesetas).

Por otro lado, en las épocas de sequía, las restricciones en el abastecimiento en alta hacen que el volumen de agua suministrado a los comuneros no sea suficiente para la producción normal de las cosechas programadas. Si bien las cuotas o derramas facturadas en estos años son inferiores a las normales (se mantienen ciertos gastos fijos de la comunidad pero se reducen los gastos en compra de agua y otros gastos variables), los agricultores no pueden o alegan no poder hacer frente a las mismas por la ausencia de ingresos, lo que genera largos retrasos en los pagos o simplemente el impago de las cuotas.

Ante estas situaciones de impagos y retrasos en los pagos de los comuneros, las Comunidades de Regantes retrasan sus pagos a las Confederaciones lo que, en último término, supone una mayor subvención del uso agrario del agua.

ANÁLISIS DEL SISTEMA TARIFARIO GENERAL

De lo analizado hasta el momento se desprende que el sistema tarifario de los servicios del agua no incentiva el uso eficiente del recurso, y en general no permite recuperar los costes que supone la prestación de los servicios.

Aparte de lo anterior, el sistema tarifario de los servicios del agua tiene, a mi entender, dos condicionantes que limitan su capacidad para fomentar e incentivar un uso eficiente y racional del agua: 1) sólo se aplica a ciertos usos del agua y 2) no tiene en cuenta el coste de oportunidad del uso del agua.

ÁMBITO DE APLICACIÓN

En primer lugar, el sistema tarifario está definido de forma que sólo se aplica a ciertos usos del recurso (usos urbanos, agrarios, industriales, e hidroeléctricos posibilitados por obras de regulación financiadas a cargo de la Administración Pública); el resto de los usos, en particular la práctica totalidad de los usos de aguas subterráneas, los usos de agua en regadíos tradicionales y los usos de aguas superficiales posibilitados por la regulación privada, quedan fuera del sistema tarifario.

Esto supone que, según las estimaciones realizadas por distintos autores, cerca del 40% del uso consuntivo del agua en España no es objeto del sistema tarifario del recurso (cuadro 4).

Cuadro 4
Usos consuntivos del agua en España

Propiedad de las aguas	Disponibilidad	Usos	Obj. sistema tarifario	% sobre total
Privada	Por esfuerzo privado	Regadíos aguas subterráneas	No	20%
Pública	Por servicios públicos	Abastecimientos urbanos, industrias y regadíos públicos	Sí	60%
		Regadíos históricos	No	10%
	Por esfuerzo privado	Regadíos	No	10%
				100%

Fuente: Masip (1995), Carles (1995) y elaboración propia.

La razón para que esta importante parte del uso del recurso esté fuera del sistema tarifario radica en que se entiende que se trata de usos posibilitados por un esfuerzo privado y no por una intervención pública; es decir que se considera que todos los costes que hacen posible el uso de ese agua (costes de regulación previa y depuración posterior) recaen sobre el agente que la utiliza. Así, se entiende que mientras el uso del agua en los regadíos de promoción pública o en los domicilios es posible gracias a una intervención previa de un organismo público o privado (bajo concesión), intervención que tiene un coste y que debe ser sufragado por los usuarios, el uso de aguas subterráneas o de aguas superficiales provenientes de embalses privados es posible gracias a un esfuerzo privado que no supone coste alguno para la Administración Pública y para la sociedad, y que por tanto no es necesario compensar. En cuanto a los regadíos históricos el problema es de otra índole, ya que se considera que los usuarios de los mismos tienen derechos históricos de uso que deben respetarse.

Sin embargo, estos usos que se encuentran fuera del sistema tienen unos costes reales para la sociedad que deben ser reconocidos y, si se mantienen los principios de que “quien consume paga” y “quien contamina paga”, deben ser sufragados por los usuarios de estas aguas.

¿Cuáles son los costes que, en general, supone el uso del agua? Básicamente los costes de regulación previa del recurso (si el agua no está disponible de forma natural para su consumo en el lugar y momento requerido), los costes de depuración posterior al uso del agua para la recuperación de su calidad inicial (si el uso ha supuesto una degradación de la calidad del recurso), los costes que el uso del agua tiene sobre terceros, y el coste de oportunidad de uso del recurso.

Dejando de lado la cuestión del coste de oportunidad del uso del agua, tratada en el siguiente punto, parece evidente que los usos del agua que no están sujetos al sistema tarifario del recurso tienen evidentes costes para la sociedad que no son soportados por los usuarios.

Así, por ejemplo, en la explotación de aguas subterráneas privadas para el regadío, los usuarios, si bien hacen frente a los costes de captación y transporte del agua, se desentienden de los efectos externos negativos que la sobreexplotación de las aguas tiene sobre terceros, mermando caudales de ríos y manantiales en perjuicio de usuarios con derechos precedentes (que se ven obligados a aumentar la profundidad de sus pozos), alterando la calidad de las aguas (por problemas de intrusión salina en zonas costeras), y degradando ecosistemas hídricos asociados de indudable valor ambiental para la sociedad.

De igual forma, los usos hidroeléctricos o los usos agrarios posibilitados por obras de regulación financiadas por los usuarios, si bien tienen efectos externos positivos sobre la sociedad (mejoran la prevención de avenidas y ayudan a mantener los caudales ecológicos de los ríos), tienen efectos negativos, en general superiores a los positivos, en forma de degradación de ríos (por ejemplo causados por la eutrofización⁹) y ecosistemas asociados, que no son financiados por los usuarios (aunque de forma creciente son tenidos en cuenta y compensados por los usuarios gracias a la necesaria evaluación del impacto ambiental de los proyectos).

Un coste que tampoco es tenido en cuenta por el sistema tarifario del agua - y que por tanto no recae en aquel que lo provoca - es el derivado de la contaminación difusa del agua. Hemos visto que existe una exacción, el canon de vertidos, que grava todo vertido autorizado al dominio público hidráulico. Sin embargo, no existe figura impositiva que grave la contaminación no tangible del agua, contaminación no tan evidente, derivada del uso del recurso, especialmente importante en la agricultura. El uso de abonos

⁹ Ver Perry y Vanderklein (1996).

nitrogenados en la agricultura y de piensos con alto contenido en nitratos en la ganadería intensiva genera, por un proceso de filtración, una contaminación de las aguas subterráneas que está llegando a límites preocupantes en numerosos acuíferos europeos (EEA, 1995) y en concreto españoles (Custodio, 1991). Lo mismo ocurre con el uso de pesticidas y herbicidas. Estos procesos de contaminación tienen efectos negativos medioambientales cuyos costes son patentes, por ejemplo, en los procesos de desnitrificación y descontaminación que deben realizar las empresas de abastecimiento de agua para cumplir con las normativas fijadas sobre contenidos de sustancias en el agua potable, costes que son sufragados, finalmente, por los usuarios del servicio de abastecimiento y no por los agentes que los provocan. Desde el punto de vista económico, la situación descrita responde a un caso de externalidades en el uso del agua donde el agricultor o ganadero recoge los beneficios que supone el uso del agua pero no soporta (o internaliza) todos los costes que supone el uso, que bien son soportados por el medio ambiente (como una reducción de su calidad) o bien por otros usuarios que, para utilizar el recurso, necesitan incurrir en una serie de costes para recuperar la calidad inicial del recurso.

EL COSTE DE OPORTUNIDAD

El sistema tarifario del agua presenta una debilidad considerable dado que no tiene en cuenta el valor del principal componente del servicio: a saber, el valor del agua. El agua no es, como se ha considerado tradicionalmente, un recurso abundante de existencias ilimitadas, sino un recurso escaso, susceptible de ser utilizado entre usos alternativos. El uso del agua para un determinado fin tiene un coste de oportunidad que se deriva de la pérdida de bienestar por no poder utilizarla para otro fin más rentable. Así si el uso de un m^3 de agua en un determinado regadío genera un bienestar social en sentido amplio (incluyendo factores económicos, sociales, medioambientales, etc.) igual a x pesetas y ese mismo m^3 podría generar en otro uso (por ejemplo, en un abastecimiento) un bienestar de $x + 3$ pesetas, existe un coste de oportunidad de 3 pesetas por utilizar ese agua en el regadío y no en el uso que genera más valor, lo que supone una pérdida de bienestar para la sociedad. Si el sistema tarifario tuviera en cuenta el coste de oportunidad, el usuario del m^3 de agua en ese regadío debería pagar, además de los costes de regulación y transporte del agua, 3 pesetas en concepto de coste de oportunidad. El coste de oportunidad refleja la productividad marginal en cada uno de los usos (es decir, la productividad que se obtiene con la última unidad consumida). En teoría, si las tarifas reflejasen el coste de oportunidad del uso del agua, se llegaría a una situación de eficiencia en el uso del agua que, en equilibrio, supondría que la productividad marginal del agua sería la misma en todos los usos (para ver un análisis detallado del coste de oportunidad del uso del agua ver OCDE, 1987).

Para que el sistema tarifario permitiese incorporar el coste de oportunidad del uso del agua, sería necesario estimar el ingreso marginal del agua en cada uno de los usos mediante los métodos de valoración de los recursos naturales presentados en el segundo capítulo, teniendo en cuenta los costes de transporte y almacenamiento del recurso, que en el caso del agua pueden ser muy elevados.

2. PROPUESTAS DE MEJORA DEL SISTEMA

El presente apartado se estructura en dos secciones:

En la primera, la más amplia, se definen una serie de propuestas que pueden contribuir a mejorar la eficiencia de los sistemas tarifarios de cada uno de los servicios del agua y se analizan las consecuencias que su aplicación tendría sobre el uso de este recurso. Se trata de propuestas relativas a niveles y estructuras tarifarias que no requieren una modificación substancial del marco institucional que caracteriza el régimen económico-financiero del agua en nuestro país. Se analizan, en primer lugar, los servicios en alta (abastecimiento y depuración) para después analizar los servicios en baja (servicios urbanos del agua y servicio de distribución de agua de las comunidades de regantes).

En la segunda se analiza la posibilidad de establecer un precio por el uso del agua en sí, independientemente de si es posibilitado o no por un servicio público. Se trata de una medida que sí supone un cambio básico en el marco institucional que caracteriza la gestión y uso del agua en nuestro país, dado que, hasta nuestros días, el agua se ha considerado como un recurso gratuito y el precio del agua ha hecho referencia únicamente a los costes que supone su gestión, abastecimiento y depuración.

PROPUESTAS DE MEJORA DEL SISTEMA TARIFARIO

LOS SERVICIOS EN ALTA

EL ABASTECIMIENTO EN ALTA

El sistema tarifario de este servicio podría mejorarse mediante dos tipos de medidas: el aumento general de los niveles tarifarios, y la definición de estructuras tarifarias más eficientes.

El aumento de los ingresos del sistema tarifario pasa por:

- Modificaciones en la definición del canon de regulación y la tarifa de utilización del agua que podrían incluir:
 - la imputación a tarifas de todos los costes que realmente implica la prestación de los servicios (incluyendo costes medioambientales, damnificaciones a terceros, etc.) que hasta ahora no se tienen en cuenta;

- la fijación, obra por obra, del porcentaje real de gasto no imputable a tarifas por considerarse que repercute favorablemente en el bienestar de la sociedad;
 - la modificación del sistema de actualización de las anualidades de amortización de las obras hidráulicas (mediante, por ejemplo, la adopción del planteamiento de la Ley 58/80 de regulación de la explotación del Acueducto Tajo Segura, donde las anualidades se actualizan, en grandes líneas, en función del interés real del dinero en cada año).
- Una mejora gradual del sistema de recaudación, simplificando el proceso administrativo y de reclamación para el cobro de las exacciones y transfiriendo la gestión de los cobros a la Agencia Tributaria.

En cuanto a la estructura tarifaria, principal herramienta para potenciar el carácter incentivador de comportamientos racionales del sistema tarifario, podía mejorarse mediante:

- Un sistema tarifario volumétrico en función del agua realmente consumida en el periodo (y no en función de la consumida en años anteriores) y de los costes realmente incurridos; esto requeriría bien aplicar el sistema tarifario al finalizar el año (una vez que se conocen los consumos y los costes), y no al inicio del año como se hace en la actualidad, o bien realizar las compensaciones oportunas de ajuste entre los distintos años.
- Un sistema de reparto de costes entre los distintos usuarios en función de criterios explícitos y constantes en el tiempo que, en la medida de lo posible, imputara los costes del servicio a aquellos que lo provocan.
- Un sistema tarifario que tenga en cuenta el distinto valor del servicio en diferentes periodos del año; esto se materializaría, por ejemplo, en un sistema tarifario estacional, con tarifas relativamente más elevadas durante el periodo estival, en el que el agua es más escasa y el coste de prestación del servicio es mayor, y más reducidas durante el resto del año. Este recargo estival incentivaría a los usuarios a cambiar sus consumos a periodos en los que el recurso es más abundante y el coste del servicio menor y de esta forma sería menos probable que durante los periodos de verano los recursos no fueran suficientes para hacer frente a la demanda y hubiera que recurrir a la construcción de nuevas infraestructuras, a la explotación de otras fuentes del recurso, o a las restricciones al consumo, con los consabidos costes económicos, sociales y ambientales que conllevan este tipo de políticas. Por otro lado, disminuirían los costes de explotación del servicio durante el periodo estival, lo que supondría un menor coste medio del servicio para todos los usuarios.
- La definición de estructuras tarifarias específicas para cada tipo de usuarios que tengan en cuenta sus particularidades:

- Para los usuarios agrarios (básicamente para las Comunidades de Regantes), los sistemas tarifarios más adecuados y fáciles de aplicar a corto plazo son los sistemas binómicos en donde, para cada tipo de cultivo, se define una tarifa base en función del consumo teórico de agua del cultivo (o dotación de referencia), y se establecen recargos y bonificaciones tarifarias para consumos superiores e inferiores al consumo base establecido. De esta forma se incentivaría el ahorro de agua, fundamentalmente mediante la introducción de nuevas tecnologías de riego. A la hora de definir estas dotaciones o consumos teóricos se deberían tener en cuenta las condiciones climáticas, orográficas y de los suelos de cada zona.

Evidentemente, los sistemas tarifarios basados en el coste marginal supondrían un mayor incentivo al uso eficiente del agua; los usuarios agrícolas pagarían el coste marginal del servicio, adaptarían, en teoría, sus tecnologías de riego y cultivos al nuevo coste y, a medio y largo plazo, se llegaría a una situación de uso eficiente del recurso; sin embargo, las consecuencias a corto y medio plazo de este tipo de políticas tarifarias sobre el sector agrario serían difíciles de soportar. Como se analiza en el siguiente punto, la respuesta general de los agricultores ante subidas tarifarias no sería el ahorro de agua sino el cambio de cultivos hacia cultivos menos competitivos, con menor valor añadido y menores necesidades de mano de obra, lo que, a corto y medio plazo, tendría un impacto muy negativo sobre la renta y el empleo del sector agrario.

En consecuencia, se propone la implantación progresiva de sistemas tarifarios binómicos - que combinan los incentivos al uso racional del agua con el reconocimiento de las particularidades del sector - como primer paso hacia la adopción de sistemas tarifarios basados en el coste marginal, que transmitan a los usuarios el verdadero coste y valor del servicio y generen por tanto una asignación eficiente del servicio y en consecuencia del agua.

- En cuanto a los usuarios urbanos, la Administración debe tener en cuenta que el sistema tarifario en alta puede ser utilizado como instrumento de intervención sobre el consumo de agua en baja; si no existen subvenciones en baja, las empresas de abastecimiento trasladarán a los usuarios los cambios en las tarifas en alta. Si por el contrario, los cambios no se trasladan automáticamente a las tarifas en baja, la Administración puede utilizar el sistema tarifario en alta para incentivar cambios en el sistema tarifario en baja, ofreciendo, por ejemplo, descuentos en las tarifas en alta condicionados a la modificación de los sistemas tarifarios en baja (que incluyan medidas como la eliminación de sistemas tarifarios no volumétricos o la definición de sistemas tarifarios estacionales).

- Por otro lado, tanto para usuarios agrarios como para usuarios urbanos, debería revisarse la vigencia de la regla “se paga, se consume o no”; aunque legalmente esta situación no existe, en la práctica, los usuarios pueden tener la impresión (a veces fundada) de que van a pagar las mismas exacciones, consuman o no el agua que tienen asignada. Mantenido por las garantías que ofrece a la Administración en cuanto a ingresos anuales por el servicio (independientes del consumo realizado) esta regla no fomenta el ahorro del agua y debería ser sustituida por otras políticas de gestión que supongan incentivos a los usuarios para reducir sus exacciones anuales reduciendo el consumo de agua.

RESPUESTA DE LOS USUARIOS A MODIFICACIONES EN LOS SISTEMAS TARIFARIOS

USUARIOS URBANOS

La respuesta de los usuarios urbanos, es decir de las empresas de abastecimiento, a las variaciones del sistema tarifario del servicio de abastecimiento en alta viene determinada por las siguientes circunstancias:

- La moderada importancia que el coste del agua en alta tiene en el coste total de producción de sus servicios. En el ejemplo analizado en el presente estudio, la Empresa Municipal de Abastecimiento de Córdoba (EMACSA), el coste del agua en alta representa un 8% del coste total de los servicios de abastecimiento y depuración.
- La disponibilidad de fuentes alternativas de abastecimiento de agua (explotación de acuíferos, desalación) a coste muy superior al coste del agua abastecida en alta pero con mayores garantías de abastecimiento.
- Posibilidad real (y obligación por ley¹⁰) de trasladar a los usuarios del servicio en baja las variaciones de las tarifas del servicio de abastecimiento en alta.

No tengo conocimiento de estudios acerca de la elasticidad-precio del consumo del servicio de los usuarios urbanos, pero puede suponerse que las circunstancias mencionadas hacen que, en general, tienda a ser poco sensible a las variaciones de las tarifas.

Así, en general, las empresas de abastecimiento tenderán a aceptar e internalizar los aumentos de las tarifas en alta, sin variar su consumo del servicio, trasladando el aumen-

¹⁰ Se refiere a la obligación de imputar todos los costes del servicio a las tarifas, aunque no se especifica de qué forma deben ser trasladados a los diferentes usuarios.

to de costes a los usuarios vía aumento de las tarifas¹¹. En este sentido, el sistema tarifario del servicio de abastecimiento en alta presenta una serie de oportunidades y limitaciones en cuanto a la gestión del servicio y del recurso.

Constituye una herramienta efectiva para la recuperación de los costes de prestación del servicio; los usuarios urbanos tenderán a aceptar las subidas tarifarias sin variar su consumo y esto permitirá reducir el déficit financiero del servicio y así las subvenciones al consumo de agua.

En cuanto a su utilidad para reducir el consumo de agua, a corto plazo, el aumento de las tarifas en alta no se traduce de forma automática en una disminución del consumo del servicio ni del consumo del agua (por la baja elasticidad-precio comentada); sin embargo, a medio y largo plazo sí puede tener repercusiones sobre el consumo de agua; los aumentos o modificaciones tarifarias en alta se traducen, generalmente, en aumentos o modificaciones tarifarias en baja; dado que el consumo de agua en baja sí es elástico al precio (como veremos en siguientes apartados), los aumentos tarifarios del servicio en alta, generan, indirectamente, una disminución del consumo de agua en baja y en consecuencia una disminución del consumo de agua en alta (la menor demanda en baja se traduce en menor demanda en alta).

USUARIOS AGRÍCOLAS

Las Comunidades de Regantes son los principales usuarios agrarios del sistema de abastecimiento de agua en alta. Su respuesta ante variaciones del sistema tarifario del servicio en alta está condicionada por los siguientes factores:

- La gran importancia que el coste del agua tiene en el coste total del servicio que se presta a los usuarios finales, a saber, el servicio de distribución de agua a los regantes. En el ejemplo analizado en este estudio, el coste del agua en alta representa cerca del 50% del coste del servicio de distribución de agua entre los regantes de la Comunidad de Regantes del Guadalquivir.

¹¹ Así por ejemplo, una empresa de abastecimiento urbano, ante un nuevo sistema tarifario estacional en alta que suponga tarifas más elevadas en el periodo estival, puede optar por: a) mantener su pauta de consumo del servicio haciendo frente al aumento de tarifas en el periodo estival o b) invertir en infraestructuras de almacenamiento de agua, comprar agua en invierno o primavera a un precio base o incluso reducido, y disminuir su consumo en el verano donde el precio es más elevado. En el primero de los casos, lo habitual sería que la empresa de abastecimiento trasladara automáticamente a sus usuarios el aumento de los costes vía tarifas, mediante un aumento de la tarifa media, o mediante la definición de un sistema tarifario estacional que, igualmente, tendería a generar o un aumento de los ingresos (para hacer frente a las mayores tarifas en alta) o una disminución del consumo. La segunda opción tiene la ventaja de que, a largo plazo y de mantenerse este sistema tarifario, podría suponer un ahorro importante en costes de agua; además permitiría mejorar la garantía de abastecimiento del servicio.

- La disponibilidad de fuentes alternativas de agua (básicamente las aguas subterráneas) a un mayor coste que el agua en alta pero también con una mayor garantía de abastecimiento.
- La respuesta de los usuarios finales (los regantes) a las variaciones en las tarifas del servicio de distribución de agua entre los regantes.

Las variaciones tarifarias del servicio en alta tienen, por tanto, un impacto considerable en los costes de las Comunidades de Regantes y en consecuencia en las tarifas que éstas facturan a los comuneros.

Así, por ejemplo, si en el caso del abastecimiento urbano, un aumento del 20% en las tarifas en alta supone, *grasso modo*, y de trasladarse totalmente a tarifas en baja, un aumento del 1,6% en las tarifas en baja, el mismo aumento supone, en el caso de los usuarios agrarios, un aumento del 12% en las derramas a los regantes.

En este sentido, las consecuencias de las políticas tarifarias del servicio en alta sobre las Comunidades de Regantes están fuertemente condicionadas por la respuesta al precio de los usuarios finales del agua, es decir por la respuesta de los regantes¹².

Teniendo en cuenta todo lo anterior se presenta, a continuación, un análisis de la relación entre el coste, precio y consumo de agua de los regantes. A partir de los resultados de este análisis se describen las posibilidades y limitaciones que el sistema tarifario tiene para incentivar un uso eficiente del agua en la agricultura y se proponen una serie de medidas para mejorarlos.

RELACIÓN ENTRE CONSUMO, COSTE Y PRECIO DEL AGUA EN LA AGRICULTURA

La relación entre el coste, el precio y el consumo de agua en un determinado contexto está condicionada por el marco institucional que caracterice la gestión y el uso del agua en el mismo (derechos de propiedad, mecanismos de asignación y control, etc.). Por tanto, los resultados de estudios sobre el tema en otros países con marcos institucionales diferentes, como en el caso de Estados Unidos, no son extrapolables al contexto de nuestro país¹³. Para analizar la relación entre precio, coste y consumo de agua en la agricultura española se analiza, en primer lugar, los datos disponibles sobre el regadío en la Cuenca del Guadalquivir, para a continuación mostrar los resultados de estudios similares realizados en nuestro país en los últimos años.

¹² Esta circunstancia no debe hacer olvidar que las Comunidades de Regantes tienen autonomía para definir, dentro de unos límites, los sistemas tarifarios del servicio de distribución de agua entre los regantes.

¹³ Ver, por ejemplo, Willey (1985) que calcula unas elasticidades entre -0,46 y -1,50 en la agricultura de California para el periodo 1985-2000, Cummings *et al.* (1992) que presenta las respuestas del consumo de agua en la agricultura ante variaciones del precio en Texas y México, o Wilchens (1991) que analiza la respuesta del regadío de Estados Unidos a los sistemas tarifarios por bloques crecientes.

A. PRECIO Y CONSUMO DE AGUA EN EL REGADÍO DE LA CUENCA DEL GUADALQUIVIR

Para el análisis de la relación entre el precio y el consumo de agua en la Cuenca del Guadalquivir se dispone de los datos de una encuesta realizada por la Junta de Andalucía sobre 27 zonas regables que representan, aproximadamente, el 70% de la superficie de regadío de la cuenca¹⁴.

En concreto, se cuenta con información sobre consumo de agua en alta (no se incluye por tanto el consumo de aguas subterráneas) y coste de disponibilidad del agua en 1996 en cada una de las zonas regables. Los costes que deben soportar los agricultores para disponer de agua para riego son, según la encuesta, los siguientes: a) las exacciones pagadas a la Confederación en concepto de cánones y tarifas (por hectárea), b) los pagos a las comunidades de regantes (CC.RR.) para su gestión y mantenimiento, c) los pagos a las CC RR por la energía necesaria para el bombeo de aguas de ríos o aguas subterráneas (si utilizan este tipo de suministro) y d) los gastos de distribución de agua en la parcela.

De estas partidas, la única que la Administración puede utilizar como herramienta para la consecución de los objetivos definidos (ahorro del agua, uso eficiente del recurso...) es la relativa a las exacciones a las Confederaciones, esto es, el sistema tarifario de abastecimiento en alta.

Del análisis de los datos de la encuesta parecen deducirse las siguientes relaciones:

- Existen importantes diferencias en los consumos de agua en alta por hectárea incluso en superficies dedicadas a un mismo cultivo.
- No existe relación directa evidente entre consumo de agua en alta y coste de agua (coste que incluye las cuatro partidas antes mencionadas); es frecuente toparse con consumos similares en zonas cercanas que se enfrentan a costes muy distintos, con consumos elevados con costes elevados, y con consumos reducidos con costes reducidos.
- No existe relación directa entre consumo de agua y nivel de las tarifas.

Los datos disponibles permiten por tanto mantener que no existe una relación clara entre coste, precio y consumo de agua en alta en la zona de estudio pero no permiten, sin embargo, alcanzar conclusión alguna sobre la elasticidad-precio del consumo de agua, es decir, del efecto que sobre el consumo de agua de cada zona regable tiene una variación en el precio del recurso (tarifas).

¹⁴ Los datos son el resultado de una encuesta realizada por la Consejería de Agricultura de la Junta de Andalucía y no publicada.

B. CONSUMO DE AGUA EN EL REGADÍO DE LA COMUNIDAD VALENCIANA (CARLES, 1996, Y AVELLÁ, CARLES Y GARCÍA, 1996)

En este estudio se analiza la relación entre el coste y el consumo total del agua, incluyendo el consumo de aguas superficiales y subterráneas, en el regadío de la Comunidad Valenciana y se llega a las siguientes conclusiones¹⁵.

No existe relación evidente entre coste y consumo de agua; existen importantes diferencias de consumos unitarios entre unos territorios y otros geográficamente muy próximos para los mismos o parecidos cultivos aun cuando los costes de disponibilidad de agua son muy distintos. Las diferencias de consumo de agua entre las distintas zonas regables se deben, principalmente, a los hábitos de riego propios de cada zona regable y, en menor medida, a las diferencias agrobiológicas entre las zonas de riego.

Los aumentos del coste del agua no provocan la adopción de nuevas tecnologías orientadas a reducir el consumo de agua. Los agricultores consideran: a) que el riego por goteo, alternativa al riego por inundación, no es una técnica ahorradora de agua excepto en el periodo de formación del arbolado (idea errónea según las investigaciones y pruebas realizadas); b) que las tecnologías ahorradoras de agua requieren una dimensión mínima de la explotación que no satisfacen muchas explotaciones; y c) que el coste del agua supone una proporción relativamente pequeña de los costes de los cultivos, por lo que difícilmente una pequeña variación del coste puede ser un acicate para cambiar las tecnologías de riego.

C. USO Y COSTE DEL AGUA EN LAS CUENCAS DEL GUADALQUIVIR, DUERO Y GUADIANA (SUMPSI, J. ET AL., 1996)

Este estudio analiza los costes del agua y los comportamientos de los regantes ante variaciones de aquellos en regadíos con aguas públicas, es decir, con aguas superficiales, en zonas regables de las cuencas del Guadalquivir, del Guadiana y del Duero (en total se analizan diez Comunidades de Regantes). El análisis de las respuestas de los agricultores ante variaciones de los costes y precios del agua se realiza mediante la aplicación de un modelo,¹⁶ alcanzándose las siguientes conclusiones: a) la respuesta del consumo unitario de agua en relación con el coste del agua en la zona de estudio es mayor que en el caso del regadío valenciano, y b) se constata que la estructura de la curva de demanda de agua es

¹⁵ El estudio se lleva a cabo mediante una encuesta a más de sesenta entidades de riego que abarcan 130.00 hectáreas de regadío.

¹⁶ Se trata de un modelo teórico que funciona bajo el supuesto de comportamiento de maximización del excedente de explotación con restricciones derivadas de la retirada obligatoria de la PAC, de las dotaciones de riego y financieras.

similar en las zonas regables objeto de estudio; inelástica en niveles tarifarios bajos, elástica en niveles medios e inelástica en niveles altos. Los límites de los niveles son, sin embargo, diferentes en las distintas zonas.

La primera consecuencia de lo anterior es que, teniendo en cuenta que el precio medio del agua en estas cuencas es de 1 a 4 pts/m³ (ver Martín Mendiluce, 1993 y estimaciones realizadas en el primer capítulo), la actual política tarifaria del agua en España no constituye un mecanismo adecuado para reducir, a corto plazo, el consumo de agua en la agricultura. El estudio calcula que para conseguir reducir el consumo de agua vía tarifas sería necesario aumentar las mismas hasta cerca de las 20 pts/m³, muy por encima de los niveles actuales.

De lo visto en estos tres estudios se desprende que la respuesta de los agricultores a las variaciones de las tarifas del agua está condicionada por el coste y garantía de la explotación de las aguas subterráneas, por el elevado coste que supone la adopción de tecnologías ahorradoras de agua, y por el escaso coste que el agua tiene en los procesos productivos. En general puede afirmarse que el consumo de agua es poco sensible a las variaciones de las tarifas del agua en alta; las respuestas de los agricultores dependen, sin embargo, del origen del agua utilizada.

- En los regadíos con aguas subterráneas, el impacto sobre el consumo de agua de variaciones de las tarifas en alta es nulo dado que las aguas de este origen quedan fuera del sistema tarifario del recurso.
- En los regadíos mixtos, con aguas superficiales y aguas subterráneas, un aumento de las tarifas en alta provocará inicialmente que los agricultores asuman los aumentos tarifarios, disminuyendo por tanto su renta, manteniendo el nivel de consumo de aguas superficiales y manteniendo igualmente sus cultivos. Sin embargo, a partir de un determinado nivel tarifario, es probable que recurran a una mayor explotación de aguas subterráneas (con mayores costes pero también con mayores garantías) reduciendo su consumo de agua en alta y manteniendo sus cultivos; como consecuencia, el consumo total de agua no variará significativamente; únicamente se producirá una sustitución de aguas superficiales (objeto del sistema tarifario) por aguas subterráneas.
- En los regadíos con aguas superficiales, un aumento de las tarifas provocará inicialmente, y hasta un nivel tarifario determinado, que el agricultor asuma las subidas (por la escasa importancia del coste del agua en el coste total de la producción) manteniendo su consumo y reduciendo su renta. Sin embargo, superado este nivel, reducirá su consumo de agua cambiando sus cultivos hacia otros con menores necesidades hídricas y no mediante la introducción de tecnologías ahorradoras de agua (que sólo son rentables en grandes explotaciones) lo que provocará una reducción de la competitividad de los cultivos.

EL SERVICIO DE DEPURACIÓN EN ALTA

Desde el punto de vista de la eficiencia económica, las tarifas por vertidos deberían fijarse como la más baja de estas dos cuantías (OCDE, 1987):

- a) el coste marginal estimado del daño causado (humano, biológico y medioambiental) por una unidad extra de contaminación o;
- b) el coste marginal que suponen los procesos que permitan eliminar la posibilidad de que se produzca el daño adicional mencionado (por ejemplo mediante la mejora de la capacidad de asimilación del río).

En este contexto, el agente que genera el vertido, si se comporta de forma "racional" desde el punto de vista económico, realizará sus actividades previas de depuración de sus vertidos hasta el punto en el que el coste extra de su depuración sea igual a la tarifa definida por el coste marginal de contaminación.

No tengo conocimiento de estudios que analicen los efectos reales que los sistemas tarifarios basados en el coste marginal tienen sobre el comportamiento de los agentes que realizan vertidos, generalmente industrias y municipios¹⁷. En la publicación de la OCDE (1980) sobre gestión de agua en cuencas hidrográficas industrializadas se señala que generalmente las políticas tarifarias de estos servicios van acompañadas por otro tipo de medidas orientadas al mismo fin, lo que dificulta aislar los efectos que una medida concreta, en este caso el sistema tarifario, genera sobre el comportamiento de los agentes.

Sin embargo se muestra que, en general, después de la introducción de sistemas tarifarios como los mencionados, basados en el coste marginal, las empresas tienden a realizar un mayor esfuerzo en el tratamiento previo de sus vertidos a través de la puesta en funcionamiento de plantas propias de depuración, lo que se traduce en último término en una reducción del volumen de los vertidos y de su carga contaminante.

La OCDE (1980) considera que dados los factores que caracterizan el servicio de depuración en alta (número de usuarios, tipos de vertidos, etc.), el sistema mixto de estándares y tarifas constituye el medio más adecuado para la regulación y gestión de los vertidos al medio.

Teniendo en cuenta lo mencionado, se proponen las siguientes medidas como medio para incentivar un uso más eficiente del agua:

- mantenimiento del sistema mixto vigente de estándares y tarifas que regule los niveles máximos de contaminación en los vertidos al medio y tarife los vertidos autorizados en función de su carga contaminante.

¹⁷ Winpenny (1994) muestra cómo en un análisis realizado en el sector industrial en Sao Paulo (Brasil), la aplicación de un sistema tarifario sobre los vertidos redujo un 50% el consumo de agua, pero no dice nada sobre el volumen de los vertidos ni sobre su contenido.

- Establecimiento de estándares de calidad de los vertidos en función de la calidad de las aguas receptoras de los mismos (en sustitución de los estándares homogéneos actuales).
- Cálculo de la cuantía del canon en función de las diferencias entre la calidad del vertido y la calidad del medio receptor. Esto es, en función del coste marginal que supondría la recuperación de la calidad de las aguas.
- Establecimiento de un sistema eficiente de control de los vertidos y definición de un sistema de sanciones sobre los vertidos no autorizados que desincentive, de hecho, estos comportamientos e incentive la regularización de los mismos.

El sistema vigente establece unos estándares homogéneos para todos los vertidos al dominio público hidráulico y un coste de depuración de la unidad de contaminación constante, independiente del coste real del servicio. Esto hace que un mismo vertido pueda ser vertido a un río muy contaminado (por ejemplo el Ter) o a un río o lago de gran valor ecológico (por ejemplo el Sella) y que el canon a pagar sea el mismo en ambos casos. Esto no es lógico, dado que el daño que causa el vertido en las aguas contaminadas es mucho menor que el daño que causa en las aguas de calidad, o, dicho de otra forma, el coste que supone eliminar los efectos negativos de dicha contaminación del vertido es menor en el primer caso que en el segundo.

La propuesta que se plantea implica que los estándares de calidad de los vertidos se establezcan en función de la calidad del medio receptor (estándares más exigentes para aguas de mayor calidad) y que la cuantía del canon de los vertidos se defina en función de la diferencia de calidad entre el vertido y el medio y por tanto en función del coste que supone eliminar los efectos negativos de dicho vertido. Esta estructura tarifaria implica que el usuario tiene un incentivo para depurar sus vertidos hasta el punto en el que el coste privado marginal de depuración se iguale a la tarifa definida en función del coste marginal de depuración.

Esto no supone, sin embargo, que las aguas que en un momento dado tengan niveles altos de contaminación vayan a ser irrecuperables. Y esto es así dado que en nuestro sistema existiría la figura de la tarifa negativa, que supone un pago al agente que vierte agua cuya calidad es superior a la calidad del medio receptor. Se trata de aplicar el principio de que "quien descontamina cobra". El sistema requeriría, por tanto, una revisión periódica de los estándares de calidad de los vertidos, en consonancia con la calidad del río o lago receptor. Así, a medida que mejorara la calidad del río, la cantidad que cobran los usuarios que vierten agua de gran calidad irá disminuyendo, al no ser sus vertidos comparativamente tan buenos, e incluso puede ser que tengan que pagar si la calidad del río ha aumentado tanto que el vertido pasa a ser contaminante. Es importante tener en cuenta que la cantidad que la Administración paga a los vertidos de mayor calidad se obtiene del ahorro que supone el no tener que llevar a cabo las actuaciones necesarias para el mantenimiento de la calidad del medio hídrico.

Evidentemente, la aplicación de un sistema de estas características requiere un esfuerzo importante de seguimiento de la calidad de las aguas y de consenso acerca de los criterios a utilizar para la evaluación de calidad de las aguas y para la definición de la calidad deseables en las distintas masas de agua (que pueden ser distintas en diferentes tramos de ríos, por ejemplo).

Además de lo anterior, se considera fundamental un cambio en las competencias de la gestión del canon de vertidos. Si, como está ocurriendo, las Comunidades Autónomas llevan a cabo, de forma creciente, las inversiones que posibilitan la prestación del servicio, parece lógico que sean éstas, y no los Organismos de cuenca, las que definan los cánones o tarifas que gravan los vertidos. Si se realizaran estas modificaciones, los usuarios no contemplarían al canon como una simple imposición, como ocurre en la actualidad, sino como una tasa finalista y eficaz. En este sentido, es significativo que en las CC AA en las que se están desarrollando planes de depuración, los usuarios del servicio tengan una menor resistencia al pago de los cánones, incluso siendo estos mucho más elevados y realistas que el canon de vertidos (Carles, 1997).

LOS SERVICIOS URBANOS DEL AGUA

EL SERVICIO DE ABASTECIMIENTO EN BAJA

A continuación se definen una serie de recomendaciones generales que pueden contribuir a potenciar el carácter incentivador que el sistema tarifario del servicio de abastecimiento en baja puede tener sobre el consumo de agua:

- Instalar, donde no existan, contadores individuales del consumo de agua, esenciales para la definición de sistemas tarifarios volumétricos que relacionan el precio con el volumen consumido. Está demostrado que estos sistemas son, a medio y largo plazo, rentables económicamente para las empresas de abastecimiento (OCDE, 1987).
- Eliminar todo sistema tarifario o parte del sistema que no favorezca el ahorro de agua, esto es, todo sistema que no ofrezca la posibilidad a los usuarios de reducir su factura del agua reduciendo su consumo del servicio. Esto se refiere, fundamentalmente, a los sistemas de tarifas planas, los sistemas de tarifas decrecientes, o los sistemas de bloques crecientes con consumos mínimos que se facturan con independencia de que se consuma o no.
- Eliminar todo trato tarifario favorecedor de un grupo determinado que no esté justificado económicamente. Fundamentalmente el trato favorecedor a los usuarios municipales y, en menor medida, los descuentos a grupos desfavorecidos (pensionistas, familias numerosas) dado que, como se ha visto, existen políticas

más adecuadas que las políticas tarifarias de los servicios públicos para alcanzar estos objetivos sociales y que no distorsionan el efecto regulador que las tarifas tienen sobre el consumo de agua.

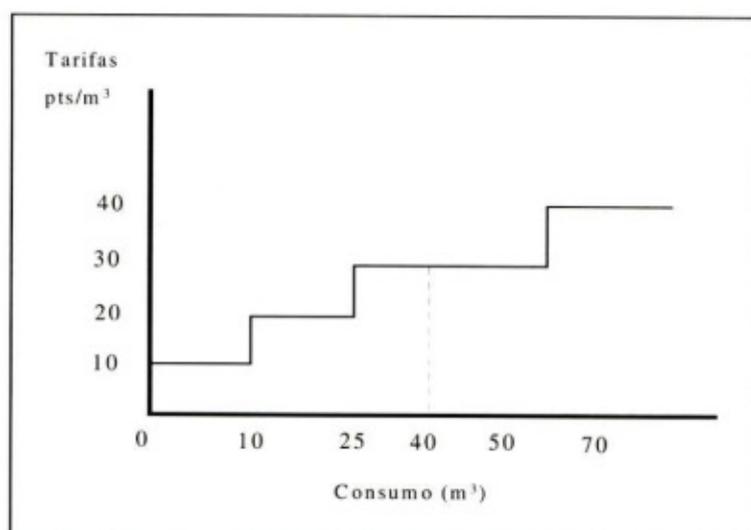
- Definición de sistemas tarifarios que incentiven el uso racional y eficiente del agua; esto es, sistemas basados en el coste marginal en los que las tarifas reflejen, en la medida de lo posible, el valor que el servicio y el agua tienen en cada momento. Básicamente me refiero a:
 - *Sistemas tarifarios con bloques crecientes* (definidos con criterios económicos), en los que las tarifas aumentan a medida que el consumo de agua aumenta, lo que supone un incentivo económico para el ahorro.
 - *Sistemas tarifarios estacionales*, que definen tarifas más elevadas en los periodos de mayor carga del servicio, reflejando, de esta forma, el mayor valor del agua y el mayor coste que supone la prestación del servicio durante estos periodos.

SISTEMAS TARIFARIOS CON BLOQUES CRECIENTES

Los sistemas tarifarios de bloques crecientes, en los que los precios aumentan a medida que crece el consumo, constituyen un incentivo constante para el ahorro de agua; en este sentido, son particularmente apropiados para situaciones en las que la oferta de agua es reducida.

Gráfico 1

Sistema tarifario con bloques crecientes.



El sistema tarifario más sencillo consiste en un esquema de cuota fija o de servicio y cuota variable o de consumo por bloques crecientes, aplicable a todo tipo de usuarios durante todo el año, como el que se expone en el gráfico 1.

Existen múltiples variantes de este esquema original:

Sistema tarifario con bloques crecientes con diferenciación por tipo de usuario, en el que se define un esquema para cada clase de usuario, adaptando los bloques a las condiciones de consumo de cada uno de ellos (como el sistema tarifario de EMACSA presentado en el primer capítulo).

Sistema *ratchet*, en el que todo el consumo, no sólo el que se encuentra en un determinado bloque, se cobra al precio aplicable al bloque más alto de consumo alcanzado por el cliente.

Sistema de bloques crecientes con diferencias estacionales, en el que la estructura de bloques y precios es diferente en distintos periodos del año, reflejando el distinto coste del servicio, por ejemplo, con precios más elevados para cada bloque en el periodo de verano.

En todo caso, son los grandes usuarios los que sufren las tarifas más elevadas y los que tienen incentivos mayores para reducir su consumo de agua. Las razones generalmente esgrimidas para centrar los incentivos en los grandes consumidores son las siguientes (AWWA, 1992): los grandes usuarios tienen, según estudios realizados, mayor sensibilidad al precio del agua que los pequeños usuarios; si se pretende conseguir reducciones del consumo de agua, es más fácil reducir el consumo de unos pocos grandes usuarios que el consumo de muchos pequeños usuarios; y en general, los grandes usuarios tienen mayor capacidad económica que los pequeños usuarios para absorber el aumento de las tarifas del agua.

La aplicación de este tipo de sistemas puede suponer una erosión de los ingresos por tarifas de las empresas de abastecimiento y, en todo caso, introduce incertidumbre en este campo; las reducciones de consumo pueden tener cambios sobre los ingresos y estos pueden traducirse en aumentos del coste medio del servicio. La magnitud de los cambios es difícil de prever por el carácter cambiante de variables como el tiempo, las condiciones económicas y la respuesta de los consumidores.

Por otro lado, dado que se trata de un sistema basado, en grandes líneas, en el coste marginal del servicio, supone, de definirse en función de criterios económicos, un incentivo para el uso eficiente del agua; en todo caso supone un incentivo para la reducción del consumo, lo que, en un contexto de escasez del recurso como el actual, constituye un comportamiento racional en el uso del agua.

SISTEMAS TARIFARIOS ESTACIONALES

Los sistemas tarifarios estacionales se caracterizan por definir tarifas relativamente más elevadas durante los periodos en los que el coste de prestación del servicio (perio-

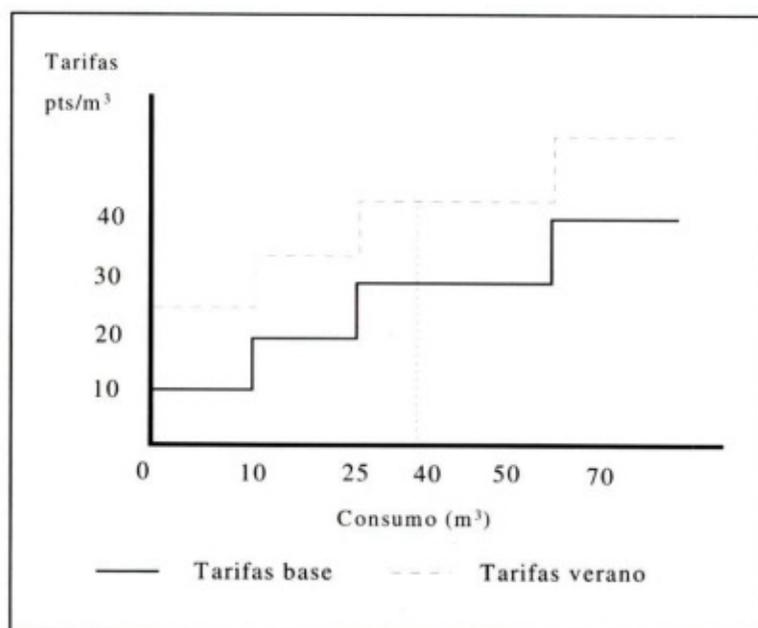
dos de carga máxima) y el valor del agua son más elevados. Estos sistemas incentivan a los usuarios a disminuir la cantidad consumida del servicio en los periodos de carga máxima en los que el coste de prestación del servicio es mayor, o a cambiar sus hábitos de demanda hacia los periodos en los que las tarifas se mantienen constantes. En el caso del agua, estos periodos coincidirían, generalmente, con el periodo estival, como resultado de la mayor evapotranspiración, la reducción de las precipitaciones, el aumento de usos sensibles a la temperatura, como el riego de praderas, y el incremento de actividades como el turismo.

Como consecuencia de la menor demanda del servicio en los periodos de carga máxima (bien por disminución neta del consumo o bien por el cambio de la demanda hacia los periodos normales) es menos probable que las empresas se vean incapaces de hacer frente a la demanda durante estos periodos y tengan que recurrir a la construcción de nuevas obras o a las restricciones en la prestación del servicio, con los costes económicos, ambientales y de imagen que suponen. Además, pueden suponer una reducción general de las tarifas a corto plazo (Dietemann, 1988).

Como en el caso de los sistemas con bloques crecientes, existe un modelo básico, que simplemente supone un aumento de las tarifas en el periodo de carga máxima, y modelos más complejos que incluyen: sistemas en los que sólo se aplican las tarifas estacionales sobre los consumos superiores a un consumo base establecido como media en el perio-

Gráfico 2

Sistema tarifario estacional con bloques crecientes



do normal, o sobre los consumos superiores a los consumos en el mismo periodo el año anterior; sistemas en los que las tarifas estacionales se aplican únicamente a una clase de usuarios; o sistemas estacionales combinados con sistemas de bloques crecientes de consumo, como el que se muestra en el gráfico 2.

En este caso, si el usuario mantiene su nivel de consumo en el periodo de verano deberá hacer frente a unas tarifas más elevadas en cada bloque de consumo y, por tanto, tendrá un incentivo mayor para reducir su consumo en este periodo.

La siguiente declaración de un directivo de la empresa de abastecimiento de agua de Melbourne (Australia) ilustra los beneficios que pueden derivarse de la aplicación de sistemas tarifarios estacionales:

“Para proveer el servicio de abastecimiento durante la mayor parte del año son suficientes tuberías de tamaño medio; sin embargo, para hacer frente a los 10 o 15 días de mayor demanda del año, son necesarias nuevas tuberías de gran tamaño. Si se consigue reducir un 10% el consumo de agua en estos 10 o 15 días, se evitará la necesidad de instalar las tuberías de gran diámetro y, sólo en Melbourne, supondrá un ahorro de más de 6 millones de dólares cada año con el consiguiente efecto de reducción de tarifas para los usuarios del servicio” (Langord y Heeps, 1985).

La aplicación de los sistemas tarifarios estacionales puede tener un coste elevado a corto plazo para el organismo que los implanta; requiere un estudio previo de costes de la empresa y pautas de consumo de los usuarios (ver, por ejemplo, el realizado por Dietemann, 1988), un control detallado de las elasticidades cruzadas y de los costes marginales de producción de los distintos periodos considerados, una publicidad de los cambios a los usuarios, y modificaciones en los sistemas de lecturas de contadores (es necesario que las lecturas de contadores coincidan con los periodos estacionales definidos) y en los sistemas de facturación.

En todo caso, para que la adopción de estos sistemas sea rentable para la empresa, en el sentido de que los beneficios económicos sean superiores a los costes, será necesario, en general, que (AWWA, 1992) los periodos de carga máxima sean fácilmente delimitables y la demanda del servicio durante los mismos considerablemente superior a la demanda media anual, y que los costes de capacidad del servicio, es decir, los costes necesarios para hacer frente al aumento de la demanda en los periodos de carga máxima, sean importantes y fácilmente identificables.

La adopción de sistemas tarifarios estacionales introduce incertidumbre en cuanto a la recuperación de costes del servicio; puede generar una reducción general del consumo en los periodos de carga máxima y una reducción de los ingresos tarifarios y, en cualquier caso, los hace más inestables. La AWWA (1992) recomienda, para mejorar el equilibrio financiero de empresas que adopten estos sistemas, la creación de un fondo que se nutra con depósitos en años en los que el consumo real sea mayor que el estimado para financiar costes en los años en los que los ingresos por tarifas sean menores que los estimados.

Al estar basados en el coste marginal que en cada momento supone la prestación del servicio, los sistemas tarifarios estacionales suponen un incentivo al uso eficiente y racional del servicio.

En AWWA (1992), se ofrece un ejemplo real de definición y aplicación de un sistema tarifario estacional en un servicio de abastecimiento en baja.

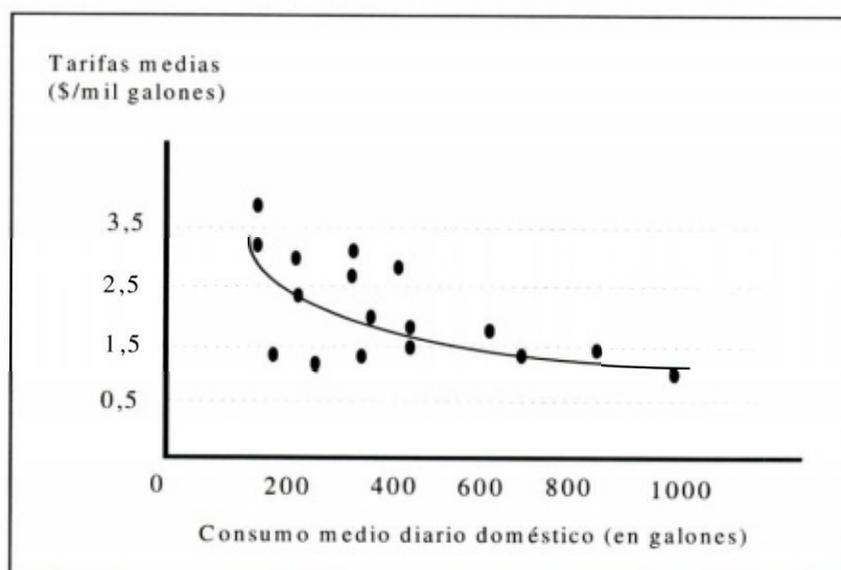
RESPUESTA DE LOS USUARIOS ANTE CAMBIOS EN LAS POLÍTICAS TARIFARIAS DEL SERVICIO

La efectividad de las políticas tarifarias para conseguir reducir el consumo de agua o un uso más eficiente de este recurso está condicionada por la respuesta o sensibilidad de los usuarios a las variaciones del precio de los servicios.

Al tratarse, el servicio de abastecimiento, de un servicio normal desde el punto de vista económico se supone que, *ceteris paribus*, cuanto mayor es el precio menor es el consumo del servicio. Así lo confirma un estudio realizado en 19 grandes municipios de Estados Unidos, cuyos principales resultados se muestran en el gráfico 3 (Cuthbert *et al.* 1995).

Gráfico 3

Consumo y precio medio del agua en 19 municipios de EE UU¹⁸



¹⁸ Un galón equivale a 3,78 litros.

Del gráfico se desprende que existe una correlación negativa entre consumo y precio del agua y al mismo tiempo se observa que existen diferencias de consumo para precios similares, que son debidas, según el análisis, a los efectos de otras variables como el clima, la renta, el tipo de uso del agua, y las pautas de consumo que influyen también sobre el consumo de agua. De los resultados del estudio mencionado sobre el precio del agua en España realizado por la OCU (1997) parecen desprenderse conclusiones similares.

Aunque la relación entre consumo y tarifas en términos absolutos es interesante, lo importante para este análisis es el concepto de elasticidad-precio del consumo de agua, esto es, la variación de consumo de agua ante variaciones de las tarifas del servicio. Se han realizado numerosos estudios al respecto (Gleick *et al.*, 1995, Valiron, 1991, Webwe, 1989, Willey, 1985, Metropolitan Water Authority, 1985, Thomas, Syme y Gosselink, 1983, Herrington, 1982, Howe, 1982, Hanke y de Maré, 1982) y los resultados parecen confirmar que existe una elasticidad negativa; es decir, que aumentos del precio provocan reducciones del consumo, cuyos valores se encuentran entre -0,05 y -0,60 y la media en -0,25, (es decir que aumentos de un 1% en las tarifas provocan una reducción media del consumo del 0,25%).

De acuerdo con estos estudios las elasticidades más elevadas tienden a ocurrir, lógicamente, en situaciones en las que el recurso es más escaso y los precios más elevados (como Tucson, Arizona, o Australia), mientras que los valores más bajos se encuentran en las situaciones en las que no existen problemas de escasez de agua y los precios medios son más bajos (Finlandia, Inglaterra y Gales, Suecia). Existen también variaciones importantes de las elasticidades dependiendo de la época del año (las más elevadas ocurren en los periodos estivales en los que el recurso es más escaso).

No se dispone, en el momento de realizar este estudio, de estimaciones sobre la elasticidad-precio del consumo de agua en España. Es de esperar, sin embargo, que los valores antes mencionados sean extrapolables, con algunos matices, al caso español; en general es de suponer que los valores más altos se centrarán en las grandes ciudades, en el Levante español, y en las islas, zonas en las que el precio medio del agua es generalmente más elevado, mientras que los valores inferiores corresponderán a las ciudades y pueblos de menor tamaño en los que el precio suele ser inferior (OCU, 1997).

Una vez analizado el comportamiento del consumo de agua ante variaciones en los niveles tarifarios, esto es, ante subidas o bajadas de las tarifas medias, resulta conveniente investigar la respuesta del consumo de agua ante la aplicación de estructuras tarifarias determinadas. Dado que en el apartado anterior hemos recomendado, por su carácter incentivador de comportamientos eficientes, la aplicación de sistemas tarifarios por bloques crecientes y de sistemas tarifarios estacionales, se analizan, a continuación, los efectos que sobre el consumo de agua pueden tener estos sistemas.

La mayoría de los estudios realizados sobre la respuesta del consumo a los sistemas tarifarios con bloques crecientes (Kinnersley, 1980, National Agency of Environmental Protection, 1984, Zamora *et al.*, 1981, OCDE, 1997) confirman que estos sistemas con-

siguen reducciones importantes del consumo. De igual forma, los estudios sobre los sistemas tarifarios estacionales (ver por ejemplo Gleick *et al.*, 1995, Griffith, 1982, Zamora *et al.*, 1981) concluyen que, en circunstancias que justifiquen la aplicación de estos sistemas, los efectos sobre el consumo son considerables.

EL SERVICIO DE DEPURACIÓN EN BAJA

La definición de un sistema tarifario eficiente del servicio requiere conocer los tipos de costes que supone la provisión del mismo. El coste total (c) de un servicio de depuración biológico de vertidos urbanos tiene los siguientes componentes:

R = coste de recepción y transporte de los vertidos (alcantarillado) a la planta de depuración.

P = coste de tratamiento primario de los vertidos (filtrado).

B = coste del tratamiento biológico (tratamiento anaeróbico).

S = coste de tratamiento de residuos y lodos.

R, P y C son costes volumétricos, directamente proporcionales al volumen del vertido. B, sin embargo, no es función del volumen del vertido, sino de su carga contaminante; a mayor carga contaminante del vertido - expresada, por ejemplo, en unidades de demanda de oxígeno - mayor es el coste de su tratamiento.

En este sentido, un sistema tarifario eficiente requeriría tener en cuenta, además del volumen del vertido (lo que se hace en la actualidad), el contenido del mismo. El problema radica en que el coste que supone la aplicación de sistemas de control del contenido de los vertidos puede ser superior a los beneficios que reporte.

Así, dadas las características del servicio (en cuanto a número y tipo de usuarios y vertidos, y costes de control de los vertidos) la OCDE (1987) considera que, en principio, el uso de un sistema tarifario volumétrico en función del agua recibida por el servicio de abastecimiento (o del consumo de agua, si existen otras fuentes de abastecimiento), independiente del volumen vertido y del contenido de los vertidos, constituye un sistema adecuado para la gestión del servicio. Recomienda, sin embargo, estudiar las posibilidades de incentivar el uso eficiente del servicio por tipos de usuarios.

En el caso de los usuarios industriales (suelen ser escasos y sus vertidos de gran volumen y carga contaminante, con diferencias sectoriales considerables) puede estar justificada la instalación de contadores individuales de los vertidos que permitan la definición de sistemas tarifarios en función del agua realmente vertida y del contenido de la misma. Para evaluar la rentabilidad de esta opción puede utilizarse un análisis coste beneficio, como el descrito para estos casos en el anexo III de OCDE (1987). Los beneficios que reportan estos sistemas se derivan fundamentalmente de la reducción de costes de prestación de los servicios por la reducción del consumo y la mejora de la información sobre el consumo de los usuarios, que puede ser utilizada para optimizar el funciona-

miento de los servicios. En cuanto a los costes, incluyen el coste de los propios contadores, el de su instalación y mantenimiento, su lectura periódica, los costes que suponen los necesarios cambios en los sistemas de facturación, y la posible reducción de ingresos provocada por el descenso en el consumo del servicio.

Una opción de interés para la tarificación de los usuarios comerciales e industriales es la definición de un sistema de coeficientes correctores sectoriales (por ramas de actividad) de las tarifas en función de una estimación de la carga contaminante por m^3 de agua en cada uno de los sectores (Rees, 1982). Cuanto mayor fuera la carga contaminante de cada sector mayor sería el coeficiente aplicable sobre las tarifas base. Este sistema sigue sin controlar el contenido de los vertidos, pero aproxima, en mayor grado, las tarifas al coste real del servicio. Con objeto de incentivar la reducción de la carga contaminante de los vertidos podrían definirse, dentro de los coeficientes correctores de cada rama, unas bonificaciones tarifarias por la adopción de tecnologías “limpias” en las industrias o en los comercios.

Teniendo en cuenta todo lo anterior se definen las siguientes recomendaciones en relación con el sistema tarifario del servicio de depuración en baja:

- Definición de sistemas tarifarios volumétricos (en función del agua consumida), con bloques crecientes y tarifas estacionales (en este último caso cuando las condiciones lo justifiquen).
- Aplicación de coeficientes de bonificación y recargo tarifarios sobre aquellos sectores con volúmenes de retorno inferiores o superiores a la media (por ejemplo, coeficientes reductores para servicios de riego en los que el volumen de retorno es mínimo) y sobre sectores con cargas contaminantes inferiores o superiores a la media (por ejemplo coeficientes de recargo sobre talleres de automóviles).
- Definición de bonificaciones tarifarias dentro de cada rama por la instalación de tecnologías limpias que reduzcan la carga contaminante de los vertidos.

No se conocen análisis empíricos sobre las repercusiones que las medidas tarifarias propuestas pueden tener sobre el uso del agua. En general este tipo de medidas mejoraría la equidad en el reparto de cargas de prestación del servicio - dado que se define de acuerdo con el principio de quien contamina paga. Por otro lado, las modificaciones en el sistema tarifario del servicio de depuración suponen, en general, modificaciones en el precio del agua, dado que este último concepto está formado por las tarifas de los dos servicios urbanos del agua, abastecimiento y depuración; en este sentido, las modificaciones propuestas tendrían un doble efecto: una reducción del consumo del agua por el aumento del precio y, como consecuencia de lo anterior, una reducción de los vertidos. Finalmente la última medida propuesta podría reducir la carga contaminante de los vertidos.

EL SERVICIO DE DISTRIBUCIÓN DE AGUA ENTRE LOS REGANTES

De los resultados de los estudios sobre la relación entre el precio y el consumo de agua en la agricultura presentados anteriormente se desprende que, en nuestro país, hasta niveles tarifarios muy superiores a los actuales, el consumo de agua de los agricultores es relativamente insensible a las variaciones del precio del recurso. Así, los aumentos de los niveles de las derramas generarán un aumento de los ingresos de las Comunidades y por tanto una reducción de la subvención implícita al consumo de agua en la agricultura, pero no provocarán, generalmente, una reducción del consumo de agua.

Sin embargo, las Comunidades pueden modificar las estructuras tarifarias de las derramas para incentivar un uso más racional del servicio. En general, la aplicación de estructuras tarifarias basadas en el coste marginal, como los sistemas tarifarios estacionales o con bloques crecientes o los sistemas binómicos, son los que incentivan en mayor medida el uso eficiente del agua, pero requieren sistemas de medición individual de los consumos. Se han realizado estudios que parecen indicar que la instalación de contadores individuales de los consumos sólo son rentables desde el punto de vista económico en nuestro país en casos de grandes explotaciones y en cultivos con gran valor añadido (Avellá, Carles y García, 1996). Sin embargo, a medida que se reduce el coste de los equipos de medición de consumos y aumenta el precio del agua, la justificación económica para la adopción de estos sistemas aumenta, y así las posibilidades de aplicación de sistemas tarifarios volumétricos. De hecho, hoy en día, no es probable que la Administración otorgue concesiones de uso de agua para la agricultura si las propuestas no incluyen sistemas de control individual de los consumos, imprescindibles para una gestión eficiente del agua.

Entre los sistemas tarifarios volumétricos, el que mejor se adapta a las condiciones del uso del agua en la agricultura es el sistema binómico. Tiene distintas modalidades: la ya comentada, en la que se define una dotación normal de agua por tipo de cultivo que se cobra a una tarifa base y unos recargos y bonificaciones por consumos superiores o inferiores a la dotación normal, en forma de tarifas más elevadas y reducidas respectivamente; y la modalidad en la que hay una cuota fija por superficie regada y una cuota variable en función del consumo.

Este último sistema es el que rige el uso del agua en varias zonas regables del sur de España y en concreto en la Comunidad de Regantes de Fuente Palmeras¹⁹. Aquí, el

¹⁹ Fuente Palmeras es una zona regable de reciente creación (principios de los ochenta), situada en el margen izquierdo del Guadalquivir en la provincia de Córdoba. El agua utilizada para el riego procede del río Guadalquivir, y se extrae mediante bombeo. La Comunidad de Regantes distribuye agua a presión, a través de la red principal, a 79 agrupaciones de la zona regable, y desde allí se distribuye el agua a las distintas explotaciones a través de una red secundaria fija y enterrada. La red es mantenida en carga (a presión) de forma que cada agricultor puede hacer uso del agua cuando lo crea oportuno. El consumo de cada agrupación está controlado por un sistema informático que contabiliza el volumen consumido y el momento del consumo. A su vez, las agrupaciones controlan el volumen y horario del consumo de agua de cada comunero.

primer componente es una cuota fija por cada hectárea de la zona regable, independientemente de que se riegue o no, y comprende los gastos generales de conservación y mantenimiento de las instalaciones, el canon de regulación a pagar a la Confederación, y la cuota de potencia de la energía contratada, a saber, todos los gastos independientes del consumo de agua. El segundo componente del sistema es función del consumo efectivo de agua de cada comunero, estableciéndose una relación entre cada m^3 y el coste energético en que se incurre para permitir el consumo, teniendo en cuenta la tarifa eléctrica vigente en el momento del consumo de agua (tarifa valle, llana y punta). Evidentemente, el consumo en las horas punta es mucho menor como reflejo del mayor coste del servicio durante ese periodo del día (ver Losada y López-Gálvez, 1997).

A corto plazo, se podrían aplicar sencillos sistemas tarifarios estacionales no volumétricos (que definieran al principio de la campaña distintas tarifas para diferentes periodos anuales) que no requieren sofisticados contadores individuales de consumo, sino que pueden aplicarse con los sistemas de control actuales basados en las horas de riego, los hilos, etc. Estos sistemas podrían incentivar un uso más eficiente del recurso, permitiendo reducir su demanda en los periodos en los que su oferta es más reducida y aumentar la demanda en los periodos en los que su oferta es más abundante (este sistema se aplica en el Canal de Provence et d'Aménagement de la Region Provençale, en Francia (Jean, 1987)).

Teniendo en cuenta lo anterior, se presentan las siguientes propuestas en relación con el sistema tarifario del servicio de distribución de agua entre los regantes:

- Establecimiento de contadores individuales del consumo de agua de los regantes, necesario para la aplicación de sistemas tarifarios volumétricos y para, en general, una gestión eficiente del agua.
- En los casos en los que sea posible medir los consumos individuales de agua, definición de sistemas tarifarios binómicos con cuota fija por superficie y cuota variable en función del consumo de agua, o sistemas binómicos con tarifas base asociadas a una dotación normal de agua por tipo de cultivo y unas tarifas más elevadas o reducidas por los volúmenes superiores o inferiores sobre el consumo normal por tipo de cultivo.
- En los casos en los que sea posible medir los consumos individuales de agua, elevación de las tarifas como medio para recuperar una mayor proporción de los costes que supone la prestación de los servicios y reducir de esta forma parte de la subvención del agua a la agricultura, como medio de incentivar un uso eficiente del recurso.

EL ESTABLECIMIENTO DE UN PRECIO POR EL USO DEL AGUA

Como se ha visto, en el marco institucional vigente, el agua, como recurso en sí, no tiene precio. Es gratuita. Lo que se paga por el agua, el denominado "precio" del agua,

no es otra cosa que las cantidades que los usuarios de los servicios públicos vinculados al ciclo parcial del recurso (que comprende los servicios de abastecimiento y depuración, básicamente) deben satisfacer para cubrir los costes que supone la prestación de los mismos. Estos precios están regulados y se establecen a partir de los sistemas de tarificación de cada servicio público.

En los últimos años, sin embargo, desde posiciones de un liberalismo extremo y también desde posiciones ecologistas, se ha incidido en la necesidad de fijar un precio por el agua en sí, o sea, por su uso, además del que resulta de aplicar los sistemas tarifarios mencionados, como medio para incentivar un uso más eficiente del recurso. La justificación de esta medida radica en a) el coste de oportunidad que supone el uso del agua y b) la escasez del recurso.

EL COSTE DE OPORTUNIDAD DEL USO DEL RECURSO

El uso del agua para un determinado fin tiene un coste de oportunidad para la sociedad que se deriva de la pérdida de bienestar por no poder utilizarla para otro fin más rentable. Así el coste de oportunidad se establece en función de la productividad marginal en cada uno de los usos (es decir, la productividad que se obtiene con la última unidad consumida) y si las tarifas incluyeran este coste - cosa que no ocurre en la actualidad - reflejarían mejor el coste marginal que el uso del agua tiene en cada momento y en cada lugar, y supondrían un mejor incentivo para el uso y asignación eficiente del recurso. De hecho, si las tarifas incluyesen el coste de oportunidad de uso del recurso, a largo plazo se alcanzaría una situación de asignación óptima del recurso, en la que la productividad marginal del agua sería la misma en todos los usos y el bienestar de la sociedad sería óptimo.

A pesar de la aparente simplicidad del argumento, su aplicación es muy complicada, casi imposible. Si, como ocurre en el vigente marco institucional del uso del agua en nuestro país, la asignación del recurso no se realiza a través del mercado, la determinación del coste de oportunidad del uso del agua en cada momento y en cada lugar requeriría aplicar un complejo sistema de valoración económica del uso de los recursos naturales que debería incluir distintos métodos de valoración apropiados para cada caso que, dadas las características propias del agua (el agua fluye y es difícilmente almacenable y transportable de un lugar a otro, su oferta es inestable, su demanda variable, provee multitud de servicios generalmente interrelacionados, presenta características de bien público, etc.), hace que sea una opción inviable en el contexto actual. De hecho, los principales intentos realizados de calcular el coste de oportunidad del uso del agua (ver, por ejemplo, Gibbons, 1995) concluyen afirmando que resulta una tarea prácticamente imposible y que los resultados obtenidos sirven únicamente para hacerse una idea general del valor del agua en sus distintos usos.

LA ESCASEZ DEL RECURSO

La imposición de un precio por el uso de un recurso natural sólo está justificada desde el punto de vista económico si el recurso en sí no es renovable o si su renovación supone costes para la sociedad. El agua es, en principio, un recurso renovable de forma natural en calidad y en posición gravitatoria gracias al ciclo natural hidrológico. Su capacidad de renovación es sin embargo limitada; si el uso humano del agua la contamina a un ritmo superior al de renovación del recurso, el agua se degrada con los negativos efectos económicos, sociales y medioambientales conocidos²⁰.

A medida que los signos de degradación del agua provocados por la acción del hombre se han hecho más evidentes, las Administraciones Públicas han tomado cartas en el asunto, definiendo estándares en el uso del agua (que prohíben la contaminación del recurso por encima de determinados niveles) y realizando actividades de depuración de las aguas encaminadas a conservar la calidad del recurso, que se financian, al menos en parte, a través de exacciones que se cobran a los causantes de la contaminación.

Las actividades de uso del agua reguladas y gravadas por la Administración han ido aumentando a medida que el recurso se ha ido haciendo relativamente más escaso y valorado por la sociedad. Así, los vertidos de los municipios a los ríos, antaño actividades sin regular y gravar, son hoy en día regulados mediante estándares y gravados por cánones en función del daño que provocan.

En este sentido, las propuestas para definir un precio por el agua pueden interpretarse como propuestas para la ampliación del ámbito de aplicación del sistema de regulación y tarificación del uso del agua. Hoy en día sólo se gravan los usos del agua que se considera que son posibilitados por la Administración Pública o aquellos que se considera que generan una degradación del recurso o del medio ambiente (vertidos directos al dominio público hidráulico). El resto de los usos, fundamentalmente los usos de aguas subterráneas privadas y los usos en regadíos históricos, quedan fuera del sistema por considerarse que se realizan gracias al esfuerzo privado y que todos los costes del uso recaen sobre los usuarios. Sin embargo, esto no es así; hemos visto que estos usos tienen evidentes externalidades negativas sobre el resto de la sociedad, en forma de degradación de las aguas y de ecosistemas asociados que, en un sistema basado en los principios de "quien contamina paga", deberían correr a cargo de los usuarios. Lo mismo ocurre con la contaminación de los acuíferos provocada por el riego de explotaciones agrarias.

²⁰ Si el recurso fuera no renovable, sería posible estimar esta pérdida de potencia y de calidad, como el valor monetario del coste físico que supondría la desalación y bombeo del agua de forma que el recurso volviera a su situación de partida. Este valor, sin embargo, depende de multitud de factores - marco institucional vigente, distribución de la renta y la riqueza, opiniones y valoraciones de la sociedad- lo que hace que, en la práctica, sea inviable desde el punto de vista técnico y económico, y que no se realice ni se tenga en mente realizar.

Hasta el presente no se ha considerado necesario gravar estos usos. Sin embargo a medida que el agua se hace relativamente más escasa y valorada por la sociedad, se están desarrollando presiones para que los causantes de la degradación de los recursos y de daños a terceros paguen estos costes, y no sea la sociedad en general la que los soporte como un medio ambiente más degradado, o los contribuyentes en particular que financian las actividades que la Administración realiza para eliminar los daños causados.

En este sentido, parecen demandarse, a corto plazo, una reducción de los niveles de subvención en el uso del agua, una mayor regulación y control en el uso de las aguas subterráneas, y la definición de un sistema de exacciones que graven aquellos usos del agua que provocan costes externos no soportados por los usuarios; en particular, los usos de aguas subterráneas (cuya sobreexplotación genera costes medioambientales considerables), los usos privados de aguas públicas (que requieren generalmente obras de regulación que degradan el recurso - eutrofización de las aguas - y el medio ambiente), así como el uso del agua en explotaciones agrarias y ganaderas intensivas (que pueden contaminar acuíferos con nitratos, pesticidas y otras sustancias, con costes económicos y ambientales importantes).

La aplicación de estos planteamientos no es, sin embargo, tarea fácil. No se dispone de información suficientemente precisa para estimar la degradación del agua que, en cada caso, supone el uso humano del recurso ni de los costes que este uso supone para la sociedad. Conviene destacar, en este sentido, el esfuerzo realizado por Gascó y Naredo en la elaboración de las Cuentas del Agua en España, sistema contable que comprende tres subsistemas de información relacionados entre sí (Cuentas del agua en cantidad, Cuentas del agua en calidad, y Cuentas monetarias del agua) y que presenta una descripción detallada y sistematizada del uso del agua en nuestro país. En las cuentas se contabiliza, fundamentalmente, la extracción del agua del "sistema del recurso", su utilización en el "sistema de usos" y el retorno de la fracción usada pero no consumida al "sistema del recurso"²¹.

3. LAS POLÍTICAS DE GESTIÓN DE LA DEMANDA Y CONSERVACIÓN DEL AGUA

El modelo de gestión de los recursos hídricos del último siglo, centrado en la ampliación indefinida de la oferta de agua mediante la construcción de obras hidráulicas, muestra, de forma creciente, sus límites económicos y medioambientales. Los costes econó-

²¹ Una versión resumen de este trabajo puede encontrarse en Gascó y Naredo (1994).

micos de presas y embalses son crecientes, sus rendimientos decrecientes y, en un contexto de marcada sensibilización sobre los valores medioambientales, sus costes ecológicos inaceptables.

A medida que los límites de los planteamientos tradicionales se han ido haciendo más evidentes, se ha reducido considerablemente el ritmo de construcción de presas y embalses, y se ha desarrollado una nueva corriente de pensamiento que considera que la sostenibilidad de la gestión del agua, la solución al problema del agua, pasa necesariamente por una mejor gestión de los recursos existentes y un consumo racional del agua. En este contexto se sitúan las denominadas políticas de gestión de la demanda y conservación del agua, desarrolladas inicialmente en California a principios de los setenta y que constituyen hoy en día la base para la definición de la estrategia hidráulica en Estados Unidos y en un número creciente de economías desarrolladas.

A pesar de los excelentes resultados que, tanto en términos económicos como medioambientales, están teniendo estas políticas allí donde se aplican, en nuestro país han recibido escasa o nula atención. Y ello es paradójico dado que en España los límites de las políticas tradicionales son, probablemente, más evidentes que en otros países de nuestro entorno, y la necesidad de introducir nuevos planteamientos centrados en la gestión de los recursos existentes mucho más urgente.

El objetivo de este apartado es ofrecer una visión general de estas nuevas políticas y mostrar las opciones que los diferentes agentes vinculados al agua - organismos intermedios y usuarios finales (dejando de lado el uso del agua en la agricultura tratado en el apartado 6) - tienen para ahorrar agua y contribuir a una gestión sostenible del recurso.

El apartado está estructurado en tres secciones: en la primera se presentan brevemente estas políticas y su justificación económica y medioambiental; en la segunda se analizan las políticas e instrumentos de gestión de la demanda y conservación del agua que tanto los entes intermedios como los usuarios finales del agua disponen para la consecución de un uso más racional del recurso; en la tercera se analizan brevemente las posibilidades que la reutilización de las aguas depuradas residuales urbanas ofrecen para la gestión de los recursos hídricos.

DEFINICIÓN Y JUSTIFICACIÓN

Grosso modo, las políticas de gestión de la demanda y conservación del agua son aquellas que facilitan la obtención del mayor volumen posible de servicios hidráulicos con la mínima cantidad de agua, es decir, que facilitan hacer lo mismo, o más, pero con menos agua, reduciendo la demanda de agua, mejorando la eficiencia en su uso y contribuyendo, de esta forma, a la conservación del recurso tanto en términos de calidad como de cantidad (Estevan, 1996). Las políticas incluyen medidas que podrían denominarse de

“ingeniería”, - como por ejemplo la reducción de fugas en las redes o el uso de dispositivos de bajo consumo de agua en duchas y grifos - medidas de “gestión” - como la definición de sistemas tarifarios que incentiven el uso eficiente del agua - y modificaciones en los hábitos de consumo - en el riego de jardines, en el uso del agua en hogares, etc.

Desarrolladas inicialmente en California a finales de la década de los setenta, a partir de los enfoques generales de gestión de la demanda eléctrica²², las políticas de gestión de la demanda y conservación del agua se extendieron por todo el país norteamericano durante la década de los ochenta, y en los noventa se han convertido en la referencia fundamental en la definición de la política hidráulica, no sólo de Estados Unidos, sino de Canadá, Australia, Japón y un creciente número de países europeos.

A continuación se presenta un ejemplo de estos nuevos planteamientos: una ciudad considera que no tiene agua suficiente para responder a una nueva demanda de agua y se plantea las opciones para resolver el problema. La solución tradicional sería recurrir a la construcción de una presa, opción que supone una inversión considerable, un impacto ambiental evidente y un aumento del consumo de agua. El aumento del consumo se traduce en un aumento de los vertidos, lo que implica mayores gastos en la captación y depuración de las aguas residuales generadas. La solución de gestión de la demanda sería la de conseguir ese agua mediante el ahorro en los usos actuales, eliminando las fugas en las redes de abastecimiento de la ciudad y en las canalizaciones del transporte de agua en alta, aplicando sistemas tarifarios que incentiven el ahorro de agua, o instalando dispositivos de bajo consumo en duchas y grifos.

Las diferencias entre las dos soluciones son evidentes: la opción de gestión de la demanda no supone impacto ambiental alguno, no implica un aumento del consumo de agua ni de los vertidos y, probablemente, su coste económico sea inferior al de la solución de la presa.

La justificación de estas políticas es, por tanto, doble: económica y ambiental.

- Es más económico para la sociedad mejorar la gestión de los recursos existentes, controlando la demanda, que recurrir a aumentar la oferta del recurso mediante la construcción de obras hidráulicas, teniendo en cuenta que los costes de construcción de obras hidráulicas son crecientes y sus rendimientos decrecientes. Además un menor consumo requiere menos depuración y en consecuencia tiene menos coste.

²² Como explica Estevan (1997) desde el punto de vista estructural la gestión de la demanda eléctrica y la gestión del agua presentan notables similitudes; se trata de sistemas de suministro y distribución continua de fluidos basados en fuentes de generación o captación centralizadas, redes de distribución unificadas, y sistemas de consumo atomizados y muy diversificados. Además, ambos fluidos se utilizan básicamente para obtener determinados servicios, y no para ser consumidos directamente. Lo que interesa es obtener el servicio deseado, y por ello puede lograrse con consumos muy diferentes del recurso básico, dependiendo de las técnicas y sistemas que se apliquen a su utilización.

- Desde el punto de vista medioambiental, gestionar los recursos existentes y no recurrir a obras hidráulicas permite evitar los costes ambientales que estas suponen en forma de degradación de ríos, inundación de parajes de alto valor ambiental, y reducir el consumo y con ello la degradación y contaminación de los recursos hídricos.

POLÍTICAS E INSTRUMENTOS DE GESTIÓN DE LA DEMANDA Y CONSERVACIÓN DEL AGUA

A continuación se presentan los instrumentos de gestión de la demanda que los distintos tipos de agentes vinculados al agua disponen para conseguir un ahorro de agua y un uso más racional del recurso. Dada la particular problemática del uso del agua en el regadío, las cuestiones relativas a las políticas públicas de gestión de la demanda en este sector se tratan de forma separada en el siguiente apartado del capítulo.

OPCIONES PARA LOS ENTES GESTORES

Las Administraciones Públicas, en sus distintos niveles, son las responsables de la gestión de los recursos hídricos y de la prestación de los servicios públicos asociados al agua (abastecimiento y depuración, en alta y en baja). Y como tal son las principales interesadas en la aplicación de las políticas de gestión de la demanda y conservación del agua.

Las tendencias que definirán el marco de gestión del agua en el futuro - restricción del gasto y la inversión pública y valoración creciente del medio ambiente - no harán viables las políticas tradicionales basadas en la ampliación de la oferta de agua y su depuración, políticas que requieren importantes inversiones y tienen impactos evidentes sobre el medio ambiente. La oferta de agua estará por tanto limitada a los recursos existentes en la actualidad. Y en este contexto, si no se quiere que la escasez de agua constituya un elemento limitativo al desarrollo económico y social, los responsables públicos deben fomentar y conseguir el ahorro y la conservación de los recursos existentes como vía, casi única, de hacer frente a las demandas de agua que surjan en el futuro (demandas domésticas, industriales, agrícolas, recreativas y, fundamentalmente, ambientales), garantizar el abastecimiento de agua, y conseguir una gestión sostenible del recurso desde el punto de vista medioambiental. De esta forma se conseguirá evitar, o por lo menos retrasar, la necesidad de construir nuevas infraestructuras de regulación, transporte o depuración de agua.

Los organismos públicos - fundamentalmente Organismos de cuenca y entes locales responsables de los servicios urbanos del agua - pueden aplicar una serie de medidas

que, de acuerdo con Estevan (1996), se agrupan en cuatro grandes bloques: programas de infraestructuras, de ahorro, de eficiencia y gestión, y de sustitución. Aunque tratamos a continuación cada uno de estos bloques por separado, el éxito de estos planteamientos aconseja la combinación de todos o gran parte de los elementos en un único plan general de ahorro y conservación de agua, como así ocurre de hecho en la mayoría de los casos.

PROGRAMAS DE INFRAESTRUCTURAS

Son aquellos cuyo objetivo es mejorar la eficiencia de los sistemas de regulación, transporte y depuración de aguas e incluyen:

PROGRAMAS DE DETECCIÓN Y REPARACIÓN DE FUGAS EN LAS REDES

Dadas las graves deficiencias en las redes, estos programas constituyen, en muchas ocasiones, el procedimiento de ahorro de agua económicamente más ventajoso. A pesar de los elevados costes iniciales de estas actuaciones, la amortización de las inversiones, tanto en alta como en baja, puede realizarse en pocos años, en función del estado inicial de la red (RMI, 1994).

Estevan muestra ejemplos de adopción de estas medidas en Boston, Nueva York y California (RMI, 1994), donde el coste unitario del m³ recuperado por la reparación de fugas en las redes se sitúa entre las 4-5 pts, coste muy inferior al precio que las empresas de abastecimiento pagan por el suministro del m³ en alta. Resalta, igualmente, el hecho de que el agua perdida en las redes de suministro urbano es agua potabilizada, sobre la que se han repercutido los costes de tratamiento.

En el sur de California la empresa de abastecimiento de Los Angeles (MWD) ha llegado a un acuerdo con una comunidad de regantes del distrito, por el que la empresa repara las fugas en las redes de riego y compra el agua ahorrada para su uso urbano. Se trata de la opción más económica de obtener nuevas dotaciones de agua en este contexto (Wahl y Davis, 1986).

PROGRAMAS DE ELIMINACIÓN DE TOMAS Y VERTIDOS ILEGALES

Las tomas ilegales son habituales en alta y, en general, las realizan usuarios agrícolas. Su control y eliminación corresponden a los Organismos de cuenca. Las consecuencias negativas de estas tomas ilegales son especialmente importantes en periodos de escasez del recurso, en los que pueden suponer una reducción de las dotaciones para boca y el

establecimiento de restricciones en el abastecimiento urbano con las negativas consecuencias económicas y sociales que ello conlleva.

El problema de los vertidos ilegales incumbe tanto a Organismos de cuenca (vertidos al dominio público hidráulico) como a empresas de abastecimiento (vertidos a las redes de alcantarillado). El coste de los programas de prevención y control sobre este tipo de vertidos suele ser menor que el coste de depuración a posteriori de los mismos, en especial en el caso de sustancias altamente nocivas y peligrosas, cuyo coste de depuración es mucho más elevado.

UTILIZACIÓN DE CONTADORES VOLUMÉTRICOS

El uso de contadores constituye un elemento indispensable para una gestión eficiente del agua, tanto en alta como en baja; permite el control del consumo, la aplicación de sistemas tarifarios volumétricos, el control de fugas y, en general, la mejora de la gestión de los servicios de abastecimiento y depuración. Sin embargo, muchos usuarios del agua, principalmente usuarios agrícolas, no disponen de contadores. La aplicación de contadores contribuye, de forma directa, al ahorro de agua. Grisham y Fleming (1989) muestran cómo un programa de universalización de contadores en la ciudad de Boston (en la que previamente el 50% del volumen no se medía) redujo un 36% el consumo de agua. Postel (1993) muestra cómo en la ciudad de Edmonto (Canadá), en la que todos los usuarios tienen contadores, el consumo de agua *per cápita* es la mitad del de la vecina ciudad de Ontario, en la que el uso de contadores es sólo parcial. Rathnau (1991) y EPA (1995) presentan otros ejemplos de reducciones en el consumo motivadas por la introducción de contadores. Con objeto de reducir los gastos derivados de la aplicación de contadores (por el mayor requerimiento de lecturas, etc.), puede considerarse la posibilidad de utilizar dispositivos de lectura a distancia (Sweeting, 1996).

REDUCCIÓN DE LA PRESIÓN DE LA RED

La reducción de la presión en la red puede contribuir a ahorrar agua dado que puede reducir el consumo en los puntos de uso y las pérdidas en la red. Brown y Caldwell (1984) han calculado que la reducción de la presión de 8,4 a 4,2 atmósferas reduce el flujo de agua en la red en un tercio. Evidentemente este tipo de medidas sólo reducen el consumo en los usos no volumétricos del agua (por ejemplo, las duchas) sin afectar a los usos volumétricos (por ejemplo, los baños).

Existe cierta controversia sobre la conveniencia de que las empresas de abastecimiento apliquen este tipo de medidas dado que, para muchos, reducen significativamente la calidad del servicio. En mi opinión la presión debe definirse en función del riesgo de

fugas en la red (a mayor presión mayores pérdidas) dejando al usuario la libertad para disminuir él mismo la presión con objeto de ahorrar agua.

GESTIÓN INFORMATIZADA DEL SERVICIO

Es de especial relevancia en el caso de los servicios urbanos del agua. La gestión informatizada del servicio, tanto en lo relativo a la oferta de agua (volúmenes, orígenes, calidad, reservas) como a la demanda (consumo medio mensual, curvas de demanda, picos, fallos en el suministro), permite optimizar el uso del agua disponible, mejorar el mantenimiento de la red y llevar a cabo predicciones y simulaciones que mejoran la capacidad de la empresa para adaptarse a cambios en la oferta o la demanda.

PROGRAMAS DE AHORRO

PROGRAMAS EDUCATIVOS E INFORMATIVOS

Engloban todo tipo de actividades orientadas a sensibilizar a los usuarios del agua sobre el valor del recurso y sobre la importancia y conveniencia de su ahorro, así como a informar sobre los medios e instrumentos disponibles para conseguirlo, e incluyen:

- *Programas de sensibilización e información general* a través de todo tipo de medios (prensa, televisión, facturas del agua, páginas web - como la que tienen más de 40 Estados de EE UU)²⁴ que tienen como objeto sensibilizar a los usuarios sobre la importancia del ahorro y uso racional del recurso.
- *Acciones de demostración*: por ejemplo, mostrando jardines de bajo consumo de agua, diseñados - en cuanto a variedades vegetales, métodos de riego, etc.- en función de las condiciones climáticas y de disponibilidad de agua de la zona. Esta especialidad que en inglés se denomina *xeriscape landscape* y que en español podría traducirse como "paisajismo xerofítico"²⁵ ha tenido un increíble desarrollo en Estados Unidos, Canadá y Japón, en donde existen concursos anuales sobre este tipo de jardines (RMI, 1991), revistas especializadas (Denver Water, 1996, Welsh *et al.*, 1993), así como páginas web (ver, por ejemplo, <http://www.ci.fort-collins.co.us/UTILITIES/WATER/conserv/xerrsrc.htm>). El jardín xerofítico requiere de un

²⁴ Ver, por ejemplo la de la Oficina de Conservación del Agua del Estado de Colorado en <http://www.dnr.state.co.us/cwcb/owc/conserv.htm>

30% a un 80% menos agua que uno convencional (Conserv 90, 1990). Otro ejemplo de acción demostrativa son las "Casas del Agua", provistas de todo tipo de dispositivos ahorradores de agua, que pueden ser utilizadas como centros de demostración y también de experimentación en materia de eficiencia hidráulica (Karpiscak *et al.*, 1991).

- *Educación infantil y juvenil*: la educación de los futuros usuarios y gestores del agua constituye, a medio y largo plazo, el mecanismo más efectivo para modificar muchos hábitos derrochadores que caracterizan el uso del agua en la actualidad (Grishman y Fleming, 1989) y constituye un excelente vehículo para introducir en los hogares información sobre el uso racional del agua que resultaría difícil hacer llegar a los adultos por otros medios, especialmente en contextos de nivel cultural limitado. En España son muchos los programas educativos que en los últimos años se han dirigido a los más jóvenes. Destaca el programa de educación escolar del Canal de Isabel II vigente desde 1989, que ha llegado ya a más de 300.000 niños y niñas de entre 10 y 11 años (Castro, 1995).

En el contexto de los programas de sensibilización sobre el uso racional del agua, los mensajes que destacan los beneficios medioambientales de estos comportamientos son atractivos y eficaces a corto plazo pero, con el tiempo, reducen significativamente su utilidad. Para conseguir efectos duraderos Castro (1995) recomienda utilizar mensajes que enfatizan las ventajas económicas que el ahorro de agua tiene para los usuarios.

PROGRAMAS DE TARIFACIÓN

Los sistemas tarifarios constituyen una herramienta fundamental de gestión de los servicios del agua tanto en alta como en baja. Como se analiza en detalle en el capítulo segundo, los sistemas tarifarios que incentivan un uso racional y eficiente del agua son aquellos sistemas volumétricos que se definen en función del coste marginal del servicio. Esto se traduce, en alta, en sistemas tarifarios por bloques crecientes para el servicio de agua a los usuarios urbanos e industriales, en sistemas tarifarios binomiales para la agricultura y en sistemas tarifarios basados en el volumen y carga contaminante de los vertidos en el servicio de depuración en alta. Para los servicios en baja, supone sistemas tarifarios por bloques crecientes y tarifas estacionales (cuando las condiciones así lo aconsejen) en el caso de los servicios urbanos del agua (abastecimiento y depuración).

²⁵ Xeros, del griego, seco.

PROGRAMAS DE EFICIENCIA Y GESTIÓN

Son aquellos cuyo objetivo es el ahorro y conservación de agua mediante la mejora de la eficiencia en su uso e incluyen:

PROGRAMAS DE RENOVACIÓN

Las empresas de abastecimiento pueden llevar a cabo programas de renovación de sistemas y dispositivos de uso del agua existentes en hogares e industrias por otros de menor consumo, con objeto de ahorrar agua. Los dispositivos de alta eficiencia incluyen cisternas de bajo consumo, duchas y grifos con aireadores, dispositivos para mangueras, lavadoras y lavavajillas de bajo consumo, etc.

Los programas pueden limitarse a informar sobre los distintos tipos de dispositivos de bajo consumo existentes y sobre cómo instalarlos o utilizarlos, pueden incluir la venta de los mismos a precio de coste a los usuarios, o pueden incluir su instalación en hogares e industrias sin coste alguno para los usuarios. Aunque esta última opción es la que requiere una mayor inversión por parte de la empresa, es también la que consigue mejores resultados en términos de reducción sostenida del consumo (EPA, 1995 y RMI 1993). Además, la incidencia de este tipo de programas como instrumento de concienciación ciudadana es muy notable.

Estas políticas pueden ser muy rentables en términos económicos para las empresas ya que permiten evitar o retrasar la construcción de nuevas infraestructuras de regulación y saneamiento. Así, se ha calculado que el programa de sustitución de aparatos de alto consumo de agua realizado en el Estado de Texas (Estados Unidos) ha permitido evitar la ampliación en un 15% de los sistemas de depuración de aguas residuales, lo que, en los próximos cincuenta años supone un ahorro de más de 3.400 millones de dólares para la Administración del Estado, y una reducción en la cuantía total de las tarifas a los usuarios de más de 200 millones de dólares (Jensen, 1991). Del mismo modo, el programa de sustitución de 350.000 inodoros convencionales por otros de menor consumo en locales públicos, empresas, industrias y viviendas de la ciudad de México ha generado un ahorro anual de 28 hm³ de agua, suficiente para abastecer a más de 250.000 personas en un año (Postel, 1993 y Martínez, 1991).

En España también se han realizado acciones de este tipo. El Canal de Isabel II, por ejemplo, ha calculado que la instalación de boquillas para aducción de aire reduce un 50% el consumo en duchas y grifos y que los dispositivos de eficiencia hídrica reducen un 50% el consumo de las cisternas. En 1993 se realizó una campaña de distribución de dispositivos de eficiencia (se envió información sobre el programa a 6.000 usuarios y 2.800 aceptaron la colocación de aireadores en grifos y reductores de la capacidad de las cisternas), y del seguimiento que se realizó sobre el consumo

se comprobó que los usuarios habían reducido un 11% su consumo de agua (Castro, 1995)²⁶.

PROGRAMAS DE AUDITORÍAS SOBRE EL USO DEL AGUA

Los programas de auditorías sobre el uso del agua en domicilios, comercios e industrias, realizados a cargo de los entes gestores del agua (Organismos de cuenca y empresas de abastecimiento) sin coste alguno para los usuarios, constituyen otro instrumento para fomentar el uso racional y el ahorro del agua. Los auditores identifican oportunidades de ahorro de agua y asesoran sobre los medios para conseguirlo. Los resultados en términos de reducción del consumo suelen ser importantes (ver Whitcomb, 1991).

La agencia medioambiental de Canadá (Environment Canada) llevó a cabo en 1995 un programa de auditoría sobre el uso del agua en distintos organismos públicos federales (aeropuertos, centros de investigación, ayuntamientos, ministerios, universidades, hospitales, etc.). El objetivo del programa era doble: a) reducir el consumo de agua y b) servir de ejemplo para otros organismos públicos y privados. A partir de las auditorías sobre consumo de agua realizadas, se definió un plan de acción en cada uno de los organismos examinados. De acuerdo con las estimaciones realizadas, con inversiones de escasa importancia y modificaciones en los hábitos de consumo, se conseguiría una reducción media de más del 50% del consumo de agua en los distintos organismos y el periodo medio de amortización de las inversiones realizadas sería inferior a dos años. Esta reducción del consumo tendría también beneficios considerables para los entes públicos que prestan los servicios del agua²⁷.

PROGRAMAS DE INCENTIVOS ECONÓMICOS PARA EL AHORRO DE AGUA

Las empresas de abastecimiento o los entes locales pueden ofrecer incentivos económicos a los usuarios por reducir su consumo de agua. Los incentivos pueden ser tarifarios - descuentos o bonificaciones en las tarifas - o de otro tipo; destaca, por ejemplo, el programa de "*cash for grass*" en California, Estados Unidos, en el que la empresa de abastecimiento ofrece unas cantidades económicas por la eliminación de superficies de praderas o zonas ajardinadas, o por su sustitución por jardinería de alta eficiencia hídrica (RMI, 1994).

²⁶ El autor mantiene que al interpretar estos datos hay que tener en cuenta que, lógicamente, los usuarios que accedieron a la instalación de dispositivos son personas con alta sensibilidad hacia el gasto en agua.

²⁷ En <http://www.ec.gc.ca/water/en/info/pubs/manual/cases>.

ACCIONES NORMATIVAS

Las autoridades públicas pueden utilizar sus facultades normativas o legislativas para ahorrar agua:

Pueden hacer preceptivo el uso de aparatos de bajo consumo de agua en nuevas instalaciones (domésticas, industriales o agrícolas), vía ordenanzas municipales, concesiones de obra o de reforma, etc. Sirva de ejemplo el "*Energy Policy Act*"²⁸, legislación promulgada en Estados Unidos en 1992 que obliga a que, a partir de 1994, todas las cisternas instaladas en domicilios sean de bajo consumo.

Pueden obligar al uso de dispositivos automáticos de corte en dispositivos de uso de agua (por ejemplo, grifos o urinarios de presión) en locales públicos y privados.

Pueden regular el diseño de parques y jardines públicos y privados de forma que se adapten a las condiciones climáticas de cada región así como a los sistemas y condiciones de riego. En la Comunidad de Madrid, por ejemplo, existen unas recomendaciones sobre el tema, elaboradas por un grupo multidisciplinar de expertos, que con el tiempo pueden convertirse en normas (Castro, 1995).

Pueden regular la utilización de aparatos de aire acondicionado, desincentivando el uso de aquellos con importantes necesidades de agua, en concreto los modelos de aire de condensación por agua en circuito abierto.

Pueden condicionar las licencias de construcción, por ejemplo de campos de golf, a la utilización de aguas residuales depuradas como fuente única de abastecimiento para riego (ver ejemplo del Campo de Golf de Mas Nou presentado más adelante).

Pueden condicionar el otorgamiento de caudales a nuevas actuaciones urbanísticas o industriales, a que éstas consigan que el resto de usuarios ahorren un volumen de agua equivalente al que solicitan o, lo que es más frecuente, a que paguen en los derechos de acometida el coste necesario para conseguirlo. Se trata, en definitiva, de asegurar que los nuevos desarrollos no generen un aumento de la demanda global. El Canal de Isabel II ya ha realizado programas de este tipo (Castro, 1995).

PROGRAMAS DE SUSTITUCIÓN

Son aquellos que fomentan la sustitución del uso de agua potable por otro tipo de aguas no utilizadas en la actualidad. Incluyen, fundamentalmente, los programas de reutilización de aguas residuales, los programas de reciclaje de aguas y los programas de desalación de aguas saladas o salobres.

²⁸ USEPA, 1992, 102-486.

REUTILIZACIÓN

La reutilización de aguas residuales como alternativa al uso de agua potable para usos que no requieren una calidad excesiva del recurso constituye una actividad en constante crecimiento y hoy en día es ya un elemento básico en la gestión del agua en zonas como California o Israel. Ofrece evidentes ventajas económicas y medioambientales principalmente porque permite el desarrollo de actividades consumidoras de agua sin necesidad de aumentar la oferta disponible de agua.

Las aguas residuales se utilizan para usos no potables (riego de explotaciones agrícolas, parques, jardines y campos de golf, enfriamiento de industrias, etc.) y desde hace tan sólo unos años para usos potables (recarga de acuíferos y pantanos para su posterior uso en abastecimientos urbanos, domésticos e industriales).

En España la reutilización de aguas tiene todavía escasa importancia. Sin embargo, para muchos expertos, las condiciones de nuestro país son excelentes para el desarrollo de estas alternativas que pueden contribuir a solucionar el problema del agua en el siglo XXI (Mujeriego, 1998).

RECICLAJE

El reciclado de agua, o el uso del agua en la misma aplicación en la que se utilizó inicialmente, constituye un mecanismo atractivo para el ahorro de agua en procesos industriales y comerciales y permite mejorar las garantías de suministro en zonas de escasez de agua expuestas a políticas de restricciones (ver, por ejemplo, MWRA, 1991). El reciclaje de las aguas suele requerir un tratamiento previo, lo que supone un coste, pero permite recuperar sustancias contenidas en las aguas que pueden también reutilizarse.

La Administración puede fomentar la adopción de este tipo de medidas mediante estímulos tarifarios y mediante regulaciones sobre tecnologías a utilizar en los procesos productivos. La combinación de estas medidas ha hecho que países como Estados Unidos y Japón hayan recurrido al uso del reciclaje en las últimas décadas, aumentando la productividad industrial del agua, y manteniendo o incluso reduciendo el consumo total de agua en el sector industrial (NLA, diversos años, para Japón y Wade *et al.* 1991 para Estados Unidos).

DESALACIÓN

La desalación de agua de mar constituye una actividad en expansión; de acuerdo con Postel (1993) existen 7.500 estaciones de desalación de aguas saladas en el mundo que convierten anualmente 4.800 millones de m³ de agua de mar en agua dulce. En España la

actividad de desalación se concentra fundamentalmente en el archipiélago canario y en la costa mediterránea (Ojeda, 1997). A pesar del crecimiento experimentado en las últimas décadas, la desalación produce sólo una pequeña parte de la oferta de agua tanto en España como a escala mundial, y no se espera que en un futuro próximo vaya a incrementar su participación en la oferta total de agua disponible. Y ello es así porque los distintos procesos de desalación - ya sea la destilación (calentamiento y condensación del agua) o la ósmosis inversa (filtrado a través de una membrana)- son grandes consumidores de energía. En épocas pasadas en las que el coste de la energía era reducido y existían expectativas de desarrollo de fuentes de energía barata- fusión nuclear - se consideraba que la desalación iba a permitir solucionar el problema del agua. Sin embargo con los costes energéticos actuales, la desalación es una solución extremadamente costosa, sólo recomendable para la solución de problemas puntuales como el abastecimiento en la época estival de ciudades costeras.

RESULTADOS DE PLANES DE AHORRO Y CONSERVACIÓN DEL AGUA

En las dos últimas décadas se han llevado a cabo numerosos planes de ahorro y conservación del agua tanto en Estados Unidos, en donde más de 40 Estados tienen un plan de este tipo, como en otros países desarrollados o en vías de desarrollo. En el cuadro 5, que se presenta más adelante, se exponen los resultados de algunos de los estudios realizados sobre los impactos en términos de ahorro de agua de estos planes. La información se ha obtenido de Postel (1993), USEPA (1992), Estevan (1995) y Castro (1995).

DIFICULTADES EN LA APLICACIÓN DE LAS POLÍTICAS

Se ha visto que los entes gestores del agua tienen evidentes incentivos económicos a largo plazo para la aplicación de estas políticas. De hecho, más que incentivos, se enfrentan con la necesidad imperiosa de aplicarlas como vía, casi única, para garantizar a medio y largo plazo la prestación de los servicios del agua y la sostenibilidad de la gestión del recurso. A corto plazo, sin embargo, existen una serie de dificultades que es necesario superar.

La principal dificultad reside en la falta de medios humanos y técnicos para llevarlas a cabo. El personal actual de la Administración responsable de la gestión del agua, formado básicamente por ingenieros, es válido para las políticas tradicionales basadas en el aumento de la oferta de agua, pero no es el adecuado para la aplicación de estos nuevos planteamientos en los que la gestión de los recursos existentes y su dimensión ambiental adquieren un gran protagonismo.

La adopción de estos nuevos planteamientos requiere la utilización de un capital humano interdisciplinar - dado el carácter interdisciplinar que pasa a tomar la gestión del agua - que incluya profesionales de los campos de la economía, el medio ambiente, la ecología, la antropología, la sociología, la demografía, y de otros campos relacionados, directa o indirectamente, con el agua.

Lo mismo ocurre con la información disponible, adecuada para las políticas tradicionales, pero insuficiente para la aplicación de estos nuevos planteamientos. Se requiere información de calidad sobre la oferta de agua - tanto en cantidad como en calidad -, el uso del agua y, fundamentalmente, la demanda de agua, necesaria para la toma de decisiones. La adecuación del capital humano y técnico de la Administración a las nuevas necesidades requiere, evidentemente, un esfuerzo público considerable en términos económicos. Sin embargo constituye un requisito indispensable para la aplicación de estos nuevos planteamientos.

Por otro lado, la aplicación de los planes de conservación y ahorro de agua al entorno urbano se ve dificultada dado que, a corto plazo, estas políticas son impopulares. Suponen, en mayor o menor medida, un sacrificio para los usuarios (en términos de comodidad o hábitos de consumo) y ello sin contrapartida inmediata, dado que en general la aplicación de estas políticas va acompañada por subidas tarifarias. Esto es así porque si los programas acometidos tienen éxito, reducen el consumo y en consecuencia los ingresos de la empresa de abastecimiento, y dado que la reducción de gastos por la disminución del consumo es muy pequeña (pues los costes variables son una fracción muy pequeña de los costes totales), los planes generan un desequilibrio presupuestario para la empresa, que es resuelto generalmente mediante un aumento de las tarifas. Con objeto de evitar este rechazo social las empresas o poderes públicos deben explicar a los usuarios las ventajas económicas que a medio y largo plazo tienen estas políticas - en términos de reducciones tarifarias y mejora de la garantía de la prestación del servicio - e informarles sobre las medidas que pueden adoptar con objeto de controlar su gasto en agua.

OPCIONES PARA LOS USUARIOS DEL AGUA

Los usuarios del agua, ya sean domésticos, industriales o comerciales, pueden estar interesados en reducir su consumo de agua como vía para reducir su gasto en agua (y también en energía) o como medio para contribuir a mejorar las garantías futuras de los servicios y la sostenibilidad en la gestión del recurso. En el presente apartado se analizan las opciones que los distintos tipos de usuarios tienen para reducir su consumo de agua.

Cuadro 5

Impactos sobre el consumo de agua de políticas de gestión de la demanda

Localidad o región/Fuente	Principales medidas aplicadas	Ahorro de agua
Tampa, Florida, USEPA (1992)	<ul style="list-style-type: none"> • Estructuras tarifarias eficientes • Renovación de fontanería • Información sobre xeriscape • Programas de educación 	Reducción de un 7% en el consumo de agua
Los Angeles, California, RMI, (1991)	<ul style="list-style-type: none"> • Sistema tarifario estacional • Programas de sustitución de duchas y cisternas • Programas de sensibilización y educación 	Reducción del 15% en el consumo de agua en 1995 y 20% (estimación) en el 2000
San José California, JMM, (1991)	<ul style="list-style-type: none"> • Programas de renovación de cisternas y duchas, con asistencia técnica • Auditorías en domicilios y empresas 	Reducción del 10% en el volumen de aguas residuales (en diez años)
Lompoc, California, NEOS, (1990)	<ul style="list-style-type: none"> • Renovación de cisternas y duchas • Programas de uso de aguas grises para riego • Regulación en el uso del agua 	Reducción del 14,4 % en el consumo de agua
Tribu Stillaguamish en Arlington, Washinton, Eddy, (1993)	<ul style="list-style-type: none"> • Renovación de cisternas, instalación de grifos y duchas de bajo consumo • Instalación de contadores • Programas educativos 	Reducción del 35% en el consumo medio de agua
Goleta, California, RMI, (1994)	<ul style="list-style-type: none"> • Universalización de contadores • Modificación de estructuras tarifarias • Distribución gratuita de aireadores y cabezales de ducha de bajo consumo • Auditorías hidráulicas a empresas y comercios 	Reducción del 33% en el consumo de agua
Jerusalén, Israel, Postel (1993)	<ul style="list-style-type: none"> • Instalación de dispositivos de ahorro de agua • Reparación de fugas • Programas de riego eficientes en parques y jardines 	Ahorro del 14% del consumo de agua
Singapur, OMS, (1990)	<ul style="list-style-type: none"> • Reparación de fugas • Sistemas tarifarios eficientes • Programas educativos 	Disminución del consumo de agua en un 10%
Waterloo, Canadá, Postel, (1993)	<ul style="list-style-type: none"> • Modificación sistema tarifario • Distribución de dispositivos de ahorro de agua • Programas educativos 	Reducción anual de un 10% del consumo de agua <i>per cápita</i>
Bogor, Indonesia, Bhatia y Falkenmark, (1992)	<ul style="list-style-type: none"> • Políticas tarifarias eficientes (en niveles y estructuras) 	Reducción del 30% en consumo por habitante

USUARIOS DOMÉSTICOS

Grosso modo, los usuarios domésticos pueden ahorrar agua de dos formas: a) utilizando dispositivos de alta eficiencia hidráulica y b) modificando sus hábitos de consumo.

DISPOSITIVOS DE EFICIENCIA HÍDRICA

I. DE FONTANERÍA

Los usuarios pueden instalar dispositivos de bajo consumo o sustituir los equipos existentes por otros con menos necesidades de agua. Este tipo de medidas tiene un coste reducido de instalación, una larga vida útil, y el periodo de amortización es corto. En muchos casos (duchas, lavabos, lavadoras, etc.), a la disminución del consumo de agua, y por tanto del gasto en agua, se suma la disminución del consumo de energía que conlleva la reducción del uso de agua caliente.

Cisternas de bajo consumo

Cerca del 30% del consumo doméstico de agua dentro de los hogares se debe al consumo de las cisternas de urinarios. Las cisternas habituales consumen como media 10 litros de agua cada vez que se utilizan (Castro, 1995) mientras que las nuevas cisternas de bajo flujo ofrecen el mismo servicio, consumiendo un 40% menos de agua. Tienen la ventaja adicional que generan menor volumen de residuos (Pearson, 1993).

No sólo está totalmente justificado el uso de estas nuevas cisternas en edificios nuevos y remodelados (dado que su coste total - coste del dispositivo más coste de instalación- es similar al coste total de los dispositivos tradicionales, y su ahorro en agua es evidente) sino que también puede ser rentable sustituir las cisternas existentes por los nuevos modelos de bajo consumo. La rentabilidad de estas medidas viene dada por el precio del agua. La USEPA (1995) ha calculado que la sustitución de viejas por nuevas cisternas puede reducir el consumo de agua en un 34% en una vivienda típica de tres personas. Asumiendo un coste de sustitución de 32.000 pts., calcula que, a las tarifas vigentes, permitiría el ahorro de 5.600 pts al año lo que supone que la inversión podría amortizarse en poco más de cinco años.

Reducción manual del consumo de cisternas

Un sistema de mucho menor coste es la introducción en la cisterna del sanitario de algún objeto para reducir el volumen de descarga. Se ha utilizado a menudo en nuestro país en épocas de sequía (Castro, 1995) pero puede dañar el sistema de funcionamiento de la cisterna reduciendo la calidad del servicio; por ello sólo es recomendable utilizarlo temporalmente, no como solución definitiva.

Cabezales de ducha y aireadores de grifos

Los cabezales de ducha de bajo consumo y los aireadores de grifos reducen el flujo de agua manteniendo la calidad y condiciones del servicio. De acuerdo con Jespen (1991), la sustitución de dispositivos de ducha tradicionales (que consumen cerca de 12 litros por minuto) por los dispositivos de eficiencia hídrica comentados permite reducir un 60% el flujo de agua, lo que, en el caso de consumos no volumétricos, permite reducir el consumo de agua en la misma proporción. Whitcomb (1990) ha calculado que la utilización de estos dispositivos permite reducir un 6,4% el consumo *per cápita* de usuarios domésticos en Estados Unidos.

Reducción de la presión

Los usuarios pueden ahorrar agua reduciendo la presión de su red a través de la instalación de dispositivos a tal efecto; la reducción de la presión reduce el consumo en usos no volumétricos así como las pérdidas por fugas en la red. Además puede contribuir a reducir el ruido de electrodomésticos que utilizan agua y a evitar averías en los sistemas de fontanería.

Un estudio realizado en la ciudad de Denver muestra que los usuarios que recibían el agua con menor presión (por encontrarse en zonas más elevadas) consumían, en media, un 6% menos de agua que los usuarios que recibían el agua con mayor presión (USEPA, 1995).

Utilización de aguas grises

Los usuarios domésticos pueden reducir su consumo de agua utilizando las aguas grises generadas (provenientes de duchas, lavabos, lavadoras y lavaplatos) para el riego de jardines, limpieza de aceras y otros usos que no requieran una calidad elevada del agua. Esto requiere, por lo general, la instalación de un sistema alternativo de tubería cuyo coste puede ser elevado (USEPA, 1992).

II. USOS EXTERNOS

Los usos externos del agua, principalmente para riego de jardines y praderas, llenado de piscinas, limpieza de coches y aceras, representan una parte considerable del uso doméstico del agua, en especial en el periodo estival y en zonas de clima seco.

Jardines y zonas verdes

El consumo de agua en jardines se puede reducir utilizando sistemas eficientes de riego (ver Grisham y Fleming, 1989). Sin embargo, la forma más eficiente de ahorro es un buen diseño inicial del jardín. A esto se dedica la especialidad del *xeriscape* presentada anteriormente, cuyos principales principios son: diseño y planificación previa del jardín; mejora del suelo; reducción del césped (gran consumidor de agua); acolchado del suelo con materiales orgánicos; utilización de técnicas eficientes de riego; selección de plantas con reducidas necesidades hídricas; y mantenimiento adecuado en función de la disponibilidad de agua (Welsh *et al.* 1993).

Se calcula que el diseño y mantenimiento de jardines siguiendo estos principios puede reducir el consumo de agua (60% según Grapek, 1996), el consumo de energía (menor necesidad de extracción de agua), y los costes de mantenimiento (USEPA, 1993). Un estudio realizado en California puso en evidencia que la aplicación de los principios del *xeriscape* a jardines convencionales hizo descender el consumo de agua en un 54%, el de fertilizantes un 61% y el de herbicidas un 22% (Nelson, 1990).

MODIFICACIÓN DE HÁBITOS DE CONSUMO

Los usuarios pueden modificar sus hábitos de consumo para conseguir un uso más eficiente del agua y en consecuencia un ahorro del recurso.

En la cocina, se pueden ahorrar cerca de 100 litros diarios poniendo el lavaplatos y la lavadora sólo cuando estén llenos, lavando los platos en la pila llena sin dejar el grifo abierto, etc. (Florida Commission, 1990).

En el baño, cerrando el grifo mientras nos jabonamos o cepillamos los dientes; no utilizando el urinario como papelera, etc. Un grifo que gotea consume cerca de 170 litros de agua al mes (OCU, 1997).

En el jardín, regando en los periodos de menor evapotranspiración, es decir, cuando el sol caliente menos, cultivando plantas con necesidades hídricas acordes a la disponibilidad de agua, barriendo en vez de encharcando las aceras para limpiarlas, etc.

USUARIOS INDUSTRIALES Y COMERCIALES

Los usuarios industriales y comerciales tienen usos del agua similares a los de los usuarios domésticos (lavabos, baños, cocinas...) y otros usos específicos de cada sector (agua para refrigeración, para limpieza, para riego, como input productivo...).

En este sentido, gran parte de las opciones presentadas en el caso de los usuarios domésticos son de aplicación en el caso de los usuarios industriales y en especial en el de los comerciales. En cuanto a los usos puramente industriales y comerciales las siguientes opciones pueden ser de interés:

REUTILIZACIÓN DE AGUAS

La reutilización de agua consiste en la sustitución del uso de agua potable por aguas residuales depuradas o por otro tipo de aguas, en usos que no requieren una calidad elevada del recurso. Aunque el tema de la reutilización de aguas se analiza con más detalle en el punto siguiente, en relación a los usos comerciales e industriales conviene destacar que las aguas reutilizables provienen fundamentalmente de las aguas residuales urbanas depuradas y que los usos más comunes incluyen el riego de zonas ajardinadas y campos de golf, la refrigeración de procesos productivos industriales, y la limpieza de calles, industrias y comercios. En general, la reutilización comercial e industrial de aguas requiere la existencia de una red secundaria de distribución cuyo coste es el principal componente del coste total del proceso de reutilización de aguas. Ejemplos de estas redes lo constituyen la ciudad de Palo Alto, California (Estevan, 1996) o la ciudad y complejo industrial de Prato en Italia (Nurizzo et al., 1998). Los requerimientos de calidad de las aguas a reutilizar vienen dados por los procesos productivos en los que van a utilizarse. En muchos casos los requerimientos para el uso de agua en procesos productivos son menores que los que se requieren para poder verter las aguas al dominio público hidráulico. En este sentido, la reutilización, además del ahorro de agua que supone, permite ahorrar recursos al simplificar los requerimientos de depuración (Bontoux, 95).

EL RECICLADO DE AGUA

El reciclado de agua, o el uso del agua en la misma aplicación en la que se utilizó inicialmente, constituye un mecanismo atractivo para el ahorro de agua en procesos industriales y comerciales. El agua utilizada puede requerir o no tratamiento antes de ser reciclada. El reciclaje es especialmente indicado en los procesos en los que el agua actúa como elemento de refrigeración. De acuerdo con Brown y Caldwell (1990) existen tres

métodos de reciclaje de agua en procesos de refrigeración que permiten un ahorro de agua: enfriamiento por evaporación, ozonización, e intercambio de temperatura del aire. Strauss (1991) muestra cómo la aplicación de una de estas tecnologías para la refrigeración del proceso productivo en una estación de generación de electricidad en Wyoming, permitió una reducción superior al 500% del consumo de agua de la empresa, con el ahorro de gasto en agua que ello supuso. Otro estudio muestra cómo la aplicación de un sencillo proceso de reciclaje de aguas para refrigeración en Epton Industries, empresa canadiense de plásticos, redujo el consumo de agua en un 40% y el periodo de amortización de la inversión fue de 16 meses (Postel, 1993).

LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS RESIDUALES

La reutilización de aguas residuales en sustitución de aguas de mayor calidad en usos que no requieren una calidad elevada del recurso ha experimentado un importante desarrollo en los últimos años. Cada vez son más los proyectos, no sólo en Estados Unidos y en Israel, países con una sólida tradición en este campo, sino en el resto de las economías desarrolladas, incluida España, que utilizan las aguas residuales generadas en núcleos urbanos para usos agrarios, industriales, de jardinería y, los más recientes, para usos ambientales e, indirectamente, para abastecimientos (mediante la recarga de acuíferos y embalses). En el contexto actual de escasez del recurso, la reutilización ofrece evidentes ventajas económicas y ambientales (permite evitar la construcción de nuevas infraestructuras de regulación y saneamiento y, en el caso del agua para riego, permite un ahorro considerable de fertilizantes dado que el agua depurada es rica en sustancias nutrientes) y, para muchos, está llamada a jugar un papel clave en la solución de los problemas del agua en el nuevo siglo.

LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS EN ESPAÑA

La reutilización de aguas residuales en España es un fenómeno reciente pero en constante crecimiento. Tras los primeros proyectos de finales de la década de los ochenta - fundamentalmente demostrativos y experimentales - en la década de los noventa han tenido un importante desarrollo, sin duda favorecidos por la implantación de estaciones depuradoras y por la época de sequía vivida.

A pesar de este impulso, la reutilización de agua es todavía una actividad de importancia residual en nuestro país sobre todo si la comparamos con la de otros países o regiones con problemas del agua parecidos a los nuestros. Así, mientras en España únicamente se reutiliza un 7,6% de las aguas residuales, en Israel y California este porcentaje es del 70% y 40% respectivamente (Guzmán, 1997 y Schwartz, J., 1990).

Sin embargo, España constituye, según ciertos autores, un lugar donde la reutilización podría y debería tener más protagonismo (Mujeriego, 1998). El atractivo de la reutilización de las aguas residuales en un lugar dado depende, en grandes líneas, del grado de escasez del recurso, de la importancia de la demanda de agua (disponibilidad a pagar), y del coste de las fuentes alternativas.

Vergés (1998) ha calculado que existe un potencial para la reutilización del 50% de las aguas residuales de nuestro país. Dado que el consumo urbano del agua representa el 14% del total del consumo de agua en el país, la reutilización podría tener un papel importante en la gestión del agua en el futuro.

EJEMPLOS DE REUTILIZACIÓN DE AGUAS

A continuación se presentan dos casos recientes de reutilización de aguas para distintos usos, que permiten analizar las ventajas de estos procesos e identificar las barreras que existen para su desarrollo futuro.

LA REUTILIZACIÓN DE AGUAS DEPURADAS PARA EL RIEGO DEL CAMPO DE GOLF MAS NOU (GERONA) (Mujeriego *et al.*, 1996, Mujeriego, 1998, Sala y Millet, 1995)

El proyecto se inició en 1989 cuando el Ayuntamiento de Castell-Platja d'Aro condicionó la autorización de construcción de un campo de golf a la utilización de aguas regeneradas como única fuente de suministro de agua de riego, al considerar que el riego con agua proveniente de otras fuentes - acuíferos subterráneos y abastecimiento municipal - era insostenible desde el punto de vista medioambiental y económico.

El promotor del campo de golf obtuvo una concesión administrativa para la utilización de las aguas depuradas de la estación depuradora de la localidad, dependiente del Consorcio de la Costa Brava, y el proyecto salió adelante. Hubo de construirse, para la puesta en funcionamiento del mismo: a) una planta de desinfección del afluente de la depuradora, b) un depósito de almacenaje del agua desinfectada (se acondicionó uno de los lagos ornamentales del campo de golf para tal fin) y c) un sistema de bombeo y conducción del agua para el riego del campo.

El marco económico del proyecto está basado en las siguientes condiciones: a) las infraestructuras de bombeo y conducción de aguas son propiedad del usuario del agua regenerada, b) la planta de desinfección es propiedad del Consorcio de la Costa Brava, que lo mantiene y explota, y c) el servicio de asistencia técnica lo realiza el Consorcio de la Costa Brava.

Las condiciones generales de prestación de estos servicios están reguladas en un Convenio entre las dos partes en el que se estipulan, entre otros elementos, las condiciones del suministro (calidad y cantidad), y el sistema tarifario vigente (sistema binómico, mínimos consumos y consumos progresivos).

El proyecto lleva ocho años en funcionamiento y de su experiencia pueden desprenderse las siguientes conclusiones:

- El efecto global del proyecto ha sido positivo: ha permitido la realización de una actividad empresarial fundamental para el desarrollo de la zona, sin aumentar el consumo del agua disponible.
- Para el usuario, el uso de aguas regeneradas ha sido un elemento clave en el éxito de la empresa dado que ha asegurado la disponibilidad de agua en el periodo estival y ha supuesto un importante ahorro en fertilizantes sintéticos que de otro modo habría sido necesario utilizar.
- Las principales dificultades del proyecto han sido: a) el tema de la calidad del agua: no existe un marco que regule estas cuestiones ni un conocimiento técnico suficiente por parte de la Administración, lo que ha provocado que se adoptasen las normas vigentes en California (USEPA, 1992 y WPCF, 1989); y b) la dificultad para la definición de las necesarias condiciones del agua para el riego del campo de golf.
- El éxito del proyecto ha sido posible gracias al apoyo público recibido, económico y técnico. Ha tenido un efecto demostrativo positivo y su carácter experimental ha permitido sacar numerosas lecciones de utilidad para otras iniciativas similares.

EL PLAN DE REUTILIZACIÓN INTEGRAL DE VITORIA (López *et al.* 1998)

La ciudad de Vitoria se ha enfrentado en los últimos años a una problemática del agua caracterizada por: a) problemas de garantía en los abastecimientos (se abastece del embalse de Zadorra del que se nutre también la ciudad de Bilbao, y su consumo anual supera el volumen de la concesión administrativa, por lo que en épocas de sequía se produce un déficit que puede llegar a traducirse en restricciones en el abastecimiento urbano); b) riesgos de inundaciones de zonas industriales cercanas a la ciudad (Bilbao mantiene el embalse lleno para garantizar su suministro y esto provoca que la presa no pueda cumplir su función de laminación de avenidas); c) demandas de agua para regadío en zonas cercanas al municipio difíciles de satisfacer; y d) creciente valoración de la calidad del río Zadorra que se abastece igualmente del embalse y que asegura el caudal ecológico.

Con objeto de hacer frente a estos problemas, la ciudad, en colaboración con el Gobierno Vasco y la Diputación Foral de Álava, definió en 1994 un Plan Integral de reutilización de las aguas residuales de la estación depuradora de aguas residuales (EDAR) de la ciudad que, en grandes líneas, responde al siguiente esquema.

El agua depurada proveniente de la EDAR se conduce a una estación de tratamiento terciario y de allí se transporta a través de una arteria de 8 km. de longitud a una balsa de almacenaje. En verano el agua almacenada se utiliza para el riego de la Comunidad de Regantes de Arrato (creada en 1993 con una concesión administrativa de 400 l/s).

En el resto del año el agua se vierte al río, a pie de presa, evitando que el embalse deba soltar agua para el mantenimiento del caudal ecológico, o se vierte aguas arriba del embalse y puede utilizarse indistintamente para el abastecimiento de la ciudad de Vitoria (se vierte aguas arriba y no directamente en el embalse con objeto de que las aguas tengan tiempo de naturalizarse) o para su turbinación y generación de energía eléctrica (la turbinación se hace por una segunda salida de la presa que permite el abastecimiento a Bilbao).

Los beneficios estimados del proyecto son los siguientes:

- Medioambientales: el proyecto ha evitado la necesidad de construir nuevos embalses e infraestructuras de laminación de avenidas que hubieran tenido un importante impacto ambiental. Ha permitido, además, mejorar la calidad ambiental del río Zadorra.
- Aumento de los recursos para abastecimiento o turbinación: el proyecto ha supuesto la "creación" de nuevos recursos hídricos de gran calidad. Su utilización a pie de presa en el río Zadorra supone que el embalse queda liberado de la servidumbre del río (caudal ecológico), y el agua no consumida para este fin puede utilizarse para abastecimiento, o para su turbinación y generación de energía eléctrica.
- Reducción del riesgo de avenidas: la turbinación del agua supone un vaciado del embalse que mejora su capacidad de laminación de avenidas y disminuye el riesgo de inundaciones aguas abajo.
- Desarrollo de regadíos: el proyecto ha permitido la transformación de 5.000 has de terreno fértil en regadío.

En resumen, el proyecto ha permitido, con un coste relativamente bajo - Soriano (1997) ha calculado que el coste unitario del agua regenerada en este caso es de 10-12 pts/m³ -, solucionar una serie de problemas relacionados con el agua, generando, según sus promotores, unos beneficios anuales cercanos a los 200 millones de pesetas.

4. USO DEL MERCADO PARA LA ASIGNACIÓN DEL AGUA

Tradicionalmente se ha considerado que el mercado no era un instrumento apropiado para la asignación de los recursos naturales y en concreto para la asignación del agua. Sin embargo, en la última década se han desarrollado en distintos puntos del planeta (California, Arizona³⁰, Chile, México, Australia) marcos institucionales que, en mayor o menor medida, recurren al uso del mercado para la asignación del agua³¹. A la luz de

³⁰ La Ley del Agua Subterránea de Arizona, de 1980, autorizó la creación de "granjas de agua" que permiten a los agricultores vender sus derechos de agua a las ciudades. Información detallada en Aguilera (1997).

³¹ Existen también casos de mercados locales históricos sin marco institucional explícito (basados en tradiciones seculares) como el de distintas regiones de Egipto (ver Bowen y Young, 1986).

estas experiencias son cada vez más las propuestas que, en nuestro país, abogan por el establecimiento de mercados de agua como solución a los problemas de asignación de los recursos hídricos (Maestu, 1997, Garrido, 1997).

Aunque el término “mercado de aguas” puede hacer referencia a marcos legales muy diversos, con distinta intervención de la Administración Pública, no cabe duda, sin embargo, que la utilización de este mecanismo en el contexto de la gestión del agua en España supone, en mayor o menor medida, un cambio del marco institucional sobre el que se desarrolla la política hidráulica en nuestro país³².

Como todo cambio de marco institucional, la utilización del mercado para la asignación del agua tiene una serie de consecuencias sobre el uso y la asignación de los recursos hídricos, y un impacto económico sobre los distintos agentes económicos vinculados al recurso³³.

El objeto de la presente sección es clarificar, en la medida de lo posible y en función de la experiencia desarrollada y documentada, las posibilidades e implicaciones de la utilización del mecanismo de mercado como herramienta de gestión de los recursos hídricos.

En el presente apartado me limito al análisis de las posibles transacciones entre usuarios de una misma cuenca y dejo de lado, por tanto, los trasvases o transacciones permanentes entre cuencas que requieren, por lo general, importantes infraestructuras hidráulicas, tienen efectos económicos, sociales y medioambientales considerables, una problemática mucho más compleja, suelen estudiarse de forma individual y su aprobación requiere, en la mayoría de los regímenes institucionales, una norma con rango de ley³⁴.

El apartado está estructurado en dos secciones: en la primera se analiza el significado del término “mercado de agua”, se presentan las ventajas e inconvenientes que, en teoría, supone la utilización del mercado como mecanismo de asignación de los recursos

³² Carles (1997) lo califica como un cambio sustantivo dado que modifica de forma clara el derecho tradicional español en materia de asignación de aguas públicas.

³³ Impactos positivos y negativos que generan ganadores y perdedores sobre la situación de partida.

³⁴ Existe una amplia literatura acerca de los trasvases. MacDowell y Howe (1986) definen tres condiciones para la viabilidad y rentabilidad social de los trasvases: a) ha de ser la opción con menor coste para suministrar la misma cantidad de agua a los usuarios, b) los beneficios para los usuarios del trasvase han de superar las pérdidas en la zona de origen más los costes de funcionamiento y construcción relacionados con el trasvase y c) debe de ser una mejora paretiana. Por otro lado, en otro interesante artículo, Cox y Shabman (1985) definen los elementos necesarios para llevar a cabo una negociación regulada con la intención de solucionar los conflictos generados por los trasvases de agua. El gran problema de los trasvases lo constituye, sin duda, el tema de los costes. En primer lugar, como se pone de manifiesto en National Research Council (1992) los factores a considerar para evaluar los trasvases de agua son muy numerosos (menciona más de 30). En segundo lugar, la valoración de todos estos factores es extremadamente complicada y no cabe duda que subjetiva, y depende, como mantiene Nunn e Ingram (1988), de las prioridades en materia de valores y de qué valores estén probablemente en juego en casos particulares. Para analizar con más detalle la problemática de los trasvases y en particular el tema de los costes y beneficios asociados ver Aguilera (1992), en donde se incluyen artículos de diversos autores, Colby, Young, Brown *et al.*, 1992, Howe, 1996.

naturales y en concreto del agua y se analiza, por último, en qué medida el mercado está presente en el marco institucional sobre el que se desarrolla la gestión del agua en nuestro país. En la segunda se definen tres escenarios alternativos de gestión del agua, diferenciados entre sí por el distinto grado en que el mecanismo de mercado es utilizado como herramienta para la asignación del recurso.

EL MERCADO DEL AGUA

Hablar de un “mercado de aguas” es, como mantiene Bauer (1996), complicado y puede llevar a engaño; el término hace referencia a mecanismos institucionales muy diversos, con diferencias considerables en el grado de intervención y control de la Administración Pública.

Grosso modo, un “mercado de aguas” puede definirse como todo marco institucional que permite, en mayor o menor medida, la comercialización del agua o del derecho de uso del recurso, o sea, el intercambio voluntario del agua o de su derecho de uso entre agentes públicos o privados³⁵. Este marco puede implicar una escasa o nula intervención y control de la Administración, como en el caso del mercado de aguas de Chile en el que el agua es de propiedad privada y no existe restricción alguna a su compraventa o, por el contrario, puede implicar una intervención y control considerable, como en el mercado de aguas en California, Estados Unidos, en el que sólo se puede transferir, temporalmente, el derecho de uso del agua y toda transacción debe ser autorizada por el organismo público regulador que asegura que la misma no genere daños a terceros sin compensar.

En todo caso, parece evidente que, cuando se aboga por la definición y utilización de los “mercados del agua” lo que se solicita es, en definitiva, una mayor utilización del mecanismo del mercado como instrumento para la asignación de los recursos hídricos.

Las ventajas e inconvenientes que, en teoría, supone la utilización del mecanismo de mercado para la asignación de los recursos naturales se muestran en el segundo capítulo.

En relación con los recursos hídricos pueden sintetizarse como sigue: la principal ventaja que, en teoría, supone el uso del mercado en la gestión del agua es que permite mejorar la eficiencia en su asignación; al permitir las transacciones voluntarias entre los usuarios del agua, el recurso tiende a utilizarse allí donde el valor de su uso es mayor, de forma que, a largo plazo, el valor marginal del agua en los distintos usos se iguala.

En un sistema regulado como el español, donde todo uso del agua requiere una concesión administrativa, la distribución de los derechos de uso sobre el recurso en un

³⁵ Recordemos que un marco institucional puede definirse como el conjunto de acuerdos y reglas colectivas que establecen los estándares aceptables de comportamiento individual y de grupo y que, como tales, son definidas y establecidas por la sociedad.

momento dado es, por lo general, el resultado de un proceso histórico que refleja las necesidades de agua y las decisiones políticas del pasado. Con el paso del tiempo y los cambios económicos y sociales asociados, la estructura de la demanda de agua tiende a cambiar, aumentando la importancia de ciertos tipos de usos en detrimento de otros. Esto se traduce en un cambio del valor económico del agua en los distintos usos y, de no producirse una reasignación de los derechos del uso del recurso, estas situaciones generan una asignación ineficiente del uso del agua³⁶. En este sentido, el mecanismo de mercado constituye una herramienta que, al permitir el intercambio voluntario de los derechos de uso del agua, permite que el agua vaya allí donde mayor valor genera, produciéndose, de esta forma, una gestión eficiente de su uso desde el punto de vista económico.

Sin embargo, la ciencia económica reconoce que el uso y la explotación del agua presentan unas particularidades que motivan que su asignación basada, únicamente, en el sistema de mercado genere asignaciones ineficientes que repercuten negativamente sobre el bienestar de la sociedad.

Entre estas particularidades destacan: 1) la dificultad de definir con precisión los derechos de propiedad del agua, aún más cuando se trata de definirlos como “mercancías” en el sentido de que sean privados, exclusivos y transferibles (ver Tisdell y Harrison, 1994); 2) el carácter de bien público que, en ciertas ocasiones, tiene el agua (Spulberg y Sabbaghi, 1994); 3) la estructura de monopolio natural que, en la mayoría de los casos, presenta la industria de los servicios del agua; 4) los problemas de incertidumbre y falta de información motivados por el carácter estocástico de la oferta de agua; y 5) la existencia de externalidades o daños a terceros (ya sea a agentes privados o públicos o en general al medio ambiente) derivados del libre cambio de derechos privados sobre el agua.

Por otro lado, muchos planteamientos sobre las ventajas y desventajas del uso del mercado en la asignación del agua (ver, por ejemplo, Gardner, 1985) tienden a olvidar que el agua, sobre todo cuando el recurso es especialmente escaso, tiene un valor comunitario y cultural en la sociedad (Brown e Ingram, 1992 y Carter *et al.* 1994), lo que supone que cambios del volumen disponible de agua motivados por transacciones de mercado puedan tener, además de impactos económicos, impactos sociales de importancia con consecuencias muy negativas sobre el bienestar y el futuro de las comunidades afectadas.

³⁶ Así, cuando existen diferencias importantes en el valor del agua en los distintos usos, acometer costosos proyectos de captación, regulación y transporte de agua para nutrir, por ejemplo, abastecimientos urbanos en áreas con importantes superficies de regadío (Sevilla o Córdoba, por ejemplo) puede ser un notable despropósito económico, ya que es muy probable que ciertos regantes estén dispuestos a vender, temporalmente o de forma definitiva, el agua sobre la que tienen derechos a precios muy inferiores a los que resultarían de facturar nuevos proyectos, y además porque desanimaría y no contribuiría a mejorar la eficiencia del uso del agua, al mantenerse al margen de la situación de presión que plantea el valor del agua en los distintos usos.

Finalmente, no debe olvidarse que un sistema de asignación, además de eficiente, debe ser seguro, en el sentido de que los derechos de uso del agua se establezcan por un periodo lo suficientemente extenso para que los agentes económicos y sociales puedan realizar y rentabilizar las inversiones necesarias para el uso requerido del agua (Howe *et al.* 1992).

EL MERCADO DEL AGUA EN ESPAÑA

El mecanismo de mercado, como herramienta de asignación del agua, tiene un papel residual en el vigente régimen jurídico del agua en nuestro país.

El agua superficial y una parte del volumen de aguas subterráneas constituyen un bien de dominio público y los derechos privados sobre el mismo se limitan al derecho de uso, que se obtiene por concesión administrativa, por un plazo de entre 50 y 75 años³⁸. El vigente régimen jurídico permite, en teoría, las transacciones privadas de derechos de uso de aguas de dominio público (no las transmisiones de su propiedad); en la práctica, sin embargo, las posibilidades reales de realizar este tipo de operaciones (o cambios en las modificaciones de las concesiones) son muy escasas³⁹; tan sólo son posibles, de hecho, aquellas que únicamente suponen un cambio en la titularidad de la concesión (sin cambio en el destino de aplicación y uso de las aguas) y aquellas que la Administración considera beneficiosas para la sociedad en un momento dado (por ejemplo, la cesión temporal de derechos de uso de la agricultura a abastecimientos urbanos en casos de sequías prolongadas)⁴⁰. En los casos en los que los concesionarios de agua pretendan realizar transacciones con fines lucrativos y donde el interés general no sea tan evidente, la Administración dispone de una batería de instrumentos jurídicos que dificulta enormemente este tipo de operaciones.

³⁸ En este sentido puede afirmarse que constituye un plazo a todas luces suficiente para la amortización de inversiones que deseen realizarse. La Ley de Aguas prevé incluso la posibilidad de prórroga en las concesiones en los casos en los que se considere necesario para la amortización de las obras, o el otorgamiento de nuevas concesiones para el mismo fin.

³⁹ De acuerdo con Sumpsi (1997), la Ley de Aguas permite la modificación de las condiciones de las concesiones en casos concretos: modificación temporal de las concesiones en favor de otro agente que paga los gastos y pérdidas ocasionadas, siempre bajo autorización y tutela de la Administración; modificación de la fuente de abastecimiento de la concesión, bajo autorización de la Administración; modificación de las características de la concesión solicitadas por el concesionario, bajo autorización de la Administración; revisión de los derechos concesionales por: a) cambios en las circunstancias que originaron la concesión, b) causas de necesidad mayor y c) por ajustes a reglas definidas en los planes hidrológicos de cuenca.

⁴⁰ Como por ejemplo la cesión del uso de 30 hm³ de agua de la Comunidad de Regantes del Viar al Ayuntamiento de Sevilla en 1994 (en plena sequía) a cambio de 235 millones de pts.

En cuanto a las aguas subterráneas de propiedad privada, aunque legalmente es posible transmitir voluntariamente su propiedad o su derecho de uso, en la práctica, las condiciones y consecuencias de este tipo de operaciones las hacen muy poco atractivas. Así, la transmisión de la propiedad de aguas privadas supone, legalmente, una modificación del objeto del uso del agua, modificación que debe ser autorizada por la Administración y conlleva la demanialización de las aguas objeto de la transmisión y el otorgamiento de una nueva concesión; o sea, que las aguas privadas pasan a ser, como consecuencia de la transmisión, aguas de dominio público lo que, evidentemente, no supone un incentivo a la realización de este tipo de operaciones.

El único gran mercado de aguas reconocido en el vigente régimen jurídico español es el de Canarias. En esta Comunidad la práctica totalidad de las aguas son de propiedad privada y existe un marco institucional que favorece la compraventa privada de aguas con escasa intervención y control de la Administración Pública. Las aguas subterráneas (de propiedad privada) están gestionadas por las denominadas “comunidades de aguas” que a efectos jurídicos tienen la consideración de sociedades por acciones. Existe una extensa red de transporte de agua, igualmente privada, que interconecta los distintos pozos con los usuarios (una especie de autopista de peaje, donde se paga por el agua transportada)⁴¹ así como unos intermediarios que ponen en contacto a compradores y vendedores. Funcionan, en grandes líneas, dos mercados: un mercado de acciones de las comunidades, donde la propiedad de una acción da derecho a la propiedad de una parte del agua extraída (para su uso o venta), y un mercado del agua propiamente dicho en el que se compran o venden cantidades determinadas del recurso.

El marco institucional sobre el que se desarrolla este mercado se caracteriza por una escasa intervención de la Administración que se limita a una labor de control. Existe, eso sí, una vinculación genérica de todas las aguas a la satisfacción de los intereses generales y, en concreto, al abastecimiento de la población en situaciones de emergencia; esto se traduce en la imposición de deberes a los propietarios de aguas privadas, y a la corrección de abusos mediante el establecimiento de limitaciones al servicio, la expropiación o la venta forzosa de caudales y la imposición de sanciones, también aplicables a quienes despilfarran agua y a quienes abusen de una posición dominante en el mercado⁴².

Existen además las denominadas subastas de agua en el Levante español: constituyen pequeños mercados locales gestionados por las Comunidades de Regantes, que permiten la compraventa de aguas, generalmente entre regantes, mediante la explotación de

⁴¹ Transporte de agua que tiene la consideración de servicio público y tiene, por tanto, precios regulados.

⁴² Para información más detallada sobre el mercado de aguas de Canarias puede consultarse Domínguez Vila (1997) y Nieto (1993).

pozos constituidos como sociedades civiles que venden acciones a los agricultores que incorporan el derecho de riego. Estos mercados son legales, por la moratoria de cincuenta años otorgada por la Ley de Aguas que respeta los derechos anteriores de propiedad de los pozos y del agua extraída, y que permite este tipo de transacciones siempre que ya vinieran ocurriendo en el pasado (ver Sumpsi Viñas, 1995).

DEFINICIÓN Y ANÁLISIS DE ESCENARIOS ALTERNATIVOS

Con objeto de analizar las posibilidades y consecuencias de la utilización del mecanismo de mercado en la gestión de los recursos hídricos recurrimos a la definición y análisis de tres escenarios alternativos de modelo de gestión del recurso que se diferencian, básicamente, por el distinto grado en el que el mecanismo de mercado es utilizado como herramienta para la asignación del agua.

En la definición y análisis de estos escenarios debe tenerse en cuenta una serie de tendencias bien marcadas y difícilmente modificables que condicionarán el desarrollo de la política hidráulica en nuestro país en los próximos años.

En grandes líneas, son las siguientes: a) limitación del gasto e inversión pública en materia de aguas, como respuesta a la necesidad de equilibrio presupuestario y control del gasto público en el contexto del proceso de integración europea, b) desarrollo de políticas de gestión del agua desde el lado de la demanda y abandono paulatino de las políticas de gestión del agua desde el lado de la oferta insostenibles desde el punto de vista económico y medioambiental, c) valoración creciente de los usos urbanos y medioambientales del agua en detrimento de los usos agrícolas, ya evidente en nuestros días y d) paulatina reasignación del agua de la agricultura a los usos ambientales y urbanos, como consecuencia de las diferencias del valor del agua en los distintos usos.

Sobre este telón de fondo se pretende analizar las posibilidades de utilización del mercado en la asignación del agua. Para ello se definen tres escenarios de futuro: el escenario PÚBLICO, el escenario de CONTROL y el escenario de MERCADO.

EL ESCENARIO PÚBLICO

Este primer escenario se caracteriza por el papel protagonista que la Administración asume en la gestión del recurso; el agua, tanto la superficial como la subterránea, es de propiedad pública y las decisiones sobre su asignación entre usos alternativos corresponden a la Administración, que las realiza a través de un sistema concesional al otorgar derechos de uso del agua, que especifican el volumen concedido, su destino y el plazo de la concesión. La Administración se reserva el derecho de modificar las condiciones de las concesiones ante cambios importantes en el panorama de la oferta y la demanda de

agua e incluso el derecho a anular las concesiones ante situaciones de extrema escasez del recurso o de mal uso del agua.

En este escenario el papel del mecanismo de mercado es nulo; es decir, los concesionarios no tienen posibilidad de negociar con el agua concedida ni con su derecho de uso.

CAMBIOS RESPECTO AL MARCO VIGENTE

El desarrollo de este escenario supondría un cambio en el marco institucional vigente en España, que, en grandes líneas, implicaría:

- demanialización de todas las aguas, especialmente las subterráneas, que, en la actualidad siguen siendo de propiedad privada,
- anulación de todas las posibilidades de transmisiones voluntarias de derechos de uso del agua,
- reforzamiento de la potestad de la Administración Pública para modificar y anular concesiones, esto es, potestad para reasignar el uso del agua.

EJEMPLO: LA POLÍTICA HIDRÁULICA EN ISRAEL

El marco institucional que rige la gestión y el uso del agua en Israel refleja, en gran medida, las características básicas de este escenario. El agua (tanto la superficial, la subterránea como las aguas recicladas y las desaladas) constituye, en este país, un bien de propiedad pública; la Administración asigna el agua entre los distintos usuarios a través de un complejo sistema de cuotas (que establece, por ejemplo, para el uso agrario, un volumen de agua para cada tipo de cultivo y en función de la eficiencia exigida en el riego, donde existen penalizaciones tanto por sobrepasar la cuota como por no utilizarla)⁴³, fija unos precios por el agua que son similares en el conjunto del territorio nacional, y tiene una capacidad real para, en situaciones extremas de sequía o ante cambios notables en la oferta y la demanda, modificar las condiciones de las cuotas asignadas⁴⁴.

En la asignación del agua en Israel intervienen, además de criterios económicos (promoción de la eficiencia técnica en el uso del agua), sociales (promoción del desarrollo social en el medio rural) y medioambientales (sostenimiento en la gestión de los recursos hídricos), y un criterio de índole muy distinta, a saber, la seguridad nacional. El agua se considera, en este sentido, como un elemento esencial para la creación de *Kibutzs* (granjas colectivas) y asentamientos en zonas rurales, instituciones que, en la estrategia sionista de desarrollo, se consideran esenciales “para el desarrollo de la Tierra de Israel y la seguridad del Estado” (Schmidt y Plaut, 1995).

⁴³ Aguilera, 1997

⁴⁴ El marco institucional se plasma en la Ley de Aguas de 1959.

Tradicionalmente se ha considerado el sistema de gestión o marco institucional del agua en Israel como un sistema eficiente, ejemplo para el resto de los países. Sin embargo, en los últimos años ha recibido críticas por su rigidez en la asignación de cuotas (ver Schmidt y Plaut, 1995). En este sentido se han realizado estudios (Sadan y Ben-Zvi, 1987) sobre la ineficiencia del sistema de asignación, que esgrimen que el coste (estrictamente monetario) de la reasignación del agua de riego a través de mecanismo de mercado (más flexible) es la mitad del coste que supone actualmente mediante el aumento de la oferta disponible de agua a través de procesos de depuración y desalación de aguas. Como mantiene Aguilera (1995), el problema de estos estudios es que no tienen en cuenta los costes no monetarios (como los costes sociales o medioambientales) de esta forma de reasignación.

Se trata, en resumen, de un sistema de asignación fuertemente intervenido por la Administración Pública y en el que el papel del mecanismo de mercado es prácticamente nulo⁴⁵. Es un sistema rígido que resulta adecuado para la consecución de objetivos sociales como los definidos en la política hidráulica israelí (desarrollo de la agricultura y de asentamientos rurales como herramienta de seguridad nacional frente a amenazas de ocupación externa) pero que, desde el punto de vista económico y medioambiental, puede resultar ineficiente⁴⁶.

CONSECUENCIAS

La adopción de un marco institucional de este tipo en nuestro país tendría consecuencias importantes:

Sobre la Administración Pública. La política de aguas se convertiría en una herramienta para la consecución de todo tipo de objetivos públicos (económicos, sociales y medioambientales). A cambio, a corto y medio plazo, el desarrollo de este escenario, supondría unos costes considerables para la Administración: en primer lugar, requiere una Administración Pública dotada de los medios técnicos y humanos que permitan un control y regulación efectivos del uso del agua (medios que la Administración española no tiene en la actualidad); en segundo lugar, la demanialización de las aguas privadas tendría también un coste económico para las arcas del Estado (por compensación a los titulares de las aguas) o un coste político derivado de la expropiación de las mismas.

⁴⁵ Digo prácticamente nulo y no nulo dado que a partir de mediados de los ochenta se han aprobado ciertas transacciones tanto dentro de los *Moshvim* (Comunidades de usuarios) como entre alguno de ellos (Aguilera, 1997).

⁴⁶ Para información más detallada sobre el sistema de gestión y asignación del agua en Israel ver Shanan y Berkowicz (1995), Water Allocation Department (1986) y Tahal (1988).

Sobre el recurso. Dado que la gestión del agua se convierte en este escenario en herramienta de la Administración, si la sostenibilidad de la gestión del agua se define como un objetivo deseado a nivel político no existen problemas para conseguirla (no ocurre así en el caso de Israel, donde los objetivos ambientales parecen haber quedado en un segundo plano, muy por detrás de objetivos económicos y sociales⁴⁷).

Sobre la eficiencia económica. En general, estos marcos institucionales se utilizan para lograr objetivos sociales, lo que supone, normalmente, un sacrificio de eficiencia en la asignación del agua; sin embargo, si la eficiencia puramente económica se definiera como objetivo público básico, podría alcanzarse, eso sí, a un coste generalmente superior al que supondría alcanzarlo haciendo uso, al menos parcialmente, del mecanismo de mercado.

Sobre los distintos sectores productivos. En grandes líneas, este escenario perjudicaría a los actuales propietarios de aguas privadas (que pasarían a ser públicas) y a los tenentes de derechos de uso de aguas públicas que verían limitados sus derechos sobre el recurso; en ambos casos, el principal coste vendría dado por la imposibilidad de los usuarios para, en el futuro (el valor del agua irá, probablemente, en aumento), hacer uso del recurso, bien para fines propios o bien para negociar con el mismo (fundamentalmente los usuarios agrícolas y los hidroeléctricos). Por contra, beneficiaría a aquellos actualmente con menos derechos, en especial los usuarios urbanos y los usuarios del medio ambiente.

DESEABILIDAD Y VIABILIDAD

De lo anterior se deduce que el **escenario Público** es adecuado para la consecución de objetivos sociales, de integración territorial y otro tipo de objetivos no económicos, que suponen, en general, un sacrificio de eficiencia en la asignación del recurso y un coste considerable para la Administración en medios humanos y técnicos. Dado que en nuestros días parece aceptado que existen medios más adecuados que la política hidráulica para la consecución de objetivos sociales (como los sistemas fiscales, o de seguridad social) y dadas las limitaciones presupuestarias al gasto público antes mencionadas, puede concluirse que el escenario Público no constituye un escenario ni deseable ni viable en las circunstancias actuales.

⁴⁷ Ver Schmidt y Plaut, 1995.

EL ESCENARIO DE CONTROL

Este escenario se caracteriza, en grandes líneas, por el control y la regulación que la Administración ejerce sobre el uso del agua; la propiedad del recurso es fundamentalmente pública aunque pueden existir aguas de propiedad privada (por ejemplo parte de las aguas subterráneas, las aguas recicladas y las desaladas) o de propiedad común (como en el caso de los acuíferos) cuyo uso esté igualmente controlado y regulado. La Administración otorga concesiones de uso sobre las aguas públicas y controla y regula el uso de aguas privadas con objeto de realizar y garantizar una gestión sostenible del recurso.

En el escenario de CONTROL no es posible el libre intercambio de derechos de uso de agua ni de derechos de propiedad del recurso. Sí existe, sin embargo, un marco institucional que permite la utilización controlada del mecanismo de mercado para la asignación del recurso en momentos específicos; así, por ejemplo, en situaciones de extrema escasez del recurso (sequías prolongadas), la Administración puede permitir intercambios temporales de derechos de uso del recurso, controlando que las transacciones no generen daños a terceros sin compensar o una pérdida de bienestar general.

CAMBIOS RESPECTO AL MARCO VIGENTE

La adopción del escenario de CONTROL en España requeriría, básicamente:

- Dotar a la Administración Pública de una mayor potestad y mayores medios para un control efectivo sobre todo uso del agua (incluidos los usos de aguas privadas).
- Desarrollar un marco institucional que permita, en ocasiones específicas, el intercambio controlado de derechos de uso del agua; el marco debería regular las condiciones necesarias para su aplicación, así como los métodos de valoración y mecanismos de compensación de daños a terceros provocados por las transacciones.
- No sería necesario, por tanto, modificar el sistema actual de derechos de propiedad sobre el recurso (sistema mixto que combina las aguas de dominio público y de propiedad privada).

EJEMPLO: CALIFORNIA

El marco institucional que caracteriza la gestión y el uso del agua en California (Estados Unidos) tiene un parecido considerable con el marco definido en el escenario de CONTROL. Existen, en California, aguas públicas y privadas; las aguas superficiales son un bien público, propiedad de los habitantes del Estado, y su régimen de derechos de uso

se caracteriza por la coexistencia de derechos ribereños establecidos antes de 1913 y derechos de apropiación⁴⁸; estos últimos afectan a la mayoría de aguas superficiales del Estado y permiten a los usuarios desviar agua para un “uso provechoso” y, en teoría, venderla libremente. El agua subterránea se rige por legislación diferente y puede considerarse de propiedad privada, ya que puede ser extraída libremente por los propietarios de los terrenos sobre los que se emplazan los acuíferos. El State Water Resources Control Board (SWRCB) es el organismo del Estado que administra, controla y otorga los derechos sobre el agua; sin embargo, tiene escasas competencias en materia de derechos de aguas subterráneas (en este aspecto el marco institucional del agua de California se diferencia del definido en el escenario de CONTROL en el que la Administración controla todo uso del agua, ya sea de propiedad pública o privada).

Hasta principios de los años ochenta no era posible, de hecho, la transmisión voluntaria de derechos de propiedad o uso del agua; aunque la legislación lo permitía, siempre que las transacciones no perjudicaran a terceros, en la práctica no se realizaban por la vigencia de la regla “o la usas o la pierdes” que obligaba, de hecho, a usar las aguas, sin poder cederlas, para mantener el derecho sobre las mismas.

Sin embargo, a partir de 1985 se aprobaron una serie de leyes que definieron un nuevo marco institucional que posibilita el traspaso de aguas sin que el mismo suponga la pérdida de los derechos sobre el recurso; en la mayoría de los casos las transacciones deben ser aprobadas por el SWRCB, que asegura que las mismas no perjudiquen a terceros.

Las transacciones realizadas al amparo de este nuevo marco han sido, sin embargo, poco numerosas (Gray, 1990) y en la mayoría de los casos no se ha negociado con los derechos en sí, sino con los derechos temporales de uso del agua. Según Bauer (1996) las razones que explican esta escasez de transacciones hay que encontrarlas más en factores económicos (es decir, en los costes y beneficios que suponen este tipo de operaciones) que en factores o dificultades impuestas por el marco institucional (la mayoría de las solicitudes de traspasos fueron aceptadas por el SWRCB); en la práctica, los costes derivados de estas transacciones (costes de negociación, transporte, compensación a terceros...) son elevados, existe temor a perder los derechos de uso sobre el agua (esto hace, por ejemplo, que muchas comunidades de regantes se opongan a transacciones que no sean entre sus miembros, Thompson, 1993), y el proceso de valoración de daños a terceros así como su compensación son extremadamente complejos y subjetivos.

⁴⁸ El primer tipo de derecho establece que el propietario de un terreno ribereño a una corriente de agua tiene el derecho (compartido con el resto de ribereños) a derivar el caudal natural que lleve la corriente pero no a almacenarla (desde 1913 ya no es posible definir este tipo de derechos aunque se respetan los adquiridos con anterioridad a la fecha); el segundo tipo de derechos establece que el primero en el uso es el primero en el derecho; el usuario con este derecho puede derivar, almacenar y utilizar el agua, con independencia de que sea ribereño o no.

En esta misma línea de liberalización de las transacciones de aguas destaca la creación, en 1991, del Banco de Aguas del Estado de California. Tras varios años de sequía que provocaron serias restricciones en los núcleos urbanos, se creó, temporalmente, un Banco de Aguas administrado por el Estado, con objeto de facilitar la redistribución del agua a los usos más valorados. En grandes líneas, el Banco compraba agua a los agricultores y la vendía a los núcleos urbanos o a agricultores con necesidades críticas de agua para mantener sus cultivos, y la utilizaba para mantener los caudales mínimos de los cursos fluviales; el Banco compraba agua a 12,5 pts/m³ y la vendía a 17,5 pts/m³; la diferencia entre el precio de compra y el de venta, 5 pts, se utilizaba para financiar el sistema administrativo y los costes de transporte del agua (California Department of Water Resources, 1992). En cuanto a la compra del agua a los agricultores se definieron tres tipos de contratos: en el primero, el regante vendía sus aguas superficiales y dejaba las tierras sin cultivar; en el segundo, vendía sus aguas superficiales y utilizaba las aguas subterráneas para regar sus cultivos; y, en el tercero, vendía aguas embalsadas con anterioridad (en ninguno de los tres casos se negociaba con los derechos sino con su uso durante la temporada)⁴⁹. El Banco estuvo operativo únicamente durante unos meses, hasta que se dio por terminada la situación de sequía, a principios de verano de 1991.

Se han realizado numerosos estudios de evaluación de los efectos positivos y negativos del Banco de Aguas. En general, los estudios concluyen que la experiencia tuvo, en términos absolutos, un efecto positivo sobre la eficiencia en la asignación del recurso y sobre la renta y el empleo del conjunto del Estado (de acuerdo con Carter, Vaux y Scheuring, 1994, tuvo un impacto negativo sobre la renta y el empleo de las regiones exportadoras de agua que se vio compensado por los impactos positivos en las regiones importadoras) y un efecto negativo sobre el nivel y la calidad de las aguas subterráneas (muchos agricultores vendían sus aguas superficiales y extraían aguas subterráneas - que como se ha mencionado escapan al control de la Administración - para mantener sus cultivos, lo que provocó un descenso del nivel de la capa freática y un aumento de la contaminación de las aguas por el mantenimiento de la carga contaminante y la disminución del volumen de agua). Estudios detallados sobre el impacto económico de las transacciones sobre comunidades específicas exportadoras de agua (Howitt, 1994) muestran que los efectos negativos fueron modestos, por lo menos a corto plazo y, de las simulaciones realizadas, se desprende que cuando se imponen límites sobre las cantidades negociables, los efectos negativos se reducen considerablemente. Estos estudios remarcan, por último, que los resultados sólo son extrapolables a transacciones temporales de derechos de uso del agua (donde los efectos a terceros son, en sus palabras, "manejables") y advierten que las transferencias definitivas de los derechos de agua pueden tener unos

⁴⁹ Las cifras de volumen total negociado así como la proporción correspondiente a cada tipo de contrato pueden consultarse en Bauer (1996).

efectos negativos considerables sobre las rentas, el empleo, la situación social y los recursos hídricos de las regiones exportadoras.

CONSECUENCIAS

Sobre la Administración Pública. La política hidráulica dejaría de ser una herramienta a disposición de la Administración para la consecución de sus objetivos (como en el escenario PÚBLICO), pero el uso y la gestión del agua estarían regulados por la Administración, que podría salvaguardar, de esta forma, los intereses generales de la sociedad. Desde el punto de vista económico, el desarrollo de este escenario requeriría un gasto e inversión públicos necesarios para dotar a la Administración de los medios humanos y técnicos para el control efectivo del uso del agua; los gastos públicos de este escenario serían, sin embargo, menores que en el escenario Público, dado que: 1) no sería necesario modificar el régimen de propiedad de las aguas (demanializar las aguas subterráneas), y 2) ciertas reasignaciones se harían a través del mercado, con un menor coste para la Administración que en caso de las reasignaciones realizadas por el sector público.

Sobre el recurso. El desarrollo de este escenario asegura un control de la gestión del agua por parte de la Administración y limita los costes externos que la utilización del mercado en la asignación del agua pueden suponer sobre el medio hídrico y sobre el medio ambiente en general, al permitir únicamente transmisiones temporales de los derechos de uso del agua (no de los derechos en sí) que no perjudiquen a terceros ni al medio ambiente⁵⁰.

Sobre la eficiencia económica. La aplicación de este escenario permitiría mejorar la eficiencia en la asignación del agua en circunstancias especiales (por ejemplo en periodos de sequía), en las que las ineficiencias en la asignación son más importantes y evidentes⁵¹, todo ello a un menor coste que el que supondría mediante políticas alternativas, como la reasignación pública del agua mediante modificaciones o anulaciones de las concesiones, las restricciones en el consumo o la construcción de nuevas obras hidráulicas.

⁵⁰ Para esto es necesario un control riguroso de todo uso del agua que no se consigue en el caso de California donde las aguas subterráneas son privadas y su uso no está controlado por el Estado.

⁵¹ Baste recordar el caso de Andalucía a finales de la sequía de la primera década de los noventa, con los agricultores regando sus campos a manta mientras Sevilla y sus miles de habitantes e industrias sufrían restricciones de agua de más de 15 horas diarias. O el transporte de agua en barco a la ciudad de Mallorca también con regadíos operativos.

⁵² Bembézar, Guadalquivir, Genil-Cabra y Fuente Palmera.

Garrido (1997) ha investigado cómo la utilización del mecanismo de mercado podría mejorar la eficiencia en el uso del agua en el sector agrario andaluz. Para ello ha simulado cuál sería el efecto del mercado en cuatro Comunidades de Regantes de la cuenca del Guadalquivir⁵² tanto en las transacciones dentro de las Comunidades de Regantes (entre comuneros de una misma Comunidad) como entre distintas Comunidades de Regantes. Llega a la conclusión de que las transacciones entre Comunidades de Regantes serían escasas, por los elevados costes de transacción, produciendo mejoras de menos del 7% del bienestar general, mientras que las transacciones dentro de las propias Comunidades tampoco serían muy numerosas (en general por la homogeneidad de los cultivos) pero permitirían mejorar el bienestar general en una mayor proporción. Los beneficios derivados del uso del mercado serían superiores en las Comunidades de Regantes tradicionales en las que el tipo de cultivo es más heterogéneo y las necesidades de agua más diversificadas tanto en el tiempo como en cantidades⁵³. Las estimaciones realizadas por Garrido no tienen en cuenta, sin embargo, ni los efectos medioambientales ni sociales que podía provocar este tipo de transacciones. Como hemos visto anteriormente estos efectos suelen ser negativos y considerables en muchos casos, por lo que sería razonable suponer que los efectos globales sobre el bienestar serían bastante más reducidos que los calculados y, en determinados casos, podrían ser negativos.

Sobre los distintos sectores productivos. De las experiencias y estudios realizados puede concluirse que un marco institucional como el descrito (en el que el mecanismo de mercado se utiliza sólo en momentos determinados, siempre bajo control de la Administración, y donde no es posible más que las transacciones temporales de derechos de uso) tendría un efecto positivo global sobre el conjunto de los sectores productivos y no tendría, al menos a corto plazo, efectos negativos sobre ningún sector en particular. El sector agrícola sólo vendería su agua cuando los beneficios que le reportara la transacción fueran superiores a la pérdida de beneficios por la disminución de las cosechas que supondría no regar las tierras (podría, eso sí, tener un impacto negativo sobre el empleo agrario); y los usuarios medioambientales (caudales ecológicos) y urbanos sólo comprarían agua si fuera más barata que conseguirla por medios alternativos (construcción de obras...).

⁵³ Garrido (1997) mantiene, igualmente, que los mercados podrían tener efectos *spillover* tanto sobre el uso más racional del agua como sobre la modernización de las técnicas de riego, los que, a mi entender, pueden ser, en efecto, considerables.

DESEABILIDAD Y VIABILIDAD

De lo analizado parece desprenderse que, en general, el escenario de CONTROL podría suponer una mejora del bienestar general respecto a la situación actual, al combinar las ventajas que supone un mayor control público del uso del agua (al regular el uso de las aguas subterráneas privadas), con las ventajas que se derivan de la posibilidad de transmisión voluntaria de derechos de uso del recurso en situaciones particulares, al mejorar la flexibilidad del sistema de asignación del agua en aquellos momentos en los que las ineficiencias en la asignación son más importantes. Para el desarrollo del escenario de CONTROL sería necesario dotar a la Administración de los medios humanos y técnicos necesarios para llevar a cabo un control real del uso del agua y para evaluar las consecuencias y definir los medios de compensación de los efectos externos de las transacciones voluntarias. Es importante señalar que dadas las actuales infraestructuras de interconexión de cuencas, las transacciones se realizarían, por lo general, entre usuarios de la misma cuenca.

EL ESCENARIO DE MERCADO

El escenario de MERCADO se caracteriza por el protagonismo que el mecanismo de mercado tiene en la asignación del agua y por el escaso o nulo control que la Administración ejerce sobre el uso y la transmisión del recurso; los recursos hídricos son de propiedad privada y pueden ser transferidos libremente a través del mercado; el agua se convierte en una mercancía más, con derechos de propiedad privados, exclusivos y transferibles.

CAMBIOS RESPECTO AL MARCO VIGENTE

La adopción de este escenario en España supondría, en grandes líneas:

- La definición de un marco institucional que fijara unos derechos privados, transferibles y exclusivos sobre el agua; esto es, que se privatizara el total de las aguas conocidas (superficiales, subterráneas, recicladas, desaladas...).
- La definición de un marco que permitiera el librecambio del agua en función de las fuerzas de oferta y demanda del recurso, con una mínima intervención de la Administración (que podría limitarse, por ejemplo, al registro de las transacciones).

EJEMPLO: CHILE

El marco institucional base para el aprovechamiento del agua en Chile se corresponde, en grandes líneas, con el escenario de MERCADO definido; en este país el agua es, de hecho, un bien sujeto al régimen de propiedad privada; si bien en el sistema jurídico las aguas son consideradas bienes de dominio público, se crea a favor de los particulares que las descubran y registren unos derechos de aprovechamiento que, como mantiene Vergara Blanco (1996), tienen los mismos derechos constitucionales de la propiedad; los titulares de estos derechos (separados de los derechos sobre terrenos en los que se ubiquen) tienen total libertad para usarlos, gozarlos y disponer jurídicamente de los mismos a su entera libertad; pueden destinarlos a los usos que deseen, transferirlos libremente a través de negociaciones típicas de mercado, pueden hipotecarlos...; el agua, es, desde el punto de vista económico, una mercancía más asignada a través del mercado.

El papel de la Administración en el sistema es muy limitado; en teoría tiene las funciones de definir y otorgar los derechos sobre las aguas, la vigilancia del recurso, la planificación y la autorización de obras hidráulicas. En la práctica, sin embargo, sus funciones son todavía más reducidas; se limitan, fundamentalmente, al registro de los derechos sobre el agua (aunque existe una gran proporción de derechos no inscritos ni regularizados) y en ningún caso puede introducirse o inmiscuirse en las transacciones de derechos de aguas, aún cuando las mismas puedan producir efectos negativos sobre terceros (los conflictos se resuelven por vías judiciales).

Se han realizado numerosos estudios para analizar los resultados del vigente marco institucional del agua en Chile, que lleva funcionando desde principios de los ochenta; ciertos autores mantienen que los resultados globales han sido positivos al considerar que los beneficios derivados de las transacciones han superado los costes generados por las mismas (Rosegrant y Gazmuri, 1995) mientras que otros, notablemente Bauer (1993), consideran que el mercado no ha contribuido a generar una asignación eficiente del recurso, por la importancia de las externalidades producidas. Aquí se entra, otra vez, en el campo del problema contable; es decir, en la determinación de los costes y beneficios que deben y no deben ser tenidos en cuenta para analizar los resultados de las transacciones; algunos autores limitan los costes a los económicos (o monetarios) mientras que otros consideran que son muchos más los que deben tenerse en cuenta (ver, por ejemplo, National Research Council, 1992, que muestra los numerosos factores que deben considerarse para evaluar los trasvases de agua).

Los resultados del conjunto de las evaluaciones realizadas podrían sintetizarse en: 1) desde la aprobación del marco institucional (a principios de los ochenta) las transacciones de derechos de agua entre particulares han sido relativamente escasas (Ríos y Quiroz, 1995, y Bauer, 1993); 2) las transacciones se han realizado fundamentalmente dentro de los sectores y no entre sectores, limitando las ventajas que, en términos de eficiencia, tendría el sistema; 3) los efectos negativos medioambientales han sido considerables a

corto plazo y pueden ser todavía más importantes a largo plazo, con daños irreversibles; 4) el sistema ha tenido unos efectos distributivos importantes, marginando a los pequeños agricultores y usuarios del eventual mercado del agua y creando estructuras monopolistas en la distribución y propiedad del recurso.

CONSECUENCIAS

Sobre la Administración. La Administración perdería toda capacidad de control y regulación sobre el uso del agua; el destino del agua, elemento fundamental para el desarrollo económico y social del país, se dejaría en manos de las fuerzas del mercado. A corto plazo, la Administración ahorraría recursos económicos (aquellos que antes se dirigían al control y regulación del uso del agua y al desarrollo de infraestructuras hidráulicas) pero, a largo plazo, el escenario podría tener unas consecuencias muy negativas sobre el bienestar social, en especial sobre el bienestar de generaciones venideras.

Sobre el recurso. El desarrollo del escenario de MERCADO podría tener unos efectos negativos considerables sobre el recurso; hoy en día casi nadie discute que existen interrelaciones entre todos los usos del agua (en especial entre los usos de aguas subterráneas y superficiales) que implican que el uso del agua tenga efectos, en general negativos, sobre el resto de los usuarios del agua (por ejemplo la explotación de un acuífero puede tener consecuencias muy importantes sobre el nivel de los ríos y humedales cercanos); al no estar los derechos del uso del agua perfectamente definidos (dado que no recaen todos los beneficios y costes del uso del agua únicamente sobre su propietario) y no existir regulación y control alguno, su asignación produce resultados ineficientes. Puesto que el agua es un elemento fundamental en todos los ecosistemas, su asignación a través del mercado no sólo pondría en peligro la gestión y sostenibilidad del recurso sino la sostenibilidad y desarrollo de los ecosistemas asociados.

Sobre la eficiencia. Todo parece indicar que, en un marco de valoración del uso del agua en el que no se tuvieran en cuenta los factores medioambientales, el desarrollo de un escenario como el definido podría tener, a corto plazo, un efecto positivo sobre la eficiencia en la asignación del recurso, dado que el agua se utilizaría allí donde más valor generase. Sin embargo, una vez que se introducen en el análisis los factores ambientales, o los efectos a largo plazo, los resultados de la asignación son desconocidos y probablemente ineficientes.

Sobre los distintos sectores productivos. A corto plazo, aquellos con derechos sobre el agua se verían favorecidos, dado que podrían negociar con ellos (esto es especialmente cierto en los usos agrícolas y en los hidroeléctricos) y aquellos que actualmente demandan agua

(fundamentalmente los usuarios urbanos) se verían igualmente favorecidos al poder conseguir agua a un menor coste que si tuvieran que conseguirla por otros medios (construcción de obras, reducción demanda). Sin embargo, a medio y largo plazo, el escenario definido podría tener consecuencias muy negativas sobre las pequeñas explotaciones agrarias, que no tendrían la capacidad económica para acceder al recurso, lo que pondría en peligro un desarrollo rural sostenido, y efectos negativos sobre los recursos hídricos y los ecosistemas asociados demandados por el conjunto de la sociedad.

DESEABILIDAD Y VIABILIDAD

De lo analizado cabe concluir que el escenario de MERCADO, aunque puede mejorar la asignación del agua a corto plazo, tiene a medio plazo unos efectos económicos, sociales y medioambientales considerables, muchas veces imprevisibles, lo que implica que, tratándose el agua de un elemento vital para el desarrollo económico y social de los pueblos y para el mantenimiento de los ecosistemas, no parece razonable ni responsable, pensando en generaciones venideras, adoptar este escenario ya que supone tratar al agua como una mercancía más y dejar su futuro en manos de las impredecibles fuerzas del mercado.

CONSIDERACIÓN FINAL

La primera conclusión que se desprende del análisis realizado es que no existen marcos institucionales mejores o peores que otros; es decir, el mercado no es un mecanismo mejor ni peor que otros para la asignación del agua. Todo depende de los objetivos que pretendan alcanzarse, de lo que se entienda por coste y beneficio y de qué factores son tenidos en cuenta en el análisis⁵⁴. En este sentido, en el presente estudio no definimos un marco institucional óptimo, mejor que los demás; analizamos las ventajas e inconvenientes de cada uno de ellos para alcanzar los distintos objetivos que pueden plantearse en la gestión del agua y, una vez establecidos los objetivos que consideramos que, en el momento actual, deben fijarse para la gestión del agua en nuestro país, definimos el marco institucional más apropiado para alcanzarlos.

Así, teniendo en cuenta las principales tendencias de futuro - creciente valoración del medio ambiente, financiación pública limitada y necesidad de reasignación del agua - consideramos que el escenario de CONTROL es el más adecuado para lograr una asignación eficiente del agua compatible con su gestión sostenible desde el punto de vista

⁵⁴ Es lo que MacDonnell y Howe han denominado actitud contable.

medioambiental, dado que aprovecha las posibilidades que ofrece el mercado en términos de eficiencia en la asignación, limitando al máximo los efectos negativos que el uso de este mecanismo genera sobre terceros y sobre el medio ambiente. En definitiva, se trata de un escenario en el que el mercado actúa como instrumento en manos de la sociedad, y no la sociedad, ni el agua, en manos del mercado.

5. PROPUESTAS PARA EL USO AGRARIO

UAM Ediciones

Dado que el consumo de agua en la agricultura representa cerca del 80% de los usos consuntivos del agua tanto en España como en Andalucía, la gestión del recurso en este sector constituye un elemento básico para lograr una gestión racional y sostenible del conjunto de los recursos hídricos. Esta razón, unida a la ya comentada sobre las limitaciones que el sistema tarifario tiene para incentivar un uso eficiente del agua en este sector, es la que me ha llevado a dedicar el presente apartado al análisis del uso del agua en la agricultura y al estudio de medidas que pueden contribuir a mejorar su gestión.

El apartado está estructurado en cuatro secciones: en la primera se analiza la situación actual del regadío andaluz, principalmente en relación con su consumo de agua; en la segunda se estudia la eficiencia en el uso del agua en el sector agrario comparando la rentabilidad marginal del agua en el regadío con el coste que supone la gestión del recurso; en la tercera se definen las variables que condicionarán el futuro del regadío y en la cuarta y última se definen una serie de medidas que pueden contribuir a una mejor gestión del agua en la agricultura andaluza.

EL USO DEL AGUA EN EL REGADÍO; SITUACIÓN ACTUAL

En Andalucía hay, de acuerdo con el Avance del Plan Nacional de Regadíos, 668.000 hectáreas de superficie dedicadas al regadío⁵⁵, con una demanda neta de agua⁵⁶ de 4.070 hm³, que representa un 80% de la demanda de agua en la región. En España, según la misma fuente, existen 3,4 millones de hectáreas de regadío, con una demanda neta de 24.245 hm³ de agua, que representa, igualmente, un 80% de la demanda neta de recursos hídricos de nuestro país.

⁵⁵ Que representan aproximadamente un 7,5% del territorio andaluz y un 16% de sus tierras de cultivo.

⁵⁶ La demanda neta es igual a la demanda bruta menos los retornos a acuíferos o caudales, que se estima son del orden del 15% de la demanda bruta.

Del estudio de caracterización de los regadíos andaluces realizado para la elaboración del Plan Nacional de Regadíos, se desprenden las siguientes conclusiones:

- Un 45% de la superficie de regadío es de promoción pública y un 55% de promoción privada.
- El regadío se estructura principalmente en organizaciones colectivas de riego, abarcando las dos terceras partes de la superficie total de riego.
- Un 69% de la superficie regable se abastece de aguas superficiales, un 30% de aguas subterráneas y el restante 1% de aguas depuradas y provenientes de trasvases del resto de España. Sin embargo, en la cuenca del Sur y en la cuenca de Guadiana II predominan las explotaciones con aguas subterráneas.
- Un 45% de la superficie se riega por gravedad, un 20% por aspersión, y el restante 35% por sistemas de riego localizado⁵⁷. Los sistemas de riego por aspersión y los sistemas de riego localizados son predominantes en los regadíos privados y en los situados en la cuenca del Sur.
- El 65% de la superficie de regadío tiene dotaciones de agua similares a las definidas por el Plan Hidrológico, el 25% está infradotada y el 10% sobredotada.
- Existe una absoluta preponderancia de la repercusión del coste del agua por unidad de superficie regada (a excepción del regadío en Almería donde predominan las tarifas volumétricas).

Por otro lado, Corominas (1996) ha calculado que la productividad relativa del regadío andaluz respecto al secano es de 6, con diferencias importantes en función del tipo de cultivo⁵⁸; se logran productividades muy elevadas (17) en los cultivos intensivos (cultivos de invernadero, fresa, flor cortada, subtropicales, cítricos, etc.), que representan un 27% de la superficie de regadío y un 40% de la producción final agrícola de la región; productividades reducidas (2,5) en los cultivos semi-intensivos (algodón, remolacha, olivar, etc.), que ocupan un 43% de la superficie de regadío y suponen un 9% de la producción final agrícola; y productividades muy reducidas (1,5) en los cultivos extensivos (cereales de invierno, arroz, maíz, girasol...), que ocupan un 30% de la superficie de regadío andaluz y aportan únicamente un 4% a la producción final agrícola de la región.

⁵⁷ De acuerdo con Corominas (1996), el 57% de la superficie del regadío se riega por gravedad, el 25% por aspersión y únicamente el 18% por sistemas de riego localizado.

⁵⁸ La productividad la calcula comparando el valor de la producción por unidad de superficie en régimen de regadío y en régimen de secano.

EFICIENCIA EN EL USO DEL AGUA EN LA AGRICULTURA

El protagonismo del sector agrario en el consumo de agua tanto en Andalucía como en España no es, en sí mismo, signo de atraso o de mala gestión económica del recurso. La agricultura podría, en teoría, consumir mucha agua (por ejemplo, por las condiciones climáticas de nuestro país) de forma eficiente y rentable.

Aunque, a simple vista, el uso generalizado de sistemas de riego por gravedad (muy poco eficientes en el uso del agua, por no decir despilfarradores)⁵⁹, la escasa utilización de sistemas de riego localizados⁶⁰, la preponderancia de sistemas tarifarios del agua no volumétricos, y el mal estado de las redes de riegos⁶¹ son indicadores bastante evidentes del deficiente uso que del recurso se hace en el sector, a continuación analizamos la eficacia del regadío andaluz comparando el coste que supone la gestión y abastecimiento del agua con la productividad marginal de este recurso en el sector.

EL COSTE DEL AGUA

El coste del agua para el regadío incluye todos los costes que se derivan de las actividades necesarias para disponer del agua en las explotaciones agrarias para el riego de los cultivos. Este coste depende, en gran medida, del tipo de abastecimiento de agua (superficial o subterránea) que va unido, generalmente, al régimen de promoción de la explotación.

- a) *En los regadíos de iniciativa privada* que, generalmente, hacen uso de aguas subterráneas, el coste del agua incluye los costes de energía de bombeo, los costes de gestión de la comunidad de regantes a la que pertenecen, y los costes de transporte y aplicación del agua a la parcela, costes que son asumidos por el usuario casi en su totalidad⁶².
- b) *En los regadíos de promoción pública* con aguas superficiales, el coste del agua incluye los costes de regulación y transporte del agua en alta (que mayoritariamente corren a cargo de la Administración dado que las exacciones que pagan los usuarios no llegan a cubrir un 20% de los mismos), y los costes que asume el agricultor para distribuir el agua en las parcelas.

⁵⁹ Arrojo y Bernal (1997), por ejemplo, asignan una eficiencia del 65% al riego por inundación (a pie) y del 85% a los sistemas de riego a presión (goteo, aspersión).

⁶⁰ Para una descripción detallada de los distintos sistemas de riego ver Losada (1997).

⁶¹ De acuerdo con el Plan Nacional de Regadíos, más del 70% de las redes tienen más de 20 años y un 29% más de 200 años, y más de 100.000 km. de acequias presentan múltiples deficiencias de las cuales una buena parte siguen siendo cauces en tierra.

⁶² Digo "casi" en su totalidad por la existencia de externalidades negativas derivadas de la posible contaminación y sobreexplotación de acuíferos.

- c) *En los regadíos tradicionales*, aquellos constituidos antes de 1900, el coste incluye únicamente los costes de distribución de agua en las parcelas asumidos por los usuarios, dado que las infraestructuras de regulación y transporte en alta están ya totalmente amortizadas.

La Junta de Andalucía calculó, en 1988, el coste del agua destinada al regadío de promoción pública en la región en 13,8 pts/m³. Corominas (1996) ha actualizado estos cálculos para 1996 y obtiene un precio medio de 26,1 pts/m³ del que los agricultores únicamente asumen 6 pts/m³, un 23% del coste total del agua.

En el caso de los regadíos privados con aguas subterráneas, los costes tienden a ser inferiores a los de los regadíos públicos, dado que no requieren inversiones para su regulación y transporte en alta, y su cuantía depende, en gran medida, de la profundidad a la que estén situados los acuíferos de los que se abastecen. De los datos de una encuesta realizada por la Consejería de Agricultura de la Junta de Andalucía sobre consumos y costes en el Guadalquivir (no publicada), parece deducirse un coste medio cercano a las 11 pts/m³, coste similar al calculado para el regadío de la Comunidad Valenciana (Avellá, Carles y García, 1996).

Hay que tener en cuenta que aunque el coste del agua en los regadíos privados es menor que en los públicos, el coste para el agricultor es superior dado que no recibe subvención alguna. En los regadíos tradicionales el coste no incluye coste alguno por inversiones en alta ni por bombeo de agua y puede situarse en torno a las 6 pts/m³.

PRODUCTIVIDAD MARGINAL DEL AGUA

Para evaluar la eficiencia del uso del agua en el regadío comparamos estos costes con la productividad marginal del m³ de agua en el regadío, es decir, con el valor adicional que se obtiene al aplicar un m³ de recurso en el mismo. (Ver Corominas, 1996).

Su cálculo se realiza estimando, en primer lugar, las diferencias en producción que, respecto al secano, supone poner una hectárea de superficie en régimen de regadío. Multiplicando esta producción adicional por el precio de kg. del producto obtenemos el valor de producción adicional y dividiéndolo por el número de m³ consumidos por hectárea obtenemos la productividad marginal del m³ del recurso.

Se ha calculado esta productividad para la campaña 1996 en la Cuenca del Guadalquivir obteniendo los resultados que se muestran en el cuadro 6.

Cuadro 6
Productividad marginal del agua en la cuenca del Guadalquivir (1996)

	Cereal. y legum. de invierno	Girasol y otras oleaginosas	Maíz y sorgo	Algodón	Remolacha y cultivos extensivos	Hortícolas y frutas	Olivar
Increment. prod. (kg/ha)	1.800	2.000	7.000	2.000	18.000	20.000	1.800
Precio medio (pts/kg)	28	32	27	150	8	45	140
Valor incremento (pts)	50.400	64.000	189.000	300.000	144.000	900.000	252.000
Cons. anual (m³/ha)	3.500	6.500	10.750	11.500	8.000	10.500	4.500
Productiv. marginal del agua (pts/m³)	14	10	18	26	18	86	56
% grupo de cultivos	14,4	19,6	7,3	21,0	14,0	13,4	10,3
Cons. agua (mill. litros)	223	564	347	1069	496	623	205
% cons. agua agricult.	6,3	16,0	9,8	30,3	14,1	17,7	5,8

Comparando los resultados del cuadro con el coste estimado del agua se obtienen las siguientes conclusiones.

- Los cultivos hortofrutícolas y el olivar de regadío son los cultivos que consiguen una mayor rentabilidad marginal en el uso del agua en la cuenca. En estos cultivos la productividad marginal del agua es muy superior al coste del agua tanto para los regadíos de iniciativa pública como para los regadíos de iniciativa privada.
- Los cultivos de algodón, maíz, sorgo, remolacha y otros cultivos extensivos, tienen una rentabilidad marginal del agua baja (entre 25 y 18 pts/m³). Dados los costes medios del agua calculados, esto implica que el regadío de estos cultivos sólo es eficaz si se lleva a cabo en régimen privado y con aguas subterráneas y que no es rentable si se trata de regadío de promoción pública con aguas superficiales.
- Los cultivos de cereales y leguminosas de invierno, y fundamentalmente el girasol y otras leguminosas, obtienen una rentabilidad marginal del agua muy reducida, lo que implica que no superarían el umbral del coste del agua superficial y sólo en algunos casos el coste de aguas subterráneas.

Teniendo en cuenta que los cultivos con rentabilidades marginales del agua más reducidas son propios de los regadíos públicos, esto supone que cerca del 35% del regadío de la cuenca del Guadalquivir no superaría el coste de utilización del agua. Así, si el m³ de agua para el regadío tiene un coste de 26 pts, y el beneficio que se obtiene del mismo es inferior a las 18 pts, el uso de ese agua supone para la sociedad una pérdida neta superior a 8 pts/m³ y esto sin tener en cuenta el coste de oportunidad del uso del agua en estos cultivos que, muy probablemente, es positivo. Estos regadíos poco rentables se mantienen dado que para el agricultor, el coste del agua, 6 u 8 pts/m³ (el resto de costes, hasta

las 26 pts, están subvencionados), es inferior a la productividad marginal del recurso (superior a las 10 pts/m³).

No se dispone de la información necesaria para realizar estos cálculos para el regadío del resto de la región. Sin embargo, teniendo en cuenta el tipo de explotaciones en las cuencas del Sur y Guadiana II (con mayor predominio de cultivos intensivos y mayor uso de aguas subterráneas), es de esperar que la productividad marginal del agua en el resto de la región sea superior a la productividad marginal del agua en la cuenca del Guadalquivir.

Con todo, y teniendo en cuenta la importancia que el regadío de la cuenca del Guadalquivir tiene en el regadío de la región (representa un 68% de la superficie de regadío y un 70% de la demanda neta de agua del sector en Andalucía), puede concluirse que el uso del agua en una parte considerable del sector agrario andaluz (en especial en los regadíos de promoción pública con aguas superficiales dedicados a cultivos extensivos) es muy poco eficiente, siendo el coste del agua para la sociedad superior al beneficio marginal del recurso en el regadío.

PERSPECTIVAS DE FUTURO DEL REGADÍO ANDALUZ

El desarrollo del regadío andaluz y español en los próximos años está condicionado por una serie de factores de difícil modificación. En grandes líneas son los siguientes:

- La progresiva liberalización y apertura comercial del sector agrario español al exterior como resultado del desarme arancelario de la CE, fruto de los acuerdos de la Ronda de Uruguay del GATT. En el contexto de la Unión Europea, como consecuencia de la reforma de la PAC, la progresiva sustitución de políticas de precios garantizados por políticas de precios liberalizados, con objeto de eliminar excedentes, y la aplicación de políticas de mantenimiento de la renta agraria.
- Recursos hídricos limitados o incluso reducidos para la agricultura, como consecuencia del aumento de demanda de usos ambientales y urbanos del agua, y de la imposibilidad de aumentar la oferta de agua, por factores económicos y, fundamentalmente, ambientales.
- Reducción de la financiación pública para la construcción de obras hidráulicas para el regadío, como consecuencia de las restricciones presupuestarias derivadas del proceso de profundización de la Unión Europea, y de las limitaciones a las subvenciones de la Directiva Marco de Política de Aguas de la Comisión Europea.

En este escenario probable de futuro, el desarrollo y crecimiento sostenible del regadío andaluz pasa necesariamente por:

- Una mejora de su competitividad internacional, basada en la especialización, la diversificación, la calidad y la comercialización de sus productos, actividades con mayor valor añadido, y no en un mero aumento de la producción.

- Una mejor gestión de los recursos hídricos disponibles y una reducción de su consumo de agua por unidad de producto.

PROPUESTAS PARA UN MEJOR USO DEL AGUA

En el presente apartado se presentan una serie de propuestas cuyo objetivo es mejorar la gestión del agua en el regadío, como condición indispensable para su desarrollo sostenible en el futuro.

POLÍTICAS TARIFARIAS

Como se ha visto en apartados anteriores, las tarifas por el uso del agua en la agricultura están fuertemente subvencionadas y su estructura (no volumétrica) no fomenta un uso eficiente del recurso. En este sentido, parece razonable desde el punto de vista económico:

- a) que las tarifas reflejen en mayor medida los costes reales de provisión del servicio (o sea, que se reduzcan las subvenciones vía precios del agua) y que las ayudas al regadío se dirijan a las explotaciones para no afectar el efecto regulador que el precio (o sea, las tarifas) tiene en el consumo de agua en el sector; y,
- b) definir sistemas tarifarios binómicos en función del tipo de cultivo, con bonificaciones y recargos por consumos inferiores o superiores a los normales.

Como se ha visto en apartados anteriores, los impactos de los aumentos de las tarifas sobre el consumo de agua de los agricultores son limitados; en primer lugar, tan sólo un tercio del consumo de agua en el sector (aquel posibilitado por obras de regulación realizadas a cargo de la Administración) está sujeto al sistema tarifario del recurso y, en segundo lugar, el consumo de agua en los regadíos públicos (sujetos a las tarifas) tiende a ser insensible al precio del agua hasta niveles muy superiores a los actuales.

Con todo, estas modificaciones permitirían una mayor recuperación de costes del servicio, fomentarían un ahorro de agua en los regadíos públicos y, lo que es probablemente más importante, desincentivarían la creación de nuevas explotaciones de regadío poco rentables.

POLÍTICAS DE INCENTIVOS AL ABANDONO DE REGADÍOS

Los regadíos menos rentables desde el punto de vista económico, generalmente regadíos públicos dedicados a cultivos extensivos, sólo se mantienen gracias a las ayudas comunitarias y a precios del agua fuertemente subvencionados.

Teniendo en cuenta las tendencias comentadas (escasez de recursos hídricos, eliminación de precios regulados, apoyo al mantenimiento de la renta agraria, creciente apertura al exterior de los mercados agrarios), podrían definirse políticas públicas que incentivarán el abandono temporal o definitivo de los regadíos menos rentables (de dudosa viabilidad económica a medio y largo plazo).

Así, por ejemplo, podría diseñarse una política de subvenciones anuales por hectárea de regadío no explotada a la que se acogerían, únicamente, los regadíos cuya rentabilidad por hectárea fuera inferior a la cuantía de la subvención. Contando con las ayudas comunitarias disponibles (políticas de retirada de superficies de cultivos, de reforestación de tierras agrarias, etc.), la financiación de estas políticas no sería muy problemática, sobre todo teniendo en cuenta que generarían unos excedentes hídricos considerables a corto plazo que podrían utilizarse para resolver muchos de los problemas de abastecimiento urbano y de demandas ambientales de agua a un coste muy inferior que el que supondría el aumento de la oferta del recurso mediante la construcción de obras hidráulicas. Así, si un 15% de la superficie de regadío se acogiera a estas políticas, se conseguiría reducir el consumo de agua en el sector en aproximadamente un 12%⁶³, esto es, un 9,6% del consumo total de agua, lo que contribuiría a resolver el déficit hídrico de la región.

Parece evidente que la estrategia de futuro del regadío de la región no puede basarse únicamente en criterios de eficiencia económica sino que debe tener en cuenta la repercusión que el regadío tiene sobre la ordenación del territorio, el desarrollo rural, el empleo y la conservación de la naturaleza⁶⁴. En este sentido, con objeto de minimizar los posibles impactos negativos que el abandono de regadío pudiera tener sobre estos factores, sería conveniente que estas políticas fueran acompañadas por políticas de diversificación productiva, de creación de empleo y de otras políticas de dinamización, necesarias para el logro de un desarrollo rural sostenible.

GESTIÓN COMUNAL DE LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

La explotación de aguas subterráneas constituye un elemento fundamental para la satisfacción de las demandas hídricas tanto del regadío como de los abastecimientos urbanos, en especial en situaciones de sequía⁶⁵. Sin embargo, su gestión y uso son uno de los problemas básicos aun sin resolver en la gestión del agua en nuestro país, y en concreto en Andalucía. *Grosso modo*, los problemas que afectan a su gestión son la sobreexplotación de acuíferos y sus afecciones a cursos fluviales y humedales, la salinización de acuíferos costeros y la contaminación creciente de las aguas subterráneas.

⁶³ Teniendo en cuenta que los regadíos menos productivos utilizan más agua por ha que la media regional.

⁶⁴ De acuerdo con Corominas (1996) el impacto de estas políticas sobre el empleo sería muy reducido dado que existe una clara relación entre empleo generado y productividad marginal del agua.

Las razones que explican la evidente insostenibilidad de esta gestión hay que buscarlas, a mi entender, en el marco institucional que caracteriza su aprovechamiento. Las aguas subterráneas son, en su gran mayoría, privadas, y el control público sobre su uso es prácticamente inexistente⁶⁶.

No existen, por lo general, acuerdos entre los propietarios de las aguas (aquellos con terrenos sobre el acuífero) para su gestión conjunta, lo que provoca que su explotación se realice de acuerdo con la ley de la captura (es decir, sin tener en cuenta su valor futuro) que, evidentemente, conduce a una gestión ineficiente del recurso que se traduce en su sobreexplotación y contaminación, que se acentúa a medida que se mejoran las tecnologías de perforación y bombeo y se reducen sus costes.

La Administración, por otro lado, no tiene los medios técnicos y humanos para controlar el uso de las aguas subterráneas y hacer cumplir las normas legales a los administrados; es muy difícil, por ejemplo, controlar si el uso del agua por parte de un regante es igual a la que le corresponde, controlar las perforaciones de pozos ilegales, o hacer cumplir las condiciones de utilización de aguas en acuíferos definidos como sobreexplotados⁶⁸.

Esta situación podría mejorarse, a mi entender, si los propietarios de las aguas subterráneas, los que las utilizan, se asociaran para gestionar el recurso de forma conjunta, conscientes de que sus decisiones de hoy afectan a su bienestar del mañana. El elevado coste que supone la aplicación efectiva de políticas de control públicas sobre el uso de estas aguas y las nefastas consecuencias que se derivan de la explotación privada de las mismas (sin acuerdos de gestión conjunta entre los propietarios) suponen que, en las circunstancias ecológicas, tecnológicas, demográficas, sociales y económicas actuales, la forma más racional y económica de gestionar estas aguas sea a través de comportamientos cooperativos entre los agentes que las utilizan; es decir, como indica Bromley (1985), "a través de acuerdos más o menos explícitos entre los usuarios, que definan quién puede y quién no hacer uso del agua, y las reglas de conducta en su explotación"⁶⁹. Esta opinión es compartida por un número creciente de autores (Chamoux y Contreras, 1996, Batista, 1996, Ostrom, 1986, Aguilera, 1992).

⁶⁵ Cubren en nuestro país un 35% de las demandas de regadío y un 25% de las de abastecimiento, con porcentajes similares para el caso de Andalucía, Maestu (1997).

⁶⁶ El aprovechamiento de aguas subterráneas requiere, como en el caso de las aguas superficiales, concesión administrativa; sin embargo, la Ley de Aguas de 1985 prorroga los derechos privados anteriores a su aprobación, lo que supone, según Maestu (1997), que de los 446.000 aprovechamientos subterráneos estimados, sólo el 3% están en régimen de concesión, y el resto son privados o no están declarados.

⁶⁸ López Sanz (1997) analiza, por ejemplo, las enormes dificultades y costos que ha tenido el control del agua utilizada en el marco del Programa de Compensación de rentas agrarias en las unidades hidrogeológicas 04.04 de La Mancha Occidental y 04.06 del Campo de Motiel - conocido como Plan de Humedales - en el que se paga por no regar con aguas subterráneas para evitar la desecación de los humedales de las Tablas de Daimiel y las Lagunas de Ruidera, así como los dudosos resultados alcanzados.

En este sentido, sería necesario un apoyo explícito de la Administración con objeto de incentivar la creación de este tipo de sistemas de gestión de las aguas subterráneas, en especial de aguas subterráneas de propiedad privada. El apoyo podría consistir en subvenciones directas para la creación de asociaciones, programas de formación de técnicos y gestores especializados en gestión comunal de recursos, programas de transmisión de información sobre el estado de los acuíferos a los usuarios, etc. Estas propuestas pueden parecer, como indica López-Sanz (1997), ingenuas, dado que un cambio en una forma de gestión de un recurso requiere cambios en la cultura y los comportamientos, en relación con el mismo, fuertemente arraigados en la sociedad.

Sin embargo, es importante tomar conciencia de que, en las condiciones actuales (demográficas, tecnológicas, sociales, ecológicas y económicas) la explotación comunal de los acuíferos constituye la opción más racional (quizás la única) para conseguir una gestión sostenible de las aguas subterráneas y en consecuencia para una gestión sostenible del conjunto de los recursos hídricos.

POLÍTICAS DE GESTIÓN DE LA DEMANDA

Un desarrollo sostenible del regadío andaluz desde el punto de vista del equilibrio hidrológico requiere reducir considerablemente el consumo de agua por unidad de producto en el sector. Una de las formas de conseguir este objetivo es la aplicación de políticas de gestión de la demanda y conservación del agua, analizadas en detalle anteriormente.

Los usuarios agrícolas pueden reducir su consumo de agua introduciendo tres tipos de medidas:

- Modificaciones en las parcelas de regadío y en los sistemas de almacenamiento de agua, con objeto de mejorar la gestión del recurso y su distribución y aplicación en los terrenos. Incluyen estrategias de nivelación y rotulación de terrenos, aislamiento de acequias, utilización de balsas reguladoras, etc.
- Políticas de gestión del agua en cantidad y calidad teniendo en cuenta las condiciones climáticas y de los suelos, con objeto de mejorar la eficiencia hídrica en el riego (es decir, la asimilación del agua por las plantas); incluyen la utilización de información sobre la calidad del agua, las condiciones de los suelos, las precipitaciones, la humedad del aire, etc. para la adopción de decisiones sobre el riego (calidad, cantidad, horario, etc.).

⁶⁰ En estas condiciones la gestión se llevará a cabo, en términos económicos, maximizando la corriente de beneficios futuros, actualizada adecuadamente por el tipo de descuento, lo que constituirá un método de gestión eficiente.

- Modificaciones o sustituciones de los sistemas de riego, con objeto de mejorar la eficiencia en el uso del agua (de sistemas poco eficientes como el riego por encharcamiento a sistemas por presión, mucho más eficientes, como la aspersión o el riego localizado).

Aunque los tres tipos de estrategias permiten una gestión más eficiente del agua, las políticas de modificación o sustitución de sistemas de riego son las que permiten un mayor ahorro en el uso del recurso.

El principal obstáculo que existe para la aplicación de este tipo de medidas es que, en general, los agricultores no tienen incentivos para adoptarlas.

- En el caso de los regadíos con aguas subterráneas, como mantiene Carles (1997), el coste del riego es tan pequeño en relación con los costes totales del cultivo, que el comportamiento racional del agricultor no es minimizar el coste del riego por unidad de superficie (introduciendo nuevos sistemas de riego más eficientes que permitan ahorrar agua) sino el de maximizar el producto mediante la expansión de la superficie de riego hasta el límite que permitan las disponibilidades de agua (disponibilidades crecientes por las nuevas tecnologías de sondeo y bombeo). Por otro lado, la rentabilidad de la aplicación de sistemas eficientes de riego requiere unas dimensiones mínimas de las explotaciones que no satisfacen muchos de los regadíos.
- En el caso de los regadíos superficiales, en los que, como hemos visto en apartados anteriores, las posibilidades de ahorro de agua son mucho mayores (por partir de una eficiencia en el uso del agua mucho más baja que en el caso de regadíos con aguas subterráneas), los agricultores se enfrentan a una falta total de incentivos para introducir sistemas de riego eficientes con objeto de ahorrar agua. En primer lugar, una reducción de su consumo de agua por la aplicación de sistemas de riego más eficientes no les supone una reducción de las tarifas (dado que son por superficie regada). En segundo lugar, en el marco institucional vigente, no les es posible negociar (vender) los excedentes de agua que generen.

En estas circunstancias, la Administración puede incentivar la adopción de sistemas de riego eficientes mediante tres tipos de medidas:

- Las subvenciones directas para estos fines, dirigidas tanto a regadíos abastecidos con aguas superficiales como a regadíos con aguas subterráneas.
- Las políticas tarifarias volumétricas, dirigidas a regadíos públicos con aguas superficiales.
- La definición de un marco institucional que permita la transmisión de derechos de uso de agua, para regadíos con aguas superficiales (esta cuestión se analiza en el siguiente punto).

A continuación se presenta un caso en el que, con el apoyo de la Administración (a través de subvenciones), se han llevado a cabo una serie de medidas como las comentadas (cambios en los sistemas de almacenamiento de agua y modificaciones en los siste-

mas de riego) que han permitido el desarrollo y crecimiento de un regadío rentable desde el punto de vista económico y sostenible desde el punto de vista de la gestión del agua.

Se trata de las actuaciones realizadas en la zona regable del Canal de Aragón y Cataluña en los últimos años⁷⁰. Este regadío, creado en 1932, está servido por el embalse de Barasona y, a partir de los años ochenta, sufría un déficit de dotaciones de agua considerable. Ante el rechazo social y el elevado coste de las propuestas de creación de nuevos embalses, la Comunidad de Regantes ha desarrollado un sistema basado en las balsas de regulación en tránsito a lo largo del canal principal y la introducción del riego a presión desde las mismas, que permite hacer frente a las nuevas demandas de agua sin aumentar el consumo. La Administración ha sufragado el 40% del coste del proyecto.

La Federación de Comunidades de Regantes del canal estima que los embalses en tránsito construidos regulan tanta agua como el embalse de Barasona, y permiten llevar a cabo una regulación flexible del recurso; posibilitan aprovechar el canal en tiempos de baja demanda e introducir, como así se ha hecho, el riego a presión desde las balsas con mínimo coste energético (dado que se realiza por gravedad). Al mismo tiempo, la implantación del riego a presión ha estimulado la aplicación de sistemas de control volumétricos de riego y los consiguientes sistemas tarifarios binómicos, con los ahorros de agua y comportamientos eficientes en el uso del recurso que ello supone.

DEFINICIÓN DE UN MARCO INSTITUCIONAL QUE PERMITA LA TRANSMISIÓN DE DERECHOS DE USO DEL AGUA

Anteriormente he analizado con detalle esta cuestión. En relación al regadío considero que la definición de un marco que permita la transmisión temporal de derechos de uso del agua, asegurando la no afección negativa a terceros, puede contribuir a solucionar situaciones puntuales de ineficiencia en la asignación de los recursos hídricos provocadas por la excesiva rigidez del sistema de concesiones actual. Además puede suponer también un incentivo para el uso eficiente del recurso en el sector, especialmente en el regadío con aguas superficiales, ya que permitiría a los usuarios agrarios del agua sacar provecho de los posibles ahorros del mismo.

Sin embargo, no considero al mercado como un mecanismo adecuado para la asignación permanente del agua, lo que llevaría, en el caso del regadío, a que los agricultores se convirtiesen en una especie de mercaderes del agua. Los agricultores reciben agua para un fin determinado, el riego de unas parcelas, y no para que negocien con ella.

En este sentido, con objeto de conseguir una asignación más adecuada del agua, considero conveniente que la Administración, en la medida de lo posible y haciendo uso

⁷⁰ Este ejemplo se ha obtenido de Arrojo y Bernal (1997).

de las facultades que le confiere la Ley de Aguas, lleve a cabo una revisión de las concesiones de agua para riego (definidas, la mayoría, hace más de 50 años), adecuándolas a las nuevas condiciones, en especial en aquellos casos en los que los volúmenes concedidos no se utilicen realmente para lo definido, y en los casos en los que las dotaciones sean muy superiores a los requerimientos reales de los cultivos.

CAPÍTULO 4

CONCLUSIONES

En los tres capítulos principales en los que se divide este trabajo he analizado el problema del agua desde la perspectiva de tres disciplinas económicas. En el capítulo primero, los principios de la **econometría aplicada** me han servido para caracterizar y analizar el uso del agua en Andalucía y en España. En el capítulo segundo he mostrado y analizado las aportaciones teóricas propias de la **microeconomía neoclásica** relacionadas con la gestión del agua. Y, finalmente, en el capítulo tercero he entrado en el análisis de posibles soluciones económicas al problema del agua utilizando los enfoques de la actualmente denominada **economía institucional evolutiva**.

Cada uno de estos tres capítulos tiene sus propias conclusiones, las cuales, en algunos casos, constituyen aportaciones marginales a los campos de estudio contemplados en el trabajo. Sin embargo, el hecho de que el enfoque que he adoptado para tratar el problema haya quedado circunscrito a un espacio concreto, Andalucía y España, y a un momento determinado, el actual, hace que las conclusiones generales de este trabajo deban situarse en el ámbito de la **economía política**.

EL PROBLEMA

Andalucía, al igual que la mayor parte de las regiones mediterráneas, se enfrenta al problema del agua que, dada su creciente gravedad, puede convertirse, si no se toman las medidas oportunas, en un serio condicionante para el desarrollo económico y social de la región. El agua, elemento básico para la vida, sustento de todos los ecosistemas terrestres, y factor clave en la práctica totalidad de las actividades productivas, es, en Andalucía, un recurso cada vez más escaso en relación con las apetencias que suscita. Dicha escasez genera pérdidas económicas derivadas de las restricciones en los abastecimientos, una degradación constante de los recursos hídricos y de los ecosistemas naturales asociados y, como consecuencia de todo ello, conflictos territoriales y sectoriales vinculados al uso del agua disponible. La situación es especialmente preocupante en el sector agroalimentario, gran consumidor de agua en la región y sector clave para el desarrollo andaluz.

LAS CAUSAS

El problema actual del agua en la región es consecuencia, al menos en parte, de la insostenibilidad de la política hidráulica que se ha venido realizando en el siglo XX: una política centrada de forma casi exclusiva en el aumento de la oferta de agua mediante la construcción de obras hidráulicas. En una perspectiva global, son indiscutibles los logros económicos y sociales de dicha política, pero lo cierto es, también, que, en nuestros días, se perciben cada vez con más intensidad los efectos perversos que, a mi juicio, ha producido y sigue produciendo. Porque el modelo de crecimiento intensivo en agua que ha provocado, que implica un aumento constante de la demanda de agua es, hoy en día, difícilmente sostenible: no es ya posible, en un contexto de restricción del gasto público y de creciente sensibilización sobre el medio ambiente, seguir haciendo frente a este aumento constante de la demanda a través de políticas públicas de regulación, que se traducen en enormes y crecientes costes económicos y ambientales.

LAS CONSECUENCIAS

De hecho, en los últimos años se ha podido percibir una ralentización del ritmo de aumento de la oferta de agua que, al no ir acompañado por una disminución del ritmo de crecimiento de su consumo, ha generado una situación de déficit hídrico estructural en la región, cuyos efectos negativos sólo se hacen patentes, por el momento, en los periodos prolongados de sequías. Si estas tendencias, en la oferta y la demanda, se mantuviesen en los próximos años, podrían provocar un agravamiento del déficit hídrico ya existente, lo cual tendría consecuencias de tal transcendencia, que la gestión del agua podría convertirse en un factor limitante para el desarrollo económico y social de Andalucía.

EL CAMBIO NECESARIO

Las nuevas circunstancias socio-económicas, los nuevos valores imperantes en la sociedad, exigen nuevos planteamientos en la gestión y uso del agua. No podemos seguir considerando al agua como un bien abundante y de existencias ilimitadas; no podemos pensar en un aumento indefinido de su consumo como si no tuviera coste alguno para la sociedad. La gestión del agua en nuestros días precisa una mejor gestión de los recursos ya existentes.

El agua disponible en Andalucía es, gracias a la regulación ya realizada, suficiente para satisfacer las demandas que provienen de las necesidades humanas. El problema no es tanto de escasez como de insostenibilidad económica y ambiental de ciertos hábitos de consumo. Resulta obligado, en las circunstancias actuales, pasar de gestionar y

regular el recurso natural agua, a gestionar y regular su demanda y los hábitos de consumo; aprovechar al máximo los recursos disponibles limitando, en la medida de lo posible, la ampliación de la oferta de agua. Una ampliación que se viene produciendo a través de costosos proyectos de regulación que repercuten en aumentos no estrictamente necesarios de la demanda de agua, lo cual produce una mayor degradación de los recursos hídricos.

Pero, para que estos nuevos hábitos y medidas puedan abrirse camino, se precisa, a mi juicio, un cambio en la forma de entender el ciclo hidrológico, tradicionalmente interpretado desde la perspectiva de la mecánica de fluidos y la ley de conservación de la materia. Según esta interpretación, la acción del hombre sobre el agua, cualquiera que esta sea, no producía impacto alguno sobre el ciclo hidrológico, visto como algo cerrado, sin fuentes ni sumideros. Hoy es difícil aceptar este planteamiento; toda regulación y uso antrópico del agua, se sabe, tiene efectos sobre el sistema hidrológico, al afectar a la calidad y posición gravitatoria de este recurso. No se puede interpretar el ciclo sin tener en cuenta la ley de la entropía que demuestra la imposibilidad de que existan procesos en los que los logros conseguidos no entrañen pérdidas netas de materia o energía disponible. No se pone en duda que el sistema hídrico sea movido, en último término, por la energía solar, pero ello no significa que el hombre pueda acelerarlo (usando el agua), retrasarlo (conservando los recursos) e incluso invertirlo (depurando, desalando y bombeando). En este sentido, parece necesario profundizar en el conocimiento de los procesos que ocurren dentro del ciclo, analizar los efectos que la acción antrópica tiene en cada momento, e identificar las situaciones que justifiquen reducir o retrasar las pérdidas del mismo como medio para recuperar el equilibrio perdido.

LA ECONOMÍA ANTE EL PROBLEMA DEL AGUA

Considero que, en el escenario que acabo de describir, en el que se defiende la necesidad de lograr una mejor gestión de los recursos existentes para hacer compatible la satisfacción de las necesidades con el mantenimiento de la integridad de los sistemas acuáticos, la ciencia económica, como disciplina que analiza la gestión óptima de recursos escasos, puede contribuir tanto al análisis y la comprensión del problema como a su solución en el futuro.

En el capítulo primero, tras mostrar los datos sobre la oferta y la demanda de agua en la región y el marco institucional que caracteriza su uso, se utilizan los recursos de la econometría aplicada para profundizar en el conocimiento del problema del agua en Andalucía: se definen y aplican unos modelos input-output con objeto de profundizar en el conocimiento de las relaciones entre la economía y el agua en la región. Los modelos definidos presentan, en relación con la abundante literatura sobre el análisis input-output y sus aplicaciones, la originalidad de ser modelos particionados "híbridos" en los

que una parte de la economía (en este caso el sector agua) se aborda en unidades físicas (m^3) y el resto de la economía se aborda en unidades monetarias.

Aplicando los modelos, cuantifico la estructura sectorial del uso del agua en la región, las interrelaciones entre la producción y precios del sector agua y la producción y precios del resto de los sectores, y llego a la conclusión de que el crecimiento y desarrollo del sector productivo andaluz, y en particular del sector agroalimentario, sólo es sostenible desde el punto de vista de la gestión del agua si va acompañado de una reducción substancial de sus coeficientes de consumo de agua por unidad de producto y unidad de demanda final.

En el capítulo segundo del trabajo se presenta la teoría económica que he considerado que podría ser relevante para el tratamiento de la problemática del agua (fundamentalmente la economía de la gestión de los recursos naturales y la economía de los servicios públicos) y en el tercero se han analizado las posibilidades de aplicación de dicha teoría a la gestión del agua en Andalucía y en España.

Básicamente, son dos las corrientes económicas que abordan el problema del agua: la economía medioambiental y la economía ecológica. La primera achaca el problema de forma prioritaria a los fallos del mercado, causados por el carácter de bien público del agua y por las externalidades negativas que su uso genera. Esta corriente propone como soluciones la definición de derechos de propiedad sobre el recurso, la utilización del mecanismo de mercado para su asignación y la definición y aplicación de precios sobre las funciones medioambientales del agua (precios que el mercado no puede establecer y que reflejan el valor que la sociedad concede a esas funciones).

Para la segunda, la economía ecológica, el problema del agua se deriva del modelo de crecimiento actual, que es, por naturaleza, insostenible, al definirse de forma aislada e independiente del sistema ecológico general. Esta corriente propone como solución la definición y aplicación de límites cuantitativos a la degradación de los recursos provocada por el desarrollo económico, límites definidos a partir de las leyes de la termodinámica, las leyes físicas, las leyes económicas, etc.

Estos dos planteamientos no son tan diferentes como en principio pudiera parecer; ambos consideran que la raíz del problema del agua se encuentra en la falta de regulación de su uso que, unido a la falta de conciencia medioambiental, se traduce en una utilización excesiva del recurso y provoca, como consecuencia, una degradación constante de los sistemas hídricos y de los ecosistemas asociados.

La perspectiva de la economía medioambiental ha sido la que he adoptado, principalmente, en este trabajo; pero también, al definir y aplicar el modelo input-output al caso de Andalucía en el capítulo primero, con el objetivo de mejorar el conocimiento de las relaciones entre el sistema económico y los recursos hídricos en la región, me he aproximado, en cierto sentido, al ámbito de la economía ecológica. Ahora bien, las opciones económicas analizadas y las soluciones propuestas son propias de la economía ambiental; básicamente, mecanismos económicos tradicionales (precios, mercados, etc.) adapta-

dos a la problemática de un recurso natural como es el agua, con el objetivo de mejorar la eficiencia económica en su uso y disfrute.

Haber adoptado dicho enfoque medioambientalista no significa, sin embargo, que las medidas que se proponen no contribuyan a alcanzar los objetivos propios de la economía ecológica. Muy al contrario, la eficiencia en el uso del agua se considera una condición necesaria, aunque no suficiente, para lograr la sostenibilidad en la gestión y uso del recurso. Las propuestas económicas realizadas (precios, mercados, políticas de gestión de la demanda) tienen como objetivo vincular el uso del agua, su demanda, al coste que supone la gestión del recurso; en el contexto actual de sensibilización medioambiental, esto supone, por lo general, incentivar un mejor aprovechamiento de los recursos existentes y, en consecuencia, una disminución de la demanda de agua, lo que contribuye de forma directa a la conservación y respeto del agua, objetivo último de la economía ecológica.

PROPUESTAS

He analizado en este trabajo el papel que pueden tener en la mejora de la gestión del agua en la región tres tipos de instrumentos económicos: las políticas tarifarias, el mecanismo de mercado y las políticas de gestión de la demanda. Además he avanzado en la definición de potenciales soluciones para lograr un uso eficiente del agua en el sector agrario. Considero que está más que justificada la particular atención a este sector, dada su gran importancia en el consumo de agua en la región y por las limitaciones que, según he podido descubrir, tienen los instrumentos económicos tradicionales (en particular las tarifas) para incentivar el uso eficiente del recurso en el sector.

• POLÍTICAS TARIFARIAS

El sistema tarifario de los servicios del agua vigente en Andalucía no se utiliza como instrumento de gestión del recurso: el uso del agua está fuertemente subvencionado; las estructuras tarifarias no incentivan su uso racional; y el sistema en cuestión no se aplica a un 40% de los usos consuntivos del agua.

Considero que sería posible mejorar el carácter incentivador de las políticas tarifarias si se establecieran en mayor medida sobre los principios de "quien consume paga" y "quien contamina paga", y se definieran estructuras tarifarias basadas en el coste marginal, como los sistemas de bloques crecientes, los estacionales y los sistemas binómicos. Estos sistemas constituyen un incentivo permanente para el uso racional del agua, dado que definen las tarifas en función del coste marginal que en cada momento supone la prestación de los servicios para la sociedad.

Por sí solo, sin embargo, el sistema tarifario no puede garantizar un uso racional del agua, en especial en el sector agrario. Resumo las razones: limitaciones en su ámbito de aplicación; dificultad de introducir en las tarifas el coste de oportunidad del uso del recurso; y existencia de fuentes del recurso, particularmente las aguas subterráneas, cuya explotación escapa, de hecho, a la regulación de la Administración Pública.

No considero oportuno definir un precio por el uso en sí del agua, independientemente de las tarifas que hacen referencia a los costes de su gestión y regulación. Aunque teóricamente factible, requeriría conocer el coste de oportunidad del uso del agua en cada momento lo que, dadas las particulares características del recurso, implica un elevado y complejo proceso de cálculo que, por lo que se, no se ha podido realizar hasta el momento.

Sí considero sin embargo oportuno ampliar el ámbito de aplicación del sistema actual de tarificación del agua para cubrir usos del agua no tarifados en la actualidad pero que sí suponen un coste para la sociedad (usos de aguas subterráneas, usos privados de aguas públicas, usos contaminantes de aguas en la agricultura...).

• **POLÍTICAS DE GESTIÓN DE LA DEMANDA Y CONSERVACIÓN DEL AGUA**

Hacen referencia, estas políticas, al conjunto de actuaciones que facilitan la obtención del mayor volumen posible de servicios hidráulicos con la mínima cantidad de agua, es decir, que permiten hacer lo mismo, o más, pero con menos agua, reduciendo la demanda de agua, mejorando la eficiencia en su uso y contribuyendo, de esta forma, a la conservación del recurso tanto en términos de calidad como de cantidad e incluyen:

- *programas de infraestructuras* - detección y eliminación de fugas en las redes, generalización del uso de contadores, gestión informática de los servicios...
- *programas de ahorro* - actividades educativas e informativas, definición de sistemas tarifarios eficientes...
- *programas de eficiencia* - renovación de dispositivos de fontanería y jardinería...
- *programas de sustitución* - proyectos de reutilización, reciclaje y desalación de aguas saladas o salobres...
- *programas de gestión* - auditorías hidráulicas, regulación sobre el uso del agua, definición y aplicación de programas de incentivos y descuentos.

Recomiendo vivamente la aplicación generalizada de estas políticas en Andalucía y en España por sus evidentes ventajas económicas - es más rentable para la sociedad ahorrar agua gestionando su demanda que aumentar su oferta mediante obras hidráulicas - y ambientales - la gestión de los recursos existentes permite reducir el consumo de agua y con ello la degradación y contaminación de los recursos hídricos, a un coste más bajo del que supondría su depuración o el dejar para la generación actual o las generaciones venideras un medio ambiente más degradado.

• *POLÍTICAS DE UTILIZACIÓN DEL MECANISMO DE MERCADO*

En el marco institucional vigente en nuestro país el mercado no constituye, en general, un mecanismo disponible para la asignación del recurso. No abogo por un cambio institucional que implique que el mercado se erija en el instrumento básico para la asignación de los recursos hídricos, pero mantengo que la definición de un marco que permita la transmisión temporal de derechos de uso del agua en circunstancias específicas, asegurando la no afección a terceros, puede contribuir a solucionar situaciones puntuales de ineficiencia en la asignación de los recursos hídricos provocadas por la excesiva rigidez del sistema de concesiones actual (por ejemplo en periodos de sequía). Este último marco permitiría aprovechar las posibilidades que ofrece el mercado en términos de eficiencia en la asignación, limitando al máximo los efectos negativos que su uso puede generar sobre terceros y sobre el medio ambiente.

• *POLÍTICAS ESPECÍFICAS PARA EL USO RACIONAL DEL AGUA EN LA AGRICULTURA*

El sector agrario tiene un enorme protagonismo en el uso del agua en Andalucía: consume más del 80% de los recursos hídricos disponibles y es el responsable del 85% de las necesidades directas e indirectas de agua que la economía requiere para generar su demanda final. Por ello, la solución al problema del agua en la región pasa necesariamente por la solución del problema del agua en este sector.

Pero la agricultura es, al mismo tiempo, clave en el desarrollo andaluz no sólo en términos de valor añadido y empleo, sino como factor básico para la sostenibilidad del territorio y del desarrollo rural de la región. Es necesario, por tanto, buscar soluciones que hagan compatible el crecimiento de este sector con la gestión sostenible de los recursos hídricos. Un crecimiento, en definitiva, basado en una mejor gestión de los recursos existentes, que podría conseguirse, como se desprende del análisis realizado, mediante la aplicación conjunta de:

- políticas tarifarias de estructuras binómicas;
- políticas de incentivación al abandono temporal o definitivo de los regadíos menos rentables desde el punto de vista económico y social;
- políticas de fomento de formas de gestión comunal de las aguas subterráneas de propiedad privada;
- políticas de apoyo a la introducción de sistemas de riego y gestión del agua más eficientes;
- definición de un marco institucional que permita la transmisión temporal de derechos de uso del agua en situaciones determinadas.

Las medidas que propongo implican un cambio en la forma de abordar el problema del agua. Un cambio obligado, ineludible, tanto desde la perspectiva de la solidaridad

intergeneracional como desde el punto de vista de la racionalidad económica. Ofrecen, todas ellas, incentivos para un uso más eficiente y racional del agua, al relacionar el valor del agua con su coste de provisión y, en este sentido, constituyen elementos necesarios para el desarrollo de una nueva cultura del agua, de un nuevo código ético para la gestión, el uso y el disfrute de los recursos hídricos.

EL AGUA EN EL FUTURO



Me planteo el problema del valor y el precio del agua en el futuro. En la aplicación realizada en el primer capítulo he calculado los precios-valor-agua para Andalucía, en otras palabras, los precios de los bienes y servicios producidos en la región cuando el agua se convierte en el factor productivo que determina el valor de la producción humana, y su desviación en términos relativos respecto a los precios actuales.

De acuerdo con los cálculos realizados, los precios-valor-agua del sector agrícola serían, en término medio, un 610% superiores a los precios actuales; los de la industria y la construcción lo serían un 4%, mientras que los de los servicios serían un 66% inferiores a los precios vigentes.

Dicho esto, llego a la conclusión, evidente por otra parte, de que una política de gestión del agua que relacionase los precios de los bienes con su contenido en agua en situación de máxima escasez de este recurso, movería los precios relativos de los bienes en las direcciones antes reseñadas: productos agrícolas relativamente más caros y servicios relativamente más baratos.

No se me oculta que la actual situación del agua no ha llegado a los niveles de escasez que justificaría un escenario de precios-valor-agua como el que aquí hemos analizado. Pero se me hace también evidente que, a muy largo plazo, y en un contexto de evolución progresiva hacia una optimización del uso de este recurso escaso, convendría que los precios relativos de los bienes y servicios producidos empezaran a reflejar con mayor claridad la escasez prevista en el futuro y se movieran paulatinamente en la dirección de los precios-valor-agua. En otras palabras, parece deseable, desde el punto de vista de la economía del agua, que los precios relativos de los productos más intensivos en agua mantengan durante las próximas décadas una tendencia al alza en relación con la media de los productos.

La economía funciona bien, cumple su papel en beneficio del hombre, cuando proporciona las señales adecuadas: señales que reflejan el valor que, en cada momento, tienen para la sociedad los distintos bienes y que incentivan pautas de consumo adecuadas. En el caso de los recursos naturales no renovables o de lenta renovación, como es el de los recursos hídricos, es fundamental que los precios reflejen progresivamente el acercamiento a los límites naturales y es indispensable que, desde el ámbito político, no se distorsionen estos mecanismos correctores automáticos de la escasez. En otras pala-

bras, y para expresarme tal vez con mayor claridad, no es bueno que se subvencione explícita o implícitamente el precio del agua y de otros recursos y que, de esta forma, se altere el efecto regulador que el precio o las tarifas pueden tener sobre el consumo.

También sería políticamente incorrecto plantear una disyuntiva entre la agricultura y el agua. La tendencia al crecimiento de los precios relativos de los bienes más intensivos en agua, básicamente los agrícolas y sus transformados, debe convertir estos productos en bienes superiores, más inelásticos al precio y más elásticos a la renta. Una evolución semejante repercutiría positivamente en el sector agrario, ya que le permitiría una mayor obtención de renta, constituiría una vía para su desarrollo sostenible en el futuro, y aseguraría, al mismo tiempo, un uso más eficiente y racional del agua.

La sostenibilidad de la gestión de los recursos hídricos, básica para el desarrollo integral y equilibrado de Andalucía en el futuro, es un complemento indispensable de una agricultura competitiva, capaz de desarrollar nichos estratégicos en los productos de valor añadido y con una demanda potencial más elevada. La riqueza de la agricultura andaluza ha seguido siempre, y debe seguir en el futuro, un camino evolutivo indisociable del uso del agua: de la más pobre agricultura de secano se pasa a la mayor riqueza del regadío; y, en nuestro tiempo, la riqueza agrícola de Andalucía está pidiendo el paso de un regadío con pérdidas e ineficiencias en el uso del agua a un modelo agrario basado en la gestión óptima de este recurso. Este es el reto económico que plantea el agua en Andalucía en el siglo XXI.

BIBLIOGRAFÍA

- Ackerman, S., "Market models for pollution control: the strengths and weaknesses", *Public Policy*, 25, 1977.
- AEAS, *Suministro de agua en España*, Asociación Española de Abastecimiento de Agua y Saneamiento, 1996.
- Aguilera Klink, Federico, "¿La tragedia de la propiedad común o la tragedia de la malinterpretación en economía?" en Aguilera Klink (Coordinador), *Economía del agua*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1992.
- Aguilera Klink, Federico, "Instituciones e instrumentos útiles para mejorar la gestión del agua" en *La economía del agua en España*, Naredo (ed.), Colección Economía y Naturaleza, Fundación Argentaria, Madrid, 1997.
- Aguilera Klink, Federico, "Instituciones e instrumentos útiles para mejorar la gestión del agua" en *La economía del agua en España*, Naredo (ed.), Colección Economía y Naturaleza, Fundación Argentaria, Madrid, 1997.
- Aguilera, F., *Problemas en la gestión del agua subterránea: Arizona, Nuevo Méjico y Canarias*, Universidad de la Laguna, Secretariado de Publicaciones, 1989.
- Alcaráz, Antonio J., "Tarifas Hidráulicas veinte años después", *Revista de Obras Públicas*, nº 3.357, septiembre, 1996.
- Arrojo, Pedro y Bernal, Estrella, "El regadío en Valle del Ebro" en *La Gestión del agua de riego*, López-Gálvez, J. y Naredo Pérez, J.M., (eds.), Colección Economía y Naturaleza, Fundación Argentaria, 1997.
- Arrojo, Pedro, *El agua a debate desde la Universidad; hacia una cultura del agua*, Prólogo, Congreso Ibérico sobre gestión y planificación de aguas, Zaragoza, 1998.
- Asociación Española de Empresas de Abastecimiento de Agua, *El suministro de agua potable en España*, 1994.
- Avellá, Llorenç, Carles, José y García, Marta, *El coste del Agua en la Comunidad Valenciana*, Departamento de Economía, Sociología y Política Agraria, Universidad Politécnica de Valencia, 1997.
- AWWA (American Water Works Association), *Alternative Rates, Manual of Water Supply Practices*, American Water Works Association, Denver, 1992.
- Ayres, R.U., "Materials/Energy Flows and Balances as a Component of Environmental Statistics" en Franz, A. y Stahmer (eds.), *Approaches to Environmental Accounting*, Heidelberg, 1993.
- Ayres, R.U., *Resources, Environment and Economics*, Nueva York, 1978.

- Azqueta, Diego, “La problemática de la gestión óptima de los recursos naturales” en Azqueta, D. y Ferreiro, A. (eds.), *Análisis y Gestión de los Recursos Naturales*, Alianza Editorial, Madrid, 1994.
- Baccini, P. y Brunner, O., *Metabolism of the Anthroposphere*, Springer, Berlín, 1991.
- Batista, J.A., “La falacia de los comunes abiertos; restricciones de acceso en un recurso de propiedad común” en *La gestión comunal de recursos; economía y poder en las sociedades locales de España y América Latina*, Chamoux, M. y Contreras, J. (eds.), Icaria-Institut Català d’Antropologia, Barcelona, 1996.
- Bauer, Carl J. “El mercado de aguas en California” en Embid, Antonio (ed.) *Precios y mercados del agua*, Cívitas, 1996.
- Bauer, Carl, “Los derechos de agua y el mercado: efecto e implicaciones del Código de Aguas de 1981” en *Revista de Derecho de Aguas*, vol. IV, Santiago de Chile, 1993.
- Baumol, «On the Proper Cost Tests for Natural Monopoly in a Multiproduct Industry», *American Economic Review*, 67, 809-22, 1977.
- Baumol, W. y Oates, W., *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press, Cambridge, 1988.
- Baumol, W., y Bradford, D., “Detrimental externalities and non-convexity of the production set”, *Economica*, mayo, 1972.
- Baumol, W.J. y Bradford, D.F., “Optimal departures from marginal cost pricing”, *American Economic Review*, 1970.
- Baumol, W.J., *Contestable Markets and the Theory of Industry Structure*, New York: Harcourt Brace Jovanovich, 1982.
- Baumol, W.J., *Superfairness*, MIT Press, Cambridge, MA., 1986.
- Benblidia, M., Margat, J., y Vallée, D., “L’eau en région méditerranéenne. Water in the Mediterranean Region” *Conférence euro-méditerranéenne sur la gestion locale de l’eau*, Marsella, noviembre de 1996.
- Benblidia, M., Margat, J., y Vallée, D., “Pénuries d’eau prochaines en Méditerranée?” en *Futuribles*, julio-agosto, 1998.
- Berg, Sanford V., y Tschirhart, *Natural Monopoly regulation; Principles and Practice*, Cambridge University Press, New York, 1988.
- Bhatia, R. y Falkenmark, M., “Water Resource Policies and the Urban Poor: innovative Approaches and Policy Imperatives”, *Conferencia Internacional sobre el Agua y el Medio Ambiente*, Dublín, Irlanda, enero de 1992.
- Boiteaux, M., “On the Management of public Monopolies Subject to Budgetary Constraints”, *Journal of Economic Theory*, 3, 219-40. Traducción del original francés de Etrica, 22-40, enero 1956.
- Boiteaux, M., “Sur la gestión des monopoles publics astreints a l’équilibre budgétaire”, *Econometrica*, enero 1956.
- Boiteux, M., “Le revenue distribuable et les pertes économiques”, *Econometrica*, abril, 1951.

- Boiteux, M., "Peak-Load Pricing", *Journal of Business*, 33, 157-79, 1960. Traducción del original en francés en Cahiers du séminaire d'Econométrie, 1951.
- Bontoux, L. "Wastewater Reuse: Ever more a resource for the future" en *IPTS Report, The IPTS Report*, IPTS, Comisión Europea, Sevilla, 1997.
- Bontoux, L., Bournis, N., y Papameletiou, D., "Opciones a Corto y a Largo Plazo para una Normativa Europea sobre la Concentración de Nitratos en el Agua Potable", *The IPTS Report*, IPTS, Comisión Europea, Sevilla, 1996.
- Bowen y Young, "Appraising Alternatives for Allocation and Cost Recovery for Irrigation Water in Egypt" en *Agricultural Economics*, N° 1, pp. 35-52, 1986.
- Braeutigam, R. R., *The Industrial Cogeneration of Electricity: An Investigation of Incentives and Efficiency*, Working paper, Northwestern University, 1986.
- Braeutigam, R., "An Analysis of Fully Distributed Cost Pricing in Regulated Industries", *Bell Journal*, 11, 182-96, 1980.
- Braeutigam, R., "Optimal Pricing with Intermodal Competition", *American Economic Review*, 69, 38-49, 1979.
- Braeutigam, Ronald, "Social optimal pricing with rivalry and economies of scale", *RAND Journal of Economics*, 15, 127-34, 1984.
- Brix, H., "Constructed wetlands for water quality enhancement and for environmental improvement" en *La Gestió de l'aigua regenerada*, Comunicacions de les Jornades Tècniques, Consorci de la Costa Brava, junio, 1998.
- Bromley, D. W., "Common property issues in international development" en *Bostid Developments* 5(1), 1985.
- Brookshire, D. et al., "Valuing Public Goods: A Comparison of Survey and Hedonic Approaches", *American Economic Review*, 72, 1, 1982.
- Brown y Caldwell, *Case studies of industrial water conservation in the San Jose area*, Informe elaborado para la ciudad de San Jose, CA, California Department of Water Resources, Sacramento, 1990.
- Brown y Caldwell, *Residential water conservation*, US Department of Housing and Urban Development, Office of Policy Development and Research, Washington, DC, 1984.
- Brown, L. e Ingram, H., "El valor comunitario del agua: consecuencias para los pobres y las zonas rurales del sudoeste" en *Economía del agua*, Aguilera Kink, F. (coordinador), Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1992.
- Brown, L., et al., "Transfers of Water Use in New Mexico" *WRRRI Report*, n° 267, New Mexico Water Resources Research Institute, New Mexico State University, 1992.
- Brown, S.T., y Sibley, D.S., *The Theory of Public Utility Pricing*, Cambridge University Press, 1986.
- Buchanan, J., "External diseconomies, corrective taxes and market structure", *American Economic Review*, marzo 1969.
- Burt, O. R., "Economic Control of Groundwater Reserves", *Journal of Farm Economics*, 48, 632-647, 1966.

- Burt, O. R., "Groundwater Storage Control under Institutional Restrictions", *Water Resources Research*, 6, 1540-1548, 1970.
- Burt, O. R., "Temporal Allocation of Groundwater", *Water Resources Research*, 3, 45-56, 1967.
- California Department of Water Resources, *The 1991 Drought Water Bank*, State of California, 1992.
- Carles Genovés, José, *Costes y precio del agua en la agricultura del Mediterráneo Occidental*, Departamento de Economía, Sociología y Política Agraria, Universidad Politécnica de Valencia, 1996.
- Carles, José, "La Administración Pública del agua" en *La Gestión del agua de riego*, López-Gálvez, J. y Naredo Pérez, J.M, (eds.), Colección Economía y Naturaleza, Fundación Argentaria, 1997.
- Carter, H., Vaux, H. y Scheuringm A., *Sharing Scarcity. Gainers and Losers in Water Marketing*, University of California, Agricultural Issues Centre, California, 1994.
- Carter, Harold; Vaux, Henry y Scheuring, Ann (eds.), *Sharing Scarcity: Gainers and Losers in Water Marketing*, University of California Agricultural Issues Center, 1994.
- Castro Morcillo, José, "Acciones sobre la demanda urbana" en el seminario *El desequilibrio hídrico en España*, Universidad Internacional Menéndez Pelayo, Santander, agosto, 1995.
- Castro, J. P., Martínez, C., y Rubio, S. J., "Modelo de Gestión de un acuífero" en Azqueta, D. y Ferreiro, A. (eds.), *Análisis y Gestión de los Recursos Naturales*, Alianza Editorial, Madrid, 1994.
- Chamoux, M. y Contreras, J., *La gestión comunal de recursos; economía y poder en las sociedades locales de España y América Latina*, Icaria-Institut Català d'Antropologia, Barcelona, 1996.
- Ciriacy-Wantrup S. V. y Bishop, R., "Common Property as a Concept in Natural Resources Policy", *Natural Resources Journal*, 15, págs. 713-727, 1975.
- Coase, R., "El problema del coste social" en Aguilera, F., y Alcántara, V., *De la economía ambiental a la ecología ecológica*, Icaria-Fuhem, 1994.
- Coase, R., "The problem of social cost", *Journal of Law and Economics*, 3, 1960.
- Coase, R.H., "The Marginal Cost Controversy", *Economica*, 13, 169-82, 1946.
- Consejería de Medio Ambiente, *Informe 1997 Medio Ambiente en Andalucía*, Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 1998.
- Consejería de Medio Ambiente, *La Tabla Input-Output Medioambiental de Andalucía, 1990*, Junta de Andalucía, 1996.
- Consejería de Obras Públicas y Transportes, *Acuerdo Andaluz por el agua*, Dirección General de Obras Hidráulicas, Consejería de Obras Públicas y Transportes, Junta de Andalucía, Sevilla, 1994.
- Conserv 90, *Xeriscap: A growing idea in water conservation*, nota de prensa, Ohio, febrero 1990.

- Corominas, Joan, "El regadío en el umbral del siglo XXI: Plan Nacional de Regadíos y Plan de Regadíos de Andalucía" ponencia presentada en el *XIV Congreso Nacional de Riegos*, Aguadulce, Almería, Junio de 1996.
- Cox, W., y Shabman, L., *Development of procedures for Improved Resolution of Conflicts Related to Interjurisdictional Water Transfer*, Virginia Water Resources Research Center, Virginia, 1985.
- Crew, M. y Kleindorfer, P., "Peak Load Pricing with a Diverse Technology" en *Bell Journal of Economics*, 7, 1976.
- Cummings, R. G. y Naercissiantz, V. "The use of water pricing as a means for enhancing water use efficiency in irrigation: case studies in Mexico and in the United States" en *Natural Resources Journal*, N° 32, pp. 731-755, 1992.
- Custodio, E., "Some aspects of groundwater pollution in Spain" en *International Water Management*, n° 14, pp. 1-14, 1991.
- Cuthbert, R., Lemoine, P., y Beck, R., "A Review of the Effectiveness of Conservation-Oriented Water Rate Structures" en Actas del Congreso de la *American Water Works Association de 1995*, AWWA, Anaheim, CA, Estados Unidos, 1995.
- Dales, *Pollution, Property and Prices*, University of Toronto Press, Toronto, 1968.
- Daly, H., *Economics, Ecology, Ethics: Essays towards a Steady-State Economy*, W. H. Freeman, San Francisco, 1980.
- Dasgupta, P.S., y Heal, G. M., *Economic Theory and Exhaustible Resources*, Cambridge University Press, 1979.
- Demsetz, H., "Toward a theory of property rights", *American Economic Review*, vol. 57, 1967.
- Denver Water, *Xeriscape Plant Guide*, Fulcrum Publishing: 1996.
- Dessus, G., *Document VI-5 of the UNIPEDE Congress*, en Bruselas, traducción en International Economic Papers I, London y New York: Macmillan, 1949.
- Dickie, M., Gerking, S., y Agee, M., "Health Benefits of Persistent Micropollutant Control: the Case of Stratospheric Ozone Depletion and Skin Damage Risks" en Opschorr, J. B. y Pearce, D. W. (eds.) *Persistent Pollutants: Economics and Policy*, Kluwer, 1991.
- Dietemann, *Seattle Resource Conservation Department*, Seattle Public Utilities, Seattle, 1998.
- Domínguez Vila, "El mercado de aguas en Canarias" en Embid, Antonio (ed.) *Precios y mercados del agua*, Cívitas, 1996.
- Dupuit, J., "On the Measurement of Utility of Public Works", *Annals des Ponts et Chaussées*, Second Series, 8, 1844.
- Eddy, N., "Water conservation program provides interim relief for Native American wastewater woes" *Small Flows*, 7(2), 1993.
- Environmental Protection Agency, *Costs and Benefits of reducing Lead in Gasoline: Final Regulatory Impact Analysis*, EPA-230-05-85-006, Washington D.C., 1985.
- EPA (Environmental Protection Agency), *Cleaner Water through Conservation*, EPA, Washington D.C., 1995.

- Estevan, A., “Las nuevas técnicas de gestión integral de la demanda eléctrica y su aplicación a la economía del agua” en *La economía del agua en España*, Naredo (ed.), Colección Economía y Naturaleza, Fundación Argentaria, Madrid, 1997.
- Estevan, Antonio, *Diseño de programas integrados de gestión de la demanda de agua: experiencias de gestión de la demanda y conservación del agua en California*, Secretaría de Estado de Aguas y Costas, Ministerio de Medio Ambiente, 1996.
- European Environment Agency (EEA), *Europe's Environment: The Dobbris Assessment*, Copenague, 1995.
- *Evaluación económica de la reutilización del agua residual*, Tesina de Especialidad, ETS Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, Universidad Politécnica de Cataluña, 1997.
- Faulhaber, Gerard, “Cross-subsidization: Pricing in Public Enterprises”, *American Economic Review*, 65, 966-77, 1975.
- Fisher, A. C., *Resource and Environmental Economics*, Cambridge University Press, Cambridge, 1979.
- Florida Commission, “Florida Commission makes water conservation recommendations” en *Water Works Journal*, 44(6), 1990.
- Gardner, B. D., “Institutional impediments to efficient water allocation”, en *Policy Studies Review*, vol. 5, n° 2, pp.353-364, 1985.
- Garrido, Alberto, “The Economics of Water Allocation. An Analysis of Marketing Options within the Agricultural Sector in the Guadalquivir Valley” en *Environmental Economics in the European Union*, San Juan, C., y Montalvo, A., (eds.), Mundi Prensa, Universidad Carlos III de Madrid, Madrid, 1997.
- Gascó, J.M, y Naredo J.M., “Spanish water accounts” en el Seminario *Environmental accounting for decision-making*, OCDE, París, julio, 1994.
- Gigantes, T., “The representation of technology in input-output systems”, en *Contributions to Input-Output Analysis*, vol. 1, North Holland, Amsterdam, 1970.
- Gisser, M., y Sánchez, D. A., Competition versus Optimal Control in Groundwater Pumping, *Water Resources Research*, 16, 638-642, 1980.
- Gleick, P. H., *Water in Crisis: A Guide to the World's Fresh Water Resources*, Oxford University Press, Washington D.C., 1993.
- Gleick, P., Gomez, S. y Morrison, J., *California Water 2020: A Sustainable Vision*, Pacific Institute in Oakland, California, 1995.
- Goldman, M.B, Leland, H., Sibley, D., “Optimal nonuniform pricing”, *Review of Economic Studies*, 51, 305-19, 1984.
- Gómez, Carlos, “Desarrollo sostenible y gestión eficiente de los recursos naturales” en Azqueta, D. y Ferreiro, A. (eds.), *Análisis y Gestión de los Recursos Naturales*, Alianza Editorial, Madrid, 1994.
- Grapek, H. Y., *Xeriscape: a Growing Program for Water Conservation*, Fonet, Colorado, 1996.

- Gray, Brian, "Water transfers in California: 1981-1989" en MacDonnel, L., (ed), *The Water Transfer Process; a Management Option for Meeting Changing Water Demands*, Report to U.S. Geological Survey, 1990.
- Griffith, F.P., "Policing demand through pricing" en *Journal of American Water Works Association*, Vol. 74, 6, 1982.
- Grisham, A. y Fleming, W., "Long term options for municipal water conservation", *Journal of the American Water Works Association*, 81 (3): 33, 1989.
- Hanke, S.H. y de Maré, L. "Residential Water Demand: A Pooled, Time Series, Cross Section Study of Malmö, Sweden", *Water Resources Bulletin*, Vol. 18, nº 4, 1982.
- Hardin, G., "The Tragedy of the Commons", *Science*, Vol. 162, nº 3859, pp. 1243-1248, 1968.
- Hartling, E.C., *Questions about recycled water demonstration project*, Sanitation District of Los Angeles County, California, 1995.
- Hartwick, J. M. y Olewilder, N. D., *The Economics of Natural Resource Use*, Harper & Row, New York, 1986.
- Hartwick, J. M., "Intergenerational Equity and the Investing of rents from Exhaustible Resources", *American Economic Review*, 67, 972-974, 1977.
- Herrington, P.R., "Water: A Consideration of Conservation", *Journal of the Royal Society of Arts*, Vol. 80, nº 5310, 1982.
- Hicks, J.R., "The Foundations of Welfare Economics", *Economic Journal*, 49, nº. 196, pp. 696-712, diciembre 1939.
- Hicks, J.R., *A Revision of Demand Theory*, Oxford England: Clarendon Press, 1986.
- Hicks, J.R., *Public Finance*, New York, 1947.
- Hotelling, H., "The general in relation to problems of taxation and of railways and utility rates", *Econometrica* 6(3), 1938.
- Hotelling, H., "The Economics of Exhaustible Resources", *Journal of Political Economy*, 39, 137-175, 1931.
- Howe, C., Schurmeier, D., y Shaw, D., "Enfoques innovadores en la asignación del agua: el potencial de los mercados del agua" en *Economía del agua*, Aguilera Klink, F. (coordinador), Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1992.
- Howe, C.W., "The Impact of Price on Residential Water Demand: Some New Insights" en *Water Resources Research*, Vol. 18, nº 4, 1982.
- Howe, C.W., "Water resources planning in a federation of states: Equity versus efficiency", *Natural Resources Journal*, vol. 36, 1996.
- Instituto de Estadística de Andalucía, *Contabilidad Regional y Tabla Input-Output de Andalucía, 1990*, Junta de Andalucía, 1994.
- Jean, M., "L'application de la théorie du coût marginal au tarif de vente d'eau dans un ouvrage à buts multiple", *UN Commission for Europe Seminar on Economic Instruments for Rational Utilisation of Water Resources*, Veldhove, 1987.
- Jensen, R., "Indoor water conservation", en *Texas Water Resources* 17 (4), 1991.

- JMM Consulting, *Water conservation analyses, evaluation, and long-range planning study*, Report to City San Jose, Walnut Creek, California, 1991.
- Johnson, L.L., *Incentives to Improve Elective Utility Performance*, RAND Corporation, Santa Monica, 1985.
- Just, R.E., Hueth, D.L. y Schmitz, A., *Applied Welfare Economics and Public Policy*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New York, 1982.
- Kaldor, N., "Welfare Propositions of Economics and Interpersonal Comparisons of Utility", *The Economic Journal*, 49, n°. 195, pp. 549-52, septiembre 1939.
- Karpiscak, M., Brittain, R., Gerba, C. y Foster, K., "Demonstrating residential water conservation and reuse in the Sonoran Desert: Casa del Agua and Desert House" en *Water Science and Technology* 24 (9), pp. 323-330, 1991.
- Katterl, A. y Kratena, K., *Reale Input-Output Tabelle und ökologischer Kreislauf*, Heinderberg, 1990.
- Kimber, R., "Collective actions and the fallacy of the liberal fallacy", *World Politics*, vol. 33, n° 2, 1981.
- Kinnersley, D., *Water Use and Consumption*, International Water Supply Association, London, 1980.
- Langord, J.J. y Heeps, D.P., *A Demand Management Strategy for Victoria*, Australia, 1985.
- Leontief, V., *The Structure of American Economy (1919-1939)*, 1951.
- Lewis, W.A., "The Two-Part Tariff", *Economica*, 8, 249-70, 1941.
- Llanos, José Antonio, *Financiación de los Organismos de cuenca*, Confederación Hidrográfica del Tajo, 1996.
- López Sanz, G., "El regadío en la Mancha Occidental y el Campo de Montiel" en *La Gestión del agua de riego*, López-Gálvez, J. y Naredo Pérez, J.M, (eds.), Colección Economía y Naturaleza, Fundación Argentaria, 1997.
- López, J., Juana, Y. y Río, F.J., "La reutilización integral de las aguas residuales urbanas en Vitoria" en *La Gestió de l'aigua regenerada*, Comunicacions de les Jornades Tècniques, Consorci de la Costa Brava, Junio, 1998.
- Losada, A. y López-Gálvez, J., "Gestión del regadío en el Campo de Dalías" en *La Gestión del agua de riego*, López-Gálvez, J. y Naredo Pérez, J.M, (eds.), Colección Economía y Naturaleza, Fundación Argentaria, 1997.
- Losada, Alberto, "Marco técnico a la gestión del agua de riego" en *La Gestión del agua de riego*, López-Gálvez, J. y Naredo Pérez, J.M, (eds.), Colección Economía y Naturaleza, Fundación Argentaria, 1997.
- MacDonnel, L. y Howe, C., "Protección de la zona de origen en los trasvases entre cuencas: Evaluación de métodos alternativos" en *Economía del agua*, Aguilera Klink, F. (coordinador), Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1992.
- Maestu, J., "Dificultades y oportunidades de una gestión razonable del agua en España: la flexibilización de régimen concesional" en *La economía del agua en España*, Naredo (ed.), Colección Economía y Naturaleza, Fundación Argentaria, Madrid, 1997.

- Maeztu, "Spain" en *Water Pricing Experiences; an International Perspective*, Dinar, A, y Subramaniam, A., (eds.), World Bank Technical Paper No. 386, The World Bank, 1997.
- MAPA, "Estudio de caracterización y tipificación de los regadíos existentes en la C.A. de Andalucía", *Plan Nacional de Regadíos*, Tomo I, Memoria, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Abril de 1995.
- MAPA, *Avance del Plan Nacional de Regadíos, Informe de Síntesis*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid, 1995.
- Margat, J., "Les ressources d'eau dans le monde et les prospectives d'utilisation dans le cadre des previsions des nouvelles technologies disponibles" en el simposium *La Economía del Agua*, Agbar, Barcelona, mayo de 1993.
- Margat, W., Viscusi, W. y Huber, J., "Paired Comparisons and Contingent Valuation Approaches to Morbidity Risk Valuation", *Journal of Environmental Economics and Management*, 15, 1987.
- Marin, A. y Psacharopoulos, G., "The Reward for Risk in the Labour Market: Evidence from the United Kingdom and a Reconciliation with Other Studies" *Journal of Political Economy*, 90, 1982.
- Marshall, A., (1879) "El agua como elemento integrante de la riqueza nacional", *Obras Escogidas*, Fondo de Cultura Económica, México, 1978.
- Marshall, A., *Principles of Economics*, London: Macmillan & Company Ltd., 1930.
- Martín Mendiluce, J.M^a., "Notas y comentarios al Plan Hidrológico Nacional", *Alegación presentada al Consejo Nacional del Agua*, 1993.
- Martínez García, J., *Programa de uso eficiente del agua en la ciudad de México*, Ciudad de México DDF, 1991.
- Marx, Carl, *El Capital; crítica de la economía política*, Vol I, Fondo de Cultura Económica, sexta reimpresión, México, 1974.
- Massachusetts Water Resources Authority, *MWRA honors Spalding Sports Worldwide for water conservation*, Boston, 1991, en Postel (1993).
- Maurits la Riviere, J. W., "Los recursos hídricos amenazados", *Investigación y Ciencia* N° 158, pp. 54-63, noviembre 1989.
- Metropolitan Water Authority, *Domestic water use in Perth, Western Australia*, Metropolitan Water Centre, Leederville, 1985.
- Miller, R. y Blair, P., *Input-Output Analysis: Foundations and Extensions*, Englewood Cliffs, New Jersey, Prentice-Hall, 1985.
- Milliman, J. W., "Commonality, the price system, and use of water supplies, *The Southern Journal*, 22, 426-437, 1956. Versión Castellana en Aguilera Klink (Coordinador), *Economía del agua*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1992.
- Ministerio de Obras Públicas y Transportes, *Memoria del Plan Hidrológico Nacional*, 1993.
- Mishan, E., *Los costes del desarrollo económico*, Barcelona, Oikos-Tau, 1971.
- Mitchell, B.M. y Vogelsang, I., *Telecommunications Pricing. Theory and Practice*, Cambridge University Press, Cambridge, Great Britain, 1991.

- Mitchell, B.M., *Incremental Cost of Telephone Access and Local Use*, Technical report R-3909-ICTF, RAND, julio 1990.
- Mitchell, R. y Carson, R., *Using Surveys to Value Public Goods: the Contingent Valuation Method*, *Resources for the Future*, Washington DC, 1989.
- Mohring, H., "The Peak Load problem with Increasing Returns and Pricing Constraints", *American Economic Review*, 60, 693-705, 1970.
- MOPT, *Plan Hidrológico Nacional, Memoria*, Ministerio de Obras Públicas y Transportes, Madrid, 1993.
- MOPTMA, *Libro Blanco de las Aguas Subterráneas*, Ministerio de Obras Públicas, Transporte y Medio Ambiente, y Ministerio de Industria y Energía, Madrid, 1994.
- MOPU, *El agua en España*, Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo, Madrid, 1995.
- Morlat, G. y Bessiere, F., *Vingt-cinq ans d'économie électrique*, París: Dunod, 1971.
- Mujeriego, R., "Evolución y perspectivas de la reutilización de aguas en España" en *La Gestió de l'aigua regenerada*, Comunicacions de les Jornades Tècniques, Consorci de la Costa Brava, junio, 1998.
- Mujeriego, R., Sala, J. y Martínez, S., *Gestión del agua residual regenerada utilizada para regar el Campo de Golf Mas Nou*, Séptima Memoria Anual, Sección de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Universidad Politécnica de Cataluña, 1996.
- Naciones Unidas *et. al.*, *System of National Accounts 1993*, Nueva York, 1993.
- National Agency of Environmental Protection, *Conclusions of the Water Price Committee*, Ministry of Environment, Copenague, Dinamarca, 1984.
- National Land Agency (NLA), Water Resources Department, *Water Resources in Japan: Present State of Water Resources Development, Conservation and Utilization*, Tokyo, diversos años.
- National Research Council, *Water Transfers in the West. Efficiency, Equity, and the Environment*, Washington D.C., National Academy Press, 1992.
- Neher, P. A., *Natural Resource Economics. Conservation and Exploitation*, Cambridge University Press, 1990.
- Nelson, J.O., "Water Conserving Landscapes Show Impressive Savings" en las Actas de *The National Conference and Exposition Offering Supply Options for the 1990s*, National Ground Water Association, Ohio, 1990.
- Nelson, J.R., *Marginal Cost Pricing in Practice*, Englewood Cliffs, NJ: Prentice-Hall, 1964.
- NEOS Corporation, *Technical assistance for the City of Lompoc: Energy savings through water conservation*, Western Area Power Administration, Conservation & Renewable Energy Program, Sacramento Area Office, California, 1990.
- Ng, Y. y Weisser, M., "Optimal pricing with a budget Constraint- The case of the two-part tariff", *Review of Economic Studies*, 41, 337-45, 1974.
- Nieto, A., "Legislación de aguas en Canarias" en *La Legislación del agua en las Comunidades Autónomas*, Embid, A. (ed.), Tecnos 1993.
- North, D. y Thomas, R., "The first Economic Evolution", *Economic History Review*, vol. 30, 1977.

- Nurizzo, C., Masotti, L., Dettori, P., Ciatti, L., “Industrial Water Reuse: The Case of the Prato Reclamation Plant” en *La Gestió de l'aigua regenerada*, Comunicacions de les Jornades Tècniques, Consorci de la Costa Brava, Junio, 1998.
- OCDE, *OECD Environmental Data: Compendium 1993/Données OCDE sur l'environnement: Compendium 1993*, OCDE, París, 1993.
- OCDE, *Pricing of Water Services*, OECD, París, 1987.
- OCDE, *Water Management in Industrialised River Basins*, OECD, París, 1980.
- OCU (Unión de Consumidores), *Compra Maestra*, nº 198, febrero 1997.
- OCU, “El agua del grifo”, en *Compra Maestra*, nº 198, Organización de Consumidores y Usuarios, Madrid, 1997.
- Oi, Walter, “A Disney Land Dilemma: two part tariffs for a Mickey Mouse Monopoly”, *Quarterly Journal of Economics*, 85, 77-96, 1971.
- Ojeda, F., “La desalación del agua para uso agrícola” en *La economía del agua en España*, Naredo (ed.), Colección Economía y Naturaleza, Fundación Argentaria, Madrid, 1997.
- Olson, M., *The Logic of Collective Action*, Cambridge, Harvard University Press, 1971.
- Organización Mundial de la Salud (OMS), Grupo de trabajo Regional sobre Gestión del Suministro de Agua, *Country Report: Singapore*, Kuala Lumpur, Malasia, 1990.
- Ostrom, E., “Issues of definition and theory; some conclusions and hypotheses” en *N.R.S.*, 1986.
- Panzar, “A Neoclassical Approach to Peak Load Pricing”, *Bell Journal*, 7, 521-30, 1976.
- Panzar, J.C. y Willig, R.D., “Free Entry and the Sustainability of Natural Monopoly”, *Bell Journal of Economics*, 8, 1-22, 1977.
- Pareto, V., *Cours d'Economie Politique*, Lausana, 1986.
- Pascual, J. y Pinyol, J., “Sobreexplotación de acuíferos y racionalidad económica: un modelo simple” en Pulido y otros, *La sobreexplotación de acuíferos*, Almería, 429-439, 1989.
- Pearce D.W. y Turner, R.K., *Economía de los recursos Naturales y del Medio Ambiente*, Colegio de Economistas de Madrid, Celeste Ediciones, 1995, traducido del original inglés, *Economics of Natural Resources and the Environment*, 1990.
- Pearce, D., *Economic values and the natural world*, Earthscan Publications Limited, London, 1993.
- Pearce, D., *Environmental Economics*, Longman, Londres, 1976.
- Pearson, F. H., “Study documents water savings with ultra-low-flush toilets” en *Small Flows*, nº 7(2), 1993.
- Pérez-Díaz, V., Mezo, J., y Álvarez-Miranda, B., *Política y economía del agua en España*, Círculo de Empresarios, Madrid, 1996.
- Perry, J., Vanderklein, E., *Water Quality; management of a natural resource*, Blackwell Science, EE UU, 1996.
- Petrella, R., *Manifiesto del Agua. Por un Contrato Mundial*, Revista Valenciana d'Estudis Autònomic, nº 24, edición separata, Valencia, 1998.

- Pezzey, John, *Economic Analysis of Sustainable Growth and Sustainable Development*, Working Paper 15, World Bank Environmental Department, Washington DC., 1989.
- Philips, L., *The Economics of Price Discrimination*, Cambridge University Press, London, 1983.
- Picardi, A. y Siefert, "A tragedy of the commons in the Sahel", *Technology Review*, vol. 78, 1976.
- Pigou, A.C., *A Study of Public Finance*, 3rd ed, London, 1947.
- Pigou, A.C., *The Economics of Welfare*, 4th ed, London, Macmillan, 1922.
- PNUD, *Conferencia Internacional del Agua*, París, marzo, 1998.
- Polanyi, K., "La economía como actividad institucionalizada" en Polanyi et al., *Comercio y Mercado en los imperios antiguos*, Labor, Barcelona, 1976.
- Postel, Sandra, *El último oasis: cómo afrontar la escasez de agua*, Ediciones Apóstrofe, Barcelona, 1993.
- Pound, R., *Las grandes tendencias del pensamiento jurídico*, Ariel, Barcelona, 1950.
- Pulido, A. y Fontela, E., *Análisis Input-Output; modelos, datos y aplicaciones*, Ediciones Pirámide, 1993.
- Randall, A., "Property Entitlements and Pricing Policies for a Maturing Water Economy", *The Australian Journal of Agricultural Economics*, vol. 25, n° 3, 1981.
- Rathnau, M., "Submetering = water conservation" en *Water Engineering and Management*, 138(3): 24-37, 1991.
- Rees, J.A., An Economic Approach to Waste Control: A Second Look; actas de simposio *An Understanding of Water Losses*, IWES, Londres, 1982.
- Ricardo, David, *The Principles of Political Economy and Taxation*, London: Macmillan & Company Ltd., 1829.
- Ríos, Mónica y Quíroz, Jorge, "The market of water rights in Chile: major issues" en *Cuadernos de Economía*, año 32, núm. 97, Santiago de Chile, 1995.
- RMI (Rocky Mountain Institute), *High-Efficiently Showerheads and Faucets*, Snowmass, Colorado, 1993.
- RMI (Rocky Mountain Institute), *Water Efficiency: a Resource for Utility Managers, Community Planners, and other Decisionmakers*, Snowmass, Colorado, 1991.
- RMI (Rocky Mountain Institute), *Water Efficiency: a Resource for Utility Managers, Community Planners, and other Decisionmakers*, Snowmass, Colorado, 1994.
- Rosegrant, Mark y Gazmury, Renato, "Reforming water allocation policy through markets in tradable water rights: lessons from Chile, Mexico and California", *Cuadernos de Economía*, año 32, núm. 97, Santiago de Chile, 1995.
- Rosse, J.N., "The sustainability of natural monopoly", *Department of Economics*, Stanford University, Stanford C.A., 1978.
- Ruggles, N., "Recent Developments in the Theory of Marginal Cost Pricing", *Review of Economic Studies*, 17-18, 107-26, 1949.
- Ruiz, J.M., "La situación de los recursos hídricos en España. 1992" en *La situación en el*

mundo 1993. Un informe del Worldwatch Institute sobre desarrollo y medio ambiente, coordinado por Brown, L. R., Madrid, 1993.

- Runge, C. F., "Common property and collective action in economic development", *World Development*, 1986.
- Sadan, E., y Ben-Zvi, R., "The Value of Institutional Change in Israel's Water Economy" en *Water Resources Research*, vol. 23, n° 1, 1987.
- Sala, L. y Millet, X., Aspectos básicos de la reutilización de las aguas residuales regeneradas para el riego de campos de golf, *Jornadas Técnicas de la Federación Española de Golf*, Madrid, marzo de 1997.
- Samuelson, P.A., *Foundations of Economic Analysis*, Cambridge, MA: Harvard U.P., 1954.
- Sánchez Chóliz, J., Bielsa, J. y Arrojo, P., "Valores Agua para Aragón", en La Roca y Sanchez (eds.), *Economía Crítica, Trabajo y Medio Ambiente*, Fundación de estudios e iniciativas sociolaborals, Universidad de Valencia, 1996.
- Schmidt, Ronald y Plaut, Steven, "La política Hidráulica de California e Israel" en *El Campo* n° 132, BBV, 1995.
- Schwartz, J., *Israel Water Sector Review; Past Achievements, Current Problems and Future Options*, Tahl Consulting Engineers, Tel Aviv, 1990.
- Shanan, L. y Berkowicz, S., "The context of locally managed irrigation in Israel; policies, planning and performance" en *Short Report Series on Locally Managed Irrigation*, Informe 10, International Irrigation Management Institute, Sri Lanka, 1995.
- Sherman, R. y George, A., "Second Best Pricing for the U.S. Postal Service", *Southern Economic Journal*, 45, 685-95, 1979.
- Shuval, H., "The development of water reuse in Israel" *Israel's Environment Bulletin*, (3), 1991.
- Silbergberg, E., *The Structure of Economics: A Mathematical Analysis*, New York: McGraw-Hill, 1978.
- Simon, B. y Anderson, D. "Water auctions as an allocation mechanism in Victoria, Australia" *Water Resources Bulletin*, 26(3), 1990.
- Smith, R., "Resolving the tragedy of the commons by creating private property rights in wildlife", *CATO Journal*, vol. 1, n° 2, 1981.
- Solow, R., "Intergenerational Equity and Exhaustible Resources", *Review of economic Studies, Symposium*, 29-45, 1974.
- Solow, R., "On the Intergenerational Allocation of Natural resources", *Scandinavian Journal of Economics*, 88, 141-155, 1986.
- Spulber, Daniel F., "Second-best pricing and cooperation", *RAND Journal of Economics*, 17, 239-50, 1986.
- Spulber, N. y Sabbaghi, A., *Economics of Water Resources: From Regulation to Privatization*, Kluwer Academic Publishers, 1994.
- Stahmer, C., Kuhn M. y Braun, N., *Physical Input-Output Tables for Germany, 1990*, Working Paper No. 2/1998/B/1, Eurostat, 1998.

- Stiglitz, J. E., "Growth With Exhaustible Natural resources", *Review of Economic Studies, Symposium*, 1974.
- Stone, Richard, *Input-Output and National Accounts*, OECD, 1961.
- Stone, Richard, *Process, Capacity and Control in an Input-Output System*, Cambridge, 1970.
- Strange, S., *States and Markets*, Basil Blackwell, Nueva York, 1988.
- Strauss, S. D., "Water management for reuse/recycle" en *Power*, nº 135 (5), pp. 13-23, 1991.
- Streit, S., *On-land treatment and disposal of municipal sewage agro-sanitary integration; the Israeli experience*, Banco Mundial, Washington D.C., marzo 1992.
- Sumpsi Viñas y colaboradores, *Estudio sobre la economía del agua y la competitividad de los regadíos españoles*, Universidad Politécnica de Madrid, 1995.
- Sumpsi, J.M. et al., *Estudio sobre la economía del agua y la competitividad de los regadíos españoles*, Vol 1, Departamento de Economía y Ciencias Sociales y Agrarias, Universidad Politécnica de Madrid, 1996.
- Sweeting, C., *Drop by drop: water conservation in Iowa City*, Iowa City Water Division, Iowa, 1996.
- Tahal, *Israel Master Plan*, Intermediate Report 47, Tel Aviv, Israel, 1988.
- Thomas, J.F., Syme, G.J., y Gosselink, Y.F., "Household Responses to Changes in the Price of Water in Perth" ponencia presentada en el Hobart *Hydrology and Water Resources Symposium*, noviembre 1983.
- Thompson, Barton, "Institutional perspectives on water policy and markets" en *California Law Review*, vol. 81, 1993.
- Tietenberg, T., *Emissions Trading*, Resources for the Future, Washington DC, 1985.
- Tietenberg, T., *Environmental and Natural Resource Economics*, Harper Collings Publishers, New York, 1992.
- Tisdell, J.G. y Harrison, S.R., "Estimating an Optimal Distribution of Water Entitlements" en *Water Resources Research*, N° 28, pp. 3111-3117, 1992.
- Towry, J. y Shulmister, D., "Water Conservation Pioneers" *Quality Cities '90*, mayo, 1990.
- USEPA, *Manual: Guidelines for water reuse*, EPA/625/R-92/004, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC, 1992.
- USEPA, *Xeriscape Landscaping Preventing pollution and using resources efficiently*, EPA/840/B/93/001, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, DC, 1993.
- Valiron, F., "Coût et prix de l'alimentation en eau et de l'assainissement", *Gestion des eaux*, 1991.
- Vergara Blanco, Alejandro, "El mercado de aguas en el derecho chileno. Titularidades privadas y libertad de transacción" en Embid Irujo, Antonio (ed.) *Precios y mercados del agua*, Cívitas, 1996.
- Vergara, J., *Economía política y modelos multisectoriales*, Tecnos, Madrid, 1979.
- Vergés, Claude, "L'aigua regenerada com a nou producte dins del mercat de l'abastament

- y del sanejament de les aigües” en *La Gestió de l'aigua regenerada*, Comunicacions de les Jornades Tècniques, Consorci de la Costa Brava, junio, 1998.
- Wade, R., “Common property resource management in South Indian villages” en *Common Property Resource Management*, Washington DC, National Academy Press, 1986.
 - Wade, R., “La gestión de los recursos de propiedad común: la acción colectiva como alternativa a la privatización o a la regulación estatal, en Aguilera Klink (Coordinador), *Economía del agua*, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, 1992, del original en *Cambridge Journal of Economics*, Vol. 11, 1987.
 - Wade, W. et al., *Cost of Industrial Water Shortages*, California Urban Water Agencies, San Francisco, 1991.
 - Wahl, R. y Davis, R., “Satisfying Southern California’s thirst for water: efficient alternatives” en Frederick, K. (ed.) *Scarce Water and Institutional Changes*, Resources for the future, Washington, 1986.
 - Water Allocation Department, *Water in Israel, 1962-1985*, Ministry of Agriculture, Ha-Kiryat, Tel Aviv, Israel, 1986.
 - Webwe, J.A., *Forecasting Demand and Measuring Price Elasticity*, 1989.
 - Weitzman, M., “Prices vs. quantities”, *Review of Economic Studies*, 41, octubre 1974.
 - Welhs, D.F., Welch, W. y Duble, “Landscape water conservation...xeriscape” en *Water Management Monthly*, 1993.
 - Whitcomb, J. B., “Water reductions from residential audits” en *Water Resources Bulletin* 27(5) pp. 761-767, 1991.
 - Wilchens, D., “Motivating reductions in drain water with block rate prices for irrigation water” en *Water Resources Bulletin*, N° 27, Vol. 4. pp. 585-592, 1991.
 - Willey, Z., *Economic Development and Environmental Quality*, 1985.
 - Willey, Z., *Economic Development and Environmental Quality*, California: Department of Water Resources, 1985.
 - Williamson, O.E., “Peak-Load Pricing and Optimal Capacity under Indivisibility Constraints”, *American Economic Review*, 56, 810-27, 1966.
 - Willig, Robert, “Pareto-superior non-linear outlay schedules”, *Bell Journal of Economics*, 9, 56-69, 1978.
 - Willis, K. y Benson, J., “Valuation of Wildlife: A Case Study on the Upper Teesdale Site of Special Scientific Interest and Comparison of Methods in Environmental Economics” en Turner R. K. (ed.), *Sustainable Environmental Management: Principles and Practice*, Belhaven Press, Londres, 1988.
 - Wilson, Robert, *Non-linear pricing*, Graduate School of Business, Standford University, 1989.
 - World Commission on Environment and Development, *Our Common Future*, Oxford University Press, Oxford, 1987.
 - World Resources Institute, *World Resources 1990-1991*, Part II, World Resources Institute/ International Institute for Environment and Development, Washington, 1991.

- Zajac, *Fairness or Efficiency: An introduction to Public Utility Pricing*, Cambridge, M.A.: Ballinger, 1978.
- Zamora, J, Kneese, A.V, y Erikson, E., "Pricing Urban Water: Theory and Practice in Three Southwestern Cities" en *The Southwestern Review of Management and Economics*, Vol. I, N° 1, 1981.
- Zimmerman, E. W., *Introducción a los recursos mundiales*, H. L. Hunker, Barcelona, 1967.

OBRAS PUBLICADAS POR EDICIONES DE LA UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DE MADRID

Colección Estudios

1. VARIOS: *Auguralia. Estudios sobre Lenguas y Literaturas Griegas y Latinas.* (Editados por Manuel Fernández Galiano.) 1984.
2. MORENO CABRERA, Juan Carlos: *Lógica formal y lingüística. Una introducción a la gramática de R. Montague.* 1985
3. PÉREZ CANTO, María Pilar: *Lima en el siglo XVIII. Estudio socioeconómico.* 1985.
4. MOYA, Gonzalo: *Gonzalo R. Lafora. Medicina y cultura en una España en crisis.* 1985.
5. STRUKOV, Boris A., y LEVANYUK, Arkadi P: *Principios de ferroelectricidad.* Traducción de Fernando Agulló Rueda. 1988.
6. MARTEN ULIARTE, Iván: *Planificación estratégica en empresas diversificadas: análisis de la cartera.* 1987.
7. GARRIDO GONZÁLEZ, Elisa: *Los gobernadores provinciales en el Occidente Bajo Imperial.* 1987.
8. NÚÑEZ RUIZ, Diego: *La mentalidad positiva en España.* 1987.
9. SÁNCHEZ MARTÍNEZ, Guillermo: *Guerra a Dios, a la tisis y a los reyes: Francisco Suñer y Capdevilla, una propuesta materialista para la segunda mitad del siglo XIX español.* 1987.
10. JIMÉNEZ FERNÁNDEZ, Alfonso: *Marcadores emocionales en la conducta vocal.* 1987.
11. ALONSO TRONCOSO, Victor: *Neutralidad y Neutralismo en la Guerra del Peloponeso (431-404 a. C.).* 1986.
12. HERNÁNDEZ, Eugenio: *Algebra y Geometría.* 1987.
13. LIZCANO ÁLVAREZ, Jesús: *La dimensión integral de la empresa: un modelo contable.* 1987.
14. ROSELLÓ IZQUIERDO, Eufrasia: *Contribución al Atlas Osteológico de los Teleosteos Ibéricos. I. Dentario y Articular.* 1988.
15. RODRÍGUEZ VICENTE, M^a Encarnación (ed): *San José de Gracia y San Antonio de Arrona. Economía y sociedad en dos haciendas mineras de Sinaloa en el siglo XVIII.* 1989.
16. HERRERA, Emilio: *Memorias.* Edición de Thomas F. Glick y José M. Sánchez Ron. 1988.
17. DOMÍNGUEZ LOZANO, Pilar: *Las circunstancias personales determinantes de la vincula-*

- ción con el Derecho Local. Estudio sobre el Derecho Local Altomedieval y el Derecho Local de Aragón, Navarra y Cataluña (siglos IX-XV). 1988.*
18. CALERO, Antonio M.: *Estudios de Historia: 1. El libro de la Monarquía (de Alfonso XII a Juan Carlos I). 2. Granada contemporánea.* 1989.
 19. MORENO HERNÁNDEZ, Amparo: *Perspectivas psicológicas sobre la conciencia. Su desarrollo en relación con la acción.* 1989.
 20. BENAVIDES LUCAS, Manuel: *De la ameba al monstruo propicio. Raíces naturalistas del pensamiento de Ortega y Gasset.* 1988.
 21. ROSA, Alberto; QUINTANA, José, y LAFUENTE, Enrique (ed.): *Psicología e Historia. Contribución a la investigación en Historia de la Psicología. I. Simposio de Historia de la Psicología.* 1989.
 22. RAMOS SAINZ, María Luisa: *Estudio sobre el ritual funerario en las necrópolis fenicias y púnicas de la Península Ibérica.* 1989.
 23. FERNÁNDEZ, J.; CUSSO, F.; GONZÁLEZ R., y GARCÍA SOLE, J. (ed): *Láseres sintonizables de estado sólido y aplicaciones.* 1989.
 24. RODRÍGUEZ CACHO, Lina: *Pecados sociales y literatura satírica en el siglo XVI. Los coloquios de Torquemada.* 1989.
 25. PÉREZ MANZANO, Mercedes: *Culpabilidad y prevención.* 1990.
 26. PARDO MERINO, Antonio; ALONSO TAPIA, Jesús: *Motivar en el aula.* 1990.
 27. MADRAZO, Santos y PINTO, Virgilio: *Madrid en la época moderna: espacio, sociedad y cultura.* Coloquio celebrado los días 14 y 15 de diciembre de 1989. Editado por la UAM y Casa de Velázquez. 1991.
 28. KARLSSON, Fred: *Gramática básica del finés.* 1991.
 29. DUOANDIKOETXEA ZUAZO, Javier: *Análisis de Fourier.* 1991.
 30. LANZA, Ramón: *La Población y el Crecimiento Económico de Cantabria en el Antiguo Régimen.* 1991.
 31. PÉREZ ECHEVERRÍA, M^a del Puy: *Psicología del Razonamiento Probabilístico.* 1990.
 32. LOLO, Begoña: *La música en la Real Capilla de Madrid. José de Torres y Martínez Bravo (h. 1670-1738).* 1990.
 33. MONTOYA, M^a Ángeles, y FRÍAS, Juan Carlos: *La Condición obrera hace un siglo.* 1991.
 34. PEREZ-PRAT DURBAN, Luis: *Cooperación política y Comunidades Europeas en la aplicación de Sanciones económicas internacionales.* 1991.
 35. ARROYO ILERA, Fernando, y FERNÁNDEZ GARCÍA, Felipe: *Aproximación al conocimiento del confort térmico urbano de Madrid.* 1991.
 36. CRESPO, Emilio, GARCÍA RAMÓN, José Luis, y otros: *Homérica.* 1992.
 37. MIGUEL APARICIO, Elena de: *El aspecto verbal en la sintaxis del español: perfectividad e impersonalidad.* 1992.
 38. REYERO, Carlos: *París y la crisis de la pintura española, 1799-1889 (del Museo del Louvre a la torre Eiffel).* 1993.
 39. FERREIROS DOMÍNGUEZ, José: *El nacimiento de la teoría de conjuntos, 1854-1908.* 1993.
 40. FLAQUER MONTEQUI, Rafael: *La opinión pública alicantina durante la Guerra Civil (1936-1939).* 1994.
 41. GARCÍA-BERMEJO OCHOA, Juan Carlos: *Introducción a las comparaciones de confianza.* 1994.
 42. RODRÍGUEZ PEQUEÑO, Fco. Javier: *Ficción y géneros literarios.* 1995.
 43. NÁÑEZ FERNÁNDEZ, Emilio: *Diccionario de construcciones sintácticas del español. Preposiciones.* 1995.
 44. CAUDET, Francisco: *Zola, Galdós, Clarín. El Naturalismo en Francia y España.* 1995.

45. BERNIS, Cristina; ARIAS, Silvia; CASTRO, Sonia; DÍAZ, Beatriz; FERNÁNDEZ, Victoria; MONTERO, Pilar; ROBLES, Francisco; VAREA, Carlos: *Cambios globales en los estilos de vida y sus consecuencias sobre la salud reproductora*. 1996.
46. ZAMORA BONILLA, Jesús P.: *Mentiras a medias. Unas investigaciones sobre el programa de la verosimilitud*. 1996.
47. MARTÍN, Pablo, y SALAS, Carlos (Ed.s): *Cuestiones de integración y desarrollo*. 1996.
48. BECERRA, Eduardo: *Pensar el lenguaje; escribir la «escritura»*.
49. FERNÁNDEZ ALBADALEJO, P.; MARTÍNEZ MILLÁN, J., y PINTO CRESPO, V. (Coords.): *Política, religión e inquisición en la España moderna. Homenaje a Juan Pérez Villanueva*.
50. RODRÍGUEZ ESTEBAN, J. A.: *Geografía y colonialismo. La Sociedad Geográfica de Madrid (1876-1936)*. 1996.
51. AA.VV.: *Los S.I.G. y el análisis espacial en arqueología*. 1997.
52. VALENZUELA RUBIO, M. (Coordinador): *Los turismos de interior. El retorno a la tradición viajera*. 997.
53. CUESTA ABAD, J. M.: *Las formas de Sentido. Estudios de Poética y Hermenéutica*. 1997.
54. CANTO DE GREGORIO, A. M.: *Epigrafía Romana de la Beturia Céltica (E.R.B.C.)*. 1997.
55. GÓMEZ CABIA, F.: *Estructura y actualidad del pensamiento de Mijail Bajtin*. 1997.
56. AA.VV.: *Ciencia, técnica y cultura. Homenaje a la figura y la obra de Carlos París*. 1998.
57. SERRADILLA CASTAÑO, A. M.: *El régimen de kis verbos de entendimiento y lengua en español medieval*. 1998.
58. MARTÍN GARCÍA, J.: *La Morfología Léxico-Conceptual: las palabras derivadas con RE-*.
59. DE LA FUENTE GARCÍA, V., y ORTÚÑEZ RUBIO, E.: *Biosistemática de la sección FESTUCA del género FESTUCA L. (Poaceae) en la Península Ibérica*. 1998.
60. MORALEJA JUÁREZ, A.: *Bastasar Gracián: forma política y contenido ético*. 1999.
61. COLUBI LÓPEZ, M.: *Boskovic y la visión mecánica de la naturaleza (1740-1785)*. 1999.
62. C. PIÑERO GIL, E., y SOMACARRERA ÍÑIGO, P. (Eds.): *Visions of Canada approaching the millennium*. 1999.
63. GRANADOS MARTÍNEZ, I. y TORO VELASCO, M. (Eds.): *Conservación de los lagos y Humedales de Alta Montaña de la Península Ibérica*. 2000.
64. SÁNCHEZ MORENO, E.: *Vetones: historia y arqueología de un pueblo prerromano*. 2000.
65. QUERON SANZ, J.M.: *Cruzadas y literatura: El Caballero del Cisne y la leyenda genealógica de Godofredo de Bouillon*. 2000.
66. SALEH ALKHALIFA, W.: *Siglo y medio de teatro árabe (contenido tradicional y teatro)*. 2000.
67. MARTÍNEZ DE PISÓN, E.: *Estudios sobre el paisaje*. 2000.
68. GÓMEZ, J.: *Individuo y sociedad en las comedias (1580-1604) de Lope de Vega*. 2000.
69. ALDA MEJÍAS, S.: *La participación indígena en la construcción de la república de Guatemala, S. XIX*.
70. NÁÑEZ FERNÁNDEZ, E.: *Diccionario de construcciones sintácticas del español. Preposiciones*.
71. VÁZQUEZ BUENO, P.; TORRES CEBADA, T., y MARTÍN LEÓN, N. (Eds.): *Los materiales moleculares en España en el umbral del siglo XXI*.
72. CABADA GÓMEZ, Manuel: *Teoría de la (endo)lectura literaria del Quijote*. 2001
73. FERNÁNDEZ, TEODOSIO; PALACIOS, AZUCENA; PATO, ENRIQUE. *El indigenismo americano*. 2001.
74. VICENT, ALFREDO. *Fernando Ferandiere (ca. 1740 - ca. 1816) Un perfil paradigmático de un músico de su tiempo en España*. 2002

Colección de bolsillo

1. REMIRO BROTONS, Antonio (ed.): *La amenaza de guerra nuclear*. 1985.
2. DEPARTAMENTO DE FILOLOGÍA LATINA: *Textos latinos anotados*. 1984.
3. FERNÁNDEZ GARCÍA, Felipe: *El clima de la meseta meridional. Tipos de tiempo*. 1985.
4. HERRÁEZ, Isabel; LÓPEZ, Jerónimo; RUBIO, Luisa, y FERNÁNDEZ, María Eladia (ed.): *Residuos urbanos y medio ambiente*. 1989.
5. VAUGHAN, Charles Richard: *Viaje por España en 1808*. Introducción, traducción y notas de Manuel Rodríguez Alonso. 1987.
6. DUCE, María Rosario (ed.): *Menores. La experiencia española y sus alternativas*. 1987.
7. MAS HERNÁNDEZ, Rafael; GÓMEZ MENDOZA, Josefina; LUNA RODRIGO, Gloria; MOLLA RUIZ-GÓMEZ, Manuel, y SÁEZ POMBO, Ester: *Ghetos universitarios. El campus de la Universidad Autónoma de Madrid*. 1987.
8. FEO PARRONDO, Francisco: *Propiedad, usos del suelo y diversificación económica en el suroeste madrileño*. 1987.
9. ARISTÓFANES: *La asamblea de las mujeres. Lisístrata. Las tesmoforiantes*. Edición de Luis M. Macía Aparicio y Jesús de la Villa Polo. 1987.
10. FIDALGO HIJANO, Concepción: *La transformación humana del paisaje en la Serranía de Atienza*. 1987.
11. PAJARÓN SOTOMAYOR, Rocío: *La educación física de la mujer en España. Perspectiva de la segunda mitad del siglo XIX*. 1987.
12. RODRÍGUEZ BLANCO, María Eugenia; CRESPO GÜEMES, Emilio; LEDESMA PASCAL, Amanda; MACÍA APARICIO, Luis M.; MAQUIERIA RODRÍGUEZ, Helena; STRIANO CORROCHANO, Araceli, y VILLA POLO, Jesús de la: *Alcibíades. Antología de textos con notas y comentarios*. 1988.
13. JAQUE RECHEA, Francisco; RUEDA SERÓN, Antonio, y SÁNCHEZ LÓPEZ, Carlos: *Un análisis de las relaciones Universidad-Empresa: realidades y posibilidades*. 1987.
14. BALSÁ, Jesús; SANTIAGO, José María y NARANJO, José María (ed.): *Estudios de Etología. Primeras Jornadas de Etología de la Universidad Autónoma de Madrid*. 1988.
15. URRUTIA NÚÑEZ, Angel: *Arquitectura doméstica moderna en Madrid*. 1988.
16. BROENS, Nicolás: *Monarquía y capital mercantil: Felipe IV y las redes comerciales portuguesas (1627-1635)*. 1989.
17. MARRAUD GONZÁLEZ, Huberto: *Teoría de Modelos Elemental*. 1990.
18. ALONSO TAPIA, Jesús: *Motivar en la adolescencia: Teoría, evaluación e intervención*. 1992.
19. MARTÍNEZ MILLÁN, José (ed.): *Instituciones y élites de poder en la Monarquía Hispánica durante el siglo XVI*. 1992.
20. ORDÁÑEZ GALLEGU, A.: *Lenguaje médico. Estudio sincrónico de una jerga*. 1992.
21. PARADELA ALONSO, Nieves: *El otro laberinto español. Viajeros árabes a España entre el siglo XVII y 1936*. 1993.
22. MARTÍN ROJO, Luisa; GÓMEZ ESTEBAN, Concepción; ARRANZ LOZANO, Fátima y GABI-

- LANDO PUJOL, Ángel (eds.): *Hablar y dejar hablar (Sobre racismo y xenofobia)*. 1994.
23. BAYÓN CERDÁN, Julio: *Conocimiento y Poder*. 1995.
24. GÓMEZ MENDOZA, Josefina; LÓPEZ ONTIVEROS, Antonio; MARTÍNEZ DE PISÓN, Eduardo; ORTEGA CANTERO, Nicolás; QUIRÓS LINARES, Francisco: *Geógrafos y naturalistas en la España contemporánea: Estudios de historia de la ciencia natural y geográfica*. 1995.
25. ROMERALES, Enrique: *El problema del mal*. 1995.
26. YRAOLA, Aitor (Comp.): *Historia contemporánea de España y cine*. 1997.
27. DE LA TORRE, Isabel (Coord.): *El sentido de la vida*. 1997.
28. VV.AA.: *Lejos de los cipreses y otros cuentos* (VII Concurso de Cuentos de la UAM). 1999.
29. BENITO DE LUCAS, J.: *Vida y poesía en José Hierro*. 1999.
30. V.V.A.A.: *Última compasión y otros cuentos*. (VIII Concurso de Cuentos de la UAM). 2000.
31. ÁNGELA D.BUSCALIONI.: *Mur*. 2000.
32. ALFONSO J. IGLESIAS VELASCO.: *El proceso de paz en Palestina*. 2000.
33. AGUADO OREA, J.Javier.: *Adquisición de los complementos pronominales personales en español*. 2000
34. RÓDENAS VILAR, Rafael.: *Maestros de escuela en el Madrid de los Austrias*. 2000.
35. FERNÁNDEZ ALBADALEJO, P., y ÁLVAREZ ALONSO, C. (Coords.): *Stile Fiorentino. Venti-cinco años de los Quaderni Fiorentini per la storia del Pensiero Giuridico Moderno*.
36. VV.AA.: *Con el azul de tus sueños y la oscuridad de la noche* (IX Concurso de Cuentos de la UAM). 2001.
37. GONZALO, JULIO A. *Los últimos trece mil millones de años...* 2002.

Documentos de Trabajo

1. GOSÁLVEZ, J., y GARCÍA DE LA VEGA, C.: *Seminarios de Citogenética*. 1995.
2. FERNÁNDEZ-PIQUERAS, J., y TALAVERA, A.: *Avances en Genética Molecular Humana*. 1995.
3. GRACIANI PÉREZ-R., A.; RODRÍGUEZ ARTALEJO, F.; BANEGAS BANEGAS, J. R.; HERNÁNDEZ VECINO, R., y DEL REY CALERO, J.: *Consumo de alimentos en España en el período 1940-1988. Una estimación a partir de balance alimentario*. 1996.
4. MATEOS SANZ, M.^ª del M.: *Mente y computación*. 1995.
5. FROUFE, M.: *El inconsciente cognitivo. Datos, teorías y aplicaciones*. 1996.
6. TAKAGI, K.: *Manual de lengua japonesa*. 1996.
7. ALONSO, E.: *Curso de Teoría de la Computación*. 1996.
8. GARCÍA DE LA CRUZ, J. M., y MARTÍN URBANO, P.: *La eficacia espacial del transporte terrestre español. Datos, teorías y aplicaciones*. 1996.
9. LIRAS, A.: *Cuestiones prácticas de enzimología*. 1996.
10. GONZÁLEZ CASADO, J. M.: *Manual de Geología*. 1996.
11. ROLLINSON, P.: *An Introduction to Academic Writing. Writing Essays in English*. 1996.
12. MARTÍN URIZ, A., y WHITTAKER, R.: *Meanings in Texts. Reading Strategies for University Students*. 1996.
13. LARA, F.; GARCÍA-VILLARACO, A.; ILUSTRAC. GALICIA, D.: *Manual de prácticas de botánica. Laboratorio de Biología Ciencias Ambientales*. 1997.
14. DE JUAN FERNÁNDEZ, A.: *Los valores atípicos en econometría. 1 el modelo lineal general*. 1997.
15. FACULTAD DE DERECHO: *Programa Practicum Iuris*. 1999.
16. JIMÉNEZ ZAMUDIO, R.: *Inscripciones sumerias de las estatuas de Gudea de Lagash. Texto transliterado y cuneiforme con notas, léxico y signario*. 1997.
17. FACULTAD DE DERECHO: *Derecho Civil I. Casos prácticos*. 1997.
18. ROMERALES, E.: *Concepciones de lo divino. Introducción al Teología Filosófica*. 1997.
19. MAQUIEIRA D'ANGELO, V.: *Revisiones y críticas feministas desde la Antropología Social. Las contradicciones de Edward Westermarck: un reformador de la sexualidad*. 1997.
20. VALIENTE FERNÁNDEZ, C.: *Políticas públicas de género en perspectiva comparada: La mujer trabajadora en Italia y España (1990-1996)*. 1997.
21. FOLGUERA, P.: *Historia de la unidad europea*. 1997.
22. GONZÁLEZ VELASCO, J.: *Electrocatalisis. Su relevancia en la resolución de problemas energéticos y medioambientales*. 1997.
23. PÉREZ CANTÓ, M.^ª P., y MÓ ROMERO, E.: *De Reinos a Repúblicas. Una aproximación a la historia de la América hispana*. 1997.
24. DE JUAN FERNÁNDEZ, A.: *Los valores atípicos en econometría. 2. Modelos univarian-*

- tes de series temporales. 1997.
25. GARCÍA-BARROS, E. (Coord.): *Prácticas de Zoología General*. 1997.
 26. FACULTAD DE DERECHO: *Derecho Civil.II. Casos prácticos*. 1997.
 27. OCEJA FERNÁNDEZ, Luis V., y BERENGUER SANTIAGO, J.: *Cuaderno de prácticas de psicología social*. 1998.
 28. MARRAUD, H.: *Introducción a la Teoría de los Sistemas Deductivos*. 1998.
 29. FERNÁNDEZ RICO, J., y GARCÍA DE LA VEGA, J. M. (Eds.): *Temas actuales de Química Cuántica*. 1998.
 30. FACULTAD DE DERECHO: *Derecho civil III. Casos prácticos*. 1998.
 31. MORENO CABRERA, J. C.: *Materiales para un curso de sintaxis general*. 1998.
 32. PARADELA ALONSO, N.: *Manual de sintaxis Árabe*. 1998.
 33. SEGURA CABRAL, J. M.: *Manual de ecografía digestiva*. 1998.
 34. FACULTAD DE DERECHO: *Derecho Civil IV. Casos prácticos*. 1998.
 35. HUERTAS MARTÍNEZ, J. A.; RODRÍGUEZ MONEO, M.^a, y SOTILLO MÉNDEZ, M.^a: *Prácticas de Motivación y Emoción*. 1999.
 36. GONZÁLEZ-CONDE LLOPIS., C: *Fuentes de información estadística*. 1999.
 37. CALVO, J. A.: *Fundamentos de Navegación aérea*. 2000.
 38. GONZÁLEZ-CONDE LLOPIS., C: *Estadística aplicada con Excel 97*. 2000.
 39. MARTÍN ÁLVAREZ, PEDRO J.: *Quimiometría alimentaria*. 2000
 40. GONZÁLEZ-CONDE LLOPIS., C: *Estadística*. 2000.
 41. RAMOS RUIZ, Ricardo: *Técnicas de investigación en biología molecular*.
 42. ROLLINSON, P: *Model academic essays: a sourcebook*.
 43. ROLLINSON, P: *An academic writing workbook*.
 44. GARCÍA MARTÍN, P., y MUÑOZ MARTÍNEZ, D.: *La Vita Nuova entre la espada y la fe. Documentos para el estudio de la Historia Moderna de Europa*.
 45. GARCÍA de ANDRÉS, Paulino: *Famous Tales and stories for performance*. 2001

Cuadernos de apoyo

1. MARTA E. CASÁUS y CARLOS GIMÉNEZ.: *Guatemala hoy: reflexiones y perspectivas interdisciplinarias*. 2000.
2. FEDERICO LANZACO SALAFRANCA. *El mundo de la empresa japonesa ante el siglo XXI: necesidad de un nuevo modelo*. 2000.
3. ARTURO PÉREZ MARTÍNEZ.: *Las relaciones diplomáticas entre España y Japón*. 2000.
4. JULIO GONZALO: *Plank's constant*. 2000.
5. ALIEV F. G.; GOMEZ-SAL, J. C.; SUDEROW, H., yVILLAR, R. (Eds.): *Some modern aspects of the physics of strongly correlated electron systems*.
6. ROMO SANTOS, M. y SANZ LOBO, E. (Eds.): *Creatividad y currículum universitario*.
7. HOLZBACHER, A. M., y BREZOS, J.: *Introduction à l'ancien français at anthologie de la littérature française du Moyen Âge*.

Cuadernos del I.C.E

1. BRINCONES CALVO, Isabel (comp.): *Lecciones para la formación inicial del Profesorado*. 1990.
2. BOSQUE, J., y MORENO, A.: *DEMOS. Un programa para la enseñanza y el estudio con ordenador del crecimiento de la población*. 1992.
3. ARROYO ILERA, Fernando (ed.): *Lecturas sobre medio ambiente. Algunas aplicaciones educativas*. 1992.
4. GRUPO LOGO: *Hoja de cálculo en la enseñanza de las matemáticas en secundaria*. 1992.
5. ALONSO TAPIA, Jesús: *¿Qué es lo mejor para motivar a mis alumnos? Análisis de lo que los profesores saben, creen y hacen al respecto*. 1992.
6. GARCÍA SOLE, J. y JAQUE RECHEA, F. (Comps.): *Temas actuales de la física*. 1992.
7. MALDONADO, A., SEBASTIÁN, E. y P. SOTO: *Retraso en lectura: evaluación y tratamiento educativo*. 1992.
8. GARCÍA RUANO, J. L.: (Comp.): *Curso de actualización en química: aspectos relevantes de la química actual*. 1993.
9. TAIBO, Carlos: *Los cambios en el este: una guía introductoria*. 1994.
10. CARRIEDO LÓPEZ, N., y ALONSO TAPIA, J.: *¿Cómo enseñar a comprender un texto?* 1994.
11. ÁLVAREZ, J. B., y POLO, A. (comps.): *Contribución a la educación ambiental: el tratamiento de los residuos urbanos*. 1994.
12. RODRÍGUEZ MONEO, M. (comp.): *El papel de la psicología del aprendizaje en la formación inicial del profesorado*. 1995.
13. BRINCONES, Isabel: *La construcción del conocimiento. Aplicaciones para la enseñanza de la física*. 1995.
14. MELCON BELTRÁN, J. (prólogo H. Capel): *Renovación de la enseñanza en la geografía en los orígenes de la España contemporánea*. 1995.
15. RUBIO SÁEZ, Nicolás: *Los bosques españoles. Introducción al estudio de la vegetación*. 1996.
16. LEÓN GASCÓN, J. A.; MARTÍN GINARD, Á., y PÉREZ SAN JOSÉ, O. (Comp.): *La comprensión de la prensa en contextos educativos*. 1996.
17. PERALTA, F. J.: *Una incursión en los números irracionales y algunas ideas para obtener aproximaciones de los mismos*. 1996.
18. ASENSIO, M.; POL, E., y SÁNCHEZ, E.: *El aprendizaje del conocimiento artístico*. 1998.
19. TELLO RIPA, B.: *El malestar ambiental de la ciudad*. 1998.
20. GARCÍA AZCÁRATE, A.: *Pasatiempos y juegos en clase de matemáticas*. 1999.
21. SÁENZ CASTRO, C.: *Materiales para la enseñanza de la teoría de probabilidades*. 1999.
22. VARELA NIETO, M. P.; MANRIQUE DEL CAMPO, M. J.; PÉREZ DE LANDAZÁBAL, M. C. Y FAVIERES MARTÍNEZ, A.: *Un desarrollo curricular de la física centrado en la energía*. 1999.

UAM
Ediciones

ISBN 84-7477-842-5



9 788474 778427




IBERDROLA

UAM
EDICIONES