



Universidad
Zaragoza

Trabajo Fin de Máster

Análisis económico del grado de aplicación de
la Directiva Marco del Agua en el Plan
Hidrológico de la Cuenca del Ebro

Autor

RAÚL RAMÓN IGUACEL

Director:

JORGE BIELSA CALLAU

Facultad de Economía y Empresa

2013

INDICE

| | |
|---|-----------|
| Introducción | 2 |
| Aspectos económicos de la Directiva Marco del Agua | 4 |
| Aspectos económicos del Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro | 7 |
| La DMA y su aplicación en el PHCE | 11 |
| Los costes financieros | 12 |
| Los costes medioambientales | 14 |
| Los costes del recurso | 19 |
| Política tarifaria del agua y recuperación de costes | 23 |
| Conclusiones | 28 |
| Bibliografía | 30 |

INTRODUCCIÓN

La aparición de la Directiva Marco del Agua (en adelante DMA) en el año 2000 supone un cambio profundo en los aspectos legales, institucionales y de gestión de los recursos hídricos en los países miembros de la Comunidad Europea. Un gran número de trabajos han sido publicados en la primera década del siglo XXI sobre el mismo tema: ¿qué cambios supone la DMA sobre la forma en la que gestionamos el agua en nuestro país? El denominador común de todos esos trabajos es que ese cambio es muy significativo, y en ocasiones se habla incluso de cambios “copernicanos”.

España se encuentra entre los Estados en los que ese cambio debe ser más fuerte ya que, como se verá más adelante, las directrices de la DMA chocan frontalmente con la forma en la que tradicionalmente se había gestionado el recurso en España. Y dentro de España, la cuenca del Ebro es un caso que podríamos considerar representativo, es decir, que no tiene grandes desviaciones respecto a lo que podríamos considerar el sistema típico de gestión de agua en el Estado en su conjunto.

Una de las exigencias de la DMA era que en un plazo razonable de tiempo se estableciesen planes de gestión del agua para las unidades de gestión naturales de los recursos hídricos, esto es, las grandes cuencas hidrográficas. Afortunadamente, España contaba con ese tipo de organización en la gestión desde hacía ya casi un siglo, por lo que ese criterio en particular estaba resuelto.

Sin embargo, había un escollo mucho mayor en el ámbito de la gestión económica del agua. Hasta la publicación de la DMA, el agua se pagaba en España teniendo en cuenta únicamente los costes de provisión del recurso, es decir, los costes de almacenamiento y conducción hasta el usuario final. Pero es un lugar común en la literatura que los pagos por el recurso eran muy inferiores a dichos costes. En palabras de Del Villar (2010), la política tarifaria se ha utilizado como una herramienta distributiva más que como una herramienta de gestión de los servicios del agua, lo que ha generado que los usuarios paguen una parte reducida del coste del agua. Como señala el mismo autor en Del Villar (2010), la aplicación de una política tarifaria eficiente conseguiría reducir la demanda y aumentar el ahorro de agua, lo que haría innecesarias nuevas infraestructuras de captación y almacenamiento, generando importantes ahorros en nuevas inversiones. En esa misma línea, puede afirmarse que las tarifas del agua no tenían en cuenta ni aspectos medioambientales ni de escasez del recurso, por lo que difícilmente podían contribuir a asignaciones más eficientes del recurso.

Ese es el contexto en el que se aprueba y publica el Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro (en adelante PHCE). En efecto, tras un largo proceso de preparación y deliberación, el PHCE definitivo ve la luz en el verano de 2013. Dicho plan, como es preceptivo, cita como su fuente principal de inspiración y de contenido a la propia DMA en un completo preámbulo de declaración de intenciones.

El presente trabajo se enmarca exactamente en ese punto. Mi intención es analizar, a la luz de la bibliografía reciente, si las directrices de tipo económico que se han plasmado

en el PHCE responden realmente a lo que marca la DMA a ese respecto. Dado lo reciente de la publicación del plan, no tengo constancia de que ese ejercicio se haya hecho todavía con respecto al plan definitivo.

De acuerdo con ese objetivo concreto, los tres capítulos del trabajo se corresponden con i) una descripción sintética de los aspectos económicos de la DMA, ii) una enumeración y análisis detallado del modelo de gestión económica implícito en el PHCE y iii) un análisis comparativo de las concordancias y las discordancias entre ambos textos a la luz de la bibliografía reciente en la materia. Lógicamente, es en ese tercer capítulo donde hago un mayor desarrollo ya que constituye la aportación fundamental del trabajo. Así, el capítulo tercero se subdivide en cuatro partes, que hacen referencia respectivamente a los costes de provisión del recurso, los costes ambientales y los llamados costes del recurso o costes de escasez; dejando para el cuarto y último subapartado el análisis de hasta qué punto esos costes han sido o no incorporados a las tarifas que finalmente se proponen. El trabajo se cierra con unas conclusiones, que lógicamente se corresponden con los principales resultados del capítulo tercero.

1. ASPECTOS ECONOMICOS DE LA DIRECTIVA MARCO DEL AGUA

En éste capítulo se va a describir los aspectos económicos que contiene la DMA para luego compararlo con los aspectos económicos recogidos en el Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro.

Los aspectos económicos de la Directiva Marco del Agua, a partir de ahora DMA, están recogidos en el Artículo 5, en el Artículo 9 y en el Anexo III.

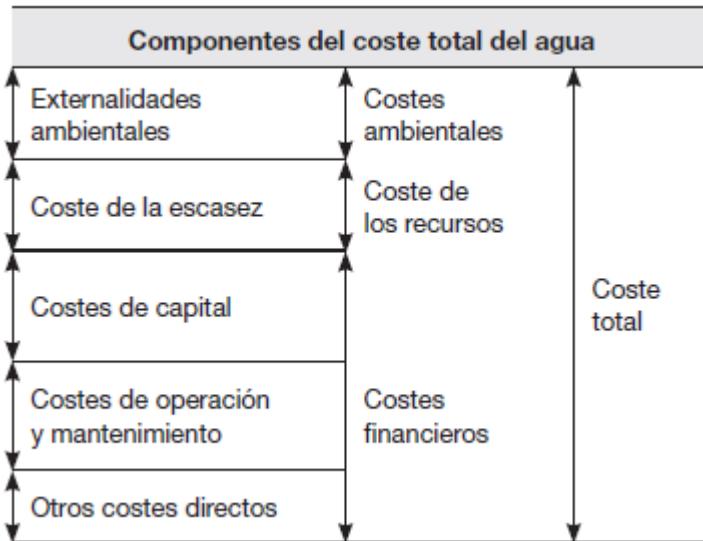
La primera referencia al aspecto económico la realiza en el Art. 5 donde se recoge que los planes de Cuenca habrán de contener un análisis económico de los usos del agua de la Cuenca.

La siguiente referencia aparece en el Art.9, se trata del Principio de Recuperación de Costes de los servicios del agua. Los servicios relacionados con el agua incluyen la captación de aguas superficiales, la extracción de aguas subterráneas, el almacenamiento, el transporte y el tratamiento del agua requerido para su uso, así como la recogida y la depuración de las aguas residuales en el caso de los usos urbanos, domésticos e industriales. El Principio de Recuperación de Costes consiste en que todos los costes que se afrontan han de ser recuperados, generalmente vía precios o mediante cargas fiscales por los usuarios finales de los servicios del agua. Para la Recuperación de Costes se tendrán en cuenta los pronósticos a largo plazo de la oferta y demanda de agua en la demarcación hidrográfica y, si fuera necesario, las previsiones del volumen, los precios y los costes asociados con los servicios relacionados con el agua así como las previsiones de inversión correspondientes y los pronósticos relativos a dichas inversiones.

El Art. 9 continua describiendo que para la recuperación de los costes de los servicios del agua se habrán de incluir los costes financieros, los costes medioambientales y los costes del recurso (o de oportunidad). Añade otro principio, el de que quién contamina paga, que hace referencia a los costes medioambientales.

- Los costes financieros incluyen los costes de prestación y administración de los servicios del agua, así como los operativos y de mantenimiento y los de capital (amortización del capital y pago de los intereses, así como rendimiento de los activos, si procede)
- Los costes ambientales son la valoración monetaria de los daños y el deterioro de la calidad que sufre la demarcación hidrográfica por el uso y explotación de los recursos hídricos. Han de estar calculados y recogidos en el Plan de Cuenca.
- Y por último los costes del recurso que se define como el coste de las oportunidades a las que se renuncia cuando un recurso escaso se asigna a un uso en lugar de otro u otros y, en consecuencia, su análisis y determinación se encuentra necesariamente relacionado con la existencia de un mercado del agua. El coste del recurso surge

entonces de una asignación ineficiente del recurso (en cantidad y/o calidad) en el tiempo y entre diferentes usuarios, produciéndose cuando hay competencia por el agua y hay usos del agua alternativos que generan un valor económico o ambiental mayor que el uso presente o previsto para el futuro.



Fuente: ALCÁNTARA, Vicent; ROCA JUSMET, Jordi

En el Art.9 aparece también que se habrá de distinguir, al menos, tres usos del agua: industrial, de los hogares y agrícola. Cada uso deberá de contribuir de forma adecuada a la recuperación de los costes de los servicios del agua que consuman.

- El uso de los hogares recoge los consumos vitales, de higiene y otros consumos de agua que se realizan en los hogares.
- Los usos agrícolas incluyen los consumos de agua para regadíos y los consumos de las explotaciones ganaderas.
- Los usos industriales incluyen los consumos de agua de las distintas industrias en su actividad económica.

El Art. 9 incluye que la política de precios habrá de incentivar el uso eficiente de los recursos hídricos y así contribuir a la consecución de los objetivos medioambientales que persigue la DMA.

En el mismo artículo se dice que los Planes de Cuenca deberán de recoger información sobre las medidas que se van a adoptar para cumplir con los objetivos ambientales así como información acerca de la contribución de los diferentes usos del agua a la recuperación de costes.

En el Art. 5, se menciona que no se cumplirá con la presente Directiva si los beneficios obtenidos con las modificaciones o alteraciones de la masa de agua no puedan conseguirse, por motivos de viabilidad técnica o de costes desproporcionados,

Se puede entender costes desproporcionados bien cuando los costes no compensan las ventajas que supone la mejora en la calidad ambiental, o bien costes desproporcionados respecto a la capacidad financiera para asumirlos (Maestu, J. y A. del Villar, 2007). La consideración o no de costes desproporcionados dependerá de la estrategia financiera propuesta, de la capacidad de pago de los diversos agentes y de los efectos distributivos que se pueden producir con la aplicación de los programas de medidas y su estrategia de financiación

El último aspecto económico recogido en ésta Directiva se encuentra en el Anexo III. En él se obliga a que el Plan de Cuenca incluya información suficientemente detallada para la aplicación del Principio de Recuperación de Costes y para poder estudiar la combinación más rentable de medidas basándose en las previsiones de los costes potenciales de dichas medidas (aquellos en los que todavía no se ha incurrido pero que se prevén en un futuro).

2. ASPECTOS ECONOMICOS DEL PLAN HIDROLÓGICO DE LA CUENCA DEL EBRO

Los aspectos económicos Plan Hidrológico de la Cuenca del Ebro, a partir de ahora PHCE, aparecen en los capítulos 4, 5, 8 y 9.

En el capítulo 4 el PHCE distingue ocho usos del agua y una jerarquía de uso en caso de que la disponibilidad del recurso sea limitada:

1. Abastecimiento de la población: consumo humano, otros consumos humanos domésticos (higiene, etc.), municipal, actividades económicas conectadas a la red municipal.
2. Regadíos y usos agrarios: ganadería y regadíos.
3. Usos industriales para producción de agua eléctrica.
4. Usos industriales no incluidos en los apartados anteriores.
5. Usos recreativos.
6. Navegación y transporte acuático.
7. Acuicultura.
8. Otros.

Se calcula para cada uso unas dotaciones de agua que se recogen en el Anexo 7 del PHCE. Los caudales ecológicos no tendrán el carácter de uso, debiendo considerarse como una restricción que se impone con carácter general a los sistemas de explotación, salvo en el caso del abastecimiento de población.

En el caso de los usos para abastecimiento de la población y regadíos y usos agrícolas existen unos criterios de garantía de satisfacción de la demanda:

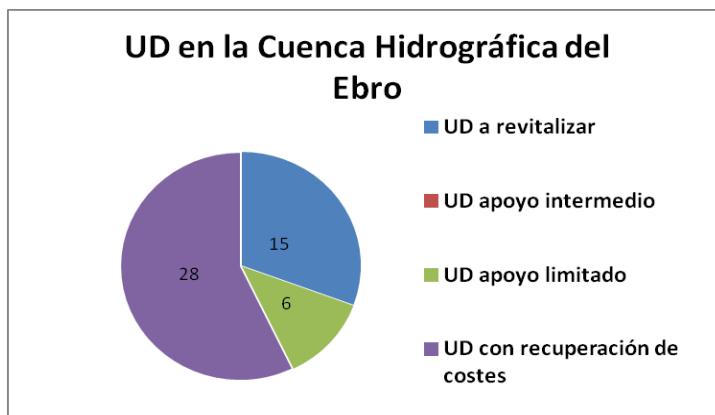
| USO | CRITERIO DE GARANTÍA | | |
|----------------------------------|--|--|--|
| USO ABASTECIMIENTO URBANO | El déficit en un año no sea superior al 10% de la correspondiente demanda mensual | En diez años consecutivos, la suma de déficit no sea superior al 8% de la demanda anual. | *El retorno a considerar sera del 80% de la demanda suministrada desde la toma |
| USO REGADÍO Y AGRÍCOLA | El déficit de un año no sea superior al 50% de la correspondiente demanda objetivo | En dos años consecutivos, la suma de déficit no sea superior al 75% de la demanda anual objetivo | En 10 años consecutivos, la suma de déficit no sea superior a al 100% de la demanda anual objetivo |

El capítulo 5 del PHCE recoge la asignación y reservas de las distintas CCAA de la Cuenca del Ebro y que recojo en el siguiente cuadro:

| CC.AA | RESERVAS | | | | |
|----------------------------|----------------------------------|---------------------|----------|----------------|--------------------|
| | CANTIDAD hm ³ /año | % sobre el TOTAL | USO | | |
| | | | REGADIO | ABASTECIMIENTO | NUEVOS DESARROLLOS |
| Castilla y León | 40 | 0,55% | x | | |
| Diputación Foral de Alava | 21,75 | 0,30% | x | | |
| La Rioja | 148,75 | 2,05% | x | x | |
| Comunidad Foral de Navarra | 32 | 0,44% | x | | |
| Castilla la Mancha | 1 | 0,01% | | x | |
| Aragón | 6550 | 90,49% | x | x | x |
| Catalunya | 445,15 | 6,15% | x | | |
| TOTAL | 7238,65 | 100,00% | x | | |

El capítulo 8, *Régimen Económico y Financiero*, empieza definiendo las Unidades de Demanda (UD) de la Cuenca en base a criterios sociales y de desarrollo territorial:

- Unidades de demanda a revitalizar: las actuaciones que se den sobre estas unidades de demanda contaran con un elevado nivel de subvención pública y serían las más urgentes desde el punto de vista de la armonización del medio rural.
- Unidades de demanda de apoyo intermedio: éstas podrían contar con cierto nivel de subvención pública, variable para cada caso y justificada para cada actuación.
- Unidades de demanda de apoyo limitado: no deberían de contar con niveles importantes de subvenciones públicas a no ser que quede justificado específicamente en actuaciones concretas. Son las de menor grado de importancia en lo referente a la armonización del medio rural
- Unidades de demanda con recuperación de costes: las actuaciones en estas unidades no deberían de contar con niveles importantes de subvenciones públicas, sufragando los usuarios los costes de los servicios contabilizados de acuerdo a la legislación vigente.



Hay un total de 49 Unidades de Demanda que aparecen en el Anexo 11 del PHCE.

En lo referente a los usos del agua para agricultura se establece un coeficiente corrector a aplicar sobre la exacción a pagar en cada caso individual en función del uso eficiente del recurso. Este coeficiente oscila entre un 0,5 (reducción del pago a la mitad) y un 2 (pagar el doble) tomando como dato comparativo las dotaciones referenciales recogidas en el Anexo 7 del PHCE.

El Estado será considerado como usuario a efectos de liquidación de exacciones en el caso de obras hidráulicas que tengan como una de sus finalidades la prevención de

avenidas y demás beneficios generales (aportación al régimen de caudales económicos o inclusión de la obra en espacios protegidos entre otros beneficios generales).

Seguidamente, en el mismo capítulo, se habla de los cánones de regulación y de las tarifas de utilización del agua. Todas las UD, a excepción de las UD con recuperación de costes, se podrán beneficiar de un aumento de la participación del Estado como beneficiario por razones de equidad, es decir, podrán reducir, con cargo al Estado, su participación en la recuperación de costes por razones de equidad.

Sobre las obras de regulación financiadas total o parcialmente por el Estado, todos los beneficiarios por estas obras estarán obligados a pagar un *Canon de Regulación* recogido en el Art. 114 del “*Texto refundido de la Ley de Aguas*”. La cuantía a pagar será la suma de:

- El total previsto de gastos de funcionamiento y conservación de las obras realizadas.
- Los gastos de administración del organismo gestor imputables a dichas obras.
- El 4% del valor de las inversiones realizadas por el Estado, debidamente actualizado, teniendo en cuenta la amortización técnica de las obras e instalaciones y la depreciación de la moneda, en la forma que reglamentariamente se determine.

Y esta cuantía se distribuirá de forma individual entre los beneficiarios siguiendo criterios de racionalización del uso del agua, equidad en el reparto de las obligaciones y autofinanciación del servicio, en la forma que reglamentariamente se determine. Se podrá aplicar en este caso el coeficiente corrector del que hemos hablado anteriormente siguiendo el criterio de uso eficiente del recurso.

El capítulo 8 hace referencia a la financiación. Las actuaciones que se lleven a cabo y que estén aprobadas por las autoridades competentes se atenderán a las fórmulas financieras previstas en los mismos. Las actuaciones que recoge el PHCE se consideran susceptibles de ser incluidas en lo dispuesto por las normativas europeas para el acceso a los fondos.

El capítulo 9 exige que las distintas entidades encargadas de la ejecución de las medidas recogidas en el PHCE faciliten información al principio de cada trimestre al organismo de cuenca sobre el desarrollo de estas medidas recogiendo diversos aspectos. Sobre los aspectos económicos, que son los que nos interesan, habrán de aparecer: la actualización de la inversión prevista en cada actuación e inversión efectivamente ejecutada durante el año y desde el origen, los plazos previstos de finalización y puesta en funcionamiento efectivo de la actuación, las fuentes y condiciones de financiación de la inversión, el régimen legal de recuperación de costes al que se acoge la actuación, la previsión del grado de recuperación de costes de la actuación y la adecuación a los criterios previstos en el plan hidrológico, especificando si se considera algún valor residual no amortizable de la inversión.

Los instrumentos de recuperación de costes que se reconocen en el PHCE son los siguientes:

| INGRESOS POR SERVICIOS DEL AGUA | |
|-----------------------------------|---|
| 1. SUMINISTRO EN ALTA | |
| CHE | 1. Canon de Regulación |
| ACUAEBRO | 2. Tarifa de utilización del agua |
| Canal de Navarra S.A | 3. Canon de producción |
| Comunidades generales de usuarios | industrial |
| 2. ABASTECIMIENTO URBANO | |
| CC.AA | 1. Cuota fija o de servicio |
| Entidades Locales | 2. Cuota variable de consumo |
| Mancomunidades | 3. Cuota de mantenimiento y conservación del contador 4. Canon de saneamiento |
| 3. SERVICIOS PARA REGADIO | |
| | 1. Cuota por ha |
| | 2. Cuota por metro cúbico 3. Cuota fija |
| 4. COSTES AMBIENTALES | |
| | 1. Canon de Control de Vertidos |
| | 2. Canon de utilización de los bienes del dominio público hidráulico |

En el PHCE se incluye un resumen Programa de Medidas en el Anexo 10 que incorpora medidas de carácter ambiental, de satisfacción de demandas, de fenómenos extremos y de gestión y gobernanza.

3. LA DMA Y SU APLICACIÓN EN EL PHCE

La aprobación de la DMA supone un gran cambio en la política hidráulica del Estado ya que cambia completamente el concepto que se tiene de ésta así como los objetivos que se pretenden conseguir (Gómez-Limón y Martín, 2011). En este sentido, se trata de un gran cambio frente a las tradicionales políticas de oferta en que las grandes infraestructuras tienden a justificarse en base a un supuesto interés general sin ningún análisis de racionalidad económica y considerando que el agua no utilizada para usos humanos es un agua desaprovechada (Alcántara y Roca).

La política de aguas se ha basado hasta ahora en planificar en función de satisfacer las demandas crecientes sin tener en cuenta la escasez del recurso, las implicaciones ambientales y con un sistema tarifario que se comporta como una política expansiva de oferta. La tarifa del agua no refleja los costes totales (que se socializan vía presupuestos) de la prestación del servicio, por tanto, los usuarios tienen una información sesgada vía precios que incentiva el uso del agua dándose asignaciones ineficientes del recurso y generando una alta presión sobre el ecosistema acuático que deteriora la calidad del recurso. En la actualidad, alrededor de tres cuartas partes del territorio de España está bajo una situación de severo estrés del agua y la situación en el futuro no se espera que mejore (Gonzalez-Gomez et al. 2012).

La DMA cambia esta visión. Lo que pretende esta Directiva es reducir la presión sobre el agua y generar asignaciones eficientes del recurso, prestar servicios del agua más eficientes y la protección del medioambiente (UE 2000). Se trata de una postura que trata de combinar la explotación del recurso con la sostenibilidad del mismo.

La DMA se sirve de las herramientas del análisis económico para cumplir estos objetivos, en el trabajo de Maestu (2007) se enumeran las distintas funciones que el análisis económico tiene en la DMA. Una de las herramientas económicas utilizada es el principio de Recuperación de Costes que garantiza la viabilidad y sostenibilidad del sistema de prestación de servicios del agua. También se utiliza la Política de Precios (Tarifaria) para incentivar un uso eficiente del recurso y ayude al cumplimiento de los objetivos ambientales. Se puede ver, por tanto, que el papel del análisis económico adquiere un papel importante en la política de aguas como una herramienta subordinada al objetivo ecológico (Martin-Ortega y Berbel, 2008).

En este capítulo voy a comparar lo que marca la DMA y lo que en el PHCE se ha hecho en materia de Recuperación de Costes y Tarificación.

3.1 Costes financieros

Hay que hacer una pequeña aclaración sobre el concepto de los costes financieros para evitar posibles confusiones. El concepto costes financieros se ha adoptado por la traducción literal del inglés al castellano. En principio el significado que se le da a los costes financieros en castellano está relacionado con los costes de las operaciones financieras, es decir, con el pago de los intereses. Sin embargo, en la DMA el concepto de costes financieros hace referencia a los costes de la provisión del servicio, incluyendo los costes de captación, almacenamiento, transporte y saneamiento del agua. Lo que quiere reflejar este concepto es cuánto cuesta llevar el agua hasta el usuario.

La DMA, como he citado en el capítulo 1, no dice explícitamente que deben de contener estos costes pero en la guía WATECO (WATECO 2003), documento encargado por la Comisión Europea, aparecen los elementos a incluir para el cálculo de estos costes. Se trata de los siguientes costes relacionados con los servicios del agua: los costes de explotación y mantenimiento, las inversiones, las depreciaciones, el coste de oportunidad del capital utilizado, los costes de administración y otros costes directos (costes relacionados con las pérdidas de productividad que se dan por aplicar medidas). En principio, este análisis de costes no supone ningún problema, solo se necesita de un buen sistema de contabilidad y criterios homogéneos de valoración y agrupación de información entre distintos organismos.

En el Trabajo Fin de Máster realizado por Rosario Brinquis (Brinquis 2012) se han calculado los costes financieros del proyecto Itoiz - Canal de Navarra, obra realizada en la Cuenca del Ebro por la Administración pública, y pone de manifiesto la gran dificultad que existe en la actualidad para poder realizar un cálculo correcto de los costes financieros y la poca fiabilidad de la información que se da. El trabajo concluye que existe mucha información acerca de los costes, sin embargo, se encuentra dispersa en múltiples sitios, de modo que resulta una tarea muy difícil el recopilar, evaluar e integrar toda la información. Por otro lado, los documentos oficiales dan información confusa, no incluyen apartados de costes muy relevantes, no está actualizada, es poco fiable y da cifras globales de costes que no son realistas. Por último, el grado de recuperación de costes oficial del proyecto era del 82% mientras que en el estudio de Brinquis esta cifra era mucho inferior, un 27%.

“Los costes de inversión no imputados, así como los costes no recuperables derivados del sistema de cómputo del coste de inversión en la Tarifa de Utilización de Agua representan algo más del 24% de los costes totales de capital.” (MAGRAMA 2007). Lo que está diciendo este párrafo es que no se están repercutiendo parte de los costes que se deberían de incluir en el cálculo de los costes financieros. No se está hablando de una cifra insignificante, sino de una cifra que supone una cuarta parte de los costes totales de capital y que al no incluirse en el cálculo dará una cifra poco realista de los costes financieros.

El PHCE estima los costes financieros en 473.099.328 de € (MAGRAMA 2007). Se trata de una cifra alejada de la realidad por diversos motivos. Por un lado, como se

indica en el Anexo 9 del PCHE “*Por desgracia, la información contable publicada es heterogénea en sus criterios y muchas veces insuficiente o inexistente*” (pág. 60, ANEXO 9 PHCE), es decir, no se ha podido disponer de toda la información necesaria para el cálculo de estos costes. Además, como se cita textualmente, la calidad de la información recogida depende de la fiabilidad de la contabilidad de las entidades que prestan servicios del agua. Por otro lado, esta cifra no incluye los costes de oportunidad del capital, incumpliendo con la exigencia Europea. Por tanto, nos encontramos con una cifra que refleja solo una parte del total de los costes financieros de la Cuenca del Ebro.

Por otro lado, se puede decir en vista de todo lo anterior que la cifra oficial sobre el grado de recuperación de costes en la Cuenca del Ebro del 72,77% (Maestu, J. y A. del Villar, 2007) no es realista. El grado de recuperación de costes será menor a lo que dice esa cifra y hacer el cálculo de la cifra que reflejase la realidad de la Cuenca supondría un trabajo muy laborioso debido a la deficiente disponibilidad de la información.

En vista de lo anterior se pone de manifiesto la necesidad de mejorar el sistema actual de contabilidad hacia un sistema integral y ordenado de la información que permita conocer de forma realista los costes financieros. La información que se dispone en la actualidad no es útil para tomar decisiones sobre la gestión del agua ya que no es realista.

3.2 Los Costes Ambientales

Los ecosistemas acuáticos prestan distintas funciones (económicas, sociales y medioambientales) de forma simultánea, es decir, que aparte de poder cumplir la función de recurso para actividades económicas, cumple funciones ambientales y sociales que no se tienen en cuenta en las funciones de optimización de los agentes económicos (La Roca y Ferrer, 2007). El grado en que se desarrollan estas funciones va determinado por el volumen y calidad del recurso (Aguilera Klink, 1994). Al no incluirse las demás funciones del recurso en la función de optimización se generan externalidades que provocan costes intra-generacionales: dañan el ecosistema poniendo en peligro la sostenibilidad del mismo; y costes inter-generacionales: a las generaciones futuras al trasladarles un ecosistema deteriorado. Por tanto, si no se tienen en cuenta estas externalidades en las funciones de optimización se están dando asignaciones inefficientes que generan pérdidas de bienestar social. Por ejemplo, la sobre explotación de un acuífero debido a la maximización de la función de beneficios del agente económico que lo explota. Para el caso concreto del agua, dice Loomis (2000), la valoración ambiental permite mejorar las asignaciones del recurso ya que se da información a los agentes para que tengan en cuenta los usos no económicos del agua.

En vista de lo anterior, lo que pretende la DMA es garantizar el buen estado ecológico del recurso teniendo en cuenta los costes ambientales de los servicios del agua (capítulo1). El problema surge por la dificultad para calcular los costes que se generan en la calidad ambiental.

La guía ECO 2 (2004), que se encarga de interpretar la DMA, al hablar de los costes ambientales, habla de la distinción entre valores de uso y de no uso del agua.

- Los valores de uso están asociados al valor potencial de uso actual o futuro del recurso, como puede ser el uso para beber o para regadío.
- Los valores de no uso se asocian al valor sobre la conservación de los recursos naturales y medioambientales, basados en que el medioambiente tiene que ser preservado para las generaciones futuras o en la existencia de los derechos de la fauna y flora que conviven en los ecosistemas.

Para evitar posibles confusiones, ésta guía define los costes ambientales como los costes y gastos de las medidas para proteger el ecosistema del agua (prevenir, evitar, reducir o mitigar la contaminación ambiental y/o los daños ambientales). Esta definición amplia y concreta la que la Comisión Europea había dado en el año 2000 (UE 2000): *aquellos que representan los costes del daño que los usos del agua suponen al medio ambiente, a los ecosistemas y a los usuarios del medio ambiente (por ejemplo, reducción de la calidad ecológica de los ecosistemas acuáticos o salinización y deterioro de los suelos productivos).*

En la literatura se pueden observar dos enfoques para el cálculo de estos costes: el enfoque demanda y el enfoque costes.

El enfoque costes se trata de una aproximación al valor de los bienes ambientales a través del cálculo de los costes de las medidas de reparación, prevención o mitigación del daño ambiental, asumiéndose que el valor del bien ambiental será al menos el valor del coste de las medidas para su protección o reparación. Se trata de una aproximación al valor del bien ambiental y se utiliza porque resulta de fácil aplicación y se dispone de mayor grado de información. Pero esta aproximación no ha de confundirse con el valor del bien, ya que, como dice la teoría económica, el valor de un bien lo determina la demanda (Brouwer y Georgiou, 2007). Este enfoque tiene limitaciones, ya que habrá ocasiones en las que las medidas de prevención y mitigación no consigan la recuperación total del buen estado ecológico, por tanto, se estará obviando el coste de oportunidad de conseguir el buen estado ecológico.

El enfoque alternativo, el enfoque demanda, lo que pretende es conocer el valor que la sociedad da al agua y a los servicios que ésta da (se incluyen los servicios ambientales y sociales) mediante la disposición a pagar (DAP) y a aceptar (DAA), que se derivan del concepto del excedente del consumidor. Las técnicas de valoración ambiental de este enfoque tratan de estimar en términos monetarios las expectativas de beneficios y costes de los cambios ambientales permitiendo una contabilización más completa de los costes y beneficios asociados a la explotación de los recursos naturales (Martin-Ortega y Berbel, 2008). Se trata de un enfoque que refleja de forma más exacta el valor del bien ambiental pero se utiliza menos ya que se dispone de menor cantidad de información para su cálculo y resulta más difícil.

La valoración ambiental en España lleva asociadas numerosas dificultades derivadas del hecho de que existen muy pocos estudios de valoración, que son además parciales y dependientes del contexto en el que se apliquen. Dada la dificultad de estimar los costes monetarios ambientales de los servicios relacionados con el agua como daños al ecosistema, se ha planteado que dicha valoración se puede realizar considerando los costes físicos y los costes monetarios de recuperación ambiental para conseguir unos objetivos de calidad establecidos. Esta valoración conlleva considerar el coste de las medidas que permiten mantener o alcanzar el buen estado de las masas de agua requerido por la DMA, es decir, el enfoque costes y así se refleja en la legislación española (IPH 2008).

El primer paso para el cálculo de los costes ambientales consiste en identificar las medidas necesarias para conseguir cumplir con los objetivos medioambientales. La economía juega aquí un papel importante ya que para el proceso de diseño y selección de estas medidas deben tenerse en cuenta criterios de racionalidad económica (minimización de los costes). Para ello la DMA dice que se debe utilizar la técnica del análisis coste-eficacia, ACE a partir de ahora, (Maestu y Domingo, 2008). Así viene recogido en la legislación española en el art. 58 del Reglamento de Planificación Hidrológica (RPH 2007) que profundiza en el contenido y utilidad del ACE de las medidas.

El ACE utiliza como punto de partida la información obtenida en los estudios de caracterización económica de los usos del agua elaborados según el Artículo 5 de la DMA. Según los escenarios tendenciales sobre los usos del agua se pueden obtener las previsiones sobre las presiones que se darán sobre el agua como recurso y que sirven para prever la situación futura de las masas de agua. Una vez se tiene las previsiones de las masas de agua se pueden elaborar las medidas que tendrán como objetivo cerrar la brecha en la calidad ambiental entre el estado objetivo y la situación prevista.

Estas medidas tendrán un coste y un grado de eficacia que se habrán de calcular para poder seleccionar las medidas más adecuadas. En el coste de las medidas se incluyen los siguientes costes: los costes de las inversiones, los gastos de explotación y mantenimiento, los costes ambientales ya que alguna medida puede que afecte al ecosistema y los costes económicos indirectos (variaciones del VAB que se generan por la aplicación de la medida). Se expresarán en el coste anual equivalente cuando sea posible su cuantificación en términos monetarios.

Para el cálculo de la eficacia se utilizarán modelos de acumulación de presiones y simulación de impactos basados en sistemas de información geográfica. Surgen limitaciones en este análisis ya que la información es limitada y en algunos casos apenas se está comenzando a su recopilación (Maestu y Domingo, 2008). En el caso de Reino Unido existe un organismo llamado “*Collaborative Research Programme (CRP)*” que se encarga de proveer información para la elaboración de los planes de cuenca. En uno los proyectos que ha elaborado se describe un modelo para el cálculo de la eficacia de las medidas que es bastante útil (Martín-Ortega y Balana, 2012).

Calculados los costes y la eficacia de las medidas se puede calcular el ACE como el cociente entre el coste anual equivalente de la medida y las mejoras conseguidas con dicha medida (eficacia), dando como resultado el valor del índice del ACE. Las medidas se ordenarán de forma descendente en función de este índice.

$$\text{Índice ACE} = \frac{\text{Coste anual equivalente}}{\text{Eficacia de la medida}}$$

Una vez ordenadas se procede a seleccionar el conjunto de medidas que resulten suficientes para alcanzar los objetivos ambientales fijados buscando la minimización de los costes. Para ello se elegirán el conjunto de medidas con menor índice del ACE suficientes para este propósito. En esta fase se está empleando la racionalidad económica al buscar el cumplimiento de los objetivos minimizando los costes. El conjunto de medidas seleccionadas se recogen en el Programa de Medidas (o PdM) de los planes de cuenca y que el PHCE también recoge como se ha indicado en el capítulo 2.

Una vez realizado este proceso ya se puede realizar el segundo paso, calcular los costes ambientales. Serán el resultado de la suma de los costes monetarios del PdM. Las medidas deberán de contener la fuente del daño ambiental para poder hacer el reparto de

los costes medioambientales entre los distintos usuarios del agua, cumpliendo con el principio de quién contamina paga.

Este método de valoración de los costes ambientales trasmite información que puede mejorar en gran medida la asignación del agua como recurso. Pero éste método tiene limitaciones ya que la monetización de los objetivos ambientales puede llevar a que no se cumplan estos objetivos por considerarlos con un coste desproporcionado (ver capítulo 1), obviando de esta manera el valor intrínseco del buen estado ecológico de las aguas y su disponibilidad futura. Gómez-Limón y Ortega (2011) recomiendan que en la revisión futura de los planes de cuenca se tengan en cuenta los beneficios ambientales de no mercado medidos desde un enfoque de demanda en el análisis Coste-Eficacia. Con ello se evitarían posibles derogaciones injustificadas de objetivos ambientales en base a una perspectiva económica.

En la legislación española se dice que en el ACE se incluirán además de los costes financieros los costes ambientales y sociales de las medidas, pero esto no va a ser posible por la escasez de información clara acerca de los costes ambientales y de la dificultad que han encontrado los organismos españoles para el cálculo de los costes ambientales y de otros costes. Lo más probable es que solo recojan los costes financieros de las medidas. Por otro lado, hay muy poca información acerca de si se ha o se está incorporando el ACE como herramienta para el diseño de los PdM (Martín-Ortega y Balana, 2012). En el caso del PHCE no aparece cual es el criterio de selección del PdM.

Además, la legislación española subordina la DMA en caso de que existan otras Directivas (son 17) que regulen aspectos ecológicos a la hora de hacer la valoración ambiental., es decir, no se aplicara el ACE en las medidas afectadas por otras directivas europeas. Esto hace que dentro del Programa de Medidas se introduzcan medidas que no han sido testadas por el ACE ni públicamente consultadas, reduciendo significativamente la calidad de la información del Programa de Medidas.

El estudio de Martín-Ortega y Balana (2012) señala para el caso español que solo las medidas recogidas en los planes de cuenca no serán suficientes para conseguir el buen estado ecológico de las aguas, sino que habrán de tomarse otras medidas como la reducción de las zonas de riego y la retirada parcial de los derechos sobre la explotación de aguas subterráneas si se quiere llegar a los objetivos ambientales.

En lo que se refiere a el PCHE, el coste total de las medidas ambientales recogidas en el PdM se estima en 6.000 millones de € para el horizonte de 2015 (ANEXO 9, PHCE). Hay que tener en cuenta las limitaciones acerca de la calidad de esta cifra según lo que se ha argumentado hasta ahora. El reparto entre los distintos usos es el siguiente:

- 1.300 millones de € son por usos urbanos.
- Para los usos agrícolas no facilitan ninguna cifra, simplemente se limitan a describir cuales con las causas que generan los costes ambientales: “*Las fuentes difusas de contaminación suponen una de las principales presiones sobre la*

cuenca del Ebro y mayoritariamente se deben a las actividades agrícolas, tanto en secano como en regadío, aunque también en gran medida a los usos ganadero”.

- En lo referente a los usos industriales considera como la fuente de información más fiable los proyectos de instalación o ampliación de plantas de depuración de aguas residuales asociados a los expedientes de autorización de vertidos, de la Confederación Hidrográfica del Ebro. El promedio de inversiones del año 2000 a 2004, actualizado a euros de 2008, muestra una inversión anual de 49,6 millones de euros por parte de la industria de la Demarcación en depuración de aguas residuales. El PHCE también toma como referencia para los costes ambientales de los usos industriales la cifra del INE de la inversión anual en 2007 en mejoras ambientales específicas para el ciclo del agua en la industria ascendería a unos 15 millones de euros para Aragón, La Rioja y Navarra.
- Y en lo referente a los usos hidroeléctricos, se acercan a los costes ambientales mediante el cálculo de sustitución de energía hidroeléctrica por energía convencional, calculando el ahorro en la factura energética que supone la utilización de ésta energía y la cantidad de CO₂ que se evita verter a la atmósfera: “*La sustitución de la potencia hidroeléctrica de la cuenca del Ebro, con grupos de ciclo combinado supondría un coste de construcción de 1.300 millones de euros y un coste anual de producción de 375 millones de euros. Los gases de efecto invernadero CO₂ supondrían 400 g/KWh. En la actualidad se considera un abanico de precios de 5-15 €/Tm de CO₂ para la futura viabilidad del citado mercado. Dado que España es un país deficitario energéticamente con los 9.389,2 Gwh/año de producible hidroeléctrico en la cuenca del Ebro, España se ahorra la importación de unas 2,06 Mill. Tep (toneladas equivalentes de petróleo), equivalente a 493,5 Mill. \$/año en la balanza comercial exterior.”*

Se puede ver que no se sigue el patrón del *cálculo de medidas* como forma de calcular los costes ambientales excepto en el caso de los abastecimientos urbanos. Se intenta salir del paso mediante aproximaciones con las cuales no se da ninguna cifra concreta para poder realizar la recuperación de costes. Si de los 6.000 millones de € de medidas ambientales solo se han calculado 1.300 millones para usos urbanos, surge la duda de cómo se habrán de recuperar el resto, 4.700 millones, si en las tarifas o en los presupuestos generales (socializando los costes) y cuáles son los usos que las han provocado. Por tanto, en lo referente al cálculo de los costes ambientales para aplicar el principio de recuperación de costes solo se puede apreciar que se han calculado para los usos urbanos. Y hay que añadir que las cifras calculadas no son muy realistas ya que los sistemas de información no son totalmente fiables en la actualidad (Martín-Ortega y Balana, 2012). Esta situación tampoco cumple con las exigencias de la DMA.

3.3 Los Costes del Recurso

Así como en el apartado anterior se estaban calculando los costes de la disminución de la calidad ambiental, el aspecto cualitativo, en este apartado lo que se va a tratar es el coste de escasez del recurso, es decir, el aspecto cuantitativo del agua.

La escasez se da cuando las Demandas de agua superan los recursos disponibles (oferta). En la actualidad, en la Cuenca del Ebro existe este problema que ha derivado en un alto grado de regulación en alta y sobre explotación de los acuíferos y no parece que vaya a cambiar en el futuro en vista al aumento de las demandas para distintos usos que se recogen en el Anexo 3 del PHCE (Anexo 3, 2005).

| USOS | PREVISIÓN DEMANDA AGUA | | | | | | |
|------------------------------|------------------------|----------|---------|------------|-----------|----------|------------|
| | 2007 | | 2015 | | 2027 | | |
| | hm3/año | % /Total | hm3/año | Δ% 2007-15 | hm3/año | % /Total | Δ% 2007-27 |
| ABASTECIMIENTO URBANO | 493,70 | 5,86% | 521,3 | 5,59% | 578,80 | 5,31% | 17,24% |
| AGRARIO | 7.680,61 | 91,18% | | | 9.776,54 | 89,62% | 27,29% |
| Regadio | 7.623,31 | 90,50% | | | 9.719,59 | 89,10% | 27,50% |
| Ganadería | 57,30 | 0,68% | | | 56,95 | 0,52% | -0,61% |
| INDUSTRIAL | 249,34 | 2,96% | 342,64 | 37,42% | 553,82 | 5,08% | 122,11% |
| TOTAL | 8.423,65 | 100% | | | 10.909,16 | 100% | 29,51% |

Elaboración propia con datos del Anexo 3 "Usos y Demandas de Agua" del PHCE

La Cuenca del Ebro se sitúa en la región sur de Europa, zona geográfica en la que se da el clima Mediterráneo que se caracteriza por inviernos templados y lluviosos y veranos secos y calurosos dándose en ocasiones años muy secos que acrecientan los problemas de escasez del recurso. Las expectativas para el futuro, teniendo en cuenta el cambio climático, parece que van a agravar ésta situación. Se hace, por tanto, muy necesario incorporar el coste de oportunidad del recurso para poder conseguir una asignación eficiente del recurso (Martín-Ortega y Balana, 2012).

José Manuel Moreno (Moreno 2008) advierte de esta situación: “*Con un gran nivel de certeza se puede asegurar que el cambio climático hará que parte de los ecosistemas acuáticos continentales españoles pasen de ser permanentes a estacionales; algunos desaparecerán*” y recomienda que “*Para paliar los efectos hacen falta políticas de ahorro de agua, mejora de su calidad e intensificación de las medidas de conservación de los ambientes terrestres que los rodean*”. Aún siendo optimistas con respecto a esta situación, parece que hay que tener muy en cuenta que en el futuro próximo la situación de escasez del agua se va a agravar.

La DMA, como se ha dicho en el capítulo 1, habla de tener en cuenta el coste del recurso, el coste de oportunidad de los usos del agua. En la guía WATECO (2003) se define el coste del recurso como el coste de oportunidad que los usos del agua sufren por el agotamiento del recurso más allá de su capacidad natural para su recuperación. Sin embargo, en una guía posterior, la ECO2 (2004), se cambia esta definición dándole un mayor contenido económico: “*los costes del recurso aparecen como resultado de una asignación ineficiente (en términos económicos) del agua o la contaminación a lo largo del tiempo y entre distintos usuarios del agua debido al mayor valor económico, en términos netos, que un uso alternativo del agua podría generar*”, es decir, los costes

del recurso solo aparecen si el uso alternativo del agua genera un mayor valor económico neto que el uso presente o futuro actual del agua.

Surge, por tanto, de una asignación económica ineiciente del recurso (en cantidad y/o calidad) en el tiempo y entre diferentes usuarios en el espacio y el tiempo, y está relacionado con la escasez del recurso y su gestión

La legislación española (IPH 2008) recoge cómo se habrá de valorar el coste del recurso: *“Los costes del recurso se valoraran como el coste de escasez, entendido como el coste de las oportunidades a las que se renuncia cuando un recurso escaso se asigna a un uso en lugar de a otro u otros. Para analizar el coste de escasez se describirán los instrumentos de mercado y como estos permiten mejorar la asignación económica del recurso y los caudales ambientales”*.

La aproximación que hace la legislación española para el cálculo de los costes del recurso dificulta mucho su aplicación debido a que como la asignación del agua no se realiza generalmente a través del mercado, determinar el coste de oportunidad del uso del recurso en cada momento y en cada lugar es una tarea muy complicada, y requiere de una metodología de análisis de sistemas apoyada en un adecuado sistema de valoración económica del valor del agua en cada uso. Por otro lado, las aguas subterráneas no están sujetas a ningún tipo de regulación, sino que los usuarios pueden disponer de ellas como gusten, por tanto, tampoco se puede aplicar para estas aguas los instrumentos de mercado que señala la legislación estatal. En el caso de la Cuenca del Ebro, como señalare más adelante, al no existir mercados del agua no se calcula el coste del recurso.

La guía ECO2 (2004) propone un método de cálculo del coste del recurso que se ha realizado en la Cuenca del Júcar como prueba piloto. El método consiste en la utilización de modelos de optimización y simulación.

- El modelo de optimización permite calcular el límite superior que el valor económico del agua alcanzaría en una situación económica óptima, es decir, el máximo beneficio neto que se podría conseguir.
- El modelo de simulación permite determinar el valor económico que resulta del establecimiento a priori de una serie de reglas de operación y asignación del recurso. La simulación nos daría el valor actual del recurso introduciendo las reglas de asignación y operación que se utilizan en la actualidad.

La diferencia entre el valor económico en la situación óptima y el valor económico que proporciona la simulación para la situación actual nos da un cálculo aproximado del coste del recurso.

En los trabajos de Pulido *et al* (2012) y Riegels *et al* (2013) se estudia la introducción del coste de oportunidad del recurso en una política eficiente de precios. Para la aproximación a este coste define el Coste Marginal de Oportunidad del Recurso (CMOR) que es el coste que supone para el sistema el disponer de una unidad menos de

agua en ese punto y en ese instante. Ese coste es un indicador de la escasez del agua en el sistema y de la disponibilidad de pago del sistema productivo y los usuarios finales, que tienen para solventar la escasez. Cuando el precio del agua refleja el coste marginal de oportunidad del recurso, el recurso se utilizará en el uso que genere el mayor valor y se conseguirá una asignación óptima del recurso. Para la aproximación al valor de este coste se pueden utilizar dos enfoques, por un lado el enfoque de optimización y, por el otro un enfoque basado en la simulación hidrológica del sistema:

- El enfoque optimización: El coste del recurso puede valorarse en función de los valores o precios sombra que se obtienen de un modelo de optimización, en el cuál la función objetivo corresponde a los beneficios económicos derivados del reparto del recurso del agua a los diferentes usos que compongan un sistema de explotación. El valor económico neto se obtiene agregando los beneficios que corresponden al nivel de suministro y deduciendo los costes variables de suministro. Por otro lado, las restricciones en el modelo garantizan que las decisiones finales sean factibles y sostenibles. Proporciona una valoración que constituye un techo ideal o valor máximo para el coste de oportunidad. Los valores óptimos de las variables del problema dual (precios sombra), definen el cambio en el valor óptimo de la función objetivo como consecuencia de un cambio marginal unitario del término independiente de la restricción que corresponde a cada variable dual. Ya que la función objetivo es el resultado económico por el uso económico del agua en todo el sistema, los precios sombra de las restricciones de balance en los nudos del modelo (embalses, acuíferos, etc.) proporcionan el incremento neto de beneficio neto por incremento infinitesimal del recurso hídrico en ese nudo y en ese instante, y por tanto el CMOR.
- El enfoque simulación: consiste en tomar en cuenta las condicionantes de la gestión actual y real del sistema. Los indicadores económicos resultantes del análisis permiten detectar ineficiencias en el sistema, sin que aquellos sean los protagonistas en la gestión.

Álvarez (2010) propone dos modelos para el cálculo del CMOR, uno para cada enfoque:

- El modelo que propone para el enfoque de optimización es el Modelo de Optimización GAMS que integra el sistema superficial de agua, la infraestructura hidráulica y las funciones económicas que definen el valor del recurso para las distintas demandas y costes implicados en el suministro de las mismas. La optimización se hace sobre series hidrológicas extensas, representativas del rango de eventos hidrológicos probables en el futuro, pero para las demandas correspondientes a un nivel de desarrollo determinado. Los valores sombra proporcionados por el modelo de optimización mediante el cambio en la función objetivo, como consecuencia de un cambio marginal

unitario del término independiente de la restricción que corresponde a cada variable dual, corresponden con el valor del CMOR.

- El modelo que propone en el caso del enfoque por simulación es el modelo de simulación del SAD Aquatool. Este modelo simula la situación actual de la gestión del recurso, es lo que llama situación base. Por otro lado, se simula el caso modificado, constituido por el caso base más una pequeña perturbación consistente en añadir (o detraer) una unidad diferencial de caudal en el elemento e instante de interés. En el caso modificado, el modelo realiza una nueva asignación del recurso, usando las reglas de reparto que se han introducido, y posteriormente se evalúa el beneficio económico total de la situación modificada. Después se calcula la diferencia de beneficios entre el caso base y el caso modificado. El cociente entre la variación del beneficio económico y la variación de caudal, es una aproximación al Coste Marginal de Oportunidad del Recurso, el cual refleja el coste económico de la escasez relativa del recurso hídrico de acuerdo con los criterios de asignación actuales.

Se puede deducir de lo citado anteriormente la importancia de un sistema de integración a nivel de costes ya que el coste del recurso tiene implicaciones territoriales a lo largo de los usuarios de toda la cuenca y por la mayor capacidad de eficiencia que tendría una política tarifaria.

El PHCE se limita a hacer un pequeño comentario acerca de los costes del recurso (ANEXO 9 PHCE). En base a la legislación española sobre el coste del recurso, que habla de que se calculara en función de los instrumentos de mercado, el PHCE no calcula los costes del recurso al no haber existido en la Cuenca del Ebro derechos sobre los usos del agua, es decir, un mercado de usos del agua. Según el propio plan, la única referencia que existe en la Cuenca sobre algún derecho de uso se ha dado con en el año 2005 en el trasvase de agua que se realiza al campo de Tarragona. Toma el valor pagado por m^3 trasvasado como la única referencia para poder calcular el coste del recurso, esta cifra fue en el año del trasvase de $0,03 \text{ €/m}^3$ y que a fecha de elaboración del PHCE la cantidad era de $0,079 \text{ €/m}^3$ “*que puede servir como valor de referencia del recurso en la Demarcación del Ebro, aún reconociendo que el concepto de coste del recurso es variable según el momento (en función de si se dan situaciones de escasez) y que el valor del agua en desembocadura puede considerarse menor por estar a baja cota y carecer prácticamente de energía potencial.*” cita el documento.

Como se puede observar no se aplica ningún tipo de cálculo de los costes del recurso en el PHCE incumpliendo la exigencia de la DMA de calcular estos costes para tenerlos en cuenta en la recuperación de costes de los servicios del agua.

3.4 Política tarifaria del agua y recuperación de costes

Como se indica en el capítulo uno, una vez que se han calculado los costes de los servicios del agua (financieros, ambientales y del recurso) la DMA dice que se deberá aplicar la recuperación de costes vía precios. Como nos encontramos en una situación de provisión de un servicio por el sector público lo más correcto es hablar de política tarifaria más que de política de precios. La DMA al hablar de la política tarifaria, a partir de ahora PT, no concreta como tiene que ser, lo único que fija es los objetivos que persigue. Posteriormente la Comisión Europea publicó un documento (UE 2000) que pretende presentar las cuestiones y las opciones en torno a la elaboración de una política de tarificación del agua. En el documento se argumenta que una PT eficiente supone una disminución de la presión sobre los recursos hídricos, permite que las infraestructuras correspondientes se diseñen adecuadamente y que se recauden recursos financieros suficientes para mantener, explotar y renovar las infraestructuras en condiciones. Sobre cómo ha de ser la PT dice lo siguiente:

- Debería incluir un elemento variable (es decir, un índice volumétrico, un índice de contaminación) para garantizar su función incentivadora en lo que se refiere a la conservación del agua y la reducción de la contaminación.
- Debería establecerse en un nivel que garantice la recuperación de los costes en cada sector (agricultura, hogares, industria).
- Debería tener en cuenta tanto las aguas superficiales como las subterráneas.
- Debería ser lo más simple y comprensible posible para garantizar que los beneficios previstos en materia de eficacia compensen los costes de creación y gestión del nuevo sistema y, además, así se facilite la compresión por parte de los usuarios incrementando el factor incentivador del uso eficiente del recurso.
- Debería introducirse de forma progresiva por razones de asequibilidad y de aceptación política.
- Las preocupaciones sociales no deberán ser el objetivo principal de la política de tarificación del agua, aunque deban tenerse en cuenta. Los problemas de índole social se resuelven mejor con medidas sociales complementarias.
- Debería ser transparente y con participación pública para incrementar las posibilidades de éxito de su aplicación y para que sea aceptada desde un punto de vista social y político.
- Debería de complementarse con otras medidas que fomenten el ahorro de agua, como la reducción de las fugas, sistemas de riego eficientes o campañas públicas de información y educación.

La situación que se plantea con la recuperación de los costes de los servicios del agua es que se deje de subvencionar este recurso, se tengan en cuenta la escasez del agua y los

costes ambientales y se den asignaciones eficientes del recurso. Se plantea un gran problema político ya que los agricultores, que en la actualidad reciben el agua casi regalada, es probable que se resistan a ésta medida. Ejemplo de ello es esta noticia publicada en el año 2002 donde la Federación de Regantes de España avisa de que la aplicación de la DMA supondrá la desaparición de más del 30% del regadío en España, se trataría de los regadíos menos productivos (Diario El País-Andalucía, jueves 19 de septiembre de 2002, Pág. 7.)

El objetivo que persigue la DMA acerca de recuperar los costes de los servicios del agua mediante una PT eficiente no es una tarea fácil en la práctica. En vista a que no existen en la actualidad ninguna PT eficiente en uso en ninguna cuenca, conviene plantearse la pregunta de cómo debería de ser la PT. En la literatura que se muestra a continuación se recogen casos concretos de aplicación, problemas que surgen y conclusiones de modelos de aplicación sobre PT de los que se pueden sacar conclusiones acerca de cómo debería de ser la PT.

Por un lado, el trabajo realizado por Barberán *et al* (2008) sobre la política tarifaría de la ciudad de Zaragoza pone de manifiesto las numerosas dificultades conceptuales y prácticas a las que hay que hacer frente para llegar a obtener el importe total de los costes en que se incurre por parte de la sociedad para la prestación del servicio de abastecimiento urbano. El trabajo indica que se hacen notables las diferencias existentes entre la práctica del cálculo de los costes, basados en criterios legales principalmente, y el modelo propuesto en el trabajo, basado en criterios económicos, dándose una actual infravaloración de los costes. Por tanto, el problema que subyace aquí es la necesidad de un sistema analítico de costes que refleje la situación real de los costes, necesario para la implementación de la PT.

Por otro lado, en el trabajo de Alcántara y Roca se estudia el caso de la política tarifaria de la Agencia Catalana de Aguas (ACA). Del trabajo se concluye que, de la parte fija y variable de las facturas, el único elemento que induce económicamente al ahorro es la parte variable de la factura que es la que el usuario se puede ahorrar al reducir el consumo. En base a esto se recomienda una estructura tarifaria por bloques progresivos, ya que, aparte de que es más fácil de entender por los usuarios, encarece el precio con cada unidad adicional de agua consumida, enviando un mensaje de ahorro más explícito.

El trabajo de Del Villar (2010) mediante simulación trata de ilustrar los posibles efectos a medio y largo plazo de las medidas de fijación de precios y traslación a los usuarios de los costes incurridos en los planes hidrológicos. El trabajo concluye que el efecto de un incremento moderado de los precios puede llevar a escenarios de incrementos de demanda para usos domésticos cercanos a cero o incluso con tendencia a reducir el consumo lo que haría innecesarias nuevas infraestructuras para la captación de agua, generando importantes ahorros en nuevas inversiones. El autor indica que el trabajo de simulación realizado demuestra la idoneidad de una PT adecuada para mejorar la

eficiencia en el uso doméstico del agua en el largo plazo, demuestra la efectividad de una PT adecuada.

Por otro lado, el grado de efectividad de la política de precios dependerá de la elasticidad precio de la Demanda de agua (Massarutto, 2003), a mayor elasticidad mayor efectividad. En lo referente a la asignación eficiente del recurso se consigue si el precio refleja el coste marginal de la provisión del recurso, mientras que el incentivo 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 monótona con la cantidad, es decir, un modelo de bloques crecientes). También coincide en la idea de integrar los costes marginales Griffin (2006), que en su trabajo dice que si lo que se busca es la recuperación total de los costes mediante la suficiencia de ingresos esto se consigue con una política en función de los costes medios (si el precio unitario es igual al precio medio, los ingresos igualan a los costes totales). Sin embargo, dice que es importante determinar e incorporar los costes marginales de forma que se transmita a los usuarios una señal del valor del recurso y su escasez mediante el precio.

Un papel especial merece el caso de los usos agrícolas por ser el uso que mas consumo de agua realiza. En el trabajo de Riesgo y Gómez-Limón (2002), la aplicación conjunta de una PT y una política incentivadora del ahorro de recursos hídricos en el regadío consigue ahorros muy significativos en la cantidad de agua utilizada para el desarrollo de ésta actividad. Además, se consigue aumentar la disponibilidad a pagar de los usuarios agrícolas por tecnologías ahorradoras de riego conforme aumenta la tarifa a pagar por el recurso.

En definitiva, resumiendo lo anterior, para la aplicación de la PT se deberá de contar con un sistema analítico de costes integral basado en criterios económicos que reflejen los costes reales incluyendo los costes financieros (apartado 3.1), medioambientales (apartado 3.2) y del recurso (apartado 3.3). Por otro lado, la tarificación se debería de aplicar por bloques progresivos en función del volumen, teniendo en cuenta las elasticidades precio de los usuarios, reflejando los costes medios y teniendo en cuenta los costes marginales para garantizar la suficiencia económica y la asignación eficiente del recurso. Y, por último, como se indica en el capítulo dos, habrá de tenerse en cuenta los caudales ecológicos como una restricción al uso del agua.

La PT en la actualidad solo se aplica a las aguas superficiales y se encuentra subvencionada, es decir, los usuarios solo pagan una parte de los costes de la factura del agua, la otra parte corre a cargo de los presupuestos generales.

El caso del uso agrícola es el que se encuentra más subvencionado, como indican Gutiérrez Fernández *et al* (2008) y González-Gómez *et al* (2012), apenas incorpora el 20% del coste que tiene poner el agua en cada parcela y es el uso que más agua consume, el 80%. Gutiérrez Fernández *et al* (2008) insisten en que la inexistencia de una relación entre el coste que tiene poner el agua a disposición de quien la utiliza a pie de parcela, y el precio que pagan por el agua los agricultores tiene un efecto perverso y

expansivo de consumo en la economía, pues, se subvenciona indiscriminadamente un recurso natural escaso con usos alternativos como es el agua. Y, por otro lado, al pagar los agricultores un canon o tarifa de agua por hectárea, se produce una irracionalidad interna, pues los cultivos que menos agua consumen, pagan un precio mayor por este recurso, ya que pagan lo mismo que los cultivos que más agua consumen. En un documento publicado por Ministerio de Medio Ambiente se asume este problema “*la estructura actual del sistema de fijación de precios de los servicios de aguas para riego en España, al menos para los servicios de captación, embalse y transporte realizados con aguas superficiales, no produce incentivo a la eficiencia y al ahorro. Ello es consecuencia de la fijación de la hectárea como unidad de riego, independientemente del volumen de agua suministrado*” (MAGRAMA 2007).

En el caso del uso doméstico el coste del agua también es bajo, la factura del agua urbana apenas supone el 0,4% de la Renta Disponible, y esto no ayuda a conseguir un uso eficiente del recurso (González-Gómez *et al*, 2012). Además, el coste de oportunidad del agua que se pierde en las redes de distribución urbanas es muy alto, se estiman en un 28% del total de agua suministrada y no se está reflejando en las tarifas.

Las razones que explican las tarifas tan bajas de los servicios del agua son sociales y territoriales. La PT se ha estado utilizando más como una herramienta distributiva que como una herramienta de gestión de los servicios del agua (Del Villar, 2011). Como se ha indicado en el capítulo 2, el PHCE establece cuatro tipos de unidades de demanda en función de criterios sociales y territoriales subordinando los objetivos ambientales a los sociales y territoriales en oposición a las recomendaciones europeas y continuando con el modelo de tarificación utilizado hasta ahora.

El tema de la PT en el PHCE se trata de forma implícita. Aparte de señalar los instrumentos para obtener ingresos de los usuarios (capítulo 2) y de distinguir cuatro tipos de unidades de demanda, el texto cita una medida que intenta recoger la idea de la PT eficiente. Se trata de un coeficiente corrector que puede tomar un valor entre el 0,5 y el 2 sobre la cuantía a pagar por el usuario y que se ha explicado en el capítulo segundo. Esta medida para nada refleja lo que se corresponde con la PT eficiente. Por un lado, si la Tarifa del agua es muy baja, como pasa en la actualidad, al aplicar el coeficiente corrector no se consigue ningún efecto sobre el usuario ya que el efecto sobre la factura del usuario será insignificante. Por otro lado, se aplica sobre la PT que ya existía, una PT que no refleja ni el coste del recurso ni el coste medioambiental, que tiene una estructura compleja y que en algunos usos no se basa en el volumen consumido sino en función de otros parámetros como la *ha* en el sector agrícola. Tampoco garantiza la recuperación de costes de cada sector ya que no se repercuten el total de costes, solo los financieros, y, además, siguen tomando la PT como una herramienta distributiva más que como una herramienta para el uso eficiente del recurso. La introducción de este coeficiente se trata, por tanto, de una medida que da la sensación que se toma para salir del paso y, de alguna manera, justificar que se ha cumplido con la exigencia europea. En definitiva, parece que la PT no se comporta como una herramienta subordinada al cumplimiento de los objetivos ambientales.

Una vez que se han tratado ya tanto los costes (apartados 3.1, 3.2 y 3.3) como los ingresos (la PT), podemos analizar el grado de recuperación de costes en la Cuenca del Ebro. El PHCE (ANEXO 9 PHCE) presenta los siguientes datos acerca del grado de recuperación de costes en la Cuenca del Ebro:

- Los servicios urbanos recuperan el 57% de los costes totales que oscila entre el 33% de los servicios de abastecimiento en alta al 92% en redes.
- Los regantes repercuten en sus tarifas el 80% del importe de los costes totales incluyendo las inversiones en modernización de regadíos y nuevos regadíos. En las obras de regulación la recuperación es del 90%, mientras que las obras de regulación hasta parcela la recuperación es del 72%.
- Sobre los demás usos, ganaderos, hidroeléctricos, industriales y recreativos, no da ninguna cifra sobre el grado de recuperación de los costes.
- Y una cifra del 72,77% a nivel global (Maestu, J. y A. del Villar, 2007)

Estas cifras no se están calculando sobre la base del total de costes que la DMA exige. Solo se están teniendo en cuenta en éste cálculo los costes financieros que, como se ha comentado en el apartado 3.1, no dan una visión realista de los costes financieros totales. Los costes ambientales y del recurso no se han calculado, por tanto, no se incorporan al cálculo del grado de recuperación de costes, excepto para el caso de los costes ambientales del abastecimiento urbano que si se han calculado pero no se incorporan al cálculo. En lo referente a los usos agrícolas se ha mencionado anteriormente que pagan en torno al 20% del coste del agua siendo por tanto poco realista la cifra de recuperación de costes que da el PHCE. En definitiva, el grado real de recuperación de costes será mucho menor de lo que indican estas cifras.

Al no tenerse en cuenta los aspectos ambientales y de escasez del recurso en la PT los usuarios no los tendrán en cuenta dándose asignaciones ineficientes. Esto generará que no se esté usando el recurso de forma eficiente alejándose de los objetivos que persigue la DMA y que se esté incumpliendo con el principio de recuperación de costes de los servicios del agua que exige la DMA. El PHCE tampoco ha corregido el problema existente con las aguas subterráneas que siguen sin estar reguladas y sin aplicarles ningún tipo de tarifa con lo que se mantendrá el grado de sobreexplotación de estos recursos afectando negativamente a su sostenibilidad ecológica.

“En términos generales cabe constatar que los instrumentos económicos empleados en la gestión de los recursos hídricos proporcionan incentivos adecuados para un uso eficiente del recurso, y el grado de aprovechamiento por lo general es satisfactorio en los usos urbano, industrial y agrícola.” (Memoria PHCE, 2011). Ésta afirmación parece estar muy alejada de la realidad en vista de todo lo que se ha descrito en éste trabajo.

4. CONCLUSIONES

En este trabajo he tratado de comparar, para el caso concreto de la cuenca del Ebro, las diferencias entre la teoría del análisis económico de la gestión del agua que nos proporciona la Directiva Marco europea (DMA) y la práctica que se ha seguido en la elaboración del correspondiente plan de cuenca (PHCE). Los párrafos que siguen recogen los resultados de esa comparación y las principales referencias bibliográficas que sirven de base para esas afirmaciones.

La cifra estimada por el PHCE para los llamados costes financieros del suministro del agua no es realista ya que no se dispone de toda la información necesaria para su cálculo, bien porque no existen datos suficientemente desagregados para cada obra de abastecimiento o bien porque no todos los costes se incorporan. Dentro de estos últimos, destaca el hecho de que no se ha incorporado adecuadamente la partida de “costes de oportunidad del capital” que la DMA incluye dentro de los costes financieros (WATECO 2003). Por tanto, la cifra oficial solo refleja una parte del total de los costes financieros de la provisión de agua en la cuenca. Todo lo anterior se traduce en que una parte de los costes de provisión del recurso corre a cargo de los presupuestos generales, de forma contraria a los principios de la DMA. Una adecuada contabilidad analítica podría resolver en el futuro este problema, ya que en este caso los costes son estrictamente monetarios y no plantean ningún problema teórico ni conflicto de valoración.

Sobre los costes ambientales, que son importantes si se pretende mejorar la asignación del recurso y aumentan el bienestar social (Loomis, 2000), se han calculado en el PHCE por el método más simple y menos controvertido: los costes de las medidas concretas de mejora de la calidad. En este contexto, el plan proporciona muy poca información sobre cómo se está aplicando el Análisis Coste-Eficacia en la selección de dichas medidas. Eso es lo que se sugiere en la literatura, como por ejemplo Martín Ortega y Balana (2012) para el cálculo en otras cuencas en España. En el PHCE se estiman en 6.000 millones de € los costes ambientales, de los cuales 1.300 millones se imputan a los usos de abastecimiento urbano, mientras que el resto, 4.700 millones, no se sabe ni a qué usos corresponden ni cómo se van a recuperar, es decir, cómo van a pagarlos los usuarios por medio de las tarifas. Por tanto, se cubre el expediente de realizar un cálculo de los costes ambientales pero ese ejercicio queda ahí sin que eso se traduzca en una incorporación de dichos costes en las tarifas a excepción, lógicamente, de los costes de depuración del agua urbana, cuya atribución es insoslayable.

En lo referente a la escasez del recurso, es decir, el coste de oportunidad, la incorporación del concepto y algún tipo de cálculo puede decirse que es nula. Este aspecto es especialmente grave ya que la Cuenca del Ebro presenta desde hace mucho tiempo un claro estrés hídrico que no se espera que disminuya en el tiempo sino todo lo contrario (Gonzalez-Gomez et al. 2012). Es cierto que la legislación y la práctica de la gestión del agua en España dificulta el cálculo del coste del recurso (IPH 2008) ya que

ni en la Cuenca del Ebro ni en prácticamente ninguna otra existen experiencias continuadas y consistentes de mercados del agua. Sin embargo, existen métodos novedosos que pueden ayudar a superar ese problema aun partiendo de situaciones de asignación centralizada del agua (Pulido *et al*, 2012; Riegels *et al* 2013).

Todas esas carencias acaban reflejándose en la Política Tarifaria. Llevar a la práctica los principios de recuperación de costes y de que quién contamina paga tiene que desembocar finalmente en unas tarifas coherentes con dichos principios. Pero el PHCE utiliza criterios sociales y territoriales para calcular el grado en el que considera que debe aplicarse dicha recuperación de costes. Lo cual, aun en el supuesto de que dichos costes estuviesen bien calculados –cosa que no ocurre- es un error conceptual. Esta forma de proceder mezcla dos tipos de problemas diferentes: la sostenibilidad y la suficiencia en la gestión del recurso con la equidad y la justicia en el reparto de las cargas. Nada impide que una vez establecidas las tarifas adecuadas a la recuperación de costes se establezcan los descuentos y subvenciones que se estimen oportunos. Pero proponer que los costes no cargados a los usuarios por no haber sido calculados es una forma de reparto más equitativo de las cargas es un sistema poco transparente porque ni siquiera sabemos qué parte se paga y qué parte se subvenciona.

Además, hace falta mejorar la forma de tarificación, sobre todo en el sector del regadío (Gutiérrez Fernández *et al*, 2008; González-Gómez *et al*, 2012) ya que no se está teniendo en cuenta elementos de volumen de agua usada sino de superficie regada para su cálculo. Por otro lado, el PCHE incorpora un coeficiente corrector sobre la tarifa a pagar que, como se ha explicado en detalle, no tiene efectos significativos sobre el comportamiento de los usuarios. En resumen, es en el valor de las tarifas finalmente aplicadas donde se acumulan todas las contradicciones y las inconsistencias derivadas de la aplicación muy parcial de la DMA.

A modo de conclusión general, podemos decir que en la elaboración del PHCE se puede ver un claro problema de discordancia entre los principios económicos que se enuncian –la consideración de todos las directrices de la DMA en esa materia- y los desarrollos de carácter económico que efectivamente se establecen; que tienen un marcado carácter continuista. Esperemos que el paso del tiempo y la realización de estudios más pormenorizados pongan al descubierto esas contradicciones y establezcan las oportunas correcciones.

5. BIBLIOGRAFIA

AGUILERA KLINK, Federico. Agua, economía y medio ambiente: interdependencias físicas y la necesidad de nuevos conceptos. *Revista de Estudios Agrosociales*, 1994, no 167, p. 113-130.

ALCÁNTARA, Vicent; ROCA JUSMET, Jordi. La Directiva Marco del Agua, el principio de la recuperación integral de costes y la política de precios. *La Directiva Marco del Agua en Catalunya*, p. 95.

ALVAREZ MENDIOLA, Eduardo; PULIDO VELÁZQUEZ, Manuel. Tesis Doctoral, 2010: Diseño de una política eficiente de precios del agua integrando costes de oportunidad del recurso a escala de cuenca.

BARBERÁN ORTÍ, Ramón; COSTA TODA, Alicia; ALEGRE VAL, Alfonso. Los costes de los servicios urbanos del agua: un análisis necesario para el establecimiento y control de tarifas. *Hacienda pública española*, 2008, no 186, p. 123-155.

BRINQUIS CRESPO, Rosario. Itoiz 2012. Un análisis económico. Trabajo Fin de Máster en la Universidad de Zaragoza, 2012.

BROUWER, R. Y GEORGIOU, S. (2007): *Economic Valuation of Environmental and Resources Costs and Benefits of Water Uses and Services in Water Framework Directive: Technical Guidelines for Practitioners*, EU 6th FP AquaMoney Project: Development and Testing of Practical Guidelines for the Assessment of Environmental and Resource Costs and Benefits in the WFD

CE del Parlamento Europeo y del Consejo Europeo. Directiva Marco del Agua, D. M. (2000). Directiva 2000/60.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO (CHE). Propuesta de proyecto de plan hidrológico de la cuenca del Ebro: normativa. Versión 6.0, 2013

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL EBRO. Recuperación de costes de los servicios del agua, ANEXO – IX, PHCE, 2011.

DEL VILLAR, Alberto. Los precios de los servicios del agua. Un análisis prospectivo de demanda sobre los usos domésticos. *Estudios de economía aplicada*, 2010, vol. 28, no 2, p. 333-356.

ECO2 Drafting Group (2004), Assessment of environmental and resource cost in the water framework directive (Final draft, 12th November 2004), Luxembourg: European Commission. www.circa.europa.eu

GOMEZ-LIMÓN RODRÍGUEZ, José Antonio; MARTÍN ORTEGA, Julia. Agua, economía y territorio: nuevos enfoques de la Directiva Marco del Agua para la gestión del recurso. *Estudios de economía aplicada*, 2011, vol. 29, no 1, p. 3-29

GONZÁLEZ-GÓMEZ, Francisco; GARCÍA-RUBIO, Miguel A.; GUARDIOLA, Jorge (2012) Introduction: Water Policy and Management in Spain, *International Journal of Water Resources Development*, 28:1, 3-11, DOI: 10.1080/07900627.2012.640604

GRIFFIN, R.C., 2006. *Water Resource Economics: The Analysis of Scarcity, Policies, and Projects*. The MIT Press. 424 pp.

GUTIERREZ FERNANDEZ, Arturo; MATIN-COBOS PUEBLA, Manuel. De deterioro, problemas de escasez y. el agua como recurso natural escaso y la racionalización de su uso para el regadío, *Revista Electrónica de la Facultad de Derecho de la Universidad de Granada*, 30 de Junio de 2008

I.I de Planificación Hidrológica (2008). Ministerio De Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino-15340-ORDEN ARM/2656/2008, de 10 de septiembre. *Boletín Oficial Del Estado*, 229, 38472-38582.

LOOMIS, J. B. (2000): “Environmental Valuation Techniques in Water Resources Decision Making”, *Journal of Water Resources Planning and Management*, pp. 339-344.

La Roca, F., & Ferrer, G. (2007). La economía en el desarrollo de la Directiva Marco del Agua. *Observatorio medioambiental*, 10, 179-198.

MAESTU, J. Y A. DEL VILLAR (2007): “El análisis económico en la Directiva Marco del Agua y su papel en el proceso de planificación hidrológica”, *Ingeniería y Territorio*, 80: 48-53.

MAESTU, Josefina, DOMINGO, Lorenzo. Encuentros multidisciplinares, ISSN-e 1139-9325, Vol. 10, Nº 29, 2008 , págs. 42-54

MAGRAMA, MAESTU, Josefina; DEL VILLAR, Alberto. Precios y Costes de los Servicios del Agua en España, Informe integrado de recuperación de costes de los servicios de agua en España, MAGRAMA, 2007

MARTIN-ORTEGA, J.; BALANA, B. Cost-effectiveness analysis in the implementation of the Water Framework Directive: A comparative analysis of the United Kingdom and Spain. *Eur Water*, 2012, vol. 37, p. 15-25.

MARTÍN-ORTEGA, J., & BERBEL, J. (2008). Beneficios y costes ambientales en la Directiva Marco del Agua: conceptos y estimación. *Estudios Geográficos*, 69(265), 609-635

MASSARUTTO, A. (2003): *El precio del agua: ¿Herramienta básica para una política sostenible del agua?* en *Ingeniería del Agua*, 10 (3): 293-326.

MORENO, José Manuel. Evaluación preliminar de los impactos en España por efecto del cambio climático. *Boletín CF+S*, 2008, no 38/39.

PULIDO VELAZQUEZ, M.; ALVAREZ MENDIOLA, E.; ANDREU, J. Design of efficient water pricing policies integrating basinwide resource opportunity costs. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 2012.

Reglamento de Planificación Hidrológica , *REAL DECRETO 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica*.

RIEGELS, N., PULIDO VELAZQUEZ, M., DOULGERIS, C., STURM, V., JENSEN, R., MØLLER, F., & BAUER GOTTHEIN, P. (2013). A Systems Analysis Approach to the Design of Efficient Water Pricing Policies under the EU Water Framework Directive. *Journal of Water Resources Planning and Management*.

RIESGO ÁLVAREZ, Laura; GÓMEZ-LIMÓN RODRÍGUEZ, José A. Políticas de tarificación y de ahorro de agua en el regadío. Análisis de su aplicación conjunta. *Revista Española de Estudios Agrosociales y Pesqueros*, 2002, no 197, p. 63-104.

Texto refundido de la Ley de Aguas, GOBIERNO ESPAÑOL. Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, *BOE* de, 2001, p. 24-7.

UE (2000), *Política de tarificación y uso sostenible de los recursos hídricos*. Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo y al Comité Económico y Social [COM (2000) 477 final].

WATECO Working Group 2.6 (2003), *Economics and the environment. The implementation challenge of the water framework directive. Guidance document nº 1*, Luxembourg: European Commission. Available at www.circa.europa.eu