

EL PRECIO DEL AGUA: ¿HERRAMIENTA BÁSICA PARA UNA POLÍTICA SOSTENIBLE DEL AGUA?

Antonio Massarutto

Resumen:

La reciente legislación europea adopta el concepto de la recuperación completa de costes (RCC) como directriz para la tarificación del servicio de agua. En este artículo, se analiza el concepto de RCC al tiempo que se aborda la razón económica de su aplicación desde diferentes perspectivas. La idea básica aquí desarrollada es que se trata de un concepto un tanto confuso, ya que los costes se recuperan por definición, estando por tanto el verdadero problema en evaluar cómo se recuperan. Después de presentar diversas opciones disponibles para tratar los subsidios cruzados, se propone un marco contable para analizar la estructura de la recuperación de los costes del servicio de agua. También se incluyen otras formas alternativas de financiación del servicio, según la distancia que las separa con el puro coste marginal a largo plazo. En cualquier caso y aunque se trate normalmente de una solución irrealizable en la práctica, este último siempre representa el óptimo teórico.

INTRODUCCIÓN

Durante las últimas décadas, un amplio debate entre economistas, reguladores y otros expertos en política del agua ha subrayado la importancia de la tarificación del agua como un instrumento básico para alcanzar un uso sostenible de la misma (Rogers y col., 1998, 2002; Dinar, 2000). Originariamente concebida como un principio económico orientado hacia la eficiencia en el uso del agua, la tarificación ha sido entendida posteriormente como un instrumento propio de la política medioambiental dirigido a implementar el principio de que “quien contamina paga” y, más recientemente y unida a la idea del agua como bien económico y social, ha constituido una de las tres piedras angulares de la definición de “sostenibilidad hídrica” contenida en la Declaración de Dublín (Briscoe, 1996).

Frecuentemente, el debate político ha trasladado este principio al concepto más operativo de recuperación completa de costes (RCC) como el principio director para la asignación de precios a los servicios de agua y la financiación de toda su industria.

La Directiva Marco del Agua (Dir. 2000/60) hace una referencia explícita a esta idea, exigiendo en su Artículo 9 que la tarificación del agua sirva para fomentar el uso eficiente de los recursos hídricos y que la cuantía del recibo de cada usuario garantice una recuperación “adecuada” de los costes, incluyendo los relacionados con las externalidades medioambientales (European Comisión, 2000). Otras recomendaciones en la misma línea han sido también propuestas repetidamente por organismos internacionales tales como la OECD y el Banco Mundial (OECD, 1987 y 2000; The World Bank, 1993).

Durante los últimos años han tenido lugar numerosos estudios y debates en los que se ha discutido la metodología y los aspectos empíricos de la RCC. Sin embargo, todavía existe una cierta confusión entre distintos conceptos. Así, RCC, tarificación al coste marginal y tarificación incentivadora del uso eficiente del agua son usados en muchas ocasiones como sinónimos, e incluso propuestos un tanto irresponsablemente como la norma “óptima” para la tarificación del agua.

Dipartimento di scienze economiche. Università di Udine
Via Tomadini, 30/A
33100 Udine
Tel: 0039-0432-24 92 8
Fax: 0039-0432-24 92 29

Esta confusión sustancial está probablemente relacionada con las diferentes perspectivas desde las que pueden considerarse las cuestiones de la política del agua. De este modo, la perspectiva “individualista” de la economía tradicional tiende a acentuar el concepto de tarificación al coste marginal individual que, en un mercado perfecto, permite la asignación eficiente de los recursos (esto es, garantiza que cada cantidad de agua adicional genera el mismo valor en todos los usos alternativos, y el bienestar común no aumentaría si se sustrajese una cierta cantidad de un uso para asignárselo a otro). Así, el mayor problema para los economistas es asegurar que los (escasos) recursos económicos disponibles sean asignados a los usos más beneficiosos (Spulber y Sabbaghi, 1994). La adopción del principio “quien contamina paga” requiere que cada consumidor de recursos económicamente valiosos compense a la sociedad por el hecho de privar de dichos recursos a otros usos beneficiosos presentes o futuros. La internalización del coste de oportunidad completo de recursos económicamente valiosos asegura que se consiga la mejor asignación de recursos desde el punto de vista microeconómico.

Por otro lado la perspectiva más “jerárquica” de la ingeniería ha considerado siempre la cuestión de la recuperación de costes como un balance entre ingresos y costes. El problema principal que se percibe aquí es cómo financiar la construcción y mantenimiento de la infraestructura hidráulica para garantizar a largo plazo su cuidado, operación y desarrollo. El punto crucial es la necesidad de asegurar que los abastecimientos dispongan de los recursos financieros adecuados para el pago de todos esos costes, en el marco actual de una disminución del peso del sector público en la economía del agua. En este sentido, la RCC es algo funcional dentro de las políticas de privatización y la retirada gradual del “estado de bienestar” del sector del agua: yendo entonces el dinero de los contribuyentes a otros sectores públicos, menos “maduros”. En otras palabras, este propósito de la RCC está más relacionado con la política que con la economía.

Por su parte, una perspectiva más “igualitaria” estaría preocupada principalmente por el precio como factor limitador del acceso al agua, y mantendría reticencias sobre toda tarificación del agua en general, y la recuperación de costes en particular. Desde este punto de vista el agua es considerada básicamente como un recurso esencial que debe ser garantizado a todo el mundo, independientemente de sus condiciones económicas.

El agua es vista como una fuente de funciones medioambientales socialmente relevantes, y su tarificación debería inspirarse en la idea de “justicia” y equidad.

Finalmente, la perspectiva “ambientalista” tiende a enfatizar la necesidad de usar el precio del agua (y cualquier otro instrumento) para promover una gestión del agua ecológicamente sostenible y frenar la presión de la demanda consuntiva. El argumento de la recuperación de costes permanece aquí en un segundo plano, mientras que la preocupación principal es evitar la sobreexplotación y el agotamiento del capital natural existente. La tarificación del agua se percibe entonces como una herramienta para alcanzar el objetivo de la política medioambiental que ya se ha apuntado.

Este artículo trata de aclarar las diferencias entre todos estos puntos de vista y de entender hasta qué punto es posible y útil integrarlos dentro de una perspectiva más general basada en el concepto de sostenibilidad. Adopta un punto de vista económico y, por tanto, podría verse influido por la forma económica de percibir la escasez, la eficiencia y la optimización. Por otra parte, se rechaza explícitamente el punto de vista de la economía “estándar”, adoptando una perspectiva económica más ecológica, cuya característica principal consiste en integrar el modo de razonamiento económico dentro de un entendimiento más amplio de los problemas de la política medioambiental (Farber y col., 2002; Faucheaux y col., 1998; Green, 2003).

La Sección 2 proporciona las definiciones de los conceptos básicos cuyo entendimiento es esencial para abordar la cuestión del precio del agua. Primero se tratará el concepto de “coste”, definido como “coste de oportunidad” según la teoría económica, y antes de abordar la correcta medida y estimación de los costes, se desarrollará la crucial distinción entre costes “industriales” (o “financieros”) y costes “externos”.

Se pasará entonces al concepto de “precio”, visto como uno de los canales mediante los que puede alcanzarse el equilibrio económico del ciclo del agua. Argumentaremos que en la realidad, raramente se encuentran “precios” en términos microeconómicos puros, sino que aparecen más bien como una compleja combinación de instrumentos financieros (tarifas, tasas y cánones específicos, impuestos generales...) Cada uno de estos instrumentos financieros puede suponer un grado de compensación diferente entre distintas áreas (subsidios cruzados territoriales),

distintos consumidores (usos productivos frente a usos residenciales) o distintos sectores de la economía. Por esta razón, lo más importante no es evaluar la “recuperación de los costes” como tal (ya que en realidad siempre se logra de un modo u otro), sino la estructura financiera de la economía del agua y el conjunto de incentivos que dicha estructura financiera ofrece a los usuarios del agua y a otros agentes de la cadena de valor.

Finalmente, se discutirá el concepto de valor, primero considerándolo solamente en su dimensión económica para, a continuación, extenderlo al más amplio concepto de sostenibilidad.

Nuestro modelo conceptual estará listo entonces: el precio del agua (entendido como una forma particular de financiar el sector del agua mediante el pago directo de los usuarios) debería evaluarse con respecto a la sostenibilidad de la gestión del agua, lo que implica la asignación eficiente del capital hídrico natural, la adecuación de las inversiones y los patrones de depreciación y, fundamental, la satisfacción de las necesidades básicas de agua.

La Sección 3 desarrolla los argumentos principales para justificar la utilización del precio como instrumento de política del agua. Se pueden distinguir, al menos, tres planteamientos diferentes para su tarificación que están en cierto modo relacionados con la definición de sostenibilidad apuntada más arriba:

- El primer argumento (Sección 3.1) está basado en el concepto de la eficiencia en la asignación. Está referido a la definición del agua como “bien económico y social” y se orienta hacia la asignación eficiente de los recursos hídricos a los usos más productivos (y, también, a una asignación eficiente del dinero gastado por los agentes públicos y privados en infraestructura de abastecimiento y saneamiento).
- El segundo argumento (Sección 3.2) plantea los precios como un instrumento de la política medioambiental. Dado un objetivo concreto en política medioambiental que el gobierno se proponga lograr, las tasas medioambientales (incluyendo, entre otras, el precio del agua) pueden resultar altamente útiles. Aquí, el alcance de la tarificación está relacionado con el mantenimiento del capital natural crítico.
- El tercer argumento (Sección 3.3) está relacionado con el equilibrio económico del sector del agua. La RCC permite a los gestores lograr la

estabilidad financiera y gestionar sin riesgos el mercado del capital privado. El alcance de la tarificación a este respecto, consiste en asegurar que se emplean criterios económicos coherentes para la evaluación de los costes, y que se destina a la inversión una cantidad suficiente de recursos económicos (mientras que las transferencias públicas, por su propio carácter, pueden acabar siendo más arriesgadas e irregulares).

Mientras que la tarificación del agua resulta potencialmente útil para la sostenibilidad en sí misma, también puede presentar algunos inconvenientes que deben conocerse. La Sección 4 aborda los límites de la tarificación del agua mediante el análisis de sus principales inconvenientes, causados por la baja elasticidad de la demanda, los costes de transacción, las características del servicio de agua como bien público y los efectos perversos que pueden aparecer como consecuencia de la compleja estructura que presenta la cadena de valor de los servicios de agua. También se abordan otros aspectos relacionados con la equidad y la accesibilidad económica del servicio a los usuarios.

Finalmente, se destaca la tesis principal de este artículo: el debate sobre tarificación ha confundido parcialmente conceptos diferentes y alternativos. La tarificación del agua permite una asignación eficiente de recursos sólo en el caso de que esté basada en costes marginales. Los objetivos de la política medioambiental requieren el uso de los precios (u otro tipo de tasación medioambiental) al margen del coste, suponiendo que se mantenga alguna proporcionalidad con respecto a las externalidades no deseadas. A su vez, la recuperación de los costes no requiere, necesariamente, ninguna correspondencia con los costes marginales ni con otros esquemas complejos de tarificación en función del volumen.

A partir del momento en que la tarificación al coste marginal queda a un lado (y esto ocurre generalmente porque su implementación resulta demasiado complicada y demasiado costosa), resulta relativamente indiferente, desde un punto de vista microeconómico el hecho de que los costes sean pagados por los usuarios (mediante pagos directos), por los contribuyentes (mediante el sistema fiscal) o por otros agentes económicos (mediante subsidios cruzados de diversas clases). Lo que sí debe ser evaluado es el conjunto de incentivos que la estructura financiera proporciona a los actores implicados en la cadena de valor de los servicios de agua.

ALGUNOS CONCEPTOS Y DEFINICIONES ÚTILES

El coste del agua: costes industriales y costes externos

La definición económica estándar del "coste" de un bien concreto está basada en el concepto de "coste de oportunidad" que es, textualmente, el valor económico del sacrificio que hay que realizar para producir dicho bien. Por ello, el coste de un cierto bien (cuya producción requiere una cierta cantidad de factores como capital y trabajo) es igual al valor de los bienes que alternativamente se podrían haber obtenido si el capital y el trabajo empleados para ello se hubiesen asignado de otra forma. El valor económico se define normalmente como la Voluntad de Pago (VDP) que mide la cantidad monetaria que otro usuario estaría dispuesto a pagar para usar esos mismos factores de otra forma.

Una primera dimensión relevante es, obviamente, el coste "industrial" (que también denominaremos "financiero"), esto es, el coste de los servicios e infraestructura que son necesarios para llevar el agua hasta los usuarios. Los costes financieros pueden ser clasificados, a su vez, en distintas categorías: costes de inversión y operación, trabajo y capital, etc.

En una economía de competencia perfecta, los precios de mercado reflejarían con precisión los costes de oportunidad y, en consecuencia, podrían utilizarse como una evaluación de los mismos. Por otro lado, en un mundo en el que la competencia no es perfecta, como es el actual, dichos precios de mercado se corresponden sólo de manera parcial con los costes de oportunidad, y esto lógicamente plantea algunas dificultades.

Los economistas medioambientales entendieron hace mucho tiempo que cuando se está tratando con el capital natural, su coste relevante no es sólo el "industrial" (es decir, el coste de oportunidad del trabajo y capital empleados para posibilitar la disponibilidad de dicho recurso), sino que existe también un coste "externo" que no puede olvidarse y que no es otro que el coste de oportunidad del recurso en sí mismo (Pearce y Turner, 1989; Spulber y Sabbaghi, 1994).

El coste del agua no es solamente el coste de los factores económicos que hay que emplear para hacerla accesible al consumidor, sino también los costes que otros usuarios tendrán que afrontar

al verse reducidas sus opciones de usar el capital natural de otras formas, y además, los costes necesarios para mantener y mejorar la calidad y cantidad del propio capital natural hasta un nivel que se considere suficiente en términos de sostenibilidad a largo plazo.

Los costes externos pueden también detallarse un poco más si se consideran los siguientes, todos ellos evaluados en términos monetarios (Rogers y col. 1998):

- El coste asociado a la escasez: el valor de oportunidad del agua en otros usos económicos.
- Las externalidades económicas: los efectos positivos o negativos para otros actores económicos que no son tenidos en cuenta por los usuarios.
- Las externalidades medioambientales: "funciones medioambientales" del agua que no pertenecen a la esfera económica.

También pueden añadirse más categorías. Los costes externos pueden ser:

- Intrageneracionales, por ejemplo, la contaminación del agua en un punto obliga a los usuarios situados aguas abajo del mismo a asumir costes adicionales para tratar el agua que les llega hasta devolverle unas condiciones de calidad satisfactorias, perteneciendo todos los usuarios a la misma generación.
- Intergeneracionales, por ejemplo, la contaminación de un acuífero afectará probablemente a las generaciones futuras en mayor medida que a la generación que la ha causado.
- Estáticos o dinámicos. El agotamiento permanente de un recurso puede ocurrir bajo circunstancias específicas: por ejemplo, la sobreexplotación de un acuífero puede dar lugar a una intrusión salina y a ciertas fuentes de contaminación y eutrofización subterráneas, que operan en el largo plazo y pueden solucionarse sólo en el muy largo plazo. Las presas y los embalses generan modificaciones permanentes del paisaje y de los regímenes de caudales disponibles. En el futuro, los humedales deteriorados pueden regenerarse creando otros nuevos, pero mientras tanto algunas especies pueden haberse extinguido¹.

¹ En casos similares, se aplica el concepto de "coste de usuario", que es el valor actual de los usos futuros y de los medios alternativos de satisfacerlos en el futuro. Aunque en la mayoría de los casos, la dimensión relevante es la actual: las externalidades están principalmente causadas por los usos actuales del agua sobre otros potenciales usos actuales u otras funciones medioambientales del agua también actuales.

Sin embargo, dejando aparte estos casos especiales, las externalidades tienen lugar típicamente con una cierta estacionalidad, dado que el agua es un recurso renovable. En otros términos, las externalidades tienen lugar porque algunos usos del agua anulan otras funciones medioambientales que la misma agua podría ofrecer. En principio, estas externalidades podrían evitarse mediante un patrón diferente de asignación del recurso.

Finalmente, no todas las funciones medioambientales que se sacrifican se pueden expresar en términos monetarios, y ser de este modo fácilmente evaluadas y compensadas. Las externalidades no monetarias también deberían considerarse: en este último caso, por su puesto, no pueden contabilizarse como "costes" ya que no se pueden medir en términos monetarios, pero sí deberían figurar en contabilidades adjuntas (Ekins, 2000).

Es importante destacar el hecho de que las externalidades pueden o no aparecer, y su dimensión ser mayor o menor, dependiendo de las circunstancias locales. De hecho, una externalidad ocurre sólo si el agua (o, mejor dicho, las funciones medioambientales que están basadas en el agua) llega a ser "escasa", en el sentido de que algunos potenciales usuarios queden insatisfechos. La Figura 1 puede ayudar a aclarar este punto.

Para considerar tanto los costes, internos y externos, como los beneficios, podemos plantear una "demanda" para cada eventual abstracción de agua (representada por su valor neto para los usuarios potenciales), y un "suministro" que será un coste marginal representado por el valor marginal de los usos alternativos que deberían sacrificarse.

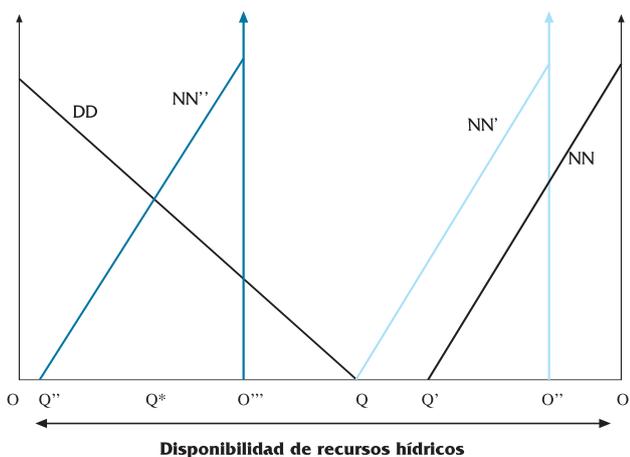


Figura 1. Asignación óptima del agua, escasez y costes externos.

En la Figura 1 se ha representado el problema clásico de asignación que aparece cuando un consumidor de agua desea abstraer una determinada cantidad de la misma en un punto concreto. Sobre el eje horizontal se representa la disponibilidad actual de agua en ese punto, asumiéndose que, en promedio, se corresponde con el segmento OO'.

La curva DD representa la VDP del consumidor de agua. Dicha curva tiene una pendiente negativa ya que se asume que cada cantidad adicional de agua genera una mejora decreciente del beneficio del consumidor. La curva representa un valor neto, esto es, el valor del producto adicional que se puede obtener con el uso del agua, tras haber restado el coste industrial que debe afrontarse para mantener disponible esa cantidad de agua.

La curva NN representa la voluntad de pago de otros agentes sociales (como pueden ser los usuarios situados corriente abajo) para mantener el recurso sin ser utilizado en el punto que se está estudiando. La forma de esta curva puede justificarse en los mismos términos: las cantidades adicionales de agua que quedan en el cauce van teniendo un valor decreciente; por ejemplo, la voluntad de pago para usos medioambientales situados sobre la misma corriente cae hasta cero para cantidades adicionales que exceden el "mínimo caudal requerido". La curva NN puede por tanto interpretarse como el coste marginal de la abstracción de agua, debido a su escasez, en ese punto.

Cada interesado deseará situarse en el punto en el que el valor marginal cambie a un valor negativo: el punto Q para los usuarios y el punto Q' para los no usuarios. Si el recurso disponible es OO', los usuarios utilizarían la cantidad OQ, mientras que los no usuarios necesitarían que la cantidad Q'O permaneciese en el cauce sin ser utilizada. En este caso, no hay ningún conflicto en la asignación o, en términos económicos, no hay ningún coste externo implicado en el uso del agua.

Si la cantidad disponible disminuye hasta O'', la curva NN se desplaza hacia la izquierda pasando a ser NN'. En este caso, la demanda tanto de los usuarios como de los no usuarios acaba utilizando toda el agua disponible: los usuarios utilizan OQ, mientras que QO'' queda disponible para los no usuarios situados corriente abajo. Sigue sin aparecer ningún conflicto, pero puesto que se ha llegado al límite no queda ninguna cantidad de agua totalmente libre (o "no demandada").

El conflicto acaba surgiendo para disponibilidades por debajo de O'' (por ejemplo, O'''): si el agua es utilizada hasta el nivel en que los usuarios quedan completamente satisfechos, aparece un coste externo representado por el área situada bajo la curva NN''' entre O''' y Q^* . Si, por el contrario, el agua permanece sin ser usada para no generar dicho coste externo, los usuarios perderían el valor medido por el área bajo la curva DD entre Q'' y Q^* . El óptimo económico podría encontrarse en el punto Q^* , donde los dos valores marginales son iguales, y máximo el valor total.

A partir de este modelo resulta claro que los costes externos pueden aparecer o no, según la disponibilidad actual de agua². En el caso de que sí surjan, para poder cumplir con el requerimiento de la RCC, los interesados deberían compensar a la sociedad por dicho coste externo según cada caso. Sin embargo, medir esta externalidad no es una tarea sencilla. Mientras sí es relativamente fácil calcular el valor adicional generado por el agua para los usos "productivos", en el caso de los usos ubicados en el mismo cauce esto puede hacerse sólo con el uso de técnicas de evaluación medioambiental, lo que normalmente requiere caros estudios ad-hoc³.

Precios, tasas e impuestos: formas alternativas de recuperar los costes

Frente al concepto de "coste" se encuentra el de "precio", que es la cantidad de dinero que el usuario paga a cambio del servicio de agua y/o el derecho de su utilización. El precio del agua requiere una transacción entre el "suministrador" y el "usuario"; de hecho, dicho precio podría ser inexistente en el caso de que el usuario se autoabasteciese de la misma y no se le requiriesen por ello tasas o impuestos.

Teniendo presente lo anterior, "la recuperación de costes mediante el precio" podría estimarse comparando cuánto pagan los usuarios por el agua con respecto al coste total de la misma, tal como se ha definido más arriba. En la práctica, esto no siempre es fácil.

Podemos definir cuatro niveles que representarían a los agentes situados a lo largo de la cadena de valor del servicio del agua (Figura 2).

Las transacciones entre distintos niveles y/o entre cada nivel y terceras partes a su vez suministradores, corresponden a transferencias monetarias.

El *primer nivel* está representado por el propietario de los recursos hídricos, que en Europa es típicamente el Estado. Estos recursos son rígidos y administrados por las autoridades públicas en función de los objetivos propuestos en las políticas del agua. La asignación de los derechos de uso entre diferentes consumidores es, por tanto, una de las tareas más importantes que deben cumplirse aquí. Este nivel se financia a través de los presupuestos públicos, incluso aunque los usuarios del agua deban contribuir mediante pagos de algún tipo (tasas, cánones...) que se correspondan en menor o mayor medida con costes administrativos o externos.

El *segundo nivel* está representado por los gestores de los grandes sistemas de almacenamiento y suministro en alta, muy frecuentemente realizados bajo la planificación de las autoridades y administrados por agencias, bien independientes o bien controladas por el gobierno central o regional.

Bajo formas diversas (ley pública o privada, con participación o no de los usuarios o directamente promulgadas por el Estado, con o sin la participación del sector privado, etc.), estas entidades construyen y/o operan toda la infraestructura. En la economía de los servicios de agua, actúan en la práctica como suministradores en alta. En muchos casos, estas instalaciones suministran múltiples servicios (protección frente a inundaciones, regulación de caudales, energía, riego, suministro público de agua) según las normas y prioridades que se acuerdan o determinan políticamente por los usuarios. En algunos países (como es el caso de los EE.UU.) un cierto grado de mercado del agua es previsto a este nivel: los propietarios de los derechos del agua tienen una cierta libertad para venderla a otros usuarios, así como para prestar su infraestructura⁴ al servicio de los mismos.

Es frecuente que los recursos financieros en este nivel sean aportados, al menos de forma parcial, por los presupuestos públicos, de modo que los usuarios sólo pagan una fracción del coste del suministro en alta.

² A largo plazo, las reglas de asignación que deciden las autoridades consideran normalmente la disponibilidad media de agua, siendo un compromiso entre los agentes potenciales interesados, incluyendo los no usuarios. Sin embargo, incluso habiendo hecho correctamente la asignación en el largo plazo, la variabilidad a corto plazo bien podría producir una escasez temporal, incluso en cuencas cuyos caudales medios sean significativamente mayores que las demandas de los usuarios. Por ello, en cualquier lugar, los costes externos podrían surgir sólo en ciertos años. Recientemente y por esta misma razón, se están introduciendo reglas de asignación flexibles (expresadas, por ejemplo, en términos de un porcentaje del caudal disponible, y no en valor absoluto).

³ Para una panorámica de las metodologías aplicables a usos productivos y medioambientales del agua, se recomienda la lectura de Fontana y Massarutto (1995), Gibbons (1996) y Tihansky (1975).

⁴ En Europa, sólo en el Reino Unido hay un cierto debate acerca de la posibilidad de introducir obligaciones comunes a los propietarios de las instalaciones de almacenamiento y transporte. El alcance de estas políticas parece en, cualquier caso, modesto (Massarutto, 2001b).

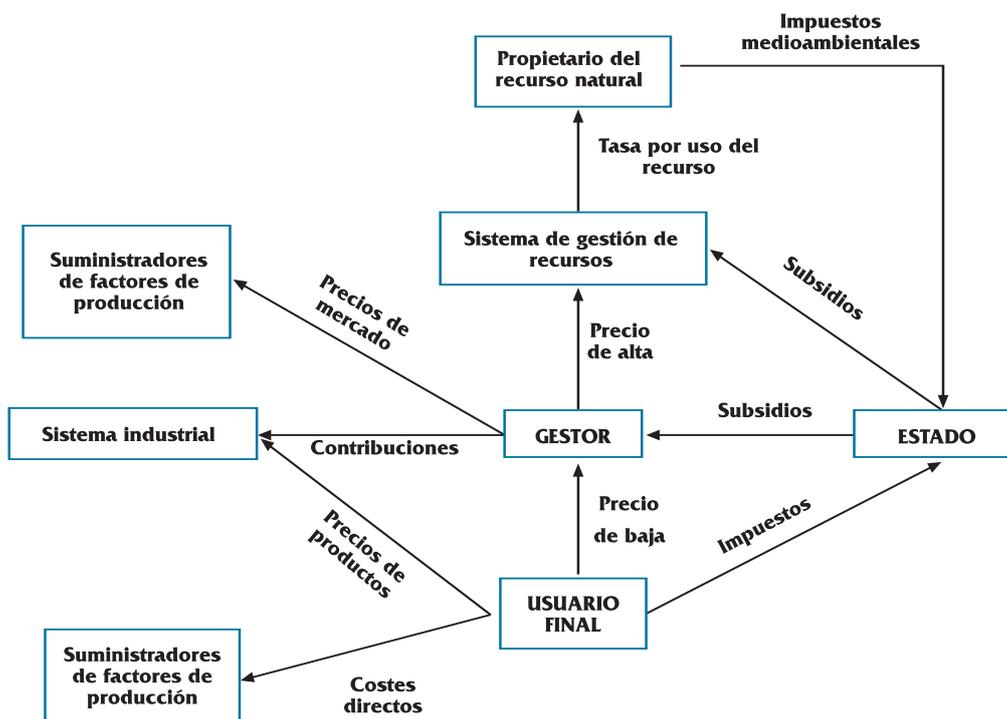


Figura 2. Transacciones a lo largo de la cadena de valor del sector del agua

El *tercer nivel* está representado por los sistemas de distribución de agua en baja. En Europa, este sector distingue normalmente, en el plano funcional, entre las redes de abastecimiento y saneamiento (algunas veces operadas conjuntamente por el mismo gestor y otras no), riego y, en ocasiones, usos industriales. Mientras que los servicios de agua urbanos están normalmente bajo el control de los municipios o de asociaciones intermunicipales (con la única excepción del Reino Unido, donde la responsabilidad fue puesta a cargo del Estado en 1973 y privatizada posteriormente en 1989), el suministro para riego suele estar gestionado por asociaciones de regantes, de forma bien voluntaria y privada, o bien obligatoria y sometida a disposiciones legales⁵.

Por supuesto, tanto los agricultores como las industrias también podrían adquirir el agua a través de otros suministradores, así como de las redes de suministro públicas. Esta opción no es en absoluto usual para el caso del riego, si no es en casos muy especiales como la pequeña horticultura particular. La razón para la presencia de un suministro dual radica en el hecho de que al riego le basta normalmente con un agua de calidad bastante inferior a la destinada para el consumo humano, pero en cantidades mucho mayores, y por ello su adquisición a

través de las redes de abastecimiento públicas resultaría completamente prohibitivo. Los consumos industriales, a su vez, y cuando son altos, se autoabastecen en muchos casos, mientras que confían al abastecimiento público los usos sanitarios dentro de las empresas. El saneamiento correspondiente a los usos industriales implica, a menudo, la organización de asociaciones con algún tipo de estructura público-privada.

Los suministradores en baja compran el agua a los sistemas de suministro en alta (segundo nivel), o bien la producen directamente. En algunos casos, redes de abastecimiento vecinas comercian con el agua entre ellas: una cierta entidad puede producir agua para sus propias necesidades, así como venderla en alta a otras entidades. En sólo pocos casos (como las compañías de agua inglesas o el Acquedotto Publiese en Italia) los suministradores en baja operan en áreas muy extensas y gestionan complejos esquemas de producción (presas, acuíferos o trasvases).

Aunque el presupuesto público también contribuya (como así ocurre a menudo, y especialmente en los gastos de capital), todas las instituciones en el tercer nivel trabajan normalmente sobre la base de la recuperación de costes.

⁵ La existencia de estas instituciones en muchas ocasiones se remonta siglos atrás en el tiempo, incluso hasta la Edad Media. Se trata de entidades muy comunes en Europa, no sólo relacionadas con el riego, sino también con la mayor parte de las actividades agrícolas como la desecación de tierras, la protección contra inundaciones y la gestión del agua de lluvia. Los usos industriales, por su parte, suelen autoabastecerse de forma mayoritaria (aunque en algunas áreas también cuentan con sus redes de suministro).

Finalmente en un *cuarto nivel* se encuentran los usuarios finales del agua. Incluso en los casos en los que se dan los otros tres niveles completos, los usuarios finales realizan una serie de actividades que incluyen la compra y operación de instalaciones (bombas para riego, preparación de la tierra).

A diferencia de los consumidores individuales, la agricultura y la industria producen en muchos casos al menos parte del valor directamente añadido al servicio de agua. Por ejemplo, una industria que contamina podría estar interesada en tratar el agua internamente antes de verterla en la red pública, para beneficiarse de menores pagos. Los agricultores podrían estar interesados en gestionar sus propios pozos en lugar de conectarse a un sistema de riego comunitario. Por ello, mientras que el primer y el cuarto nivel están siempre presentes, el segundo y el tercero pueden no estarlo, apareciendo especialmente representados en los países del sur de Europa. A veces puede haber solapamientos, y la división de competencias no estar siempre totalmente definida. En otros casos, la presencia de múltiples usos en una u otra etapa da lugar a subsidios cruzados y compensación de costes entre usos privados y públicos.

Normalmente, los consumidores pagan una determinada cantidad de dinero a los gestores de los abastecimientos a cambio del servicio que reciben (precio de venta). Estos pagos reciben diferentes nombres (precios, tarifas, cánones, etc.) y pueden incluso tener distinta naturaleza jurídica: ser obligatorios o no; ser impuestos directamente por el gestor, o bien primero por la autoridad pública, y entonces pagarse al gestor según arreglos contractuales. Sin embargo e independientemente de su nombre o naturaleza, se deben corresponder de algún modo con los costes del servicio, en el sentido de que dependen del gestor del servicio y, sobre todo, representan sus propios ingresos.

La naturaleza jurídica de los agentes situados a lo largo de la cadena de valor puede influenciar la naturaleza del pago. Por ejemplo, en algunos casos las autoridades públicas responsables de proporcionar el servicio obtienen unos ingresos que pertenecen a la categoría de impuestos por su carácter obligatorio, aunque se calculen sobre la base de la recuperación de costes (como es el caso del pago del saneamiento en muchos países europeos). En otros casos, los pagos tienen la naturaleza jurídica de tarifas o precios, aunque mantengan componentes fiscales (como el "water charge" inglés que, en realidad, es muy similar a un impuesto sobre la propiedad).

Tal y como muestran los ejemplos anteriores, el concepto de precio del agua posee diferentes significados en diferentes lugares, y hasta cierto punto resulta simplista abordar la "recuperación de costes" comparando simplemente el "precio del agua" final con el "coste medio". Lo que debería evaluarse, en cambio, es la estructura financiera general del sistema siguiendo el modelo conceptual mostrado en la Figura 2, donde se han destacado los elementos básicos de un sistema de abastecimiento público: los gestores, los consumidores finales y el Estado.

Es importante hacer notar que las contribuciones del Estado (subsidios o subvenciones) se financian, en realidad, a través de los impuestos. En otras palabras, la existencia de subsidios no significa que el coste quede "sin recuperar" (lo que, de hecho, es imposible) sino que los usuarios pagan como contribuyentes en lugar de como consumidores. Sólo en el caso de que exista una externalidad intergeneracional (por ejemplo, porque la generación actual no consiga cubrir todos los costes y transfiera parte de los mismos a la siguiente mediante la generación de deuda pública o la depreciación del capital natural o artificial) podría decirse que el coste "no se recupera". Evidentemente, los subsidios que se financian a través de impuestos introducen un gran número de distorsiones potenciales en la asignación de los recursos: el correcto equilibrio entre subsidios y precios (o, mejor dicho, entre las fuentes financieras fiscal y endógena) debería estimarse teniendo en mente el conjunto de incentivos que otras estructuras financieras alternativas proporcionarían a los usuarios del agua.

Una última opción que debería considerarse es la función de la industria privada en la provisión del servicio. El concepto de la responsabilidad ampliada del productor ha sido muy aplicado en las políticas medioambientales, aunque no tanto para el caso del abastecimiento de agua. Si se pide al sector privado que acepte ciertos costes dentro de lo que son los costes del producto, ello significa que una parte del "coste del agua" se está, de hecho, internalizado por los productores de bienes y será transferida, posteriormente, al precio de dichos bienes.

Esto significa, en la práctica, que la mayor parte del coste recaerá finalmente sobre el ciudadano individual, aunque esta vez como consumidor y no como usuario de un servicio o como contribuyente.

Algo similar ocurre, incluso sin efectos incentivos, cuando los consumidores industriales y comerciales reciben el mismo servicio público que los residenciales y pagan un precio mayor, generando así un subsidio cruzado. Este coste, de hecho, quedará reflejado en el coste general de los productos así comercializados o producidos y será transferido a los precios finales de los mismos.

Al final, no es posible trazar una línea precisa de separación entre "precios" (pagados por los consumidores individuales) y "subsidijs" (pagados por el presupuesto público). La estructura financiera de los servicios del agua (esto es, la proporción entre los pagos realizados por los individuos como usuarios de un servicio, consumidores de un bien y/o contribuyentes) implica normalmente cierto grado de reparto de costes. Esto puede ocurrir sobre una base territorial (por ejemplo, el coste del agua es pagado por los usuarios, pero los costes son equitativamente distribuidos a lo largo de una extensa unidad territorial) o bien como subsidijs cruzados entre usuarios del agua (por ejemplo, el uso industrial soporta parte de los costes correspondientes al sector residencial o agrícola), o entre diferentes servicios. O bien, el Estado puede contribuir con pagos directos o indirectos financiados a través de impuestos.

La Figura 3 contiene una taxonomía tentativa de los diferentes tipos de subsidijs, comenzando por aquellos que simplemente tienen lugar entre usuarios del agua (sobre una base geográfica, a través de la unificación de unidades de gestión, por ejemplo: subsidijs directos pagados por una

autoridad pública a algunos de los niveles implicados en la cadena de suministro; subsidijs indirectos (préstamos a bajo interés); y externalidades (costes que son simplemente "descargados" sobre otros usuarios del agua, bien de la presente generación, bien de la próxima).

La razón para todo ello puede estar basada en términos tanto técnicos (ya que infraestructura y recursos hídricos son consumidos "colectivamente", y no siempre es posible ni útil determinar el coste individual exacto) como morales (orientados a reducir el coste total del agua a ciertas categorías de usuarios).

El valor económico del agua

El tercer concepto es el de "valor", y se trata de un concepto crucial tanto para entender las reacciones de los usuarios frente a una política del agua determinada como para estimar la propia conveniencia de la misma. Con tal propósito puede diferenciarse un valor individual (para el usuario individual) y un valor social (beneficios para la sociedad en su conjunto en términos de bienes públicos y/o externalidades positivas).

Un consumidor puede desear comprar una cantidad de agua (para usos tanto fuera como dentro del cauce) mientras el precio que pague, más los costes directos, sea menor que el valor que él le atribuye al agua. En términos económicos, valor es sinónimo de utilidad: un bien es valioso mientras proporcione utilidad, y ésta puede medirse por medio de la utilidad de otros bienes alternativos.

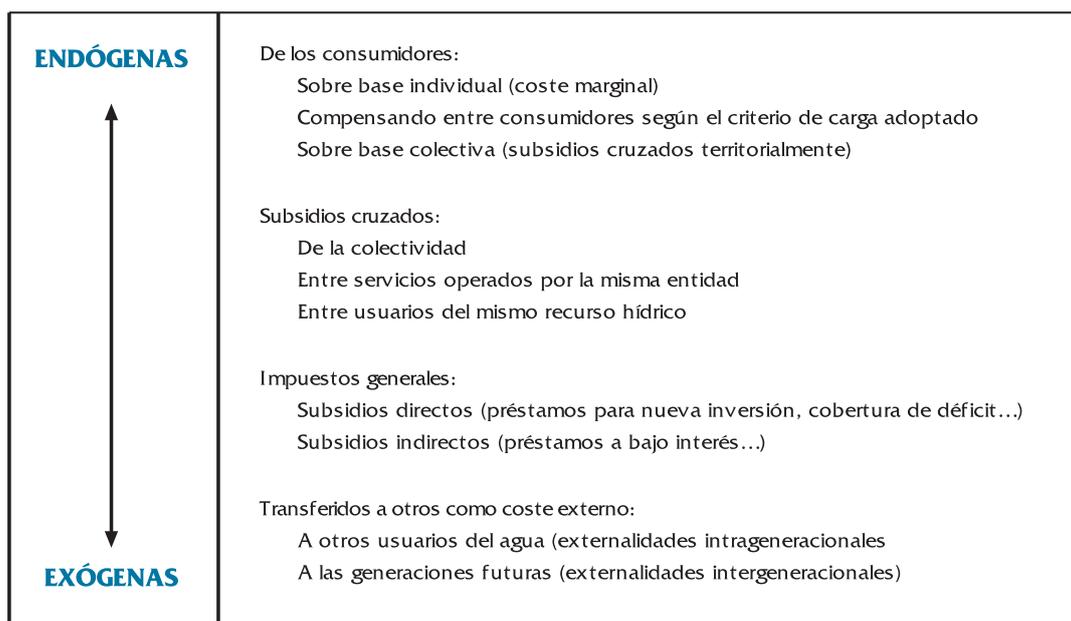


Figura 3. Formas alternativas de financiar los servicios de agua.

Si se abandona el utilitarismo estricto de la economía neoclásica deberían considerarse otras opciones. En el caso del agua, es particularmente importante no infravalorar la dimensión de las necesidades humanas, así como los valores que pertenecen a las esferas no económicas (como son los valores simbólicos, religiosos, etc.)

Si limitamos nuestro análisis a los valores estrictamente económicos (los relacionados con la esfera de la utilidad), estos resultan ser en cualquier caso, bastante mayores que la utilidad pura y directa, ya que el concepto de "valor económico" implica muchas dimensiones: valores directos e indirectos, de uso y no uso, económicos y no económicos (Turner y Postle, 1994; Fontana y Massarutto, 1995). El valor económico total que un individuo está dispuesto a asignar al agua queda resumido en el ya definido concepto de VDP, esto es, la máxima cantidad que una persona aceptaría pagar teóricamente (la máxima cantidad de oportunidades de bienestar alternativas que estaría dispuesta a sacrificar) para disponer de una determinada cantidad de agua, sintiendo además una ganancia en dicha compra.

Los usos productivos, como el riego, normalmente implican un único valor de uso. En esos casos, la VDP puede evaluarse calculando los ingresos adicionales generados por cantidades adicionales de agua, lo cual está claramente influenciado por la productividad del agua. Por ejemplo y para el caso del riego, los diferentes precios de los cultivos y otras características del mercado influirán en la actividad económica del agricultor y, por lo tanto, en su deseo de regar.

La evaluación de la VDP individual no siempre resulta sencilla, ya que la contribución del agua en general no depende simplemente de la mejora marginal de la producción. Otros aspectos, a menudo difíciles de aislar y cuantificar deberían asimismo considerarse: la reducción del riesgo, la posibilidad de plantear otros usos alternativos más provechosos pero también arriesgados, etc.

Este procedimiento, por el contrario, no es válido para el caso de los usos finales, teniéndose que adoptar entonces otras técnicas. Como ejemplo de valoración contingente, los consumidores pueden ser consultados sobre su VDP mediante la realización de sondeos apropiados. De forma alternativa, puede derivarse la VDP a partir de los comportamientos individuales (del mismo modo en que se puede suponer que si los consumidores están dispuestos a gastar una cierta cantidad de dinero

en visitar una pescadería, entonces se puede asumir que su VDP por esa pescadería es alta). Por lo que respecta a los valores de uso, estas técnicas pueden revelar magnitudes de cierta importancia. Gibbons (1986) aporta casos en los que los valores de uso indirecto correspondientes a usos en el cauce (especialmente recreativos) que expresan los consumidores podría ser incluso mayor que el valor de uso de los usos consuntivos.

En el caso de las externalidades medioambientales, deberían tenerse en cuenta otros valores, que si bien no están directamente relacionados con el uso en sí mismo, sí podrían expresarse en términos de VDP monetaria, al menos en parte. Conceptualmente, esta VDP puede medirse si un agente, en relación con una determinada función medioambiental no económica, aceptase una determinada compensación monetaria a cambio del sacrificio de dicha función medioambiental. Si el sacrificio no fuese aceptable en absoluto (es decir, dicha función medioambiental se considera "inestimable"), también podría medirse un valor monetario en términos del coste de la alternativa más barata para satisfacer la misma función medioambiental (Merret, 1997 y 2002).

La VDP individual es un componente importante del valor. Sin embargo, cuando se trata de recursos medioambientales, como es el agua, también deberían incluirse las dimensiones colectivas del valor que pertenecen a la categoría de "bienes públicos" o "bienes benéficos".

En el primer caso, se trata de valores que no benefician a un individuo específico. En términos técnicos, un bien es "público" cuando puede ser consumido simultáneamente por muchos usuarios sin causar costes extra (un nuevo usuario se puede añadir sin generar ningún coste marginal) y la exclusión de cualquier individuo resulta imposible o demasiado costosa. La protección frente a avenidas, el drenaje del agua de lluvia, los beneficios para la salud asociados con el suministro de agua centralizado o la conformidad colectiva con la regulación medioambiental, pueden citarse como algunos ejemplos. Los valores medioambientales como la conservación de los humedales y de los parajes fluviales o la creación de parques naturales constituyen otros ejemplos.

El segundo caso tiene lugar cuando existen dimensiones del valor que no son expresadas por los consumidores individuales, pero sí se revelan por medio de un proceso político. La accesibilidad económica del agua para las familias con bajos ingresos

es un ejemplo obvio. Otro ejemplo puede plantearse para el caso del riego: éste no sólo contribuye a los ingresos del agricultor (VDP individual), sino que produce también otros beneficios valorables desde el punto de vista de la sociedad en su conjunto: puede ayudar a mejorar la capacidad de un país para autoabastecerse en la producción de alimentos, o ralentizar el abandono del campo por parte de la población, o mejorar las oportunidades de empleo, etc.

Sostenibilidad

Según la definición, hoy día plenamente aceptada, acordada en la Conferencia Internacional de Dublín sobre Agua y Medio Ambiente, el concepto de sostenibilidad debería incluir la dimensión ecológica (el agua como un recurso finito y vulnerable), tanto como la social (accesibilidad al agua como una necesidad social indispensable; perspectiva democrática y participativa en las decisiones sobre política del agua) y la económica (el agua como un bien económico que debe ser asignado de forma eficiente). Estas tres dimensiones, convenientemente especificadas en términos de indicadores proporcionan la base para la evaluación del uso del agua.

El concepto de sostenibilidad, definido de esta forma, permite extender en gran medida el razonamiento característico de la economía neoclásica, según el cual una asignación determinada de los recursos hídricos es "eficiente" (y por tanto, óptima) mientras todos los usuarios obtengan el mismo beneficio neto marginal (diferencia entre el valor individual y la suma del precio y costes individuales, pudiendo incluir en el cálculo los beneficios y costes externos en el cálculo) y el dinero público se emplee hasta el nivel en que iguale el retorno marginal a la sociedad.

El concepto de sostenibilidad permite considerar más dimensiones que no son tratadas adecuadamente dentro del marco de la economía neoclásica: la equidad (definida como el derecho de todo ser humano a satisfacer sus necesidades básicas) y la conservación del capital natural.

De este modo y dadas las funciones básicas del agua para las que no existen sustitutos, ésta se ve al mismo tiempo como un recurso de valores irremisibles y como un "capital natural crítico". Con todo, el concepto en sí mismo sigue conteniendo un cierto grado de ambigüedad y necesita de una explicación adecuada, sólo posible mediante un proceso político y un estudio caso por caso.

Como capital crítico natural, el uso sostenible del agua no puede ser evaluado a una escala global, sino local, donde las funciones medioambientales relevantes deberían preservarse y el uso del agua mantenerse por debajo de la recarga natural de los recursos (Turner, 1993; Faucheaux y O'Connor, 1998; Ekins, 2000). La escala territorial a considerar para el balance hídrico puede ser una mayor a la meramente local sólo si los recursos son "promediados" sobre una unidad territorial también mayor gracias a la existencia de infraestructura hidráulica construida. Pero incluso para conseguir esto, la dimensión tanto social como económica de la sostenibilidad también debería tenerse en cuenta: el coste de la infraestructura debería ser repartido equitativamente entre generaciones (es decir, los beneficios de que va a disponer la generación actual no deberían hacerse pagar a las futuras generaciones); y al mismo tiempo, el precio cargado a los usuarios para tal propósito no debería exceder un límite crítico que excluiría a aquellos que no pueden pagarlo (Barraqué, 1999).

El argumento de la equidad, a su vez, legitima las políticas del agua proponiéndose una socialización del coste de las grandes instalaciones para permitir a "cada" usuario (al margen de su localización geográfica) la satisfacción, al menos, de sus necesidades "básicas". Este principio de equidad en la asignación de recursos hídricos está ampliamente aceptado (Correia, 1999). Sin embargo, la definición exacta de "cada usuario" y "necesidad básica" es, sin duda, una delicada cuestión de carácter político. En los países mediterráneos, el planteamiento más común en el pasado ha consistido en un significativo grado de socialización del coste de suministro de cantidades suficientes de agua para riego en regiones muy secas. En España e Italia, así como el resto del sur de Europa, la planificación de los recursos hídricos ha supuesto, durante largo tiempo, la estimación de las "necesidades de agua" al nivel territorial deseado y la provisión de los sistemas de suministro que fuesen capaces de satisfacer dicha necesidad supuesta, independientemente del precio, o con un análisis coste-beneficio aproximado, sobrevalorando enormemente los beneficios sociales (Vergés, 2002a; Barraqué, 2000a).

Como criterio consensuado general, a pesar de la ligera diferencia en terminología y formulación, puede asumirse que las funciones relevantes del capital natural crítico (la "satisfacción de las necesidades de agua") deberían ser llevadas efectivamente a cabo sin perjuicio de la integridad del recurso natural (un balance cuantitativo y cualitativo entre los recursos renovables disponibles y los usos),

al tiempo que los usos "socialmente relevantes" deberían ser accesibles a todo el mundo, sin atender sus niveles de ingreso o condición social. Por tanto, los indicadores de sostenibilidad deberían reflejar:

- Las funciones medioambientales disponibles.
- La idoneidad de las inversiones y la depreciación del capital natural y del construido por el hombre para conseguir una compensación satisfactoria entre ellos
- Cuestiones de accesibilidad económica.
- Asignación del agua entre usos en competencia según su "valor".
- Un uso eficiente de los recursos económicos para asegurar que los servicios de agua son satisfechos de forma que se evite la creación de rentas del monopolio de cualquier tipo (Figura 4).

La transformación de estos conceptos generales en indicadores propiamente dichos no es sencilla. No es posible entrar aquí con profundidad en el complejo pero rico debate sobre la definición práctica de indicadores para estimar la sostenibilidad del uso del agua (de Carli y col., 2003).

No obstante, sí puede subrayarse el hecho de que las definiciones y los principios subyacentes mantienen un cierto grado de confusión.

El concepto de "perjuicio" por ejemplo es ambiguo. Puede entenderse como una prohibición absoluta de la alteración de los stocks de capital natural (en términos de calidad y cantidad) o bien, y de una forma más elástica, tener presente que incluso un recurso degradado podría continuar siendo utilizado, aunque con mayores costes de tratamiento y equipamiento técnico. En otras palabras, puesto que existe una cierta posibilidad de sustituir el capital natural con capital producido por el hombre, podría considerarse sostenible un cierto grado de disminución del primero si se compensa mediante la inversión en el segundo.

El concepto de "necesidades de agua" también es ciertamente resbaladizo, ya que su mismo significado debería ser definido mediante una evaluación política. Sólo por poner un ejemplo: podemos asumir que el agua destinada a consumo humano pertenece a las "necesidades de agua" que deben ser satisfechas, pero ¿es cierto lo mismo para todas las viviendas? ¿Debería aplicarse de la misma forma para segundas viviendas?

<p>Sostenibilidad medioambiental <i>Evitar el agotamiento del capital crítico natural</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ● Garantizar las funciones ecológicas del capital natural ● Minimizar las acciones desde el lado de la oferta ● Minimizar la alteración de los patrones naturales de flujo. 	<p>Equidad <i>Garantizar a los segmentos con menores ingresos un acceso justo a los recursos hídricos.</i></p> <ul style="list-style-type: none"> ● Identificar "las necesidades básicas del agua" ● Mantener el nivel y la dinámica de precios por debajo del umbral de la accesibilidad económica ● Alcanzar una forma justa y democrática de reparto de los costes de gestión
<ul style="list-style-type: none"> ● Garantizar la estabilidad financiera de los sistemas hidráulicos. ● Compensar adecuadamente los recursos utilizados como factores de producción. ● Los flujos de caja deben garantizar la conservación de los activos físicos naturales ● Cada nueva infraestructura ata a la generación siguiente para pagar su coste ● Minimizar la creación de capital artificial. <p>Sostenibilidad financiera <i>Garantizar el mantenimiento y reposición de los activos a largo plazo</i></p>	<ul style="list-style-type: none"> ● Asignar el agua privilegiando los usos con mayor valor social. ● El coste de la provisión del servicio debe corresponderse con su valor. ● Mantener los costes tan cerca del mínimo como sea posible en términos dinámicos. ● La regulación debe asegurar una asignación óptima del riesgo entre accionistas, consumidores y contribuyentes. <p>Eficiencia <i>Garantizar que el agua se asigna a los usos más beneficiosos y no se derrochan recursos económicos</i></p>

Figura 4. La sostenibilidad en cuatro objetivos

Por esta razón, se ha argumentado que la elección de los indicadores y su evaluación no debería imponerse *ex ante* por medio de una definición general de sostenibilidad que considerase todos los criterios relevantes y se aplicase en toda situación y circunstancia; sino más bien, debería resultar de un proceso de participación política, en el que las funciones medioambientales relevantes se identifiquen y se midan, se verifiquen las compensaciones oportunas y se examinen soluciones alternativas (de Carli y col., 2003).

CRITERIOS ECONÓMICOS PARA LA TARIFACIÓN DEL AGUA Y LA RECUPERACIÓN COMPLETA DE COSTES

Las reglas de la tarificación económicamente óptima: eficiencia en la asignación

Según la teoría económica, la tarificación óptima de cualquier bien o servicio privado, debe reflejar su Coste Marginal a Largo Plazo (CMLP). De este modo, cada usuario pagará por cada *unidad adicional* que consuma el *coste adicional* que requiere la producción de la misma. En este caso (y sólo en este) el precio funciona como una señal de la escasez económica. Cada usuario decidirá adquirir una cantidad de agua adicional si su precio es menor que su valor. Mientras el precio incluya todas las dimensiones relevantes del coste, puede asegurarse que la sociedad en su conjunto incrementa su bienestar: la utilidad obtenida es mayor que la “desutilidad” creada.

Entender la razón por la que esto ocurre resulta muy intuitivo. Si el valor marginal es mayor que el coste marginal, habrá una ganancia potencial de bienestar cuando se suministre una cantidad adicional. Por el contrario, si el coste marginal fuese mayor, la ganancia de bienestar se produciría reduciendo el suministro⁶.

Por tanto, si por algún motivo el precio diverge del coste marginal, los consumidores de agua recibirán una señal distorsionada. Con un precio menor que el coste marginal, por ejemplo, los usuarios estarán siendo en realidad incentivados para demandar una cantidad de agua mayor que la realmente eficiente.

Este esquema conceptual puede aplicarse, por ejemplo, para evaluar la oportunidad de acometer o no la ampliación de la capacidad de suministro de un sistema actual dado, con el fin de suministrar cantidades de agua adicionales. Existen muchos ejemplos concretos de cuestiones similares en Europa, como puede ser el caso en que la agricultura utiliza los recursos locales más baratos, forzando al suministro a la población a utilizar transferencias de agua desde grandes distancias.

Como se puede ver en la Figura 5, desde el punto de vista de la pura eficiencia económica, sin construir ninguna infraestructura nueva es preferible que el agua disponible se comparta para satisfacer en primer lugar los requerimientos del consumo residencial, dejando entonces el agua restante para la agricultura.

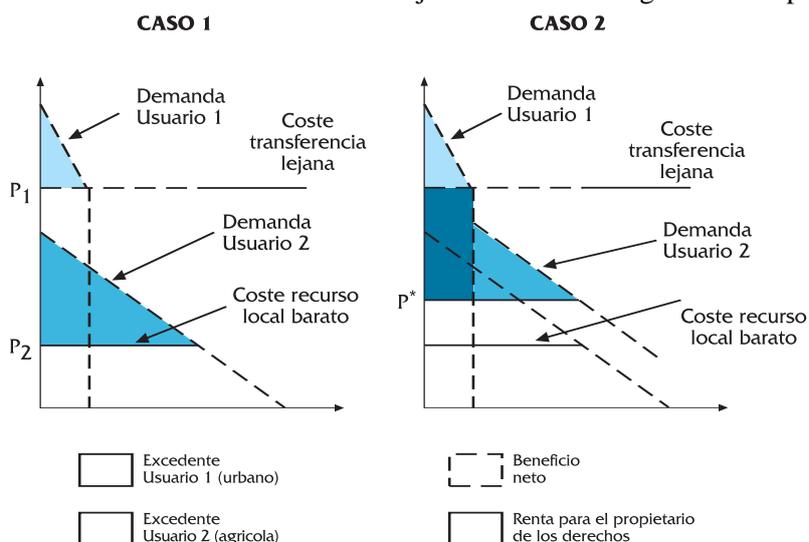


Figura 5. La tarificación como instrumento para la asignación de recursos

⁶ Considerar los costes a largo plazo, en lugar de a corto, significa que los costes de inversión deben ser también tenidos en cuenta. Esto es apropiado por lo que respecta a decisiones sobre inversiones nuevas. Por ejemplo, si el valor adicional creado por un proyecto de riego es menor que el coste de inversión más los costes marginales de operación, el proyecto no será económicamente eficiente. Por otro lado, cuando se trata de inversión ya existente, los costes a corto plazo serían un término de referencia más apropiado. Por ejemplo, si una determinada fuente de recurso ya se encuentra disponible, la decisión de utilizarla o no para el suministro de agua deberá estar basada solamente en los costes marginales a corto plazo (suponiendo, claro, que los costes fijos ya han sido cubiertos).

El bienestar total (suma del beneficio de los agricultores y los consumidores residenciales) es mayor en este caso, con respecto al que considera el suministro residencial a partir de transferencias desde grandes distancias quedando toda el agua local de acceso barato para la agricultura. En otras palabras, los usuarios domésticos estarían dispuestos a comprar el agua a los agricultores pagando un precio que resultaría ser mayor que los ingresos que éstos obtendrían de la agricultura, pero menor que el precio del agua traída desde grandes distancias.

Mientras que la aplicación de la regla del coste marginal es universal, en ciertos casos (principalmente, cuando los costes son sub-aditivos y/o los costes marginales son difíciles de calcular) la necesidad de recuperar los costes fijos ha sugerido otras alternativas. De hecho, cuando los costes medios decrecen debido a las economías de escala, el coste marginal es menor que el coste medio.

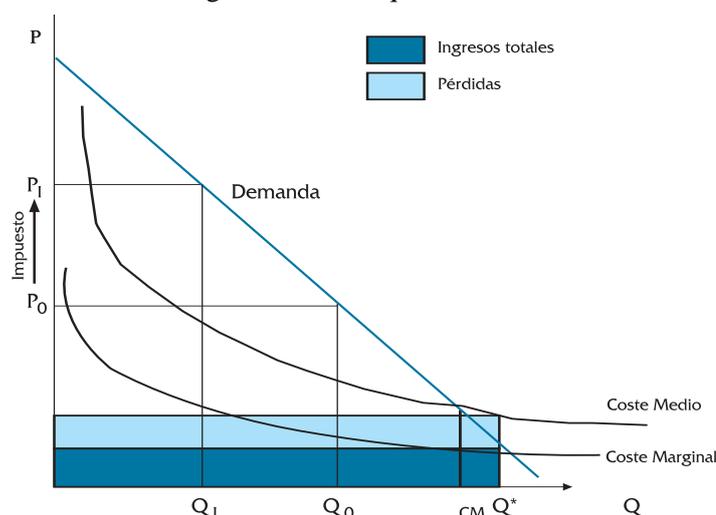


Figura 6. Tarifación al coste medio y coste marginal

Puede apreciarse en la Figura 6 que el bienestar colectivo continúa siendo maximizado por la aplicación del coste marginal, pero esto causa pérdidas para el gestor del servicio⁷. En esos casos, podemos bien imaginar que el Estado podría cubrir este déficit mediante transferencias monetarias, o bien aceptar una pérdida de bienestar menor permitiendo al gestor cargar el coste medio en lugar del coste marginal.

Alternativamente, si el gestor puede aplicar diferentes precios a diferentes categorías de consumo (y esta “discriminación” es legalmente aceptada), el mismo efecto podría obtenerse cargando a diferentes grupos de usuarios el coste marginal más una cuota de los costes fijos inversamente proporcional a su elasticidad de la demanda (precios Ramsey).

La RCC es, en sentido estricto, una relajación de ambos conceptos: requiere una correspondencia entre los costes totales y los ingresos totales, sin entrar con detalle en la cuestión de qué usuarios deben afrontar qué costes⁸.

Los límites de la aplicación del CMLP son de cuatro clases:

- El principio del coste marginal es una regla de tarificación óptima sólo si el control del consumo individual no resulta complicado de realizar y la demanda es suficientemente elástica.
- La recuperación de los “costes hundidos” en el largo plazo puede no quedar garantizada si se adopta estrictamente la adopción del CMLP o del coste marginal.
- Los servicios de agua presentan una importante dimensión pública (tanto como la privada). Por ello, también deberían incluirse entre sus beneficios los componentes de utilidad colectiva que los individuos no consideran (o consideran sólo de forma parcial).
- La eficiencia en la asignación no es el único objetivo de las agencias públicas; una vez que se pierde el beneficio en la asignación que supone la tarificación al coste marginal, el precio adquiere una naturaleza fiscal, y entonces la única razón que queda para utilizar el principio “quien contamina paga” en lugar de criterios progresivos para la asignación de cargas impositivas es de carácter político. Otras cuestiones de carácter distributivo pueden resultar igualmente relevantes: en otras palabras, la sociedad no es necesariamente indiferente con respecto a la distribución concreta de costes y beneficios.

⁷ Si el precio fuese igual al coste medio, la demanda sería Q_{CM} . El bienestar colectivo podría mejorarse incrementando la producción hasta Q^* : el beneficio social (área por debajo de la curva de demanda entre Q_{ac} y Q^*) es mayor que el coste social (área por debajo de la curva de coste marginal en el mismo rango).

⁸ Normalmente, la RCC se plantea de modo que el coste total es recuperado mediante cargas en cada unidad territorial en la que el servicio es proporcionado por un gestor independiente. Sin embargo, este criterio conduce a resultados muy diferentes en Europa. Por poner sólo un ejemplo: en Inglaterra y Gales hay solamente 10 grandes compañías de agua y saneamiento, mientras que Italia o Francia con situaciones mucho más disgregadas cuentan con alrededor de 10.000. Obviamente, no es lo mismo exigir el equilibrio de ingresos y costes para cada abastecimiento individual que para grandes compañías que abarcan un buen número de ellos.

La Tarificación del Agua como un Instrumento de la Política Medioambiental

Independientemente de cuestiones acerca de los costes marginales, las autoridades competentes en política del agua deberían utilizar los precios de la misma como herramienta de gestión de la demanda, ganando así capacidad de maniobra para conseguir los objetivos concretos que se proponga dicha política.

La razón para este uso de los precios radica en la bien conocida teoría de los impuestos medioambientales, considerada actualmente como la referencia estándar⁹, desde los trabajos de Pigou en los años treinta hasta el de Baumol y Oates (1988). Esta teoría se basa en la idea de que la demanda reacciona negativamente a las variaciones del precio por la misma razón ya vista más arriba, esto es, que los usuarios seguirán adquiriendo unidades de agua adicionales hasta que el gasto adicional (el precio de cada unidad adicional) sea menor que su valor económico (utilidad). Puesto que la utilidad decrece con la cantidad (cantidades adicionales producen utilidades adicionales decrecientes), la curva de la demanda presenta una pendiente negativa, tal como aparece en la Figura 6. A precios bajos, los usuarios demandarán más agua, mientras que a precios altos la demanda será reducida.

Sobre la misma Figura 6, es sencillo entender el mecanismo mediante el cual los precios del agua pueden proporcionar un incentivo para limitar la demanda de agua: si el objetivo de la demanda es Q_1 , resulta obvio que no puede alcanzarse al precio actual P_0 (ya que a dicho precio la demanda es Q_0). Las autoridades en materia de aguas podrían entonces imponer un impuesto sobre el agua (un precio adicional a la misma, en definitiva) de modo que la suma final pagada por el usuario resulte ser P_1 .

Puede asumirse entonces que cada incremento del precio del agua, independientemente de su origen, tendría el mismo efecto. Es importante hacer notar que dicho efecto ocurre porque los usuarios pagan una cantidad adicional de dinero por cantidades adicionales de agua, y no porque su gasto total del agua sea, simplemente, mayor.

En otras palabras, es importante no confundir recuperación del coste con incentivación mediante el precio, ya que el segundo concepto requiere que los precios sean función de la cantidad que esté siendo realmente demandada.

La tarificación del agua basada en costes completos es perfectamente compatible con un sistema de incentivos pobre (como puede ser el caso de reglas para la asignación de recurso y métodos de tarificación basados en tarifas planas). Por otro lado, un sistema de incentivos mediante el precio puede diseñarse incluso si los ingresos totales no llegan a recuperar los costes por completo. En cualquier caso, la literatura económica nos invita a ser, por lo menos, cautos en mantener que el precio del agua, exclusivamente, puede ser suficiente para promover la sostenibilidad del recurso, aunque sí puede resultar un instrumento útil si se estructura de un modo incentivador. El incentivo depende de la forma de la curva de la demanda: cuanto más elástica sea, más efectiva será la señal del precio. Puesto que lo importante es el coste de la última cantidad de agua comprada (y no el coste total o medio), puede pensarse que una tarifa de bloques crecientes puede proporcionar este efecto más fácilmente.

El equilibrio financiero de los gestores y el presupuesto público

Como se ha visto en las secciones precedentes, los beneficios de la tarificación del agua en cuanto a la asignación del recurso se tendrán solamente si se sigue la regla del coste marginal, mientras que la incentivación desde un punto de vista medioambiental requiere simplemente que los precios tengan alguna relación con la cantidad consumida (en el mejor de los casos, una función de crecimiento monótono con la cantidad, es decir, un modelo de bloques crecientes). En ambos casos, no existe un requerimiento estricto para la RCC (en el sentido de que los objetivos de asignación y medioambientales pueden conseguirse incluso si no se cumple la RCC), mientras que por otra parte, la consecución de la RCC per se no implica necesariamente que se tengan los mencionados beneficios ni medioambientales ni en la asignación de recursos.

El último argumento utilizado a favor de la RCC no tiene nada que ver con incentivos, sino que se basa en la necesidad de garantizar que los sistemas de gestión de agua sean autosuficientes desde un punto de vista financiero. Este argumento se encuentra motivado tanto por las restricciones del presupuesto público como por la creencia de que los sistemas de gestión de agua independientes y orientados al servicio se comportarán de forma más eficiente que las agencias estatales.

⁹ La innovación principal introducida por Baumol y Oates se encuentra en el hecho de que Pigou consideró que los impuestos deberían calcularse de modo que las externalidades quedasen completamente "internalizadas", con el fin de fomentar la asignación óptima de los recursos medioambientales. Baumol y Oates reconocen la dificultad de medir las externalidades y, así, recomiendan el uso de los impuestos incluso si su objetivo ha sido determinado exógenamente.

La primera motivación se puede considerar como una afirmación de facto, más que como un juicio normativo. Al margen de las preferencias políticas a favor o en contra de la intervención del Estado en la economía, el suministro de bienes financiados por éste requiere el correspondiente gasto público y, en consecuencia, la creación de impuestos o deuda pública a tal efecto. La mayoría de las economías occidentales están afrontando una crisis a este respecto: el crecimiento del tamaño del sector público ha alcanzado ya un punto crítico, las políticas fiscales están, de este modo, restringidas y concentradas mejor en aquellas áreas de intervención pública que requieren una redistribución de los recursos. En este sentido, el gasto destinado a los servicios de agua debería encararse mediante la implicación directa de los usuarios, incluso cuando mantuviese algunos elementos impositivos, que probablemente contribuirán a disminuir la posible oposición de los usuarios.

La tarificación del agua puede entenderse así como un ingrediente indispensable para cualquier política de privatización, ya que es la única forma que tienen las agencias gestoras del agua de tener acceso al mercado de capitales privados. Este modelo de financiación es más adecuado para la gestión "ordinaria" de los sistemas (ya que requieren inversiones bastante menores pero de forma continua, en lugar de una única inversión concentrada en el tiempo), estando menos condicionada por la dependencia del gasto público con los ciclos económicos.

Una vez que se ha hecho la inversión inicial, la responsabilidad directa de los gestores del servicio en el mantenimiento a largo plazo decrecería el riesgo de una conducta oportunista, favoreciendo la adopción de buenas prácticas de mantenimiento y estimulando la reducción de costes; de lo contrario, se correría el riesgo cierto de caer en un "círculo vicioso de gasto público": si la gestión ordinaria del servicio no es capaz de generar suficientes recursos financieros para mantener el sistema en buenas condiciones, antes o después se necesitarán nuevas inversiones públicas para renovar la infraestructura.

La segunda motivación, se apoya en el hecho de que las agencias independientes orientadas al servicio, estando forzadas a ofrecer un valor por el dinero de sus clientes, no podrán incurrir en déficit, viéndose así estimuladas para adoptar medidas de ahorro en los costes y para no invertir en aumentos excesivos de la capacidad de los sistemas.

Por otra parte, los usuarios tomarán conciencia del coste del servicio. Esta motivación está también ligada a una preferencia política (y bien enraizada en el debate de la sostenibilidad) para que los sistemas autoregulados y dirigidos por los propios usuarios gestionen los recursos medioambientales prestando atención a conseguir un reparto y uso más equitativo de los recursos medioambientales.

Mientras estos argumentos llevan en dirección a la "recuperación de los costes" más que a la tarificación económica, debería también subrayarse que en muchos casos, la adopción de la RCC (obligando a los usuarios del sistema a pagar el 100% del coste total) podría conducir a niveles de precios que probablemente excediesen el límite de lo asequible. Este es particularmente el caso que se da cuando se prevé la inversión en nueva infraestructura.

Por esta razón, algunos autores han desarrollado el concepto de "coste de sostenibilidad" (o "recuperación casi completa de los costes") significando que los precios no deberían cubrir necesariamente el coste total, sino más bien ser capaces de financiar el mantenimiento a largo plazo de la infraestructura, incluyendo el capital natural. En otras palabras, podría haber una contribución oficial para la inversión inicial, teniendo en cuenta que en el futuro los usuarios serán capaces de continuar financiando la operación y depreciación del sistema para prevenir la reducción de su valor, y así evitar la necesidad de otras contribuciones oficiales en el futuro (Tardieu y Préfol, 2002).

DEFECTOS Y DESVENTAJAS DE LA TARIFICACIÓN DEL AGUA Y LA RECUPERACIÓN COMPLETA DE COSTES

Estimando el coste: costes financieros

A partir de todo lo anterior, es claro que los "costes financieros" representan el coste de los factores (capital, trabajo, etc.) que se han utilizado para proporcionar el servicio de agua. En principio, estos costes deberían constar en la contabilidad del gestor, suponiendo que hayan sido calculados adecuadamente, aunque esta tarea no siempre resulta sencilla por múltiples razones.

En primer lugar, es lógico asumir que, al menos, algunas fracciones del valor añadido en el servicio de agua provienen de mercados no competitivos: esto es debido al monopolio territorial en el que operan los abastecimientos dentro de cada mercado local, pero también a las rentas económicas

contenidas en algunos segmentos como una buena calidad de los recursos hídricos (cuando su control es privado) o el equipamiento tecnológico. Estas complicaciones deberían tomarse en consideración con el fin de estimar el verdadero coste económico. En el contexto europeo, sin embargo, esta complicación no es demasiado importante, ya que los recursos hídricos normalmente pertenecen al Estado y las normas de asignación se rigen desde el ámbito político.

Otros factores de producción, por el contrario, pueden ser aportados por el sector público de forma gratuita o a precios subvencionados, y su valor debería incluirse igualmente. En todos los países, el Estado aporta de este modo numerosos factores como la investigación o la educación, por ejemplo, pero también infraestructura hídrica para la provisión de bienes públicos como la protección frente a inundaciones o la planificación territorial.

Otra fuente adicional de discrepancias entre precios de mercado y costes verdaderos surge al examinar el coste de capital, dado el esquema de depreciación tan prolongado en el tiempo que se tiene para los activos fijos. No es sencillo distinguir la transformación artificial del medioambiente hídrico del “capital natural” en sí mismo¹⁰; incluso si sólo se considera la infraestructura de abastecimiento y saneamiento, los equipos (especialmente en el caso de los depósitos y las tuberías) tienen vidas económicas de muchas décadas, o incluso, de un siglo.

Sin embargo, en el caso de la infraestructura con una larga vida de funcionamiento, los inversores privados normalmente piden esquemas de reembolso mucho más cortos (y, así, mayores tasas de interés) para conseguir perfiles de riesgo/retorno comparables con las del resto de la economía, mientras que el sector público puede (y según algunos, debe) ser menos pesimista y prudente. Esta conducta miope de los mercados de capital privado implicará que el capital adquirido en el mercado tenga un precio mayor que su coste de oportunidad (medido por la tasa de descuento social).

La adopción de una tasa de interés de mercado en lugar de los métodos de contabilidad pública (que no aplican dichas tasas de mercado) da lugar a incrementos dramáticos en el precio final. Barraqué (1999) los estima en un rango de 200-300% para un estudio realizado en Francia; y márgenes todavía mayores presentan de Carli y col. (2003) para otros estudios en Italia.

Si debiera ser la tasa de interés de mercado lo que debería aplicarse en este tipo de inversiones, o bien, la tasa de descuento social, ha constituido durante mucho tiempo un largo debate en todo lo relativo a la economía del sector público, nunca resuelto de manera definitiva (Florio, 1991) y menos aún en lo relativo a la política medioambiental (Peace y Turner, 1989; Bromley, 1996; Ekins, 2000). En teoría, el uso de tasas de interés de mercado es adecuado sólo si los inversores privados tienen en cuenta el descuento futuro de forma correcta: muchos economistas medioambientales argumentan que, en el caso de los recursos naturales y debido a su horizonte a largo plazo y a su incertidumbre radical sobre el futuro, no es correcta de forma definitiva.

Parece así justificado tomar en consideración el capital hídrico artificial bajo los mismos estándares que el capital natural, dadas las cuestiones de sostenibilidad relacionadas con él; y, por tanto, aplicar la misma tasa de descuento que se utiliza al evaluar alternativas que afectan al capital natural.

También es importante destacar el hecho de que el coste financiero puede tener una dimensión intergeneracional: ¿quién debe pagar la infraestructura y su mantenimiento a lo largo del tiempo? Suponiendo que en el año inicial de un proyecto se construye una instalación nueva y que no hay subvenciones públicas, el coste del capital será reembolsado a lo largo del tiempo: las cuotas de depreciación se calcularán de modo que los flujos de caja así generados permitan el reembolso de la deuda. Al final de la vida económica, el valor de la infraestructura será igual a cero, y deberá acometerse una nueva inversión, repitiéndose este ciclo en el futuro una y otra vez. Cuando este sencillo mecanismo no es aplicable debido a la necesidad de una intervención pública, pueden aparecer algunas complicaciones. Por ejemplo, si la inversión inicial se financia mediante deuda pública y ésta se mantiene constante a lo largo del tiempo (esto es, nunca es reembolsada y, mientras, los propietarios de los bonos continúan recibiendo una renta perpetua), esto significa que el coste será compartido por la generación actual y la próxima. Si la generación actual no consigue dejar preparados suficientes recursos para la reconstrucción, “consumirá” el valor de algo cuyo coste continuará debiendo ser pagado por los contribuyentes de las generaciones futuras; por otra parte, éstas deberán, además, crear deuda adicional para financiar la reconstrucción.

¹⁰ Por ejemplo, el paisaje característico del norte de Italia ha sido remodelado durante siglos con una larga serie de obras públicas que, sin ningún género de dudas, han alterado el patrón “natural” de los flujos de agua: la llanura del Po era, de hecho, un inmenso humedal. La conservación del “medioambiente natural”, por otro lado, de la laguna de Venecia implicaría el desbaratamiento completo de la ciudad.

En la experiencia internacional actual se pueden encontrar tres procedimientos generales para la estimación de los costes de capital:

- La metodología utilizada en Alemania consiste en una revaloración sistemática de los activos a su valor de reposición (esto es, como si tuviesen que ser construidos de nuevo), y en calcular la depreciación de acuerdo con este valor. Este modelo permite que la inversión sea suficientemente constante para cubrir la depreciación real del capital: en otras palabras, el valor de la infraestructura permanece constante a lo largo del tiempo. Por otro lado, este modelo puede ser causa de distorsiones potenciales si el gestor del servicio usase los flujos de caja de la depreciación para financiar otras inversiones, y también puede suponer una carga excesiva para la generación que construye la infraestructura por primera vez (de hecho, dicha generación tendría que pagar la infraestructura dos veces, la primera para la construcción inicial y la segunda para mantener su valor a lo largo del tiempo).
- La metodología utilizada en el Reino Unido consiste en calcular únicamente la inversión necesaria para mantener el valor de la infraestructura a lo largo del tiempo, lo que permite a los gestores cumplir con sus obligaciones frente a los consumidores. En principio, el gestor del servicio del agua podría recibir la infraestructura de forma gratuita (habiendo sido ya cubierto su coste mediante, por ejemplo, deuda pública), con la tarea de mantenerla en buenas condiciones y financiar la inversión necesaria para su mantenimiento ordinario y extraordinario así como su reconstrucción, desde un momento en el tiempo determinado en adelante. Este modelo es más justo para la generación que construye la infraestructura en primer lugar (ya que sus costes de capital se han socializado), pero requiere, por otro lado, que la inversión sea efectivamente suficiente. Puesto que el gestor es el único sujeto que realmente conoce la condición de eficiencia de los activos, podría existir el riesgo de que la inversión no fuese suficiente, con la consecuente devaluación de la infraestructura a lo largo del tiempo. Y así, llegaría un momento en que el gestor no estaría en condiciones de continuar operando el sistema y sería necesaria una nueva inversión pública para reconstruir los activos.
- Una tercera posibilidad, que es la más utilizada en las concesiones, tiene en cuenta sólo el mantenimiento ordinario y extraordinario.

La construcción se financia aparte la primera vez (con la contribución directa de los usuarios mediante impuestos o tasas directas o, más frecuentemente, mediante el presupuesto público), y el gestor lo utilizará hasta el final de su vida económica. Los usuarios pagarían el servicio del agua como consumidores cubriendo los costes de operación y mantenimiento, mientras que el coste de la infraestructura sería pagada también por ellos mismos pero como contribuyentes o usuarios del servicio (con una tasa adicional). En este punto, sería necesaria una nueva inversión y el proceso comenzaría de nuevo.

Finalmente, y ya que parte de los costes de la infraestructura son transferidos a las generaciones siguientes (por ejemplo, debido al envejecimiento de la tecnología empleada, o al mal mantenimiento de activos ya viejos), hay que considerar una cuestión intergeneracional adicional. La “artificialización” de los sistemas hídricos en este sentido representa una hipoteca sobre las generaciones futuras, ya que éstas estarán obligadas a pagar el coste de capital de la infraestructura construida por la generación presente para compensar la descomposición del capital natural. Por ello, una especie de “valor opcional” debería considerarse como un componente adicional del coste industrial. No obstante, este componente resulta muy difícil de cuantificar.

Estimando el coste: costes externos

Con respecto a los costes externos, nos encontramos de nuevo con un concepto bastante sencillo pero con numerosas complicaciones empíricas a la hora de calcularlo y aplicarlo.

En los últimos años, ha sido muy poca la investigación aplicada que se ha llevado a cabo para estimar la magnitud de los costes externos de una forma sistemática: algunas referencias tomadas de la literatura disponible sugieren la existencia de una gran variabilidad dependiente de las condiciones locales y del valor de las funciones medioambientales que requieren una no utilización del agua (IVM-EFTEC, 1998; Turner y Postle, 1994; MacMahon y Postle, 2000).

De hecho, lo que la mayor parte de los estudios ha estimado es el valor de usos alternativos no consuntivos, más que el coste marginal de las abstracciones de agua. Sin embargo, la relación entre ambos conceptos no es completamente obvia: el impacto depende del equilibrio hídrico local, al que las abstracciones de agua pueden contribuir tanto positiva como negativamente dependiendo de dónde estén situados los puntos de abstracción/vertido.

Puede argumentarse que los casos más críticos son aquéllos en los que se realizan abstracciones incontrolladas de los acuíferos, más que aquellos otros en los que se utilizan grandes trasvases regulados; pero incluso esta afirmación tan general necesita ser cuidadosamente evaluada en cada situación.

A pesar de la naturaleza puntual de estos estudios y la imposibilidad de ser concluyentes dado el actual estado del arte, parece bastante claro que la magnitud de los costes externos es enormemente específica y dependiente tanto del lugar en concreto como de aspectos estacionales. Cuando se encuentran presentes las dimensiones de conservación recreativas y paisajísticas, el valor de este coste externo bien podría ser lo suficientemente alto como para compensar con creces el valor de los usos “productivos”, aunque esto sucede sólo en casos especiales, mientras que en los más comunes, una vez que queda claro que no hay pérdidas del capital crítico natural, la magnitud puede suponerse mucho menor.

Merrett (1997) añade a estos puntos la idea de que una vez que los aspectos ecológicos están en juego, las estimaciones monetarias basadas en la VDP podrían subestimar enormemente el “coste” y argumenta, de este modo, que los costes externos deberían evaluarse mediante la estimación del impacto ambiental en mejor medida que con términos monetarios. En otros términos, el coste externo debería estimarse sobre la base de las acciones que se harían necesarias para recuperar el capital natural hasta el nivel que garantizase las funciones medioambientales.

A decir verdad, la literatura sobre evaluación monetaria es bastante unánime en la creencia de que las estimaciones empíricas del “valor económico total” como mucho pueden capturar valores de uso indirectos (como los usos recreativos del agua o su amenidad paisajística), mientras que los valores del no uso y, obviamente, los valores no económicos no pueden ser capturados por las técnicas actuales, aunque sí definidos de forma teórica (Turner, 1993; Green, 2003).

Al final, mientras que la definición teórica de los costes externos resulta ser meridianamente clara, su puesta en práctica implica numerosas dificultades a la hora de estimar dichos costes en casos concretos. La mayoría de los estudios aplicados para su evaluación, de hecho, enfocan el problema de la medición de los valores específicos de no uso (como los recreativos y paisajísticos),

aunque no es sencillo asociar este “valor” al “coste” que se genera por otros usos específicos (como las abstracciones para riego), ya que las externalidades negativas para usos específicos normalmente surgen de un conjunto complejo e interrelacionado de otros usos del agua y del suelo, y normalmente se necesita un modelo hidráulico específico ad-hoc (Fontana y Massarutto, 1995; Merrett, 1997; IVM-EFTEC, 1998).

Por esta razón, algunos autores han sugerido un planteamiento diferente basado en la idea del “coste de sostenibilidad” (Barraqué, 1999). Según esta metodología, el “coste completo” del agua debería definirse como el coste (teórico) a ser cubierto si el uso del agua fuese ecológicamente sostenible; es decir, si todas las funciones medioambientales relevantes de los recursos hídricos se garantizan para las generaciones presente y futura, y se destina la inversión suficiente para mantener el valor físico de los activos a lo largo del tiempo.

La aplicación de esta metodología de valoración a algunos casos de estudio en sistemas de abastecimiento y saneamiento de ciertas ciudades europeas ha producido muchas sorpresas, ya que ha demostrado que el coste “verdadero” muy a menudo no se contabiliza (Correia, 1999; de Carli y col. 2003).

Otros planteamientos rechazan la imposición de un criterio de evaluación predeterminado: los análisis deberían así comenzar por la identificación y medición de las funciones medioambientales que resultan relevantes para los diferentes grupos implicados y las “cuestiones de gobierno” que emergen de una eventual colisión entre ellos (Faucheaux y O'Connor, 1998). El “coste externo”, de este modo podría considerarse mejor como uno de los posibles indicadores de la existencia de una “cuestión de gobierno” a ser resuelta mediante un proceso político, más que un simple número a añadir al coste total¹¹.

La efectividad real de los precios volumétricos: la elasticidad de la demanda frente al precio

En la sección anterior ha quedado reflejado que las reglas de tarificación óptimas exigen que los consumidores paguen un precio que se corresponda con el coste marginal individual o bien, como segunda mejor solución, con el coste medio, con el fin de conseguir la asignación de recursos más eficiente y compatible, al mismo tiempo, con la estructura de la industria del agua.

¹¹ Un intento de aplicar este modelo conceptual al caso del agua está desarrollándose mediante el proyecto GOUVERNe, promovido por la Comisión Europea y cercano a su finalización en la actualidad. Ver O'Connor (2003) para más detalles.

La consecuencia lógica de lo anterior es el hecho de que reglas sub-óptimas de tarifación se desviarán de la eficiencia máxima. Si los precios del agua son ineficientes, la demanda resultará demasiado alta o demasiado baja. La sociedad podría encontrarse mejor si algunos factores de producción se transfiriesen del sector del agua a otro sector.

Sin embargo, la Sección 2 ha mostrado que éste no siempre es el caso. Los precios del agua muy a menudo no se correlacionan con sus costes, y en muchos segmentos de la industria del agua existen subvenciones directas o indirectas aportadas por el gobierno y financiadas mediante los impuestos generales. ¿Puede justificarse esto de algún modo?

Una primera cuestión a tener en cuenta concierne a la magnitud en las mejoras del bienestar que proporciona la tarifación óptima frente a la provisión gratuita. Puede mostrarse fácilmente (Figura 7) que estas mejoras están relacionadas con la elasticidad de la demanda con respecto al precio.

Estimaciones empíricas de dicha elasticidad han sido realizadas en un gran número de contextos. Los resultados difieren en gran medida unos de otros, aunque sí pueden extraerse ciertas conclusiones de carácter general. Como observación fundamental e introductoria puede subrayarse que dichos estudios aplicados muestran la necesidad de separar la demanda de agua en segmentos diferentes, ya que cada uno muestra un comportamiento significativamente distinto.

Por lo que respecta a la demanda residencial, la evidencia empírica no ayuda demasiado a los partidarios de la tarifación del agua. En efecto, en algunos casos sí se ha evidenciado un impacto significativo

del precio del agua sobre el consumo (OECD, 2000), pero en la mayoría de ellos la elasticidad calculada ha resultado ser muy baja.

La elasticidad de la demanda de agua residencial ha sido revisada en una serie de estudios recientes (OECD, 2000; Dalhuisen y col., 2001). En general, los valores de elasticidad publicados en estos estudios son bastante bajos en promedio (se sitúan en un rango entre 0 y -0,7). La medición de los consumos y las tarifas de bloques crecientes aparecen como los elementos más importantes en cuanto a la determinación de la reacción de los consumidores. También deben tenerse en cuenta aspectos específicos de cada país, ya que las posibilidades prácticas de reducir la demanda de agua se dan particularmente para unos usos (como riego de jardines, piscinas, lavado de automóviles, reducción de las fugas interiores) más que para otros, y dependen en gran medida de aspectos tales como la cuantía de los recibos del agua. A este respecto, no es demasiado sorprendente, por ejemplo, que estudios en Norteamérica publiquen, por lo general, valores de la elasticidad del consumo con respecto al precio bastante mayores que estudios en Europa (en promedio, el consumo de agua en los EE.UU. es unas cuatro veces mayor que en los países europeos).

No obstante, se reconoce que la implantación de la medición de los consumos domiciliarios ha dado lugar a reducciones significativas de la demanda en prácticamente todos los casos estudiados, con cifras entre un 10-15 y un 30-40% de la demanda inicial. De nuevo, el uso de una estructura de precios incentivadora basada en bloques rápidamente crecientes o cargas suplementarias en periodos críticos ha resultado también de gran efectividad como herramienta de gestión de la demanda incluso en las experiencias europeas (OECD, 2000).

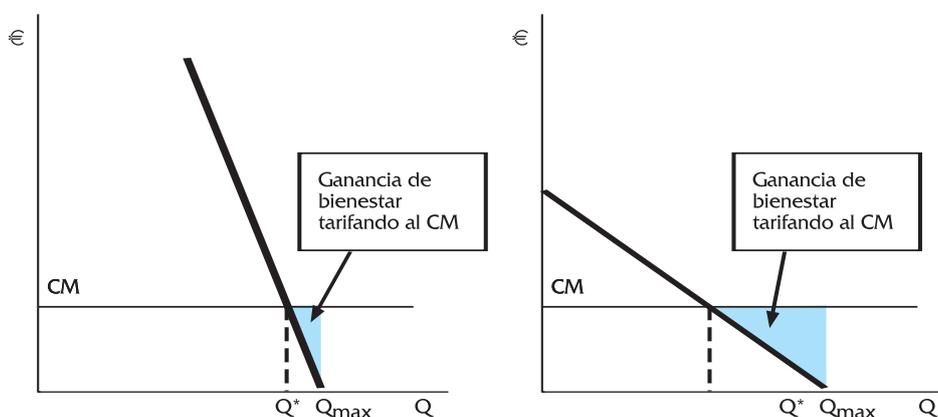


Figura 7. Beneficios de la tarifación dependiendo de la elasticidad de la demanda

A pesar de todo, estos resultados deberían interpretarse con sumo cuidado. Por ejemplo, en Inglaterra y Gales es patente que el consumo medido per cápita es mucho menor que el no medido. Sin embargo y puesto que la decisión de instalar un contador queda a cargo del consumidor individual, la correlación podría explicarse de forma sencilla asumiendo que sólo han solicitado la instalación de contador aquellos consumidores que saben que su consumo de agua es bajo, y ello no puede considerarse como ejemplo de “elasticidad frente al precio”.

Otros autores han enfatizado la necesidad de entender mejor los mecanismos sociales de comportamiento que subyacen a la demanda de agua, ya que la brutal relación precio-cantidad no es ni creíble ni suficiente como variable explicativa (Merrett, 2002).

Por otra parte, debería hacerse notar que en muchos casos el resultado ha sido un incremento de presión sobre la economía de los sistemas de distribución de agua, cuyos ingresos han caído hasta niveles cercanos a la cobertura de los costes fijos.

Por lo que respecta a usos productivos, deberían destacarse dos aspectos diferentes: (i) la decisión ex-ante de usar el agua como factores de ciertos procesos productivos y (ii) la decisión ex-post sobre cuánta agua debería usarse y cómo hacerlo.

La primera decisión es básicamente una cuestión acerca de si el coste (total) del factor agua es o no compensado por los ingresos de la venta de los productos. Puesto que los requerimientos de agua de la mayoría de los procesos que la emplean son conocidos, la decisión consiste en decidir si comenzar con la actividad consumidora de agua o no, y no en cuánto agua utilizar.

La conveniencia de arrancar con un proceso consumidor de agua en un lugar determinado (como agricultura de regadío, refrigeración de procesos industriales, etc.) no es, de este modo, demasiado dependiente de la estructura del precio del agua, sino más bien del nivel de éste. Como señalan Tardieu y Préfol (2002), esta decisión depende del valor “estratégico” del agua. En el caso extremo, la curva de la demanda podría asumir una pendiente como la mostrada en la Figura 8a: la cantidad de agua consumida será Q_0 hasta que el precio llegue a ser mayor que un umbral (“precio de salida”), por encima del cual la demanda caería repentinamente hasta cero. Más frecuentemente, la demanda presenta una reacción marginal frente a los precios, aunque de forma muy asimétrica: elasticidad muy baja por debajo del precio de salida y muy alta por encima del mismo (Figura 8b).

La segunda decisión puede verse influenciada, en principio, por la estructura del precio del agua, suponiendo que la tecnología permita otras opciones alternativas. De nuevo, podemos distinguir entre decisiones a corto y medio plazo.

Por ejemplo, en el caso de la agricultura, debería hacerse una distinción crucial, dependiendo de si consideramos el muy corto plazo (ocurrencia de una sequía durante la temporada agrícola una vez que todas las decisiones sobre el cultivo han sido ya tomadas, y se han acometido igualmente la mayoría de los costes), el corto plazo (principio de la temporada, cuando los agricultores deciden el cultivo a sembrar) y el largo plazo cuando las cuestiones a tratar pueden ser si modificar el sistema de cultivo (por ejemplo, invirtiendo en instalaciones de riego o en invernaderos), o la decisión sobre el sistema de riego (como aspersores o riego por goteo).

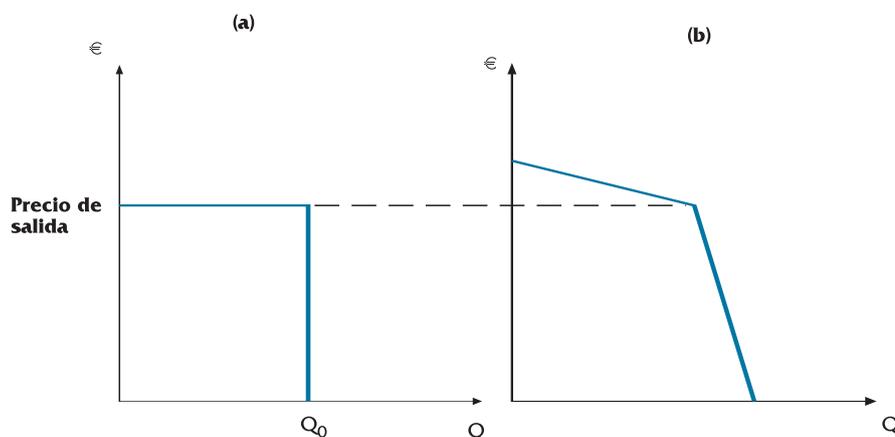


Figura 8. Forma característica de la curva de la demanda de agua para usos productivos.

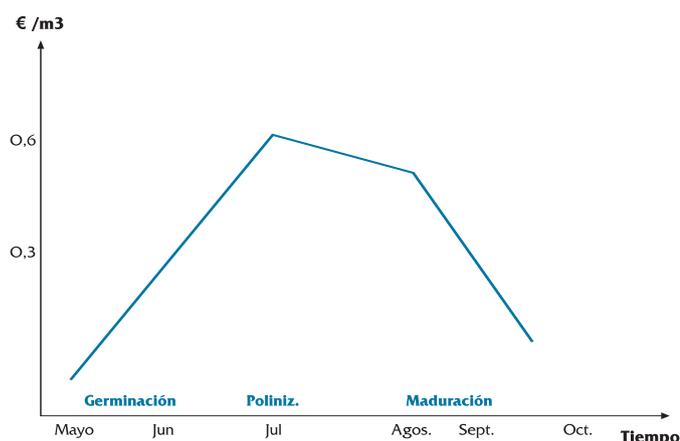


Figura 9. El valor "táctico" del agua de riego como función del ciclo de crecimiento (Tardieu y Préfol, 2002).

En el muy corto plazo, la elasticidad puede ser muy pequeña: todos los costes han sido ya acometidos y el riesgo de perder la cosecha significa que el valor del agua se corresponde con el valor total de la misma. Por tanto, en caso de escasez de agua, los precios deberían ser significativamente altos si debieran usarse con el propósito de reducir la demanda de agua o reasignar ésta a usos más productivos en primer lugar. Esto es lo que Tardieu y Préfol (2002) denominan el valor "táctico" del agua, argumentando que ésta alcanza su valor máximo en la fase de polinización y maduración (Figura 9).

Como resultado, la tarificación del agua puede presentar impactos muy distintos si se emplea como instrumento para orientar las estrategias a largo plazo de los usuarios del agua más que como instrumento para afrontar una posible escasez a corto plazo o bien inducir la reasignación del recurso en caso de sequía.

En el caso de la agricultura, para el que normalmente se predicen las oportunidades más significativas en la utilización del precio como herramienta de gestión de la demanda, de nuevo la evidencia empírica muestra la baja sensibilidad del consumo a las variaciones del precio, incluso con tarifas volumétricas y especialmente una vez que un umbral crítico ha sido alcanzado (Garrido, 1999; Dinar, 2000).

En el contexto del sur de Europa, diversos estudios recientes parecen confirmar esta afirmación. Por ejemplo, un estudio comparativo llevado a cabo en ocho regiones europeas con distintas condiciones agrícolas, geográficas y medioambientales muestra la relevancia del umbral del precio de salida para las decisiones acerca de la posibilidad de implantar o no una agricultura de regadío.

La adopción de la RCC determinaría que la mayoría de los cultivos de regadío en el sur de Europa dejarían de ser provechosos, al tiempo que, mientras el umbral no se traspasa, la demanda de agua aumenta más que disminuye (Massarutto, 2002a). El mismo estudio muestra, por otra parte, que la elasticidad a las variaciones del precio marginal es bastante baja, particularmente en el corto plazo.

Ello significa que el efecto decisivo no es el incentivo para reducir el consumo en el margen de producción, sino el simple hecho de que lo que hace o no conveniente el riego agrícola es que el precio global sea o no mayor que el umbral. Por lo que concierne a la agricultura del sur de Europa, esto es probable que ocurra sólo en algunos casos (España continental y sur de Italia, y de forma puntual en el sur de Francia y norte de Italia) donde cultivos de bajo valor (cereales, girasol, forraje, etc.) se combinan con costosos trasvases de agua cuyo coste sobrepasa los 0,20-0,30 / m³. Por otro lado, cultivos de mayor valor (productos típicamente mediterráneos, horticultura, invernaderos, etc.) parecen dispuestos a pagar precios del agua incluso diez veces mayores antes de plantearse el abandono del riego (Massarutto, 2002a).

Es probable que se alcancen conclusiones muy similares para el caso de la demanda de agua industrial, aunque en este caso se dan tres circunstancias específicas a tener en cuenta.

- La primera de ellas viene determinada por el hecho de que la industria es mucho más "móvil" que la agricultura. Las inversiones pueden ubicarse mucho más fácilmente en las áreas más adecuadas, y esto es un factor con enorme influencia en la localización de actividades consumidoras de agua.
- En segundo lugar, el coste del agua supone normalmente un porcentaje muy pequeño de los costes totales industriales, lo cual, es probable que reduzca el peso del precio del agua en tales decisiones. Incluso una política coherente de tarificación podría ser bien recibida como componente de un plan de acción orientado a promover el uso eficiente del agua.
- En tercer lugar, los usos industriales (particularmente los de utilización más intensiva del agua) normalmente se autoabastecen mediante abstracciones directas antes que a través de las instalaciones de suministro colectivo. Tal y como muestran algunas experiencias para el distrito industrial de Capri en Italia) la estrategia óptima

en estos casos consiste en crear instalaciones colectivas a las que las industrias puedan conectarse, incluso de forma obligatoria, y terminar así con las abstracciones individuales. Para facilitar todo ello, las tarifas correspondientes al uso de la instalación colectiva deberían ser planas (mejor que proporcionales) contradiciendo de esta forma el principio de CMLP.

Finalmente, y con probabilidad lo más importante, los usos industriales resultan mucho más críticos desde una perspectiva medioambiental en lo relativo a los vertidos y su tratamiento y las instalaciones de drenaje que en lo relativo al consumo de agua meramente cuantitativo. La literatura empírica no parece apoyar con demasiado entusiasmo la idea de que los incentivos económicos, como los cánones de vertido, puedan tener mayor efecto sobre las cargas contaminantes, al menos no siguiendo el impacto "marginal" en la base de la teoría de impuestos medioambiental (OECD, 1997). Por otra parte, es el valor absoluto de los costes lo que probablemente estimule a la industria a acometer la búsqueda de tecnologías limpias. También debería subrayarse que las instalaciones de saneamiento implican normalmente costes fijos en mayor medida que variables: así, una vez que las instalaciones están construidas, el incentivo para reducir las cargas contaminantes es muy bajo, por lo menos mientras no se supere la capacidad de la industria.

Al final, lo que sugiere la literatura empírica sobre tarificación del agua es que mientras dicha tarificación podría ser un instrumento útil de gestión de la demanda, debería rechazarse la simple idea de que unos precios "óptimos" del agua, basados en el CMLP, lograrán automáticamente unos resultados sociales "óptimos" (Merrett, 1997).

La tarificación al coste marginal y los costes de transacción

El argumento desarrollado en la sección anterior se ve reforzado si consideramos que para aplicar los precios "óptimos", los gestores del servicio del agua deberían incurrir en costes extra y poder medir así los consumos individuales¹². En términos económicos, estos son "costes de transacción", que no existirían si el agua se suministrara de forma gratuita o sin medición.

La teoría económica demuestra que es superior la eficiencia en la asignación que supone la provisión del servicio mediante el sector público cuando los beneficios en la asignación por la adopción de precios de mercado se ven compensados con creces por los costes de transacción (Stiglitz, 1988). Esto es particularmente cierto en el caso de que la demanda sea inelástica, ya que la pérdida de bienestar por el exceso de demanda es menor en este caso.

La Figura 10 ayuda a entender el problema, partiendo de la base de que el suministro de agua requiere un coste marginal positivo (esto es, una cantidad de agua extra cuesta a la sociedad una cierta cantidad de recursos, CM). Con el precio óptimo, $P = CM$, la demanda de agua sería Q^* . El beneficio social (excedente del consumidor) resulta de la diferencia entre la utilidad total del consumidor (el área por debajo de la curva de demanda entre 0 y Q^*) y el coste total (el área por debajo del CM en el mismo rango). El beneficio neto resulta, por lo tanto, el triángulo completo CM-A-B.

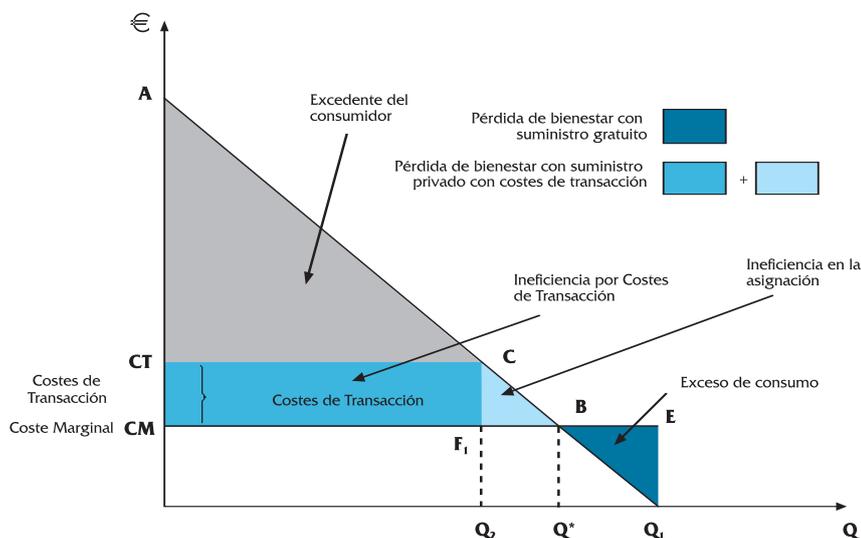


Figura 10. Costes de transacción e incrementos del bienestar según la tarificación.

¹¹ Se entiende esto en los abastecimientos en los que tal práctica no está generalizada.

Si el servicio se proporcionase de forma gratuita, los consumidores estarían deseando consumir cantidades extra hasta que la utilidad marginal para ellos llegase a cero (es decir, hasta Q_1 , donde la curva de demanda cruza el eje horizontal). Ello origina una pérdida de bienestar para la sociedad: el coste adicional total (el área bajo la recta de CM entre Q^* y Q_1) es mayor que el beneficio adicional (el área por debajo de la curva de demanda en el mismo rango). La diferencia corresponde al área, Q_1EB , que puede interpretarse como la pérdida de bienestar con respecto al óptimo social.

Por otra parte, si deseamos cargar el precio óptimo, necesitamos conocer los consumos individuales, o mejor dicho, la contribución marginal individual al coste total, que no es sólo función de la "cantidad de servicio consumido" sino también del periodo de tiempo en el que el consumo tiene lugar, dado que los costes marginales son función de la disponibilidad del recursos y del nivel de uso de la infraestructura. Esto implica la instalación de contadores individuales en cada vivienda, lo que incluye tanto un coste de capital (los contadores) como un coste de operación (personal para la toma de lecturas, sistemas de emisión de recibos, gestión de quejas, etc.); teniéndose una situación similar para el caso del saneamiento.

Estos costes de transacción (CT) deberían incluirse junto con el resto de los costes y ser igualmente recuperados. Así, el precio óptimo resulta ser en este caso $P = CM + CT$, y a dicho precio, la demanda de agua es Q_2 . En este caso, el beneficio colectivo es ahora la diferencia entre el área por debajo de la curva de demanda en el rango OQ_2 , y correspondería al triángulo CT-A-C. La pérdida de bienestar queda representada por los costes de transacción (rectángulo CT-C-CM-F) más una pérdida adicional correspondiente a la pérdida de peso muerto (triángulo C-F-B).

En ambos casos, tenemos una pérdida de bienestar, y por lo tanto, para decidir debemos confrontar las dos áreas. Su tamaño relativo depende de la magnitud del CT (en relación con el CM) y de la elasticidad de la demanda (pendiente de la curva D).

Tabla 1. Comparación del equilibrio entre costes de transacción y marginales de la producción para diferentes precios y elasticidades.

Precio = Coste marginal de producción /m ³	Costes de transacción que equilibran los costes marginales /m ³ (% del coste marginal)			
	$\eta = -0,1$	$\eta = -0,2$	$\eta = -0,3$	$\eta = -0,4$
0,75	0,01 (1%)	0,02 (2%)	0,02 (3%)	0,03 (4%)
1	0,03 (3%)	0,06 (6%)	0,11 (11%)	0,17 (17%)
1,25	0,06 (5%)	0,16 (13%)	0,33 (26%)	0,63 (50%)
1,5	0,14 (9%)	0,35 (23%)	0,81 (54%)	siempre

Es sencillo mostrar que si el CT es pequeño y la elasticidad es grande, resulta más eficiente acometer los costes de transacción y tarifar a los consumidores directamente; y lo contrario, si los CT son relativamente altos y la elasticidad baja.

La cuestión sólo puede resolverse empíricamente, ya que en última instancia depende de (i) la elasticidad de la demanda y (ii) la magnitud relativa de los costes de transacción con respecto a los costes marginales y totales.

En la Tabla 1 se ha tratado de estimar el nivel de equilibrio de los costes de transacción bajo distintas hipótesis alternativas sobre la elasticidad del precio del agua y el nivel de partida. Se ha asumido que la elasticidad es 0 hasta un nivel de precios de 0,5 /m³ y que el consumo de agua se sitúa en los 200 l/hab/día. Entonces se ha evaluado para diferentes niveles de elasticidad, los costes de transacción necesarios para igualar los costes marginales de la producción supuestos igual al precio (en un rango entre 0,75 y 1,5 /m³). Como puede verse, cuando los costes de producción son suficientemente bajos (0,75-1), la medición es conveniente sólo si sus costes asociados son muy pequeños (no mayores que 0,01-0,03 /m³ correspondiendo a no más de un 4% de los costes de producción). Con precios del agua mayores, el nivel del umbral de equilibrio aumenta muy rápidamente. Debe hacerse notar que una cifra de 1,5 /m³ para los costes de producción y distribución es en sí misma considerablemente alta y, de hecho, en Europa sólo se encuentra en abastecimientos con las circunstancias más desfavorecedoras. En cualquier sitio donde los sistemas puedan contar con recursos locales baratos resultará más apropiada la consideración de valores más bajos.

Esta simulación parece sugerir que la medición de los consumos puede resultar útil sólo cuando se da en abastecimientos de suministro muy costoso. Este es el caso que se tiene, por ejemplo, cuando los recursos hídricos locales y baratos son muy limitados y el sistema debe confiar en caras transferencias externas para cubrir la demanda no satisfecha.

Además, debería considerarse que los costes marginales del saneamiento dependen en mayor medida de la calidad de los efluentes que de su cantidad. Costes de transacción adicionales deberían así acometerse para proporcionar una medición adecuada de la cantidad de contaminantes contenida en los vertidos.

Los servicios de agua como bienes públicos

Como hemos argumentado ya, los servicios de agua pueden incluir (y, de hecho, así lo hacen muy a menudo) componentes con el carácter de bien público, en el sentido de que no tienen competidores y son prácticamente imprescindibles. Puesto que en este caso no se tienen costes marginales, el coste completo resulta mayor que el CMLP.

La literatura económica estándar en esta materia ha reconocido que los bienes públicos se financian mejor mediante el presupuesto público debido al problema del "free rider" (el individuo no tiene ningún incentivo para contribuir ya que se espera que lo hagan otros por él). Por otra parte, el suministro público de bienes públicos también es problemático: el Estado no cuenta con información correcta sobre el verdadero coste social a pagar y no hay garantía de que ninguna decisión democrática fuese capaz de encontrar la cantidad óptima de bienes públicos (Stiglitz, 1988).

Cuando los bienes públicos son suministrados por la misma actividad económica que también proporciona bienes privados, no resulta demasiado ineficiente permitir al propio mercado que provea por sí mismo: si el bien privado es suficientemente valioso, el individuo pagará por él en cualquier caso, y así pagará igualmente por el bien público. En el sector del agua, este podría ser por ejemplo el caso de la sanidad e higiene públicas (bienes públicos), que se encuentran inevitablemente correlacionadas con el suministro de agua y el saneamiento (ambos bienes privados, por los cuales el individuo tiene una VDP que es suficiente en sí misma para adquirir dichos servicios en cualquier caso).

Sin embargo, en el sector del agua existen también numerosos ejemplos en los que un bien público valioso podría estar asociado con una demanda insuficiente debido al bien privado relacionado con el mismo. Los casos más relevantes están relacionados con grandes depósitos de agua e instalaciones fluviales (para la protección contra crecidas y la restauración del hábitat natural), la gestión del agua de lluvia y el tratamiento de aguas residuales.

La mayoría de los nuevos proyectos, actualmente en curso, relacionados con el desarrollo de los recursos hídricos en Europa no consiguen pasar favorablemente el análisis coste-beneficio a menos que se considere también una importante dimensión pública de los mismos en el proceso de evaluación (Barraqué, 2000b; Vergés, 2002b). Los puntos más críticos son las incertidumbres en torno a la estimación de variables como el daño potencial causado por una crecida y la forma de considerar los medios alternativos para proporcionar los mismos bienes públicos. Normalmente, este es un punto muy delicado, ya que muy frecuentemente ocurre que en el proceso de valoración los bienes públicos son sobreestimados con el fin de justificar la subvención pública para las nuevas infraestructuras (Barraqué, 2000b).

En estos casos, y como viene mostrando largo tiempo la teoría de la economía del sector público, la solución óptima consiste en proporcionar el servicio a través del sector público y financiarlo sobre el sistema fiscal local o general. Al menos, una vez que la dimensión pública ha sido claramente distinguida, puede aplicarse una tarifa binomia para recuperar los costes fijos a partir de una tasa plana (asimilable a un impuesto, la cuota de servicio) y los costes variables a partir de una carga proporcional al consumo (cuota de consumo).

Tampoco puede subestimarse de ningún modo el problema del posible error del gobierno en identificar la demanda "real" de bienes públicos. No obstante, ello podría mejorarse mediante un proceso de decisión más transparente y la participación en el mismo de todos los agentes implicados, ésta tendría probablemente mejores oportunidades de éxito que otros procedimientos automáticos como el análisis coste-beneficio (Fauchaux y O'Connor, 1998).

La infraestructura hidráulica como un bien semi-público

La infraestructura hidráulica es un ejemplo típico de bien semi-público sujeto a la congestión (como un puente o una carretera). Es decir, hasta que se alcanza un umbral crítico (en términos de capacidad), el coste de añadir un nuevo consumidor o el consumo de una cantidad extra es bajo y limitado teniendo solamente un coste no fijo. Los costes fijos, que representan la mayor parte del coste total (70-90%) deberían considerarse aparte, ya que en términos económicos resulta ineficiente excluir a los consumidores que no están dispuestos a pagar el precio pero todavía tienen una VDP positiva asociada al consumo.

Sin embargo, cuando el umbral de capacidad está cerca, esta conclusión deja de ser válida: el consumo extra requeriría un aumento de la infraestructura y así, un nuevo coste. Y, por supuesto, esto se aplica a cualquier decisión nueva de inversión.

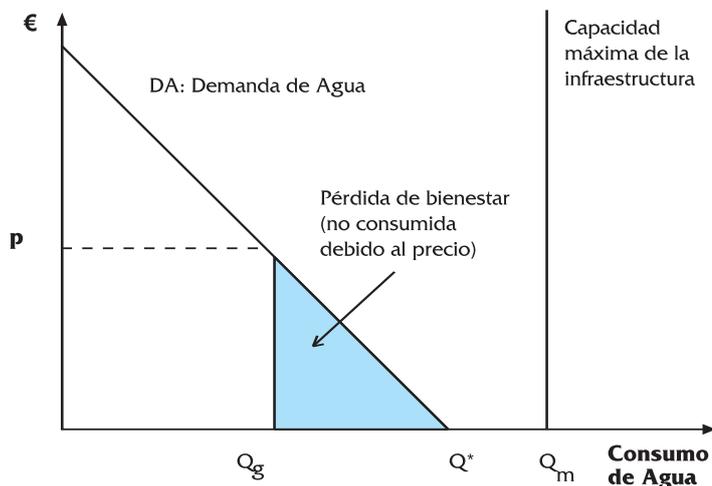


Figura 11. Pérdidas de bienestar resultantes de cargar precios para la recuperación del coste cuando no es deseable la exclusión.

Este punto puede entenderse mejor con la ayuda de la Figura 11, en la que se ha asumido por simplificar que el coste marginal es 0. Supongamos que la capacidad de la infraestructura es Q_m y la demanda de agua DA. Si el suministrador aplicara a los consumidores el precio necesario para cubrir los costes fijos (es decir, el precio P), algunos consumidores decidirían que no merece la pena pagar dicho precio, ya que el valor del agua para ellos resulta ser menor con cantidades mayores de Q_g . Sin embargo, esto conduce a una asignación ineficiente del recurso, ya que la infraestructura disponible sería capaz de suministrar agua extra a coste cero. Si el agua se suministrase de forma gratuita (por ejemplo, si los costes fijos se recuperasen a través de los impuestos), el coste para la sociedad sería el mismo, pero el consumo de agua sería mayor (Q^*) permitiendo así un beneficio extra representado por el área sombreada.

A su vez, si la capacidad de la infraestructura Q_m fuese menor que Q^* , suministrar agua de forma gratuita significaría que una parte de la demanda no sería satisfecha y se necesitarían nuevas inversiones (o aparecerían para alguien los costes de escasez). En este caso el coste de capital no puede ser considerado como fijo, pero sí debería incluirse como coste marginal en la evaluación.

En estos ejemplos, cargar únicamente el coste marginal podría ser eficiente. Los costes fijos deberían cubrirse mediante algún tipo de impuestos. Aquí, deberíamos hacer notar de nuevo que lo que resulta importante no es el hecho de que a algo se le llame o no "impuesto", siendo su pago obligatorio o voluntario, sino más bien la idea de que se está pidiendo a un cierto grupo de gente que comparta el coste según un esquema de tarifa fija, independientemente del nivel de consumo de cada uno. Por supuesto, si existe el problema del "free rider", sería necesaria la introducción de algún tipo de imperativo oficial.

A este respecto, la parte fija de una tarifa binomial es equivalente a un impuesto personal cuya condición es estar conectado al servicio (en otras palabras, es algo así como la "tarifa de admisión en un club", donde el "club está representado por la comunidad de consumidores que han decidido conectarse al servicio).

Sin esta solución, los costes fijos serían divididos según la cantidad total consumida dando lugar al final a un precio marginal mayor y posiblemente un menor consumo, con el riesgo de que los sistemas no consiguiesen recuperar los costes.

Este argumento puede desarrollarse un poco más distinguiendo las instalaciones nuevas de las ya existentes. En este último caso, que sucede frecuentemente en Europa, cargar el CMLP podría implicar que la infraestructura perdiese su utilidad económica para los consumidores y ninguno la usase en el futuro; sin embargo, esto podría no dar lugar a una solución óptima, ya que existen costes hundidos que deben ser tenidos en cuenta. Esto podría ocurrir porque la infraestructura fue subvencionada en el pasado, pero también por errores en la planificación y en la no anticipación de eventos futuros que condicionasen la viabilidad económica del proyecto.

En otros términos, una vez que los costes hundidos han sido acometidos, la tarificación al CMLP significaría que el riesgo económico de la inversión es completamente asumido por el presupuesto público: los consumidores adquirirán el servicio sólo si su valor (eso es, su VDP) es mayor que su precio. De lo contrario, nadie adquirirá el servicio: los costes hundidos no serán recuperados y se incurrirá en una pérdida económica para el gestor del servicio, que es normalmente el Estado o algún tipo de entidad privada cuyo contrato con el sector público detalla que el riesgo es asumido por el propio sector público.

Por otra parte, existen muchos costes a largo plazo cuya ocurrencia es impredecible en el momento en el que se decide la inversión inicial; por ello, no se pueden contabilizar en el momento de la evaluación del proyecto. Lo mismo ocurre con la estimulación de la VDP de los usuarios futuros, que podría ser menor que la inicialmente prevista (p.e. debido a la innovación tecnológica).

De hecho, la teoría general de gestión y contabilidad propone la tarifación basada en el coste total como una buena solución cuando la demanda es inelástica. Y esto es, en realidad, lo que se ha argumentado más arriba sobre las instalaciones medioambientales, aunque bien podría no ser siempre el caso si consideramos un recurso hídrico en particular en lugar de "la demanda de agua" en el amplio sentido del término. Esto es especialmente cierto si consideramos que el nivel de suministro en alta (donde se concentran la mayoría de las subvenciones públicas: los trasvases a grandes distancias se justifican normalmente desde el punto de vista de uso del agua sólo si el Estado cubre una parte del coste). Si el suministro desde grandes distancias debiera cobrarse a su coste completo, la VDP de los usuarios sería insuficiente y la demanda bajaría considerablemente.

En otras palabras, mientras el consumidor individual difícilmente puede ser considerado como "sensible" a las variaciones del precio marginal, la aplicación del coste completo de una infraestructura compleja podría impactar sobre el precio de tal manera que el uso de dicha infraestructura se convertiría en algo del todo indeseable para el usuario.

Puede asumirse, por ejemplo, que los consumidores domésticos no tienen otra alternativa para recibir el suministro de agua que conectarse al sistema de distribución, por lo tanto se trata de una demanda cautiva cuya elasticidad con respecto al precio no puede ser demasiado alta. Lo mismo no es cierto para el sistema de distribución en sí mismo, que puede contar con diferentes alternativas para obtener en alta el agua a distribuir (por ejemplo, mediante un gran sistema de transferencia en alta o mediante inversiones para la adecuada utilización de recursos subterráneos). Si el coste del sistema de transferencia aumentase de forma repentina, el distribuidor local podría entonces encontrar una fuente alternativa utilizando el agua subterránea o introduciendo entre los usuarios medidas de eficiencia en el consumo.

En el caso del riego, la decisión de regar o no depende del valor diferencial creado por el riego.

Si este valor es absorbido completamente por el precio, el agricultor dejará de utilizar el agua y se pasará a la agricultura de secano, o posiblemente comenzará con otros usos diferentes de la tierra. Entonces, el sistema de riego ya construido quedaría sin utilizar y los costes hundidos abandonados a la agencia que financió la inversión.

En todos estos casos, si los precios del agua aumentasen de forma repentina hasta el CMLP (incluyendo el coste de la inversión) el resultado sería simplemente que las instalaciones serían abandonadas. Tarifar al coste marginal a corto plazo (es decir, al coste de operación más el coste que debería cubrirse en cualquier caso, incluso si las instalaciones no se utilizasen) aliviaría parte de la carga que recae sobre el presupuesto público.

Por supuesto, lo mismo no se aplica a los proyectos de infraestructura hidráulica nueva, donde la regla del CMLP es mucho más robusta. Sin embargo, un problema de equidad podría surgir en este caso, ya que los usuarios que podrían beneficiarse del nuevo proyecto podrían considerar injusto este tratamiento asimétrico.

Los efectos perversos del precio del agua como herramienta de política medioambiental

Se ha tratado ya que la efectividad de los precios del agua como herramienta de la política medioambiental depende enormemente de la elasticidad de la demanda. Mientras ésta resulta ser, por lo general, baja, un diseño apropiado de las tarifas del agua (mediante una estructura afinada de bloques crecientes) podría ayudar a conseguir objetivos relacionados con la gestión de la demanda.

Sin embargo, también podrían aparecer por otra parte ciertos efectos perversos, dependiendo de la complejidad de la cadena de valor.

Un primer efecto potencial dañino de la tarifación (especialmente con incentivos para el ahorro) depende de la disponibilidad de opciones alternativas de suministro. Muchos usuarios de agua no necesitan conectarse a instalaciones colectivas, ya que pueden confiar en el autoabastecimiento, o autodepuración para el caso de aguas residuales. Estas prácticas son todavía muy comunes en áreas rurales, así como en regiones intensamente industrializadas, y muy a menudo causan problemas medioambientales, como la sobreexplotación de acuíferos. En tales casos, la conexión a la red pública

debería considerarse también como un instrumento de política medioambiental, y las políticas de tarificación deberían incentivar el abandono de prácticas perjudiciales para el medioambiente.

Otro tanto de lo mismo sucede para el caso de las aguas residuales del sector comercial y la pequeña industria: en muchos países europeos, las autoridades locales antes que no hacer nada y favorecer de ese modo prácticas ilegales, encuentran preferible obligar a estos usuarios a conectarse con el sistema público y aplicarles, eso sí, una tarifa plana. Todo esto se puede evitar si se realiza un control efectivo de los consumos y se prevén las sanciones pertinentes, aunque entonces habrá que contar de nuevo con un incremento sustancial de los costes de transacción.

Dados los altos costes necesarios para controlar y asegurar el cumplimiento de la normativa, muchos países han elegido proporcionar unos servicios colectivos a los que los usuarios deben conectarse obligatoriamente. Para reducir el incentivo a posibles "free riders" las tarifas pagadas en estos sistemas son normalmente planas o muy generales, presentando una débil correlación con el consumo real. De este modo, los usuarios se ven desincentivados para usar libre o gratuitamente el recurso natural. Las tarifas globales pueden aumentarse hasta el nivel correspondiente a la recuperación de los costes, para no crear una carga sobre la financiación pública; aunque es obvio que en este caso se perdería el beneficio en la asignación. Una tasa fija pagada por la conexión obligatoria es algo muy parecido, de hecho, a un impuesto, con la única diferencia en el hecho de que el gestor del servicio (en lugar de la Administración pública) la aumenta directamente y asigna los ingresos así generados al presupuesto del servicio.

Un segundo efecto potencial perverso puede darse en relación con los gestores en sí mismos, dependiendo de la posibilidad de que los precios del agua puedan desplazarse arriba o abajo a lo largo de la cadena de valor. Mientras que los precios del agua pueden tener una influencia en los consumidores finales, es seguro que representan un incentivo para vender más agua desde el punto de vista de los gestores del servicio, ya que sus ingresos dependen directamente de la cantidad vendida. A menos que se implante una tasa adecuada sobre ellos, éstos previsiblemente tendrán muy poco interés en adoptar medidas destinadas a aumentar la eficiencia en el suministro del agua o implantar medidas de gestión de la demanda.

Por esta razón, la regulación del precio del agua debería al menos ser capaz de desacoplar tal efecto incentivo, consiguiendo que los ingresos de los gestores sean independientes de la cantidad vendida. Esto podría hacerse, por ejemplo, asignando la parte variable de la tarifa (la estructura de bloques creciente) a la entidad/autoridad responsable y no al gestor, mientras que los ingresos de este último estarían compuestos por la parte fija de la tarifa y una asignación global reembolsada a su vez por dicha entidad/autoridad responsable. Alternativamente, las cargas por abstracción de agua podrían introducirse con un valor sustancial y una tarifa de bloques crecientes, con la posibilidad de transferir la tasa a los consumidores sólo hasta la cantidad correspondiente al agua efectivamente vendida (de este modo, las pérdidas de agua quedarían como una pérdida financiera para la compañía gestora).

Un tercer efecto negativo de la tarificación del agua puede ocurrir en circunstancias específicas dependiendo de la estructura de la demanda de agua. En el caso del riego, por ejemplo, se ha mostrado ya que la tarificación del agua tiene el efecto de incrementar la eficiencia general del riego (puesto que el agua se asigna a los cultivos más productivos), pero no necesariamente de reducir la demanda (Massarutto, 2002a). Esto ocurre porque los cultivos más valiosos también presentan una demanda de agua menos elástica y suelen requerir mayores cantidades de la misma.

De modo más general, en algunos casos los objetivos de una asignación de los recursos hídricos más eficiente y la reducción de la demanda están en conflicto entre sí. Cuando esto ocurre, hasta que el precio del agua alcanza el umbral de salida (ya definido), el efecto de la tarificación será en mayor medida fomentar el primer objetivo antes que el segundo.

¿Qué coste recuperar? El equilibrio presupuestario frente a la eficiencia económica

Un efecto perverso adicional que los precios pueden presentar en términos de eficiencia concierne al comportamiento económico de los gestores del abastecimiento de agua y el saneamiento.

Hasta aquí se ha asumido que "el coste" que se está tratando es el coste en que se incurre en la práctica para poder proporcionar el servicio. Sin embargo, los abastecimientos son monopolios naturales, en los que no se dan los efectos beneficiosos de la competencia. Como ha mostrado la larga

tradición de los estudios económicos, la presencia de un monopolio sin regulación es fuente de, al menos, tres tipos de ineficiencias.

- La primera ineficiencia es de naturaleza asignativa: puesto que el comportamiento del monopolista está regido por la regla de que su provecho sea máximo, intentará suministrar cantidades de agua menores a precios mayores que lo señalado por el óptimo teórico. En otros términos, cargará un precio que será mayor que el coste marginal, suministrando la cantidad que corresponde al punto en el que el ingreso marginal iguala al coste marginal. Este problema puede solucionarse, en principio, si un regulador externo (o el propietario público) obliga al monopolista a cargar el coste marginal (o, como segunda mejor alternativa, el coste medio). Este esquema ha inspirado, por ejemplo, el método de tarificación denominado cost-plus, basado en el cálculo ex plus de los costes medios operacionales más una tasa dada de retorno de la inversión.
- La segunda ineficiencia es de carácter un tanto más "político": el monopolista podría utilizar su poder para excluir a ciertos sujetos del consumo o discriminarlos de acuerdo con sus propias preferencias. En principio, este problema también puede resolverse mediante una regulación pública con el establecimiento y fortalecimiento de las correspondientes normas antitrust.
- La tercera ineficiencia, a su vez, no puede solucionarse de la misma forma, ya que es algo común a los monopolios privados y regulados: puesto que ningún competidor amenaza la posición del monopolista, éste no se ve forzado a seguir la misma disciplina en los costes a que le obligaría un entorno competitivo. De hecho, en un mercado competitivo, si un operador tiene costes mayores que los mínimos posibles, algún otro será el que suministre el producto ocupando la cuota de mercado del primero y arrojándolo fuera del mismo. Algo similar ocurriría si fallase en invertir los recursos suficientes en innovación o si eligiese una escala económica demasiado alta. En un mercado monopolista no existe esta presión y los costes pueden ser mayores que los teóricamente mínimos. Al mismo tiempo, si se permite la recuperación de los costes a los operadores sin ningún riesgo, estos tenderán a invertir en exceso (este es el efecto denominado "Averch-Johnson", característico en una regulación de tarifas cost-plus).

Para afrontar este problema, la única solución general consiste en introducir tanta competencia como sea posible (real o simulada), dadas las características estructurales de la industria del agua. Como resumen del interesante debate que sobre esta cuestión ha tenido lugar durante los últimos veinte años, podemos afirmar que la industria del agua presenta algunas oportunidades para introducir ciertas formas indirectas de competencia (por ejemplo competencia por el mercado mediante subastas abiertas, contestabilidad de la propiedad del abastecimiento monopolista; competencia dentro de la cadena de valor por la tecnología, equipamiento y construcción), aunque todos ellos no son suficientemente resolutivos, requiriéndose de este modo algún tipo de regulación incentivadora sobre los costes o los ingresos (Rees, 1998; Massarutto, 2001b).

En términos más sencillos, no resulta eficiente permitir a los gestores que carguen el agua con los costes "actuales", sino más bien, las estructuras tarifarias deberían incluir algunos efectos incentivadores que forzasen al operador a hacer esfuerzos, a su vez, para aumentar la eficiencia.

En la literatura económica, hay dos planteamientos generales que pueden utilizarse para ello de varias formas (Massarutto, 2001b).

El primero está basado en el benchmarking frente a la función de costes "teórica" que puede obtenerse analíticamente o bien mediante estimaciones econométricas basadas en análisis comparativos (como puede ser una regresión contando con todos los suministradores de agua que operan bajo las mismas condiciones). Este esfuerzo genera un "coste estándar" que podría usarse como base para asignar las cargas en lugar de los costes actuales. Desde esta perspectiva, una desviación de los costes actuales con respecto a los costes estándar se considera causada por la ineficiencia y no por las circunstancias específicas, características del área afectada. Por supuesto, para estar seguro de esto, el modelo especificado para el cálculo del coste debería ser lo suficientemente sofisticado como para abarcar todas las variables "exógenas" con una cierta probabilidad de influir en los costes.

Modelos de este tipo están siendo ya utilizados, por ejemplo, en el Reino Unido y en Italia. Si la fiabilidad del modelo no llega al 100%, las prácticas de benchmarking podrían conducir a medidas menos drásticas. Por ejemplo, en el Reino Unido los modelos de evaluación basados en benchmarking no se utilizan con el propósito de fijar las tarifas,

sino para proporcionar al regulador una mejor información sobre la eficiencia de las diferentes compañías de agua. En Italia, los costes estándar se usan con el propósito de fijar las tarifas, aunque se permite una desviación del $\pm 30\%$ con respecto al benchmark (Massarutto, 2002c).

El segundo planteamiento está basado en las tarifas incentivadoras automáticas como el mecanismo del "price cap". En este caso, lo que se regula no es el nivel del precio (como una función de los costes), sino la dinámica de los precios en el futuro. Partiendo de un punto en el tiempo en el que las tarifas actuales cubren los costes actuales, el regulador podría poner un límite superior a los precios futuros que incorporase las ganancias de eficiencia que el gestor está en condiciones de obtener. Puesto que el price cap permanece fijo durante un cierto número de años (normalmente de 5 a 10), el gestor recibe el incentivo de aumentar los esfuerzos orientados a la reducción de los costes (ya que cualquier reducción mayor que la esperada conducirá a un beneficio, y de lo contrario, los beneficios caerían por debajo de los actuales).

La experiencia con que se cuenta hasta el momento presente (particularmente en el Reino Unido, donde este modelo de regulación ha sido aplicado durante trece años desde 1989) muestra que el mecanismo del "price cap" puede ser efectivo en promover la reducción de los costes. Por otra parte, una especificación sin ningún tipo de ambigüedades y con verificación de la calidad, tampoco resulta fácil de usar en el caso de que la industria esté atravesando un ciclo de inversión. De hecho, desde que la política medioambiental es en la actualidad el impulsor de costes más importante, la eficiencia de los "price-caps" necesita una evaluación discrecional de lo que requieren las nuevas inversiones: esta es una tarea que el regulador económico no puede realizar de forma demasiado efectiva, dadas las fuertes particularidades territoriales que caracterizan la industria del agua.

Los precios del agua y su accesibilidad económica

La aplicación estricta del CMLP puede presentar consecuencias sociales y distributivas indeseadas, dado que el consumo de agua se encuentra relacionado con los ingresos familiares de forma muy débil y su disponibilidad natural es muy desigual incluso dentro de un mismo país o región.

Puesto que el acceso a los servicios públicos es considerado normalmente como un "derecho social" que debe garantizarse independientemente de la capacidad de pago de los individuos, puede considerarse injusto cargar el coste completo a cada consumidor individual. Este concepto ha sido desarrollado en la literatura sobre sostenibilidad con respecto a la sostenibilidad "ética", y de acuerdo con ésta, el precio del agua nunca debería ser mayor que un umbral crítico, que puede medirse por ejemplo en términos de porcentaje del recibo del agua sobre el presupuesto medio familiar (Barraqué, 1999; de Carli y col. 2003).

De nuevo, la correspondencia entre costes e ingresos podría buscarse sobre una escala territorial mayor, incluso cuando existan diversos proveedores del servicio (por ejemplo, mediante pagos compensatorios globales). Sin embargo, si se realiza la compensación, los beneficios en la asignación se perderían una vez más, y no habría razones asignativas para preferir esta solución a cualquier otra basada en impuestos generales.

Este argumento fue decisivo a principios del Siglo XX, época en la que se desarrollaron ideas como "socialismo municipal" y "estado de bienestar". Posteriormente, otros economistas argumentaron a favor de garantizar las necesidades esenciales al margen de consideraciones de eficiencia, implícitas en los precios de mercado. Mientras tanto, Sen (1982) ha desarrollado la idea de que las necesidades "esenciales" se correlacionan con la satisfacción de los requerimientos básicos "de funcionamiento" de cualquier colectividad.

Mientras que no hay dudas acerca del hecho de que tanto el abastecimiento de agua como el saneamiento pertenecen a la categoría de servicios esenciales, este argumento ha perdido parte de su importancia hoy en día, dado el peso decreciente que los servicios públicos tienen sobre los ingresos medios familiares en las sociedades modernas.

Rogers y col. (2002) también han señalado con referencia a los países en vías de desarrollo, que el precio de los servicios de agua debería evaluarse frente a los costes que las familias deberían afrontar en cualquier caso para adquirir el agua a compañías privadas. Si no hay otra alternativa para desarrollar sistemas de agua colectivos que pedir a las familias que paguen, sería preferible que dicho pago garantizase una recuperación razonable de los costes, ya que el precio que pedirían en el mercado las compañías privadas también sería muy alto.

Debe igualmente subrayarse que el agua puede entenderse como un “bien esencial” sólo en lo que respecta a una parte de su consumo total, y que de hecho los mismos consumidores gastan en agua embotellada cifras incomparablemente mayores al precio del agua del grifo. Además, el riego y la industria no pueden considerarse “necesidades esenciales”, al menos en el mundo desarrollado (Spulber y Sabbaghi, 1994).

Con todo, las recientes políticas de privatización en muchos países como el Reino Unido han revelado que una vez que los precios han aumentado hasta llegar al nivel de la RCC para un número de servicios cada vez mayor, su peso agregado ya no es despreciable, ni siquiera en los países desarrollados. *A fortiori* este mismo argumento es válido para los países en vías de desarrollo, donde la aplicación completa del coste marginal del agua simplemente convertiría la conexión al sistema público de abastecimiento en algo económicamente inaccesible para la mayoría de las familias.

Particularmente durante las fases expansivas del ciclo de inversión cuando se está desarrollando la nueva infraestructura, la adopción de la RCC puede causar incrementos dramáticos en las cargas económicas, originados especialmente por el coste de capital financiero.

Estos efectos negativos, de todas formas, podrían compensarse sin sacrificar completamente la idea del CMLP planificando, por ejemplo, pagos de compensación u otras medidas equivalentes en ayuda de las familias con menos ingresos (OECD, 2000). Estas soluciones también encuentran dificultades políticas en muchos países, quedando abierta la cuestión sobre cómo elegir las viviendas/familias que deberían acceder a dicha subvención.

En el caso del riego, la preparación de normas para la asignación del agua no puede mantenerse al margen de la justicia social y de las políticas de desarrollo. Especialmente en los países en vías de desarrollo, aunque también en los países mediterráneos, el acceso al agua es un requisito de cualquier explotación agrícola y, en consecuencia, está relacionado con la viabilidad económica de regiones enteras. En este sentido el agua es “esencial” para las mismas, aunque pudiese obviamente cuestionarse si la producción agrícola en sí misma es esencial para dichas regiones. De nuevo, este argumento pierde parte de su importancia si existen actividades económicas alternativas o, por lo menos, modelos agrícolas alternativos (por ejemplo, basados en el turismo rural).

Si la agricultura es la única práctica concreta que permita garantizar la existencia de una economía local, entonces el problema cambia radicalmente: mientras es necesario evitar el derroche del agua o el gasto improductivo en infraestructura hidráulica, se hace también evidente que otras consideraciones (como el coste social del desempleo, la emigración y la despoblación, los subsidios alternativos que deberían pagarse en cualquier caso para mantener la agricultura) son también aspectos importantes a evaluar.

5. CONCLUSIONES

El precio del agua es ampliamente considerado en la actualidad como un instrumento importante para lograr un uso sostenible del agua. En este trabajo, se han tratado las razones básicas que subyacen a esta idea, así como las ventajas e inconvenientes relativos a la tarificación del agua. Finalmente, se tiene la impresión de que, aunque sin duda se trata de algo útil e importante, el precio del agua probablemente se ha mitificado un poco.

Como instrumento de política ambiental y orientado a la asignación eficiente de los recursos hídricos entre los usuarios, el precio del agua puede resultar (moderadamente) efectivo, pero difícilmente llegará a ser suficiente. Aunque la reacción de la demanda de agua a los precios debería entenderse mejor y aunque muchos estudios recientes han mostrado la importancia de los altos costes marginales (a ser alcanzados mediante tarifas de bloques crecientes), la demanda de agua permanece bastante inelástica, particularmente para aquellos usos que son reconocidos como los más consuntivos. También surgen inconvenientes importantes debido a la naturaleza de bien público de algunos componentes del valor económico de los servicios de agua, a partir de los costes de transacción en la aplicación de precios según el volumen consumido. A su vez este tipo de precios no deben dar lugar a un cuestionamiento de la equidad, al menos suponiendo que estos efectos sean cuidadosamente estudiados y evitados, y que se utilice una definición de los precios socialmente aceptable. El diseño de los mecanismos del precio debe, así, percibirse como justo.

Por otra parte, la gran importancia de la tarificación se encuentra probablemente en el hecho de que permite que los sistemas hidráulicos sean gestionados bajo instituciones descentralizadas e independientes, aumentando de este modo la conciencia de los usuarios sobre los costes de todo ello y evitando las distorsiones potenciales que podría

crear la intervención estatal. Para alcanzar este objetivo, los precios no necesitan necesariamente estar basados en el coste marginal ni en el consumo efectivo. A su vez, la imposición de restricciones estrictas para la recuperación de los costes podría implicar que los precios aumentasen hasta niveles inaceptablemente altos. Por tanto, no habría que rechazar a priori alguna forma de redistribuir el impacto de los precios del agua sobre las familias (con la creación de mecanismos de reparto de coste o mediante subvenciones convenientemente diseñadas) sino más bien evaluarse junto con el conjunto de incentivos que también se haya previsto.

Se ha mostrado asimismo que, en realidad, el contenido exacto del concepto "precio" debería ser mejor aclarado. Entre la tarificación al coste marginal individual (el teóricamente óptimo aunque no siempre fácil ni barato de alcanzar) y los esquemas totalmente subvencionados, la realidad muestra un amplio número de soluciones más o menos directas para involucrar explícitamente a los usuarios. La mayoría de estos mecanismos puede considerarse como "tarificación del agua", aunque no tengan siempre la misma eficiencia en la asignación de recursos o el mismo incentivo frente al despilfarro. La utilización de los precios como instrumento incentivador, asignador de recursos y recuperador de costes no requiere el mismo planteamiento a la hora de la tarificación y, hasta cierto punto, cada una de esas funciones podría encontrarse en conflicto con las otras.

Finalmente, la tarificación del agua puede presentar efectos perversos que irían en la dirección opuesta a la deseada sostenibilidad, favoreciendo la sobrecapacidad, aumentando la demanda y promoviendo indirectamente sustitutos a la demanda de agua perjudiciales para el medio ambiente. Estos potenciales efectos negativos deberían también considerarse a la hora de diseñar los mecanismos del precio.

Es seguro que la tarificación del agua (al margen de su relación con la sostenibilidad) es un resultado necesario en la coyuntura actual, en la que la financiación pública se encuentra bajo una gran presión y simplemente ya no es posible seguir concibiendo unos sistemas hidráulicos pagados por el Estado cuyos costes fuesen a parar, de un modo u otro, a los contribuyentes. Sin embargo, esto no debería evitar la utilización de los subsidios públicos: a pesar de interpretaciones "radicales" de la RCC, existen muchas buenas razones para creer que la financiación del agua se puede separar de las lecciones de tarificación literales y ortodoxas.

La definición de sostenibilidad que se dio en la Conferencia de Dublín no contiene, de hecho, ninguna exigencia específica para la RCC en su significado literal. En su lugar, requiere que se legitimen democráticamente los patrones de asignación de los recursos hídricos y de reparto de cargas económicas ligadas al uso del agua, mediante un proceso abierto de participación.

Como señala Green (2003): "normalmente, los economistas asumen que los precios siempre funcionan pero nadie más lo hace..." En la práctica, los precios no parecen funcionar especialmente bien en la gestión del agua como medio para cambiar las conductas de uso, resultando probablemente más efectivas otras herramientas. La tarificación del agua continúa siendo uno más de los instrumentos de la política hidráulica. Los progresos en investigación económica han permitido entender mejor su funcionamiento y utilidad potenciales, y es seguro que hay un campo enorme para el uso de instrumentos económicos en política hídrica.

Por último, lo que es si cabe más importante: de ningún modo debería confundirse todo esto con la idea de que el agua llegue (o debería llegar) a ser un "producto de mercado" con el que se comerciasse de la misma forma en que se hace con los bienes de consumo.

REFERENCIAS

- Barraqué B., 1999, Environmental, economic and ethical sustainability of water service industry, in Correia F.N., Water 21: towards a sustainable European water policy, Report to the European Commission, Dg12
- Barraqué B., 2000a, Les demandes en eau en Catalogne: perspective europeene sur le projet d'aqueduc du Rhone a Barcelone, Report to the French Ministry of the Environment, Paris
- Barraqué B., 2000b, Privatising the water sector: the French experience, in Holwarth F., Kraemer A., Environmental consequences of privatizing the water sector in Germany, proceedings of the Conference held in Berlin, November 2000, Berlin, Ecologic.
- Baumol W.J., Oates W.E., 1988, The theory of environmental policy, NY, Cambridge University Press
- Briscoe J., 1996, Water as an economic good: the idea and what it means in practice, International Commission on Irrigation and Drainage, Cairo
- Bromley D., ed., 1996, The handbook of environmental economics, Basil Blackwell, Cambridge Ma., Usa
- Correia F.N., 1999, Water 21: towards a sustainable European water policy, Final Report to the European Commission, Dg12

- Dalhuisen J.M., Florax R.J., de Groot H.L., Nijkamp P., 2001, Price and income elasticities of residential water demand, Discussion Paper TI 2001-057/3, Tinbergen Institute, Amsterdam (<http://www.tinbergen.nl>)
- de Carli A., Massarutto A., Paccagnan V., 2003, "Water sustainability: concepts, indicators and the Italian experience", *Economia delle Fonti di Energia e dell' Ambiente*, forthcoming
- Dinar A. 2000. The political economy of water pricing reforms. Oxford University Press : Oxford, UK
- Ekins P, 2000, Economic growth and environmental sustainability, Routledge, London
- European Commission, Dg Environment, 2000, A Study on the Economic Valuation of Environmental Externalities from Landfill Disposal and Incineration of Waste, Bruxelles, URL: <http://europa.eu.int/comm/environment/enveco/studies2.htm#28>
- European Commission, Dg Environment, 2000, Pricing policies for sustainable management of water resources, COM(2000) 477 final, Brussels
- European Commission, Dg Environment, 2001, Sixth Framework Programme for Environmental Protection, Bruxelles; URL:<http://www.europa.eu.int/comm/environment>
- Farber S.C., Costanza R., Wilson M., 2002, "Economic and ecological concepts for valuing ecosystem services", *Ecological Economics*, n. 41, 375-392
- Faucheaux S., M.O'Connor, J.van der Straaten (eds.), 1998, Sustainable Development: Concept, Rationalities and Strategies, Kluwer, Amsterdam.
- Faucheaux S., O'Connor M., 1998, Valuation for Sustainable Development : Methods and Policy Indicators, Edward Elgar Publisher, 1998
- Florio M., 1991, La valutazione dei progetti pubblici, il Mulino, Bologna
- Fontana M., Massarutto A., 1995, La valutazione economica della domanda di acqua: metodologie di stima e applicazioni empiriche, Quaderni di ricerca Iefe, Università Bocconi, Milano
- Garrido, A 1999. "Pricing for Water Use in the Agricultural Sector," in European Commission DGXI and Instituto da Água, Pricing Water: Economics, Environment and Society: Sintra.
- Gibbons D.C., 1986, The Economic value of Water, Resource for the Future, Washington DC
- Green C., 2003, A Handbook of the Economics of Water, Wiley (forthcoming)
- IVM – EFTEC, 1998, External economic benefits and costs of water and solid waste investments, Report R98/11, Vrije Universiteit, Amsterdam
- Massarutto A., 2001a, Water pricing, the Common agricultural policy and irrigation water use, Report to the European Commission, Dg Environment. URL: <http://www.europa.eu.int/comm/dg11>
- Massarutto A., 2001b, Liberalisation and privatisation in environmental utilities in the international experience, XIII SIEP Conference, Pavia, 5-6 ottobre
- Massarutto A., 2002a, "Water pricing and irrigation water demand: efficiency vs. sustainability", *European Environment*, forthcoming
- Massarutto A., 2002b, Environmental, economic and ethical sustainability of the water industry: a case-study from Italy, Working paper Series in Economics, 03-02, Dipartimento di scienze economiche, Università di Udine
- Massarutto A., 2002c, Regulation and institutions of water management in Italy, Working paper series in economics 02_, Dipartimento di scienze economiche, università di Udine (<http://web.uniud.it/dse/>)
- McMahon P., Postle M., 2000, "Environmental valuation and water resources planning in England and Wales", *Water policy*, n.2, pp. 397-421
- Merrett S., 1997, Introduction to the economics of water resources: an international perspective, London, UCL Press
- Merrett S., 2002, "Deconstructing households' willingness to pay for water in low-income countries", *Water Policy*, n. 4, 157-172
- O'Connor M. (ed), 2003, GOUVERNe Final Report, European Commission Dg12, Bruxelles.
- OECD, 1987, Pricing of water services, Paris
- OECD, 1997, Evaluating Economic Instruments for Environmental Policy, Paris
- OECD, 2000, The price of water: trends in the Oecd countries, Paris
- Pearce D., 1999, Water pricing: investigating conceptual and theoretical issues, Proceedings of the Conference "Pricing Water: economics, environment and society", Sintra, 6-7 September
- Pearce D.W., Turner R.K., 1989, Economics of natural resources and the environment, Harvester-Weatsheaf, London
- Rees J., 1998, "Regulation and private participation in the water and sanitation services", *Natural Resources Forum*, vol,22 n.2 pp. 95-105
- Rogers P., Bhatia R., Huber A., 1998, "Water as a social and economic good: how to put principles into practice", *Global Water Partnership background Paper n.2*, Stockholm, (<http://www.gwpforum.org/gwp/library/Tac2.pdf>)
- Rogers P., de Silva R., Bhatia R., 2002, "Water as an economic good : how to use prices to promote equity, efficiency and sustainability", *Water Policy*, n.4, 1-17
- Sen A., 1982, Choice, welfare and measurement, Oxford, Basil Blackwell
- Spulber N., Sabbaghi A., 1994, Economics of water resources: from regulation to privatization, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht
- Stiglitz J.E., 1988, Economics of the public sector, McGraw Hill, New York

- Tardieu H., Préfol B., 2002, Full cost or sustainability cost pricing in irrigated agriculture : charging for water can be effective, but is it sufficient ?, Irrigation and Drainage, vol. 51, 97-107
- The World Bank, 1993, Water Resources Management, The World Bank, Washington DC, USA
- Turner R. K., Postle M, 1994, Valuing the water environment: an economic perspective, mimeo, CSERGE, University of East Anglia, Norwich, GB
- Turner R.K., 1993, Sustainable environmental economics and management, London, Belhaven Press
- Vergés J.C., 2002a, El saqueo del agua en España, Barcelona, La Tempestad.
- Vergés J.C., 2002b, The two-headed Ebro Hydrodinosaur, World Bank Water Forum 2002, Washington DC, 6-8 May 2002.